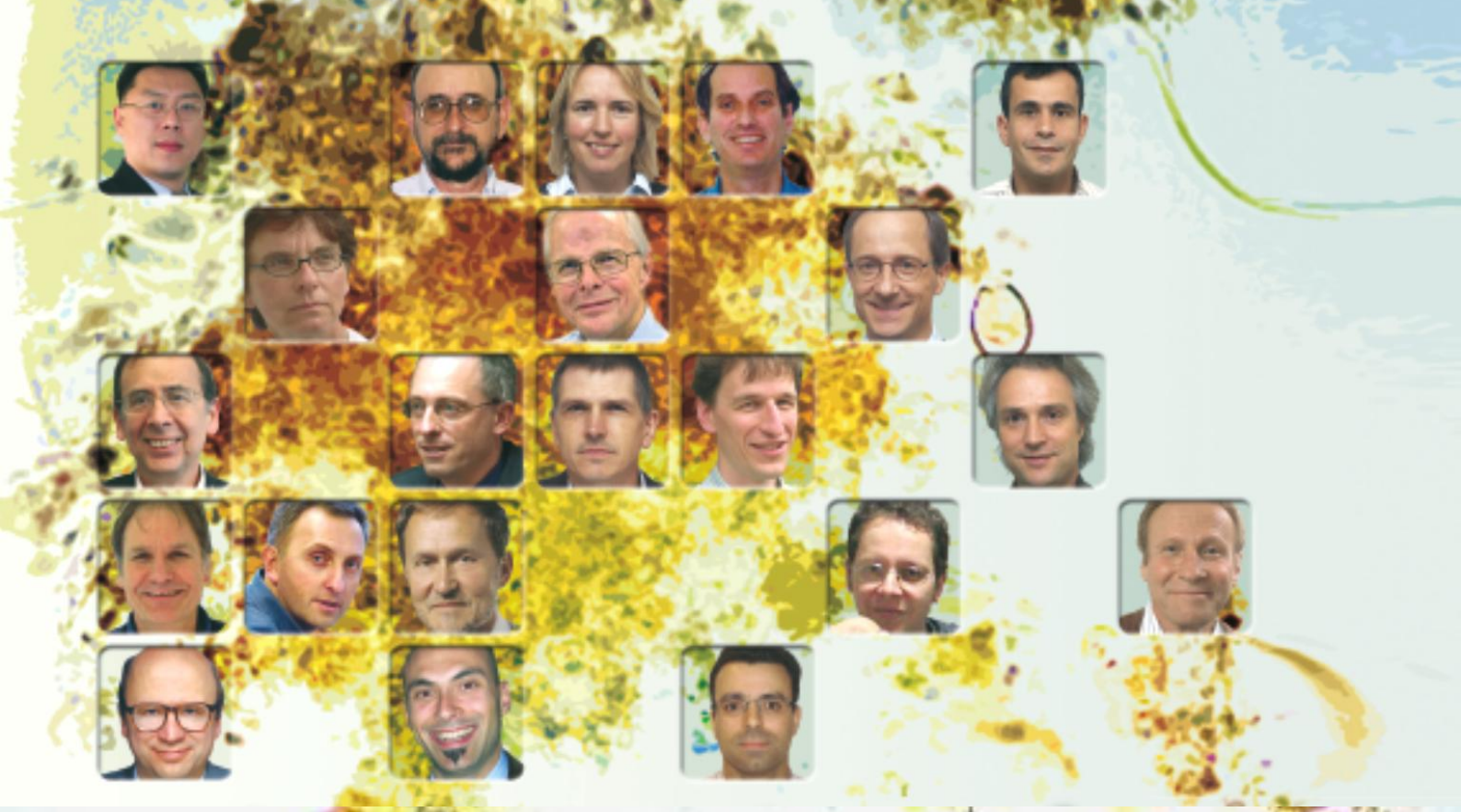


Biological Wastewater Treatment

Principles, Modelling and Design

Edited by:
Mogens Henze . Mark C.M. van Loosdrecht, George A. Ekama, Damir Brdjanovic

IWA PUBLISHING

المعالجة البيولوجية لمياه الصرف الصحي

المبادئ وأعمال النمذجة والتصميم

ترجمة وتحرير
د. مصطفى سمير موسى
د. نضال جودت محمود

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

المعالجة البيولوجية لمياه الصرف الصحي

المبادئ وأعمال النمذجة والتصميم

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

المعالجة البيولوجية لمياه الصرف الصحي

المبادئ وأعمال النمذجة والتصميم

Mogens Henze
Mark C. M. van Loosdrecht
George A. Ekama
Damir Brdjanovic

IWA PUBLISHING

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

نشر بواسطة:

IWA Publishing
Alliance House
12 Caxton Street
London SW1H 0QS, UK
T: +44 (0) 20 7654 5500
F: +44 (0) 20 7654 5555
E: publications@iwap.co.uk
I: www.iwapublishing.com

صدر لأول مرة باللغة العربية ٢٠١٩
© 2019 IWA Publishing

الطباعة: مطبعة جامعة كامبريدج

فيما عدا التعامل المقبول لأغراض البحث أو الدراسة الخاصة أو النقد أو المراجعة، كما هو مسموح به وفقًا لقانون المملكة المتحدة (١٩٩٨) لحقوق النشر وأعمال التصميم وبراءات الاختراع، فأي جزء من هذا المؤلف لا يجوز استنساخه أو الاحتفاظ به أو نقله بأي شكل أو بأي وسيلة، بدون تصريح مسبق ومكتوب من الناشر أو، في حالة الاستنساخ بالتصوير الضوئي، وفقًا لبنود التراخيص الصادرة من وكالة تصاريح النشر وحقوق التأليف (CLA) في المملكة المتحدة، أو وفقًا لشروط التصاريح الصادرة من المؤسسات المكلفة بحقوق إعادة النسخ في خارج المملكة المتحدة.

وأي استفسارات تتعلق بإعادة النشر خارج الشروط المبينة هنا، يجب أن يتم إرسالها إلى IWA Publishing في العنوان المذكور بعاليه.

والناشر لا يقدم تمثيلاً أو تعبيرًا أو مفاهيم ضمنية فيما يختص بدقة المعلومات المحتواة في هذا الكتاب ولا يمكن أن يقبل أي مسئولية قانونية أو التزام بشأن الأخطاء أو السهو الممكن حدوثه.

تنويه:

المعلومات المقدمة والآراء المعطاة في هذا المؤلف ليست بالضرورة تلك الخاصة بكل من IWA و IWA Publishing ويجب ألا يتم التصرف حيالها بدون نظرة مستقلة ومشورة مهنية. وكل من IWA و IWA Publishing لن تتقبل تحمل مسئولية أي خسارة أو تلف يعانيه أي شخص يتصرف أو يمتنع عن التصرف بناء على أي مادة محتواة في هذا المؤلف.

تصنيف المكتبة البريطانية في بيانات النشر

يوجد سجل تصنيف CIP لهذا الكتاب من المكتبة البريطانية.

تصنيف مكتبة الكونجرس في بيانات النشر

يوجد سجل تصنيف لهذا الكتاب في مكتبة الكونجرس.

Arabic Version
ISBN: 9781780408613

AUTHORS in alphabetical order:

Gary AMY	UNESCO-IHE Institute for Water Education, Delft, The Netherlands
Damir BRDJANOVIC	UNESCO-IHE Institute for Water Education, Delft, The Netherlands
Yves COMEAU	École Polytechnique, Montréal, Canada
George A. EKAMA	University Cape Town, Cape Town, South Africa
Jorge H. Orozco GARCIA	Monterrey University, Monterrey, Mexico
Charles P. GERBA	University of Arizona, Tucson, U.S.A.
Mogens HENZE	Technical University of Denmark, Lyngby, Denmark
Christine M. HOOIJMANS	UNESCO-IHE Institute for Water Education, Delft, The Netherlands
Simon JUDD	Cranfield University, Cranfield, U.K.
Byung-goon KIM	Korean Water Resources Company - Kwater, Daejeon, Korea
Jules B. van LIER	Wageningen University and Research Centre, Wageningen, The Netherlands
Nidal MAHMOUD	Birzeit University, Birzeit, Palestine
Antonio M. MARTINS	Áquas do Algarve, Faro, Portugal
Eberhard F. MORGENROTH	University of Illinois at Urbana-Champaign, Urbana, U.S.A.
Gustaf OLSSON	Lund University, Lund, Sweden
Diego ROSSO	University of California, Irvine, U.S.A.
Michael K. STENSTROM	University of California, Los Angeles, U.S.A.
Imré TAKACS	EnviroSim Associates Ltd., Flamborough, Canada
Mark C.M. van LOOSDRECHT	Delft University of Technology, Delft, The Netherlands
Mark C. WENTZEL	University Cape Town, South Africa
Grietje ZEEMAN	Wageningen University and Research Centre, Wageningen, The Netherlands

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

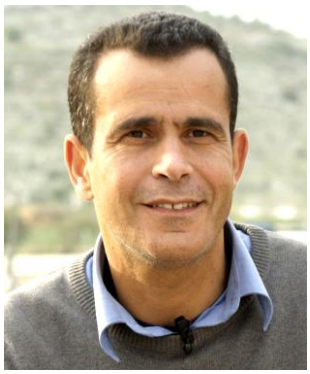
المترجمون/ المحررون

الدكتور مصطفى سمير



الدكتور المهندس مصطفى سمير مؤسس لشركة دلفت انفيرومنت للاستشارات البيئية والمائية وأستاذ مشارك في هندسة المياه والبيئة في كل من جامعة حلوان وجامعة العلوم والتكنولوجيا بمدينة زويل، مصر. وله العديد من المؤلفات بما في ذلك أوراق منشورة في مؤتمرات ومجلات عالمية مرموقة وعدد من التقارير والكتب بما فيها هذا الكتاب المترجم. وقد شارك في العديد من مشروعات تنمية وتطوير وبناء القدرات لخدمات المياه والصرف الصحي بمصر وافريقيا ودول حوض البحر المتوسط، قاد العديد من مشاريع الأبحاث المحلية والدولية، وتركزت أبحاثه على معالجة مياه الصرف الصحي والصرف الصناعي.

الدكتور نضال محمود



الدكتور المهندس نضال محمود أستاذ مشارك في هندسة المياه والبيئية في معهد الدراسات البيئية والمائية، جامعة بيرزيت، فلسطين. وله العديد من المؤلفات، بما في ذلك أوراق منشورة في مؤتمرات ومجلات عالمية مرموقة وعدد من الكتب بما فيها هذا الكتاب المترجم الذي شارك في تأليفه. وقاد العديد من مشاريع الأبحاث المحلية والدولية، وتركز أبحاثه على معالجة المياه العادمة والحمأة لاهوائيا.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

تمهيد

على مدى العشرين عامًا الماضية، حدث تقدّم في كل من معرفة وفهم عملية معالجة مياه الصرف الصحي بصورة مكثفة، وسارا بعيدًا عن المناهج القائمة على التجريب إلى منهج "المبادئ الأولى المستندة للأسس"، المنطوية على علوم الكيمياء والميكروبيولوجيا والهندسة الطبيعية وهندسة العمليات الحيوية والرياضيات. والعديد من هذه التطورات وصلت للنضج لدرجة أنها تم تقنينها ضمن نماذج حسابية للمحاكاة على أجهزة الحاسب الآلي.

وبالنسبة للجيل الجديد من العلميين والمهندسين الشباب الداخلين إلى مهنة معالجة الصرف الصحي يمكن أن يكون حجم وتشابك وتنوع هذه التطورات مربكًا، خاصة في الدول النامية حيث التوصل لها لا يكون متاحًا بسهولة في المستويات المتقدمة من الحلقات الدراسية على معالجة مياه الصرف الصحي. وهذا الكتاب يتحرى التعامل مع هذا النقص. وهو يعرض ويدمج مادة الدراسات العليا لمجموعة أساتذة من مجموعات بحثية حول العالم من تلك التي صنعت مساهمات ملحوظة في تطورات معالجة مياه الصرف الصحي.

ويشكل الكتاب جزءًا من منهج معتمد على الشبكة العنكبوتية (الإنترنت) عن معالجة مياه الصرف الصحي، وبهذا يمكن أيضًا استخدامه مع مواد منشورة لمحاضرات أو محاضرات مصورة بواسطة المؤلفين من الأساتذة والتدريبات التعليمية للتعليم الذاتي بواسطة الدارسين.

وبإتمام هذا المنهج، يمكن تبني كل من المنهج الحديث للنمذجة والمحاكاة لتصميم محطات معالجة مياه الصرف الصحي وتشغيلها – سواء كانت نظم الحمأة المنشطة أو الإزالة البيولوجية للنيتروجين والفوسفور أو أحواض الترسيب الثانوية أو الأغلفة الحيوية – بنظرة أعمق ومعرفة أكثر تقدمًا وثقة أكبر.

وقد تم إخراج هذا الكتاب ومعه مواد تعلم ابتكارية في ظل إطار الشراكة التابعة لمعهد المياه الدولي UNESCO-IHE لتعليم وبحوث المياه (PoWER). الذي يضع ويوفر مناهج دراسات عليا تفي بالطلب على هذه المعلومات ومعتمدة، وأبحاث مشتركة وخدمات لبناء القدرات للأفراد والمؤسسات في مختلف دول العالم النامي.

وقد أصبح الكتاب متاحًا من خلال الرعاية الكريمة لمعهد UNESCO-IHE لتعليم المياه وشركة كوريا للموارد المائية Kwater.

وهناك العديد من الأفراد الذين يستحقون إبراز أدوارهم لأن مساهماتهم كانت محل تقدير كبير: Jetze Heun, Atem Ramsundersingh, Caroline Figueres, Jan Herman Koster, Kyul Ho Kwak, Nahm-Chung Jung, Byung-goon Kim, Peter Stroo, Hans Emeis, Vincent Becker, Angela Lorena Pinzón Pardo, Loreen Ople Villacorte, Assiyeh A. Tabatabai, Claire Taylor, Michael Dunn, Michelle Jones, David Burns, وبالطبع، جميع المؤلفين.

وفوق ذلك، فنحن نعبر عن شكرنا للمساهمين الذين أتاحوا لنا البيانات والأشكال التوضيحية والصور الفوتوغرافية لاستخدامها في الكتاب.

وفي النهاية، يتمنى لكم الناشرون دراسة مفيدة للمعالجة البيولوجية لمياه الصرف الصحي واستخدامها الناجح في تحسين النظام الصحي (التصحاح) على مستوى العالم.

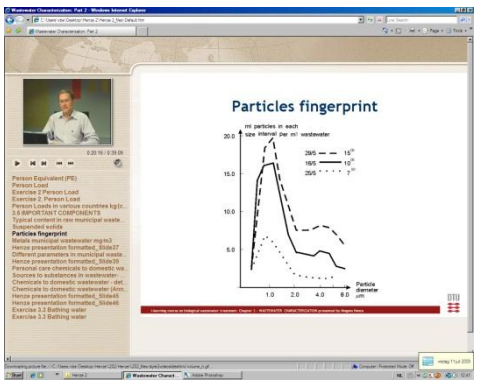
المحررون

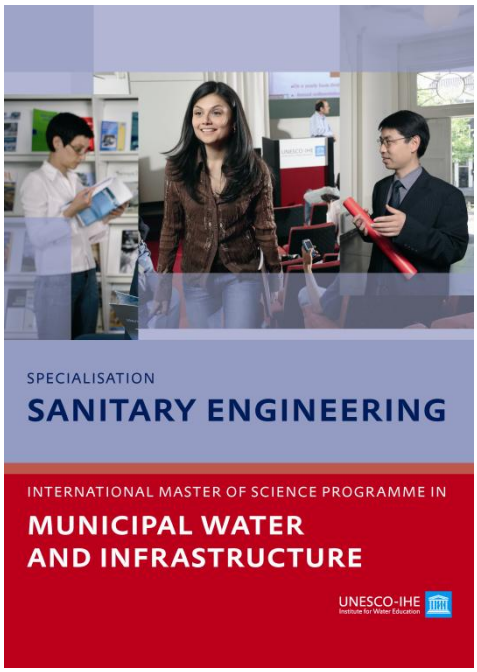
Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

عن الكتاب والبرنامج المتاح على الإنترنت







تم تصور فكرة عمل هذا البرنامج للتعلم على الإنترنت عن المعالجة البيولوجية لمياه الصرف الصحي عام ٢٠٠٣ عندما حصل UNESCO-IHE على منحة من الحكومة الهولندية لوضع طرق تعلم ومخرجات ابتكارية لهذا الغرض والتي نتج عنها الشراكة لتعليم وبحوث المياه (PoWER). وفي إطار ذلك تم إنشاء نظام عقد المؤتمرات بالفيديو في مقر UNESCO-IHE في دلفت، وهذه أصبحت بعد ذلك جزءًا من شبكة التعلم للتنمية العالمية للبنك الدولي، وهي عبارة عن مشاركة من ١٢٠ معهدًا دوليًا معتمدًا، تتعاون في مجال تصميم بدائل تعليمية معدلة للعاملين في مجال التنمية. وقد اشترطت لائحة PoWER أن يكون هناك على الأقل شريكين إلى جانب UNESCO-IHE مشاركين بفعالية في إعداد البرامج التعليمية على الإنترنت (وفي هذه الحالة على وجه التحديد كانت جامعة مونتيري(Monterrey University) بالمكسيك وجامعة بيرزيت(Birzeit University) في فلسطين. ومع هذا فإن الفكرة الأصلية لمنسق هذا المساق التعليمي على الإنترنت (D. Brdjanovic) كانت أيضًا إشراك أساتذة من حول العالم والذين صنعوا مساهمات ظاهرة للتطورات في مجال معالجة مياه الصرف الصحي. واستغرق الأمر ثلاثة سنوات ورعاية مؤسسة الموارد المائية الكورية (K-water) لتأمين موارد مالية تكميلية ولبدء العمل في إعداد المادة العلمية. وقد تم الاتفاق على الإطار العام للكتاب والبرنامج التعليمي على الإنترنت الذي هو جزء منه في بكين خلال معرض ومؤتمر المياه العالمي الذي نظمته (IWA) في سبتمبر ٢٠٠٨. وإلى جانب تقديم فصول الكتاب، طلب من المؤلفين إعداد شرائح للعروض التقديمية والتمرينات وأن يقدموا محاضرات مسجلة بالفيديو في استوديو (UNESCO-IHE) في دلفت، وتم تجميعها كلها في حافظة DVD تتاح للمسجلين في برنامج الإنترنت. ووافقت (IWA Publishing) على نشر الكتاب وتسويق كل من الكتاب والبرنامج التعليمي.

وبعد عامين تمامًا وفي سبتمبر ٢٠٠٨ تم تقديم كتاب: "المعالجة البيولوجية لمياه الصرف الصحي .. المبادئ وأعمال النمذجة والتصميم" للجمهور في معرض ومؤتمر المياه العالمي الذي نظمته IWA في فيينا. وعلى خلفية العام الدولي للصرف الصحي (أو التصحاح)، تم تقديم النسخة الأولى من الكتاب إلى صاحب الفخامة أمير "أورانج"، رئيس المجلس الاستشاري للسكرتير العام للأمم المتحدة، للمياه والصرف الصحي.

والمساق التعليمي على الإنترنت يتم تنفيذه مرتين في العام في موسمي الربيع والشتاء. ويستخدم الكتاب أيضًا لتدريس جزء من سلسلة المحاضرات في تخصص هندسة الصرف الصحي في برنامج الماجستير في (UNESCO-IHE) عن المياه البلدية والبنية التحتية. وهو موضوع تصوريًا بطريقة يمكن أن يتم استخدامها ككتاب تعليمي مستقل أو كجزء متمم لمساق التعليم على الإنترنت.

Further information on this online learning course and UNESCO-IHE's Sanitary Engineering specialization can be obtained from D. Brdjanovic (d.brdjanovic@unesco-ihe.org) or by visiting the respective web pages: http://www.unesco-ihe.org/education/short_courses/online_courses and http://www.unesco-ihe.org/education/msc_programmes/msc_in_municipal_water_and_infrastructure/sanitary_engineering

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

المحتويات

الفصل ١

نشأة وتطور معالجة مياه الصرف الصحي ١

M. Henze, M.C.M. van Loosdrecht, G.A. Ekama and D. Brdjanovic

١–١ الدوافع العالمية لاستخدام أعمال الصرف الصحي

١–٢ تطور معالجة مياه الصرف الصحي

الفصل ٢

التمثيل الغذائي للكائنات الدقيقة ١١

Y. Comeau

٢–١ مقدمة

٢–٢ عناصر الميكروبيولوجيا

٢–٣ قياس اتحاد العناصر والطاقة

٢–٤ حركية (سرعة) التفاعلات

الفصل ٣

توصيف مياه الصرف الصحي ٤١

M. Henze and Y. Comeau

٣–١ منشأ مياه الصرف الصحي

٣–٢ العناصر الأساسية في مياه الصرف الصحي

٣–٣ الأوكسجين الحيوي الممتص والأوكسجين الكيميائي الممتص

٣–٤ المكافئ السكاني وحمل الفرد

٣–٥ المكونات الهامة

٣–٦ المكونات الخاصة

٣–٧ الكائنات الحية الدقيقة

٣–٨ مياه الصرف الصحي ذات الصفات الخاصة والتدفقات الداخلية المعاد تدويرها بالمحطة

٣–٩ النسب

٣–١٠ الاختلافات (الانحرافات)

٣–١١ تصرفات (تدفقات) مياه الصرف الصحي

٣–١٢ المخلفات التقليدية للمنازل

٣–١٣ تصميم مياه الصرف الصحي للمنازل

٣–١٤ مياه الصرف الصحي وتجزئة الكتلة الحيوية

٣–١٥ قائمة رموز المتغيرات للنماذج

٣–١٦ اتفاقيات التوصيف

٣–١٧ مثال لتركيب المياه الداخلة، والمفاعل الحيوي والمياه الخارجة (السيب)

٣–١٨ بصمة مياه الصرف الصحي

الفصل ٤

إزالة المادة العضوية ٦٥

G.A. Ekama and M.C. Wentzel

٤–١ مقدمة

٤–٢ مقيدات نظام الحمأة المنشطة

٤–٣ بعض أشكال تبسيط للنموذج

٤–٤ معادلات نظام الحالة الثابتة (المستقرة)

٤–٥ مثال للتصميم

٤–٦ متطلبات حجم المفاعل

٤–٧ تحديد تركيز إجمالي المادة الصلبة العالقة بالمفاعل

٤–٨ الطلب على الأوكسجين الكربوني

٤–٩ إنتاج الحمأة اليومي

٤–١٠ تصميم النظام والتحكم فيه

٤–١١ اختيار عمر الحمأة

الفصل ٥

إزالة النيتروجين ١٠٥

G.A. Ekama and M.C. Wentzel

٥–١ مقدمة عن النيترة

٥–٢ دراسة حركات الأجسام بيولوجيًا

٥–٣ حركية العملية

٥–٤ العوامل المؤثرة في النيترة

٥–٥ متطلبات المادة الغذائية لإنتاج الحمأة

٥–٦ الاعتبارات التصميمية

٥–٧ مثال لتصميم عملية النيترة

٥–٨ الإزالة البيولوجية للنيتروجين

٥–٩ وضع وبيان إجراءات التصميم عمليًا

٥–١٠ حجم النظام والطلب على الأوكسجين

٥–١١ تصميم النظام، التشغيل والتحكم

الفصل ٦

الإزالة المبتكرة للنيتروجين ١٦٥

M.C.M. van Loosdrecht

٦–١ مقدمة

٦–٢ تأثير عمليات التيار الجانبي

٦–٣ دورة النيتروجين

٦–٤ إزالة النيتروجين اعتمادًا على النتريت

٦–٥ أكسدة الأمونيا اللاهوائية

٦–٦ الإضافة الحيوية

٦–٧ الاستنتاجات

الفصل ٧

تعزيز الآليات البيولوجية وتطوير عمليات إزالة الفوسفور ١٨٥

M.C. Wentzel, Y. Comeau, G.A. Ekama, M.C.M. van Loosdrecht and D. Brdjanovic

٧–١ مقدمة

٧–٢ مبدأ تعزيز الآليات البيولوجية لعمليات إزالة الفوسفور (EBPR)

٧–٣ آلية تعزيز إزالة الفوسفور بيولوجيًا (EBPR)

٧–٤ تحسين أنظمة تعزيز آليات إزالة الفوسفور بيولوجيًا EBPR وتطويرها

٧–٥ التطور النموذجي لعملية EBPR

٧–٦ نموذج الحالة الثابتة للزراعة المختلطة

٧–٧ نموذج التصميم

٧–٨ تأثير عملية تعزيز إزالة الفوسفور بيولوجيًا EBPR على النظام

٧–٩ العوامل المؤثرة على حجم إزالة الفوسفور

٧–١٠ عملية إزالة النيترة في أنظمة تعزيز إزالة الفوسفور بيولوجيًا المستخدمة للنترتة وإزالة النيترة NDEBPR

٧–١١ الكائنات الحية المراكمة للجليكوجين (GAOs)

٧–١٢ الخلاصة وآفاق البحث

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

الفصل ٨

إزالة الجراثيم (مسببات الأمراض) ٢٦٩

C.P. Gerba

٨–١ مقدمة
٨–٢ أنواع الجراثيم المعدية
٨–٣ ظهور الكائنات الممرضة في مياه الصرف الصحي
٨–٤ إزالة الكائنات الممرضة والمؤشرات بواسطة عملية معالجة مياه الصرف الصحي
٨–٥ الخلاصة

الفصل ٩

التهوية والخلط ٢٩٥

M.K. Stenstrom and D. Rosso

٩–١ تكنولوجيا التهوية
٩–٢ نظم نوافخ الهواء
٩–٣ تحويل بيانات المصنّع إلى شروط (ظروف) عمليات التشغيل
٩–٤ تجربة التهوية المستدامة
٩–٥ متطلبات التهوية

الفصل ١٠

السمية ٣٢٧

J.H.G. Orozco

١٠–١ مقدمة
١٠–٢ قياسات السمية
١٠–٣ النماذج الحركية للمواد الركيزة السامة
١٠–٤ التعامل مع السمية
١٠–٥ ملاحظات الخلاصة

الفصل ١١

انتفاخ الحمأة ٣٤٧

M.C.M. van Loosdrecht, A.M. Martins and G.A. Ekama

١١–١ مقدمة
١١–٢ جوانب تاريخية
١١–٣ العلاقة بين التركيب البنائي والفسيولوجيا البيئية
١١–٤ التعرف على البكتيريا الخيطية وتحديد خصائصها
١١–٥ النظريات العامة الحالية لشرح انتفاخ الحمأة
١١–٦ الإجراءات العلاجية
١١–٧ النمذجة الرياضية
١١–٨ الحمأة الحبيبية
١١–٩ الخلاصة

الفصل ١٢

الترسيب النهائي ٣٦٩

I. Takacs and G.A. Ekama

١٢–١ مقدمة
١٢–٢ تشكيلات أحواض الترسيب في الواقع العملي
١٢–٣ قياسات قابلية الحمأة للترسيب
١٢–٤ نظرية التدفق لتقدير قدرة حوض الترسيب
١٢–٥ نظرة عامة على استخدام نظرية الدفق والطرق الأخرى للتصميم والتشغيل
١٢–٦ نمذجة أحواض الترسيب الثانوية
١٢–٧ أمثلة للتصميم

الفصل ١٣

المفاعلات الحيوية الغشائية ٣٩٩

S. Judd, B. Kim and G. Amy

١٣–١ مبادئ الفصل الغشائي
١٣–٢ عملية المعالجة بالمفاعل الحيوي الغشائي
١٣–٣ تصميم محطة المفاعل الحيوي الغشائي
١٣–٤ تقنيات الأغشية التجارية
١٣–٥ دراسات حالة عن المفاعلات الحيوية الغشائية الغاطسة

الفصل ١٤

نمذجة (تصميم نماذج) عمليات الحمأة المنشطة ٤٢٩

M.C.M. van Loosdrecht, G.A. Ekama, M.C. Wentzel, D. Brdjanovic and C.M. Hooijmans

١٤–١ ما هو "النموذج" ؟
١٤–٢ لماذا عمل النماذج (النمذجة)؟
١٤–٣ أسس النمذجة (عمل النماذج)
١٤–٤ إنشاء النموذج الحيوي الحركي خطوة بخطوة ASM1
١٤–٥ ASM3
١٤–٦ نموذج التمثيل الغذائي
١٤–٧ تاريخ إنشاء نموذج الحمأة المنشطة
١٤–٨ بيئات المحاكاة
١٤–٩ الاستنتاجات

الفصل ١٥

التحكم في التشغيل ٤٦٥

G. Olsson

١٥–١ القوى المحركة والقوى الدافعة
١٥–٢ الاضطرابات في نظم معالجة مياه الصرف الصحي
١٥–٣ دور التحكم والأتمتة
١٥–٤ استخدام الأجهزة الدقيقة والمتابعة (المراقبة)
١٥–٥ أهمية العلاقات الحركية (الديناميكيات)
١٥–٦ المتغيرات ومحركات القوى التي يتم التعامل بها
١٥–٧ مفاهيم التحكم الأساسية
١٥–٨ أمثلة الإفادة المرتدة (التغذية العكسية) في نظم معالجة الصرف الصحي
١٥–٩ وفورات التكلفة في التشغيل نتيجة للتحكم
١٥–١٠ التكامل والتحكم الشامل باتساع المحطة
١٥–١١ ملاحظات ختامية

الفصل ١٦

المعالجة اللاهوائية لمياه الصرف الصحي ٤٨٩

J.B. van Lier, N. Mahmoud and G. Zeeman

١٦–١ استدامة أعمال معالجة مياه الصرف الصحي
١٦–٢ ميكروبيولوجيا التحولات اللاهوائية
١٦–٣ التنبؤ (توقع) بإنتاج الميثان CH_4
١٦–٤ تأثيرات المواد البديلة القابلة للإلكترونات
١٦–٥ استخدام موازنة COD
١٦–٦ تجميد حركة وتكوين حبيبات الحمأة
١٦–٧ نظم المفاعل اللاهوائي
١٦–٨ مفاعل غطاء الحمأة اللاهوائية أعلى التيار (UASB)
١٦–٩ القوى الحركية لعملية المعالجة اللاهوائية
١٦–١٠ المعالجة اللاهوائية لمخلفات المجاري البلدية والمنزلية

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

الفصل ١٧
نمذجة الأغلفة الحيوية ٥٣٧
E. Morgenroth

١٧–١ ما هي الأغشية الحيوية؟
١٧–٢ الدافعية لنمذجة الأغلفة الحيوية وكيف نختار مناهج النمذجة الرياضية (الحسابية) المناسبة
١٧–٣ منهج النمذجة لغلاف حيوي بافتراض مادة ركيزة مفردة كعامل محدد وتجاهل المقاومة الخارجية لنقل الكتلة
١٧–٤ مثال لكيف يمكن استخدام JLF = f(CLF) لاستنباط أداء مفاعل الغلاف الحيوي
١٧–٥ تأثير مقاومة نقل الكتلة الخارجي
١٧–٦ ربط النمو والتحلل مع الانفصال
١٧–٧ القياسات المشتقة
١٧–٨ الانتشار متعدد المكونات
١٧–٩ ما يترتب على توافر المادة الركيزة المحددة، والتنافس الميكروبي وأداء المفاعل
١٧–١٠ كيف تؤثر تركيبة 2D/3D في أداء الغلاف الحيوي؟
١٧–١١ قياسات النموذج
١٧–١٢ أدوات النمذجة

الفصل ١٨
مفاعلات الأغلفة الحيوية ٥٧٩
E. Morgenroth

١٨–١ مفاعلات الأغلفة الحيوية
١٨–٢ قياسات التصميم
١٨–٣ كيف نحدد تدفقات الحد الأقصى للتصميم أو معدلات تحميل التصميم ؟
١٨–٤ الاعتبارات الأخرى للتصميم

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



١

نشأة وتطور معالجة مياه الصرف الصحي

Mogens Henze, Mark C.M. van Loosdrecht, George A. Ekama and Damir Brdjanovic

١-١ الدوافع العالمية لاستخدام أعمال الصرف الصحي

في عام ٢٠٠٧، تم التصويت لصالح تطور أعمال الصرف الصحي على أنها أعظم تقدم طبي خلال الـ ١٦٦ عامًا الأخيرة، وذلك في مسابقة أجرتها "المجلة الطبية البريطانية" (Ferriman 2007)، وهذا يؤكد الدور الهام جدًا للصرف الصحي في تحقيق والمحافظة على صحة عامة جيدة. وفي العديد من الدول الصناعية، يتم نقل مياه الصرف الصحي بأمان بعيدًا عن المنازل، ومع هذا فإن المعالجة المناسبة لمياه الصرف الصحي لا تتم دائمًا، خاصة في العديد من الدول النامية، حيث نجد أن تغطية خدمات الصرف الصحي أقل بكثير من خدمات مياه الشرب. وقد تم جعل الحاجة إلى توفير خدمات صرف صحي مناسبة، أمرًا صريحا ضمن الأهداف الإنمائية للألفية للأمم المتحدة. فالهدف السابع يحفز على تخفيض نسبة السكان الذين يحيون بدون خدمات صرف صحي مناسبة إلى النصف. وبالرغم من الجهود الكبيرة فإن إنجاز أهداف الصرف الصحي بطئ جدًا بحيث لا تزال متوارية في الخلف. واعترافًا بتأثير خدمات الصرف الصحي على الصحة العامة وخفض نسبة الفقر والتنمية الاقتصادية والاجتماعية والبيئية، فقد أعلنت الجمعية العامة للأمم المتحدة سنة ٢٠٠٨ لتكون "السنة الدولية للصرف الصحي". وكان الهدف هو تركيز الاهتمام العالمي على بدء تنفيذ وسائل صرف صحي مناسبة للجميع، وليس المهم هنا فقط ربط الناس بوسائل صرف صحي مناسبة، وإنما جعل هذا الارتباط يدوم بصورة مستدامة بيئيًا. ولقد برهنت شبكات الصرف الصحي ومحطات معالجة مياه الصرف الصحي على فعاليتها الكبيرة في نقل وإزالة مسببات الأمراض والملوثات العضوية والمغذيات. ومع ذلك فهي تحتاج إلى تشغيل وصيانة مناسبين وفهم جيد للعمليات التي تتم ضمنها.

١-٢ تاريخ معالجة مياه الصرف الصحي

كان تطور معالجة مياه الصرف الصحي ملحوظًا بأكبر صورة خلال القرن العشرين، لقد اعتبرت مياه الصرف الصحي، لزمن طويل، تهديد كامن للصحة وإزعاج للتجمعات العمرانية. وكانت القيمة السمادية للمخلفات البشرية قد عرفت في الأزمنة الأولى، حيث استخدم قدماء الإغريق (٣٠٠ قبل الميلاد حتى ٥٠٠ بعد الميلاد) المراحيض العامة التي كانت تصرّف في مجاري تنقل مياه الصرف الصحي ومياه الأمطار أيضًا إلى حوض تجميع خارج المدينة. ومن هناك كانت القنوات المبطنة بالطوب تنقل مياه الصرف إلى الحقول الزراعية حيث يتم استغلال تلك المياه للري وتسميد المحاصيل والبساتين. وكانت خطوط نقل المجاري تغسل بصورة دورية بدفق مياه الصرف الصحي.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

وقد طور الرومان هذا النظام لأبعد من ذلك، ففي حوالي ٨٠٠ قبل الميلاد أنشأوا "بالوعة مكسيما"، في البداية تم استخدام نظام نقل مياه الصرف الصحي المركزي هذا لنضح المستنقع الذي أنشئت عليه مدينة روما فيما بعد. وبحلول عام ١٠٠ بعد الميلاد كان النظام قد تم تقريبًا، وتم عمل توصيلات عليه لبعض المنازل. وكان يتم إمداد المياه بواسطة نظام قنوات نقل مياه الصرف الصحي من الحمامات والمراحيض العامة إلى شبكة أخرى من المجاري تحت المدينة، وفي النهاية إلى نهر "التيبر". وكانت الشوارع تغسل بانتظام بمياه من نظام القنوات ومن ثم يتم صرف الأوساخ إلى شبكة نقل المجاري.

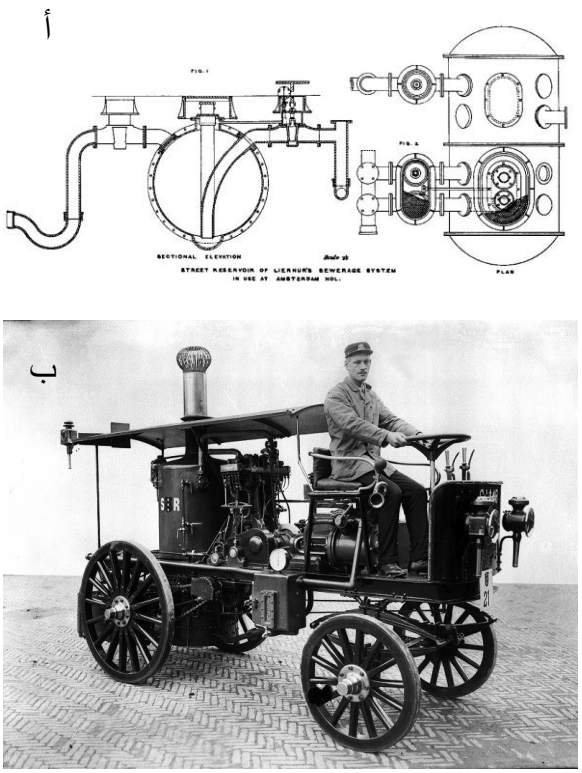
وقد عمل هذا النظام بصورة فاعلة لاعتماده على حكومة فعالة وحماية جيش قوي للحفاظ على القنوات الممتدة إلى مسافات طويلة. وعندما انهارت الإمبراطورية الرومانية، انهار معها منهجها في الصرف الصحي أيضًا. ولهذا عُرفت الفترة ما بين ٤٥٠ و١٧٥٠ بعد الميلاد بـ "العصور المظلمة للصرف الصحي" (Wolfe, 1999). وخلال هذه الفترة كان النمط الرئيس للتخلص من المخلفات، هو ببساطة، إلقاؤها في الشوارع، وغالبًا بافراغ دلاء المخلفات من نوافذ الطابق الثاني. وحوالي عام ١٨٠٠، ظهرت نظم التجميع في مدن عديدة، بدافع من قاطني المدن الذين لم يعودوا قادرين على تحمل الروائح الكريهة أكثر من ذلك. ورحب بذلك أيضًا، المزارعون حول المدينة الذين وجدوا استخدامًا جيدًا لهذا "السماد الآدمي". في أمستردام، كانت تستخدم عربة تمر عبر الشوارع حيث يمكن تفريغ الدلاء فيها. وكانت العربة تسمى، من باب الطرافة، باسم ماركة عطر كولونيا معروفة آنذاك. ومع ذلك، فإن إراقة محتويات العربة "البولدوت Boldoot" أثناء النقل أو تفريغ الدلاء لم يكن أمرا يمكن اجتنابه، كما لم يقل عبء الروائح الكريهة على المواطنين كثيرًا. وعندئذ، ظهرت خطط لنظم شبكة صرف عامة. إلا أن التكاليف الاستثمارية العالية وعدم اليقين من غسل خطوط المجاري وصيانتها عطلت الإسراع بتنفيذها.

وفي حوالي عام ١٩٠٠ جاء السيد Liernur بحل، فقد وضع خطة للتجميع المنفصل لكل من مياه المراحيض والمياه الرمادية ومياه الأمطار. فمياه المراحيض يكون تجميعها خلال مجاري مفرغة تسمى نظام Liernur (J.M. van Bemmelen, 1868). وقد وجد هذا النظام استخدامًا في العديد من البلدات الأوروبية (شكل ١-١).

ولم تخضع مياه المجاري المجمعة لأية معالجة، وبدلاً من ذلك كانت تنثر فوق الأرض كسماد. ومع ذلك فإن تشبع التربة بالماء أصبح مشكلة رئيسة، كما جعل التوسع المستمر في المدن وجود أراضي كافية قريبة أكثر صعوبة. وبدأت فكرة إمكانية وجود طرق أفضل، باستخدام "كائنات حية" في الظهور تدريجيًا (Cooper, 2001).

وفي الولايات المتحدة والمملكة المتحدة، وجدت الكائنات الحية طريقها للتطبيق كمطهرات مياه مستخدمة فيما سمي "مرشحات حيوية": أغشية حيوية على صخور قاع النهر. ومن أقدم المرشحات الحيوية، مرشح Salford بالقرب من مانشستر في المملكة المتحدة، والذي يعود لعام ١٨٩٣، وفي الولايات المتحدة تم تركيب أول مرشح عام ١٩٠١ في ماديسون، ويسكونسن، وبين عامي ١٨٩٥ و ١٩٢٠ تم تركيب العديد منها لمعالجة مياه الصرف الصحي الناتجة من المدن والبلدان في المملكة المتحدة. وكان لهذا التطبيق المتسارع للمرشحات أثر سلبي أدى إلى تأخير تطبيق عملية الحمأة المنشطة في المملكة المتحدة بعد أن ابتكرت في عام ١٩١٣، فأموال الاستثمار كانت قد أنفقت على المرشحات الحيوية.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



شكل رقم ١-١ نظام المجاري المفرغة "Liernur" (أ) ومركبة استخدمت في جمع ونقل المخلفات (ب) (صور: Lohuizen, 2006)

وكانت عملية الحمأة المنشطة قد اكتشفت في المملكة المتحدة: وقد أنتجت تجارب على معالجة مياه الصرف الصحي في مفاعل –الملء والتفريغ– (السلف السابق لمفاعل الدفعات المتسلسلة المستخدم حاليًا) سيبًا معالجًا بدرجة عالية. واعتقادًا بأن الحمأة كانت قد تم تنشيطها، بطريقة مشابهة للكربون المنشط، فقد تم تسمية العملية "الحمأة المنشطة" (Ardern and Lockett, 1914).

وخلال النصف الأول من القرن العشرين، كان النهر الذي تصرف عليه مياه الصرف الصحي يعتبر جزءًا متكاملاً في عملية المعالجة، لدرجة أن سبب إختيار الخمسة أيام المستخدمة في إجراء اختبار الأكسجين الحيوي الممتص، يرجع لأن الخمسة أيام كانت هي أطول مدة يستغرقها الماء في أنهار المملكة المتحدة قبل أن يصل إلى البحر. ويستخدم كتاب "الصرف الصحي بالجدول" الذي وضعه (١٩٤٤) Phelps النمذجة الرياضية لحساب الحد الأقصى للحمل الحيوي من منحنى انخفاض الأكسجين، لمنع تركيز الأكسجين المذاب من النقصان لأقل من الحد الأدني لقيمة محددة في نقطة على مجرى الجدول لتصرف مياه الصرف الصحي. ومع النمو السريع للمدن، تم إدراك أن الأنهار لن تستطيع تحمل الزيادة المطردة في الأحمال العضوية، وكرد فعل لذلك، تزايدت متطلبات تحقيق محطات معالجة مياه الصرف الصحي لتحقيق كفاءات إزالة أفضل. ولخفض الطلب على الأكسجين في النهر ومنع التأثير السُمّي للأمونيا على الكائنات المائية، أُدخلت الحاجة إلى عملية "النترتة" في المعالجة. وأدى ذلك إلى إنشاء العديد من محطات الترشيح منخفضة الأحمال للإزالة العضوية والنترتة، وذلك بالولايات المتحدة وأوروبا وجنوب أفريقيا. وكانت عملية الهضم اللاهوائي عادة ما تشمل ضمن محطات الترشيح لمعالجة الحمأة الابتدائية والحمأة الناتجة من المرشحات. وكان من المعتقد أن دفق النيترات من هذه المحطات أمر مفيد حيث توفر حاجزًا أمام التأثيرات اللاهوائية في الأنهار والبحيرات. ومع ذلك فإن المرشحات لم تحقق عملية النترتة بشكل جيد، خاصة في الشتاء، نتيجة الحاجة إلى كفاءة إزالة عالية للمواد العضوية، قبل الإزالة الفعالة للنيتروجين.

وفي النصف الثاني من القرن العشرين، برزت مشكلة جديدة بالنسبة للمياه السطحية، تلك الخاصة بالتشبع الغذائي . والتشبع الغذائي هو النمو الكثيف للطحالب والنباتات المائية الأخرى نتيجة للتأثير التسميدي للنيتروجين والفوسفور الذي يتم تفريغه في الأنهار، وأصبح واضحًا في الستينات (١٩٦٠) أن النيتروجين والفوسفور مطلوب إزالتهما أيضًا من مياه الصرف الصحي لوضع حد للتشبع الغذائي، وحث ذلك على وضع برامج البحث المكثف، وخلال الستينات تم تطبيق مجالات علوم البكتيريا والطاقات الحيوية في معالجة مياه الصرف الصحي. ومن خلال تطبيق علم الطاقة الحركية Monod (1949) في مجال علم البكتيريا، بيّن Downing *et al.* (1964) أن عملية النترتة تعتمد على أقصى معدل نمو للكائنات ذاتية التغذية المنترتة، علما بأن معدل نمو تلك الكائنات بطيء بالمقارنة مع ذلك الخاص بالكائنات غير سوية التغذية. وبالنسبة للمحطات كاملة النطاق فإن هذا يعني أن عمر الحمأة يجب أن يكون طويلاً بدرجة كافية لتحقيق تركيزات أمونيا منخفضة.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

وكان استخدام الطاقة الحركية لمونود ناجحًا جدًا في معالجة مياه الصرف الصحي، ولا يزال يستخدم إلى اليوم في جميع نماذج المحاكاة لمعالجة مياه الصرف الصحي، ليس فقط لنمذجة عملية النترتة، ولكن أيضًا في العديد من العمليات الحيوية الأخرى. وبالنسبة للطاقات الحيوية، والتي طورت إلى مستوى متقدم جدًا بواسطة McCarty (1964) فقد تم إدراك أن النترات الناتجة من عملية النترتة يمكن أن تستخدم بواسطة بعض أنواع البكتيريا غير سوية التغذية بدلاً من الأكسجين وتتحول إلى غاز النيتروجين. وقد أدت هذه الرؤية إلى نظام النترتة – إزالة النيتروجين للحمأة المنشطة، والذي يتم فيه عدم تهوية أجزاء من المفاعل لتحفيز عملية إزالة النيتروجين. وبوضع كل هذه المعارف الجديدة بنجاح في حيز التنفيذ، أصبح نظام الوسط المعلق للحمأة المنشطة هو المفضل في معالجة مياه الصرف الصحي. أما نظام ما بعد إزالة النيتروجين، والذي تلي فيه الوحدة غير المهواة (خالية الأكسجين) الوحدة المهواة، فقد تم تطويره بواسطة Wurhmann (1964) في سويسرا. ولزيادة معدل إزالة النيتروجين بالمفاعل خالي الأكسجين، تم إضافة الميثانول لإمداد المواد العضوية لعملية إزالة النيتروجين. وبسبب القيم المنخفضة لدفق النيتروجين الذي تم تحقيقه بواسطة هذه الطريقة، تم تبني هذه الممارسة على نطاق واسع في الولايات المتحدة، ومع ذلك فإن إضافة الميثانول يكلف أموالاً، كذلك فإن من التناقض أن تضاف مواد عضوية بعد إزالتها في مرحلة سابقة. أما نظام ما قبل إزالة النيتروجين الذي طوره Ludzack and Ettinger (1962) فقد شكل خطوة منطقية تالية، ففي جنوب أفريقيا عام ١٩٧٢ قام "Barnard" بدمج وحدتي ما بعد وما قبل إزالة النيتروجين ووضع تدفقات يعاد تدويرها موضع الاستعمال للتحكم في قدر النترات الداخلة إلى مفاعل ما قبل نزع النيتروجين، وذلك في المرحلة الرابعة لنظام Bardenpho. وبهذا التطوير، أصبحت وحدات الحمأة المنشطة القادرة على إزالة النيتروجين منتشرة بصورة متزايدة.

وكان خط آخر من التطوير قد بدأ بواسطة أعمال Pasveer (١٩٥٩) الذي تابع ما قام به "Ardern and Lockett". وكانا قد صمما أصلاً عملية "الملء والتفريغ". وكان تركيز Pasveer منصبا على تصميم نظام اقتصادي، فنظام المصارف (الخنادق) الذي طوره استند على استخدام وحدة معالجة واحدة فقط. فلم يكن هناك حوض ترسيب ابتدائي ولا حوض ترسيب ثانوي ولا هاضمات، وهكذا دواليك. وفي عملية "الملء والتفريغ"، مع استمرار التغذية، حصلت عمليتي النترتة ونزع النيتروجين بشكل متزامن. وأدت البساطة وقلة التكلفة إلى استخدام واسع الانتشار. ومن نظام "باسفير" للمصارف (الخنادق)، نشأت نظم برك الأكسدة مستمرة التشغيل على أساس نفس المبدأ ولكن مع مروق منفصل.

وللتحكم في التشبع الغذائي، فإن عملية إزالة النيتروجين وحده ليست كافية، فالفسفور، وبصفة رئيسة في شكل الفوسفات الثلاثي، من المنظفات والمخلفات البشرية، توجب أيضا إزالته لأنه قد ثبت أن الفسفور في أكثر من منظومة بيئية هو العنصر المحدد الرئيس للتشبع الغذائي، وعلى عكس النيتروجين، فالفسفور يمكن أن يزال فقط بتحويله إلى صورة صلبة. وظهرت عملية إزالة الفوسفور بواسطة الترسيب الكيميائي متبوعا بعملية الترشيح الثلاثي خلال السبعينات من القرن المنصرم. وفي المناطق حيث وجود الماء شحيحا، مثل الولايات الجنوبية الغربية بالولايات المتحدة وجنوب أفريقا وأستراليا، فإن معدل إعادة الاستخدام غير المباشر للمياه السطحية كان عاليًا وكان من الممكن أن تتسبب إزالة الفوسفور كيميائيا في زيادة سريعة في ملوحة المياه السطحية. وبعيدًا عن حقيقة أن الملوحة تقلل من استخدام المياه السطحية في الزراعة، فإن تأثيرها الأكبر هو ديمومة شبكة توزيع المياه. ولعلاج هذه التأثيرات، استهدفت السياسة المائية بجنوب أفريقيا في نهايات الستينات وأوائل السبعينات الاستصلاح الكامل لمياه الصرف الصحي لإعادة توزيعها، وذلك تجنبًا لكل من التشبع الغذائي والملوحة في المياه السطحية. وإذا أمكن تحمل التكاليف العالية لإزالة الفوسفات كيميائيا، عندئذ يكون الماء قد تم استصلاحه أيضًا بصورة تامة ويعاد إلى شبكة التوزيع بدلاً من البيئة المحيطة (Bolitho, 1975; van Vuuren *et al*., 1975).

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



صورة رقم ١-٢ أول تطبيق (تجريبي) لنظام مصارف "Pasveer" (١٩٥٤، Voorschoten – هولندا) وكانت سعة المحطة٤٠٠ مكافئ شخص و ٤٠ م^3/ ساعة في تدفقات الجو الجاف (تصوير van Lohuizen, 2006)

إن الإزالة البيولوجية للفوسفات عملية حيوية فريدة تم اكتشافها بالصدفة، فقد تم وصف أول مؤشر على حصول إزالة بيولوجية للفوسفات في عملية معالجة مياه صرف صحي بواسطة Srinath *et al*. (1959) من الهند. فقد لاحظوا أن الحمأة من محطة معالجة معينة أظهرت امتصاصًا مفرطًا للفوسفات (أكثر من المطلوب لنمو الخلايا الحية) عند تهويتها. وقد تم بيان أن امتصاص الفوسفات عملية بيولوجية (حجبها بمواد سامة ، احتياجات الأكسجين). وفي وقت لاحق لوحظ ما يسمى "الإزالة البيولوجية المعززة للفوسفات" (EBPR) في محطات معالجة مياه صرف صحي أخرى (تدفق كتلي). وكانت أول عمليات مصّممة (عملية PhoStrip®) للإزالة البيولوجية للفوسفات قد ظهرت من زمن لم يكن معروفًا فيه آلية هذه العملية (Levin and Shapiro, 1965). وفي بدايات السبعينات من القرن المنصرم ونظرًا لزيادة الحاجة إلى إزالة النيترات بالإضافة إلى توفير الطاقة (أزمة الطاقة في السبعينات) في أماكن عديدة في العالم كله، تم اكتشاف أن الإزالة الحيوية للفوسفات يمكن أن تحفز بسهولة نسبيًا. فعلى سبيل المثال في العام ١٩٧٤، أثناء العمل على تحقيق الوضع الأمثل لإزالة النيتروجين في محطة الحمأة المنشطة بالإسكندرية، وذلك بإغلاق أحواض التهوية في جهة دخول الدفق، لاحظ Nicholls (1975) أن تركيزات الفوسفور (والنترات) قليلة في السيب المعالج. ووجد تركيزات فوسفات عالية جدًا في طبقة الحمأة المترسبة على أرضية المفاعل والتي تدفقت خلالها مياه الصرف الصحي الداخلة نتيجة لكثافتها الأعلى من المياه العلوية الصافية. وطور Barnard (1976) مبدأ "Phoredox" للإزالة الحيوية للفوسفات الزائد، والتي أدخلت التدوير الهوائي واللاهوائي في نظام الحمأة المنشطة. والآن أصبحت عملية "الإزالة البيولوجية المعززة للفوسفات" EBPR تكنولوجيا راسخة وهي التي أتاحت الفرصة لإزالة الفوسفات واستعادته دون زيادة الملوحة، وبذلك يمكن إعادة المياه المعالجة إلى البيئة المحيطة أو إعادة استخدامها بكفاءة. وكما يحدث كثيرًا، فإن اكتشاف التطورات الجديدة يأتي بالصدفة، ومن ثم يأتي فهم كيفية عملها لاحقًا. وقد استغرق الأمر سنوات عديدة من البحث في جنوب أفريقيا وكندا وأوروبا من أجل الفهم الكامل والتحكم في العملية، واليوم لا يزال يوجد هناك العديد من الأوجه غير الواضحة حول هذه العملية. ومع ذلك فإن عدم الفهم الكامل للمبادئ الكامنة لم يوقف المهندسين والعلماء من بناء وتشغيل محطات معالجة مياه الصرف الصحي.

أدت أزمة الطاقة في السبعينات (١٩٧٠) مقترنة بالطلب المتزايد على معالجة مياه الصرف الصناعي إلى تحول الاهتمام من المعالجة الهوائية لمياه الصرف الصحي إلى المعالجة اللاهوائية لها. وكان معدل النمو البطيء للبكتيريا المنتجة للميثان دائمًا عاملاً محددًا لتطوير العملية. أما بالنسبة لمياه الصرف الصناعي الأكثر تركيزًا ودفئًا، كان ذلك يمثل مشكلة أقل، وبالتأكيد كان تطوير مفاعلات غطاء الحمأة اللاهوائي الصاعد (UASB) بواسطة "Lettinga" والعاملين معه (Lettinga *et al*., 1980) قد مثّل تقدمًا مفاجئًا في المعرفة فيما يخص المعالجة اللاهوائية. ولم تكن هذه التكنولوجيا مجدية لمعالجة مياه الصرف الصناعي فحسب، ولكن أمكن أيضًا تطبيقها بكفاءة للمعالجة اللاهوائية لمياه الصرف الصحي البلدية قليلة القوة (التركيز) في المناطق الاستوائية في أمريكا الجنوبية وأفريقيا وآسيا.

وبعد قرن من إنشاء محطات معالجة مياه الصرف الصحي، أصبحت العديد من محطات التنقية التي تم بناؤها أصلاً خارج المناطق الحضرية مجتاحة بالمناطق السكنية، وأصبح التوسع في المحطات مشكلة، وبدأ المهندسون في إيجاد بدائل لوحدات

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

مدمجة بصورة أكثر. علاوة على ذلك، بدأت المنشآت الصناعية في معالجة مياه الصرف الخاصة بها، وبالنسبة للمنشآت الصناعية فإن استخدام الأرض هو أكثر حرجًا من على سبيل المثال البلديات. وأحد مسارات النجاح في التطور يعود إلى مفاعلات الترشيح الأصلية المرتكزة على الغشاء الحيوي. فقد تم تطوير مجال كامل من عمليات جديدة (المرشحات الحيوية المهواة biological aerated filters – مفاعلات القاع المائع fluid bed reactors ، ومفاعلات الأوساط المعلقة suspension reactors ، المفاعلات البيولوجية الدوارة biorotors ، عمليات الحمأة المحببة أو مفاعلات الطبقة المتحركة moving bed reactors ، والتي قاومت جميعها المشاكل الأصلية الخاصة بمحطات الترشيح بالدلف.

ويعود تطور تلك المفاعلات إلى السبعينات من القرن المنصرم (١٩٧٠s). وهناك تطور آخر بدأ في هذه الفترة تم تقديمه بشكل واسع فقط في العقد الأخير: عملية التنقية بالحماة المنشطة باستخدام الفصل بالأغشية بدلاً من المروقات.

ومع الطلب المتزايد على المياه المعالجة، نشأت الحاجة إلى تحديث محطات التنقية بدلاً من بناء محطات جديدة، ومع نهاية القرن الماضي، أدى هذا إلى تطوير عدد من العمليات الجديدة وإدخالها إلى محطات المعالجة القائمة. وكانت المشكلة التي تمت معالجتها بوجه خاص بهذه العمليات هي الارتفاع الكبير للنيتروجين والفوسفات المنبعثين خلال الهضم اللاهوائي للحمأة المنشطة المهدورة والذي كان نمطيًا يعاد إلى وحدة الحمأة المنشطة. وبغض النظر عن المشاكل الناجمة من ترسيب الستروفايت فقد أدت إلى تدوير كميات كبيرة من المغذيات وتركيزات عالية من النيتروجين والفوسفات في المياه الخارجة من نظام الحمأة المنشطة وذلك عند إعادة العصارة الناتجة من عصر الحمأة إلى المياه الداخلة. وأدى البحث في هذه المشكلة إلى العديد من الاختراعات في معالجة العصارة. ففي هولندا تم تطوير عمليات تقنية مثل نظام المفاعل المفرد عالي النشاط لعملية إزالة الأمونيوم خلال النتريت (SHARON®) والأكسدة اللاهوائية للأمونيا (ANAMMOX®) وعملية الزيادة الحيوية معززة الدفعية (BABE®) لتحسين عمليات إزالة النيتروجين وبلورة المعادن لترسيب الفوسفور من أجل استعادة الفسفور وإعادة استخدامه.

وأحد أهم جوانب تشغيل محطة تنقية الصرف الصحي هو إمكانية التحكم فيها. وهذا يتعلق بالتحكم المباشر في العمليات بالإضافة إلى التحكم غير المباشر، مثل إمكانية الترسب للحمأة أو نمو الغشاء الحيوي. وكان التحكم بالعمليات عاملاً محددًا منذ البداية. فقد حاول Ardern and Lokett بالإضافة إلى Pasveer تقليل التكلفة إلى الحد الأدنى بواسطة تطبيق دورات "ملء وسحب" حيث يحصل الترسيب في محطة المعالجة. وهذا يحتاج إلى أوتوماتيكية العملية. وكان عدم توفر أدوات تحكم موثوق بها في التشغيل في ذلك الوقت هو السبب الرئيس في حجب الاستخدام متسع النطاق وعدم تحويل العمليات إلى عمليات متواصلة، وفقط في العقود الأخيرة أصبح التحكم في التشغيل موثوقا به بدرجة كافية، ومرة أخرى تزايد استخدام مفاعلات الدفعات المتسلسلة. إن تزايد الطلب على السيب المعالج مرتبط بالحاجة إلى حفظ الموارد والتعقيد المتزايد لمحطات المعالجة، أيضا دفعت الحاجة إلى مزيد من التحكم في عمليات إضافة الكيماويات، التحكم في التهوية وإعادة تدوير التدفقات. وبالرغم من أن النماذج الرياضية كان قد تم تطويرها في بدايات زمن عمليات المعالجة، إلا أنها أصبحت مستخدمة بشكل منتشر، فقط مع إدخال الحاسبات الآلية الشخصية قليلة التكلفة وتقديم نموذج موحد للحمأة المنشطة (Henze *et al.*, 1987).

كذلك كان التحكم غير المباشر في خواص الحمأة دائمًا مسألة مثيرة للقلق. فالحمأة الخيطية والترغي (تكوين الرغوة) التي تسببهما مجموعات معينة من البكتيريا، كانا دائمًا محل اهتمام. وكان التحكم في البكتيريا الخيطية بواسطة تطبيق نظم المحدد (Chudoba, 1973) ناجحًا في حالات كثيرة. وبالرغم من ذلك، فإن الكائنات الخيطية "Microthrix parvicella" لا

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

تزال تسبب مشاكل متكرّرة في عمليات إزالة المغذيات. وبالرغم من البحوث الكثيرة، والتي ساعدت بالتأكيد على تفهم أكثر لأسباب وإمكانيات التحكم في التكتل الخيطي، إلا أنه لا يزال غير مفهوم بوضوح إلى نقطة يمكن منها التنبؤ كميا برسوبية الحمأة لمختلف نظم الحمأة المنشطة. هذا يعني وجوب إنشاء أحواض أكبر للترسيب الثانوي للأخذ بالحسبان فترات محتملة تكون فيها الحمأة سيئة الرسوبية. ومع ذلك ففي السنوات الأخيرة، زاد تفهم الغشاء الحيوي وتشكيل الحمأة بصورة ملحوظة ويبدو أنه جاء متزامنا. وأحد مخرجات هذه التطورات النظرية هو إدخال نظم الحمأة الحبيبية الهوائية التي يمكن النظر إليها، كالطرف الآخر الأبعد للحمأة الخيطية أو كشكل خاص من عملية الغشاء الحيوي (Beun *et al.*, 1999).

ومن الاهتمامات الرئيسة الأخرى يأتي تطهير مياه الصرف الصحي والحمأة والتخلص النهائي من الحمأة بطريقة مستدامة بيئيًا. فحقيقة أن مياه الصرف الصحي تحوي كائنات ممرضة كانت السبب في بدء إنشاء نظم صرف صحي ومحطات معالجة صرف صحي كبيرة النطاق منذ ١٥٠ عامًا مضت. وقد تم نسيان ذلك حتى منتصف القرن العشرين عندما بدأ استخدام تطهير المياه المعالجة. وتم الإقلاع عن ذلك جزئيًا نتيجة لإنتاج مركبات مسرطنة أثناء عملية كلورة مياه الصرف الصحي. وفيما بعد، في العديد من الأماكن، أصبح التطهير مطروحًا مرة أخري، باستخدام المرشحات والأشعة فوق البنفسجية والأوزون. ومع تطور استعادة مياه الصرف الصحي والدفع إلى عمليات معالجة مياه الصرف الصحي على أسس أكثر فردية، استعاد التطهير الانتباه مرة أخرى. فالتخلص النهائي من الحمأة كان في الأصل مسألة مخاطرة صحية بسبب خطورة نشر مسببات الأمراض. وفي هذه الأيام أصبح التخلص من الحمأة في الأراضي الزراعية مقيدًا بصورة متزايدة (كذلك مع اتجاه معايير سلامة الغذاء للزيادة) وأصبح تدبير الحمأة أكثر أهمية، وبشكل خاص فإن قابلية الحمأة للعصر وعملية العصر و تقليل المشكلة لأدنى حد، تحظى بتركيز قوى من جهات البحث، وعند التمكن من تنفيذ العصر بطريقة فعالة، فإنه يمكن استخدام ترميد الحمأة كوسيلة لاستعادة الطاقة المحتواة في الحمأة.

ويتزايد المطلوب من نظم الصرف الصحي بصورة مستمرة، مع زيادة الاهتمام في الوقت الحاضر بالملوثات الدقيقة التي لها تأثيرات محتملة في تعطيل الغدد الصماء ويمكن أن تتراكم في الدورة الطبيعية للماء أو أن تؤثر على النظم البيئية الطبيعية. وسيؤدي النقص في المياه إلى مزيد من التطور وتطبيق تقنيات لاستصلاح المياه وإعادة استخدامها، مثل في ناميبيا وسنغافورة وكاليفورنيا. وإعادة استخدام المياه ليس مقصورا على المناطق قليلة المياه. ففي المناطق الغنية بالمياه مثل أوروبا الغربية، فإن النظم المحلية والطلب يمكنها أن تجعل استخدام مياه الصرف الصحي المعالجة بدلاً من المياه الطبيعية في إنتاج مياه للاستخدام الصناعي أمرا مربحًا اقتصاديًا. وجميع هذه التطورات تستغرق وقتًا، وبعد أكثر من قرن من التطور المنفصل، تزداد تنقية مياه الشرب وتنقية مياه الصرف الصحي قربًا من بعضها البعض.

وأخيرًا، وليس آخرًا، هناك مشكلة رئيسة في تجميع ومعالجة مياه الصرف الصحي، هي التدريب وتعليم جيل جديد من المهندسين والعلماء لتصميم محطات جديدة لمعالجة مياه الصرف الصحي وتحديث المحطات القديمة، ومشغلين لتشغيلهن، من أجل بلوغ حدود التقنيات والعمليات التي تم تطويرها حتى الآن. وهذا بوجه خاص ذو صلة بالدول النامية حيث ينشأ عن عدم الاستقرار السياسي والاقتصادي خسارة المهارات لصالح الدول المتقدمة. ومع التطور التكنولوجي على مدى الثلاثين عامًا الأخيرة، امتد مجال المهنة من نشاط للهندسة المدنية إلى نشاط أكثر لهندسة العمليات ومستندا إلى علم الأحياء الدقيق، وفي العديد من الجامعات، تم وضع مناهج منفصلة للهندسة البيئية لتعمل كجسر يربط كلا الفرعين من المعرفة. واليوم يتم مزج كل هذه العمليات وتقنياتها لإيجاد نظم معالجة معقدة، حيث يلزم استخدام النماذج ليمكن التعامل مع كامل تعقيد الأنظمة المتاحة. وهكذا فنحن لدينا اليوم تعقيد في معالجة مياه الصرف الصحي بما لم يكن موجودًا أبدًا قبل ذلك. وهذا قد يكون مُربِكا، كما تضيف محاولات الشركات العديدة لتسويق عملياتها وتقنياتها الخاصة مزيدًا من الإرباك. وجميع هذه العمليات والتقنيات تعتمد على نفس العمليات الأساسية، وكما قيل: "البكتيريا لا تعرف شكل المفاعل أو اسم التقنية المستخدمة، إنها

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

ببساطة تقوم بعملية نزع النيتروجين إذا كان هناك نيترات ومصدرا للكربون ولا يوجد أكسجين ".



تفصيل لمحطة معالجة حديثة مصممة لإزالة المادة العضوية (COD) والنيتروجين (N) والفوسفور (P) من مياه الصرف الصحي في مدينة Tallin في استونيا Estonia

(تصوير D. Brdjanovic)

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

المراجع

Ardern E. and Lockett W.T. (1914) Experiments on the oxidation of sewage without the aid of filters. *J. Soc Chem Ind.*, 33, 523.

Barnard J.L. (1973) Biological denitrification. *Water Pollut. Control*, 72, 705-720.

Barnard J.L. (1976) A review of biological phosphorus removal in the activated sludge process. *Water SA* **2**(3),136-144.

Beun J.J., Hendriks A, van Loosdrecht M.C.M., Morgenroth M, Wilderer P.A., Heijnen J.J. (1999). Aerobic granulation in a sequencing batch reactor. *Water Res* **33**(10), 2283–2290.

Bolitho V.N. (1975) Economic aspects of wastewater treatment in South Africa. *Water SA*, **1**(3) 118-120.

Chudoba J., Grau P., Ottova V. (1973) Control of activated sludge filamentous bulking. II. Selection of microorganisms by means of a selector. *Water Research*, **7**(10), 1389-1406.

Cooper P.F. (2001) Historical aspects of wastewater treatment. In Decentralized sanitation and reuse: concepts, systems and Implementation. Edited by Lens P., Zeeman G. and Lettinga G., IWA Publishing, London (UK), 11-38.

Downing A.L., Painter H.A. and Knowles G. (1964) Nitrification in the activated sludge process. *J. Proc. Inst. Sewage Purif.*, **64**(2) 130-158.

Ferriman A. BMJ readers choose the "sanitary revolution" as greatest medical advance since 1840 (2007) *BMJ*, 334 (111), doi:10.1136/bmj.39097.611806.DB

Henze M., Grady C.P.L.jr., Gujer W., Marais G.V.R., Matsuo T. (1987) Activated Sludge Model No. 1, IAWPRC Scientific and Technical Report No. 1. London, UK

Lettinga G., Van Velsen A.F.M., Hobma S.W., De Zeeuw, W. and Klapwijk A. (1980) Use of the upflow sludge blanket (USB) reactor concept for biological wastewater treatment, especially for anaerobic treatment. *Biotechnol. Bioeng.* 22, 699-734.

Levin G.V., Shapiro J. (1965) Metabolic uptake of phosphorus by wastewater organisms *J Water Pollut Control Fed*, 37, 800-821

Ludzack F.J. and Ettinger M.B. (1962) Controlling operation to minimize activated sludge effluent nitrogen. *J Wat Pollut. Control Fed*., 34,920-931.

McCarty P.L. (1964). Thermodynamics of biological synthesis and growth. *Procs. 2nd Intnl Conf on Water Pollution Control.*, 2, 169-199.

Monod J. (1950) Technique of continuous culture – theory and application. *Ann. Inst. Pasteur*. 79, 167.

Nicholls H.A. (1975) Full scale experimentation on the new Johannesburg extended aeration plants. *Water SA* **1**(3), 121-132.

Pasveer A. (1959) A contribution to the development in activated sludge treatment. *J. Proc. Inst. Sew. Purif.* 4, 436.

Phelps E,B, (1944) Stream Sanitation. John Wiley and Sons Inc., New York.

Srinath E.G., Sastry, C.A., Pillai, S.C. Rapid removal of phosphorus from sewage by activated sludge (1959) *Experientia*, **15**(9), 339-340.

Van Bemmelen J.M. (1868) Het stelsel Liernur - Voor den afvoer der faecale stoffen in de steden, *De Economist* **17**(1), 401-440.

Van Vuuren L.R.J. (1975) Water reclamation – quality targets and economic considerations. *Water SA* **1**(3) 133-143.

Wuhrmann K. (1964) Hauptwirkugen und Wechselwirkugen einiger Betriebsparameter Belebtschlammsystem: Ergibnisse mehrjäriger grossversuche. *Schweigerische Zeitschrift für hydrologie*, **XXVI**(2) 218.

شكر وتقدير

يشكر المؤلفون ويعربون عن تقديرهم لمساهمة Mariska Ronteltap بجزئية التقديم لهذا الفصل.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



محطة معالجة مياه الصرف الصحي في "Harnaschpolder" محطة كبيرة (١,٣١ مليون مكافيء فرد) تقوم بجمع مياه الصرف الصحي من إقليم "Den Hague ". وهي أول محطة في هولندا يتم تمويل إنشائها من خلال مشاركة القطاع العام والخاص (صورة: Aeroview-Rotterdam provided by courtesy of Delfluent B.V.)

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



٢

التمثيل الغذائي للكائنات الدقيقة

Yves Comeau

٢-١ مقدمة

تنشأ مياه الصرف الصحي من المساكن والمنشآت والمكاتب والنشاط الصناعي، ويمكن أن يتم تخفيفها بمياه الأمطار والمياه الجوفية والمياه السطحية. وينتج عن عدم معالجة مياه الصرف الصحي قبل تصريفها على المسطحات المائية تأثيرات بيئية وصحية على الإنسان، مثل الروائح الكريهة واستنزاف الأكسجين الذائب وإطلاق المواد المغذية والملوثات السامة ومسببات الأمراض.

وكما أن خفض مقدار الملوثات بمياه الصرف الصحي من المنبع أمر يجب تشجيعه، فإن المعالجة بواسطة العمليات الفيزيائية أو الكيميائية أو البيولوجية لهذه المياه تظل ضرورية لتقليل التأثيرات المحتملة لتصرفاتها عند أدنى حد لها، ودعم الحصول على منتجات نهائية ذات قيمة، مثل المياه القابلة لإعادة استخدامها، والمواد المغذية والمخلفات الصلبة الحيوية. ويمكن إتمام معالجة مياه الصرف الصحي بالجمع بين تشكيلة من العمليات الفيزيائية (مثل فصل المكونات العالقة والترسيب والترشيح) والكيميائية (مثل التخثر والأكسدة) وحرارية (مثل التجفيف والترميد – الحرق إلى رماد) والبيولوجية (التكتل الحيوي المعلق أو الملتصق).

والمعالجة البيولوجية لمياه الصرف الصحي، والتي هي مجال التركيز الأساسي لهذا الكتاب، تهدف إلى تحلل أو امتزاز (إدمصاص أو تراكم الجزيئات والتصاقها بالسطح) المواد الذائبة والغروية والجزيئية (في صورة جزيئات) والقابلة للترسيب، إلى ندف (من ندفة أو كتلة حيوية صغيرة) أو أغشية حيوية. والمركبات القابلة للذوبان تتضمن المادة العضوية القابلة للتحلل الحيوي أو غير القابلة للتحلل الحيوي، والتي قد يكون بعضا منها سامًا، والمواد المغذية بما في ذلك المواد المغذية الرئيسة (النيتروجين والفوسفور).

وأساس المعالجة البيولوجية لمياه الصرف الصحي هو الدور الطبيعي الذي تؤدية البكتيريا في إكمال دوائر العناصر (مثل الكربون والنيتروجين والفوسفات) على الأرض. وفي محطة معالجة مياه الصرف الصحي تستخدم البكتيريا التي توجد بصورة طبيعية. ومن خلال هندسة النظام ، يمكن التغلب على المحددات الطبيعية للتحولات البيولوجية، مثل التهوية المحدودة أو المقدار المحدود من الكتل الحيوية. وعلاوة على ذلك ، فإن تصميم العمليات البيولوجية يكون على أساس إيجاد واستغلال بيئة طبيعية ملائمة تنتقي الكائنات الأحسن تكيفًا لعملية التكاثر تحت هذه الظروف البيئية. ويمكن أن

© 2008 Yves Comeau. Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design. Edited by M. Henze, M.C.M. van Loosdrecht, G.A. Ekama and D. Brdjanovic. ISBN: 9781843391883. Published by IWA Publishing, London, UK.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

ينشأ الضغط الانتقائي من الظروف المختلفة لتوافر المواد مانحة الإلكترونات (غالبًا المادة العضوية) وتلك المتلقية للإلكترونات (مثل الأكسجين أو النيترات) وكذلك العناصر المغذية والأس الهيدروجيني ودرجة الحرارة والحركية المائية – هيدروديناميك – إزالة الكائنات الدقيقة غير العالقة، أو أية ظروف أخرى.

وفي هذا الفصل، يتم أولاً استعراض عناصر الميكروبيولوجى لتفهم احتياجات ووظائف الكائنات الدقيقة، ثم العلاقات الحسابية لعناصر التفاعلات الكيميائية (العلاقات العنصرية)، وما يختص بالطاقة والحركة في النمو الميكروبي.

٢–٢ عناصر الميكروبيولوجي

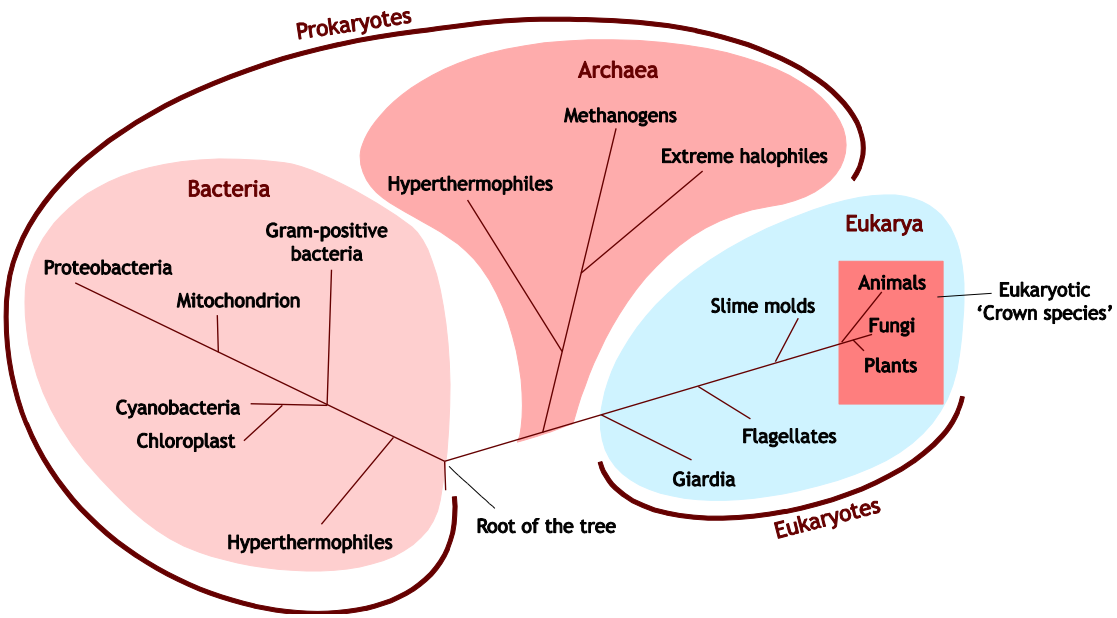
اعتبارًا للدور المهيمن للبكتيريا في معالجة مياه الصرف الصحي، تم أولاً عرض علاقتها بالكائنات الحية الأخرى، ويلى ذلك تركيب خلاياها ومكوناتها ووظائفها واحتياجاتها الغذائية ومصادر الكربون والطاقة، وحساسيتها للظروف البيئية.

٢–٢–١ تصنيف الكائنات الدقيقة

هناك نوعان من الكائنات الحية: بدائية النواة prokaryotes وحقيقية النواة eukaryotes (شكل ٢–١). أما بدائية النواة فغالبًا ما تكون كائنات وحيدة الخلية unicellular، والتي تضم البكتيريا والسيانو بكتيريا (الطحالب الخضراء المزرقة) والبكتيريا العتيقة archaea (ويوجد بعضها في البيئات القاسية) بينما حقيقية النواة تتضمن كائنات وحيدة الخلية (الحيوانات الأولية – البروتوزوا – والطحالب والفطريات) والكائنات متعددة الخلية (الفطريات والنباتات والحيوانات). وقد أمكنت المعلومات الوراثية الحديثة من تجميع هذه الكائنات وفقًا لأصول تطورها المشتركة بينها.

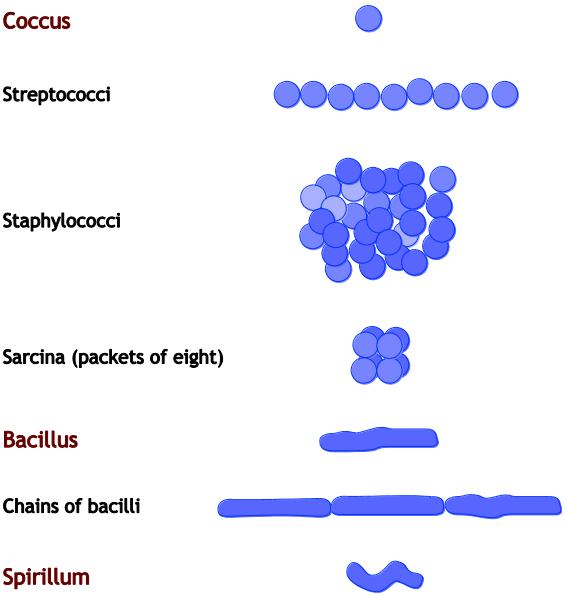
تشمل الكائنات الموجودة في مياه الصرف الصحي ومحطات معالجة مياه الصرف الصحي كائنات دقيقة (فيروسات وبكتيريا وبروتوزوا) والشكل الظاهرى لمختلف مجموعات الكائنات الدقيقة الموجودة في مياه الصرف الصحي والتي بالإمكان ملاحظتها بواسطة المجهر مبينة في الأشكال ٢–٢ حتى ٢–٥.

إن الكائنات الدقيقة هي العوامل المساعدة للمعالجة البيولوجية لمياه الصرف الصحي، كما أنها، بالنسبة لجزء ضئيل منها ولكن ملحوظ، مسببة للأمراض بالنسبة للإنسان. ومسببات الأمراض بمياه الصرف الصحي موجودة في كل صنف من الكائنات الحية، فمن الفيروسات هناك "مثلا فيروسات الالتهاب الكبدي" ومن البكتيريا هناك "مثلا بكتيريا الكوليرا" ومن الحيوانات الدقيقة – البروتوزوا – هناك "مثلا الجيارديا – المسببة للإسهال المعوي" وحتى من الحيوانات مثل الديدان الطفيلية (مثلا الدودة الشريطية). وهناك وصف مختصر للكائنات المسببة للأمراض يمكن الاطلاع عليه في الفصل الثامن.

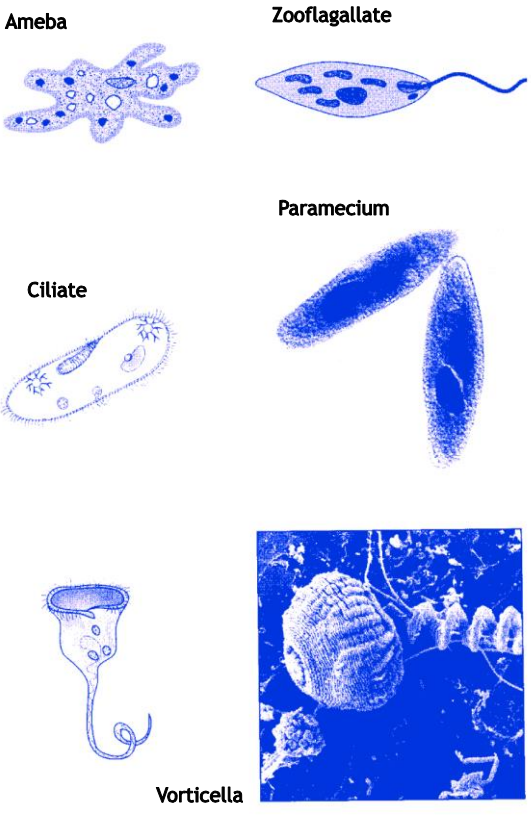


شكل ٢–١ شجرة التطور النوعي لحياة الكائنات (مأخوذة من Madigan and Martinko, 2006)

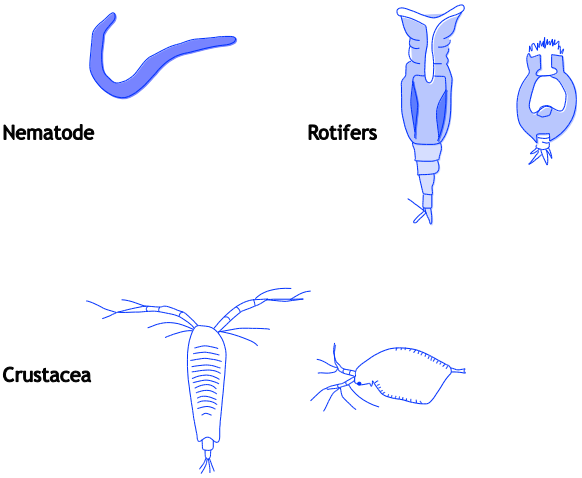
Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



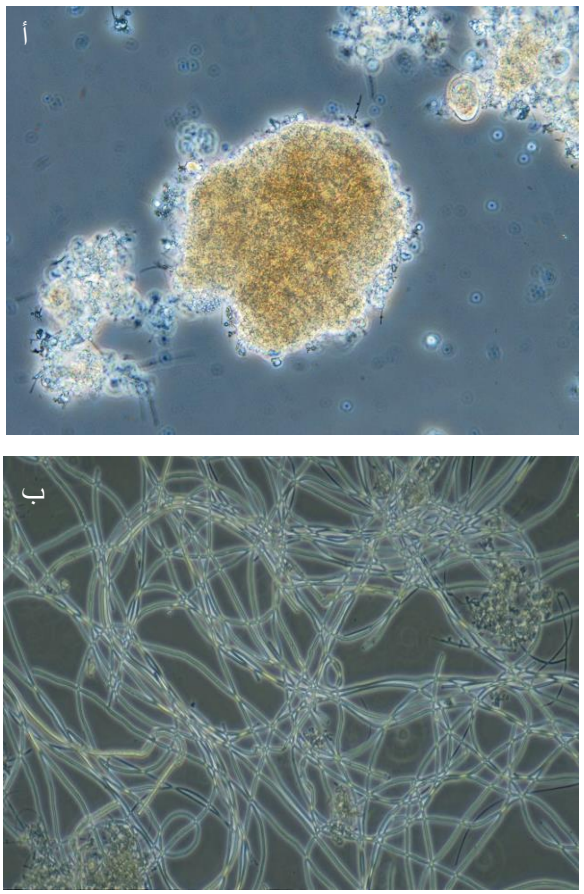
شكل ٢-٢ التركيب البنائي للبكتيريا (مأخوذة من Rittmann and McCarty, 2001)



شكل ٢-٣ الشكل الظاهرى للبروتوزوا (مأخوذة من Rittmann and McCarty, 2001)



شكل ٢-٤ الشكل الظاهرى للكائنات الدقيقة متعددة الخلايا (مأخوذة من Rittmann and McCarty, 2001)

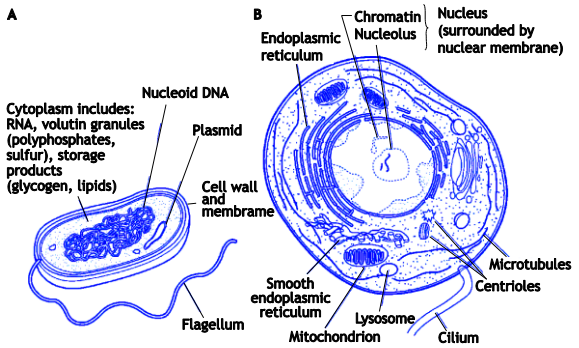


شكل ٢-٥ كتلة متلبدة للحمأة النشطة ذات خواص ترسيبية جيدة (أ) وأخرى بها نموات خيطية كثيفة (ب) (صورة D. Brdjanovic; Eikelboom, 2000)

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

٢-٢-٢ تركيب الخلية ومكوناتها

يقدم الشكل ٢-٦ تركيب كل من الكائنات بدائية النواة وحقيقية النواة

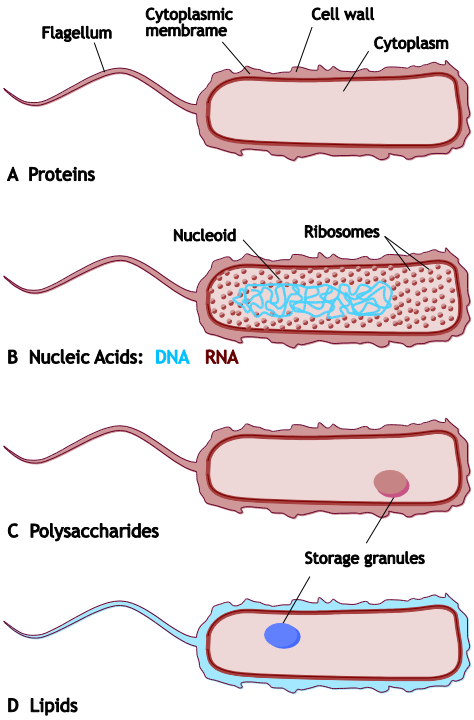


شكل ٢-٦ تركيب خلايا بدائية النواة (أ) (٠,٠٥ ← ٥ ميكرون) وحقيقية النواة (ب) (٥ ← ١٠٠ ميكرون) (مأخوذة من Metcalf & Eddy, 2003)

وأحد الفروق الأساسية بين هذه الأنواع من الكائنات هو أن المادة الجينية DNA (الوراثية) تتواجد كمنطقة نووية بالكائنات بدائية النواة، ولكن في نواة حقيقية محاطة بغشاء في الكائنات حقيقية النواة (والكلمة اليونانية *karyon* تعني "نواة"). وقد تحتوي البكتيريا أيضًا على مواد جينية زائدة (DNA) في صورة بلازميدات قصيرة السلسلة. وتتولد الطاقة في الكائنات حقيقية النواة أساسًا في الميتوكوندريا ، وفي بدائيات النواة يقوم الغشاء السيتوبلازمي المحيط بسائل الخلية (السيتوبلازم) بالتفريق بين البيئة داخل الخلية والبيئة خارج الخلية، مما يحدد مرور المكونات الذائبة ويسمح بتكوين الأس الهيدروجيني لكلا الطرفين (هيدروجين أكثر في البيئة الخارجية)، وكذلك تدرج في الشحنات (شحنات موجبة أكثر في الخارج) وذلك يستخدم كآلية رئيسة لتوليد الطاقة ونقل مواد التمثيل الغذائي. وداخليًا، تحافظ الخلايا على تركيب ثابت نسبيًا.

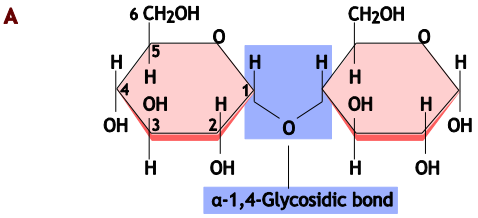
وتشمل الجزيئات الكبرى في الخلية البكتيرية: البروتينات والأحماض النووية (DNA, RNA) ومتعددة السكريات والدهون. هذه المركبات موجودة في مواضع عديدة بالبكتيريا (شكل ٢-٧).

والمركبات البوليمرية البكتيرية ذات الأهمية في معالجة مياه الصرف الصحي تشمل poly-β-hydroxyalkanoates (PHAs) الجيليكوجين ومتعددة الفوسفات (أشكال ٢-٨ حتى ٢-١٠) وهذه المركبات تلعب دورًا كمرشدة للطاقة بالإضافة إلى الكربون العضوي (PHA والجيليكوجين) والفوسفور (متعددة الفوسفات).

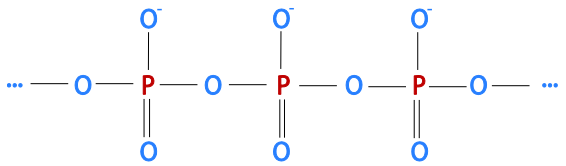


شكل ٢-٧ الجزيئات البكتيرية الكبرى في الخلية (أ) البروتينات وتوجد في السوط (فلاجيلم) والغشاء السيتوبلازمي وجدار الخلية، والسيتوبلازم (ب) الأحماض النووية (الريبية أو الريبوزية DNA -RNA) وتوجد في المنطقة النووية بالخلية والريبوزومات، (ج) السكريات وتوجد في جدار الخلية وأحيانًا حبيبات التخزين (د) الدهون – الليبيدات – وتوجد في الغشاء السيتوبلازمي وحبيبات التخزين (صورة مأخوذة من Madigan and Martinko, 2006)

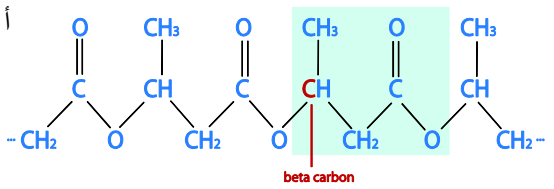
Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

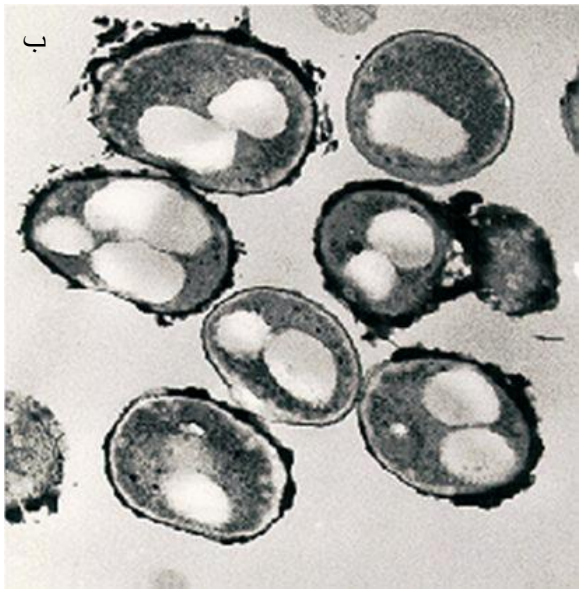


شكل ٢–٩ تركيب متعددة السكريات (أ) الفرق بين الرابطة الجليكوسيدية يكون في وضع الربط بين جزيئات الجلوكوز والبناء الهندسي (ألفا وبيتا) (ب) تركيب النشا والجليكوجين (بوليمرات تخزين بكتيرية) والسيليولوز (مأخوذة من Madigan and Martinko, 2006)



٢–١٠ تركيب متعددة الفوسفاتات ومتعددة الفوسفاتات هي بوليمرات من جزيئات الفوسفات يتم استقرارها بواسطة الكاتيونات (مثل K^+, Mg^{2+}, Ca^{2+}) بالتداخل مع الأكسجين الحامل للشحنات (-O-).





شكل ٢–٨ (أ) تركيب poly-β-hydroxybutyrate (PHB)، و poly-β-hydroxyvalerate (PHV)، نجد أن رابطة CH_3 استبدلت برابطة CH_2CH_3، وكلاهما من البوليمرات الحمضية الإلكوناتية (PHAs) (ب) حبيبات PHA نفسها مخزنة داخل الخلايا (صورة عن M.C.M. van Loosdrecht)

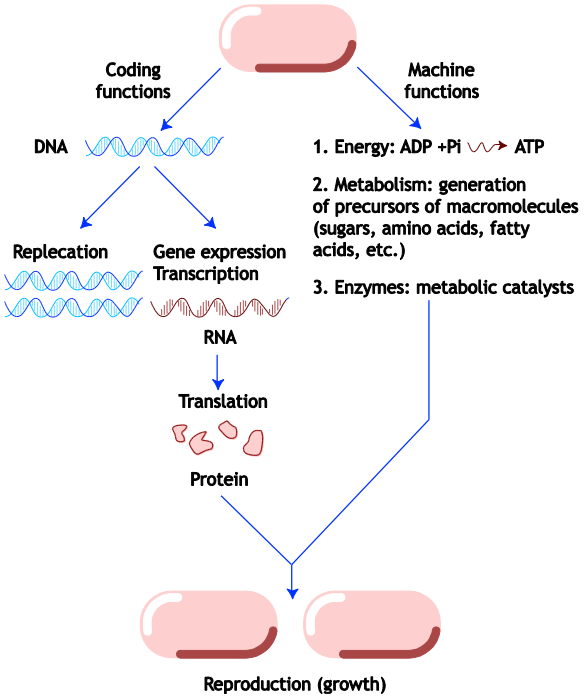
والنشا والجليكوجين والسيليولوز، كلها بوليمرات للجلوكوز والتي تختلف في نوع الرابطة الجليكوسيدية بين الجزيئات (شكل ٢–٩) وتغيير الربط أو تشكيل الربط الهندسي ينتج عنه بوليمرات تختلف كثيرًا في قوتها. والسيليولوز هو أقوى بوليمر ويستخدم كمادة هيكلية (بنائية) في النباتات والأشجار وهو أيضًا أصعب هذه البوليمرات في تحلله حيويًا. والفوسفاتات المتعددة عبارة عن سلاسل خطية من الفوسفات والتي يتم استقرار شحنتها السالبة بالكاتيونات، ورابطة أسترات الفوسفات الغنية بالطاقة هي ذاتها مثل الجزيء حامل الطاقة بداخل الخلية والمسمى "أدنيوسين ثلاثي الفوسفات" adenosine triphosphate (ATP) والذي يحتوي على سلسلة من ثلاثي الفوسفات. وتستخدم الفوسفاتات المتعددة في معظم البكتيريا كاحتياطي للفوسفات، ومجموعة محدودة فقط من البكتيريا هي التي تستخدمه كمركب لتخزين الطاقة.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

٢-٢-٣ وظائف البكتيريا

حتى يحدث النمو، يجب أن تكون البكتيريا قادرة على تكرار مادتها الجينية (الوراثية) والقيام بإجراء تحولات كيميائية تسمح بتكوين جميع المكونات من مختلف الموارد المنتجة والطاقة (شكل ٢-١١).

ويتم تحفيز التحولات الكيميائية بواسطة الإنزيمات، وهي عبارة عن بروتينات، وتشكيل أي بروتين يحتاج إلى تعبيره الوراثي . فالخطوة الأولى تكون عملية نسخ الحمض النووي الريبوزي –DNA– (خيط مزدوج من الحمض النووي) إلى حمض نووي ريبي –RNA– (خيط مفرد من الحمض النووي) ويتبع ذلك تحوله إلى بروتين والذي يتم عندئذ تحوله ليصبح فاعلاً. وبتكرار مكوناته، يمكن أن تنقسم الخلية البكتيرية إلى خليتين.



شكل ٢-١١ وظائف الخلايا. يحتاج النمو إلى كل من الترميز وكائن حي يلعب دوره حتى يكون فاعلاً. والحمض النووي الريبوزي يخدم في عملية التكرار والتعبير الجيني ، أولاً بنسخ الحمض النووي الريبوزي إلى حمض نووي ريبي (من DNA إلى RNA)، بعدها تحول RNA إلى بروتينات (مأخوذة عن Madigan and Martinko, 2006).

٢-٢-٤ وصف خصائص البكتيريا

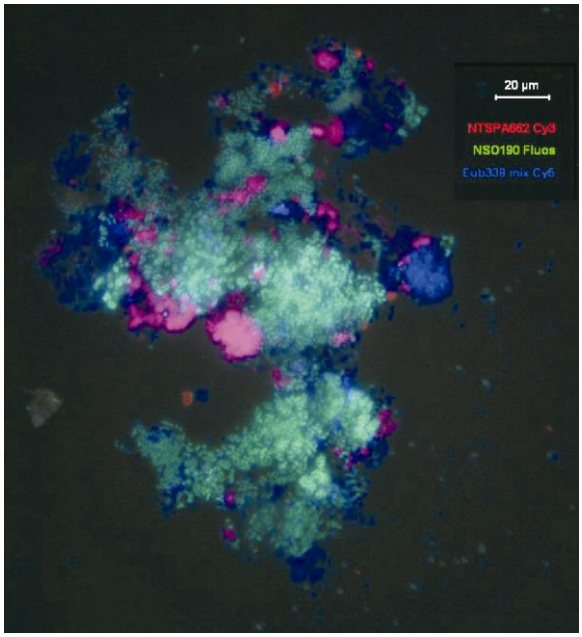
يمكن توصيف خصائص الكائنات الدقيقة، أولاً بعزل سلالات فردية من داخل مستعمرات ميكروبية، متعاقبًا مع عمليات تخفيف تركيز واستزراع للتخصيب، بعد ذلك اختبار استجابتها لظروف مختلفة. وفي الآونة الأخيرة، تم تطوير أدوات جزيئية تسمح بدراسة الكائنات الدقيقة دون الحاجة إلى عزلها واستزراعها.

إن القدرات المتفردة للبكتيريا على إنتاج بروتين معين، وتخزين كودها الوراثي يمكن أن تستخدم للكشف عن وجودها في عينات بيولوجية. كما أن إمكانية تشكيل أي بروتين يمكن التعرف عليها بتأكيد وجود الجين في الحمض النووي الريبوزي DNA، بينما تشكيله الحقيقي يمكن معرفته بتأكيد وجود الحمض الريبي RNA المصاحب له، في الكتلة الحيوية.

٢-٢-٤-١ عملية التهجين الموضعي وإطلاق الضوء

تتكون عملية التهجين الموضعي وإطلاق الضوء Fluorescent in situ hybridization (FISH) من الإعداد الكيميائي لشريط قصير من التسلسل المحدد لأحماض نووية ووحدة بناء قليلة النوكليدات وإلحاق (تذييل – وضع ذيل) ذلك بشريط فلورسنت مظهر وملون في نهايته. وبعدها يتم جعل الخلايا منفذة على وحدة البناء قليلة النيوكليوتيدات المظهرة oligonucleotide، والتي تلتئم لتكون شريطها التكاملي من الأحماض الريبوزية والريبية (DNA, RNA) وبعد إزالة المظهرات غير المترابطة، تقوم البكتيريا التي تكونت وتحوي المادة الوراثية المستهدفة بإطلاق الضوء (الفلورسنت) والذي يمكن ملاحظته تحت الميكروسكوب الفلورسنتي (شكل ٢-١٢)

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



شكل ٢-١٢ صورة عملية التهجين الموضعي وإطلاق الضوء FISH لحبيبية حمأة منيترة Ammonium oxidising Beta proteobacteria (probe NSO 190): green; Nitrospira-like organism (probe NTSPA 662): red; Eubacteria (probe EUB 338): blue (Eubacteria). Bar indicates 20 µm. (صورة مأخوذة من Kampschreur, 2008)

٢-٢-٤ تفاعل البوليمرات المتسلسل (PCR) وتغيير طبيعة المكونات بالفصل الكهربي الهلامي (DGGE)

يستخدم PCR لمضاعفة عدد جين محدد في الحمض النووي الريبوزي DNA. فالحمض DNA يتطلب أولاً استخلاصه من عينة بيولوجية، بعدها يتم تكثيره (مضاعفته) بتفاعل البوليميراز المتسلسل (PCR) وبعدها يتم تحديده للتأكد من وجوده. وفي تفاعل PCR تتم إضافة ٣ مكونات: إنزيم بوليميراز مقاوم للحرارة العالية، وأوليجونيوكليوتيدات تقوم بتعيين وربط نهايات الجينات المستهدفة بالعملية، وأحماض نووية، بحيث يمكن عمل نسخ من الجينات. وتستخدم دورة لدرجات حرارة ينتج عنها فتح (تبديل طبيعة) الحمض النووي الريبوزي والتحامه مع الأوليجونيوكليوتيدات الرابطة المضافة له وعندئذ يقوم إنزيم البلويميراز بإتمام إكثار الجينات بين الأوليجونيوكليوتيدات الرابطة لنهايات الجينات، وكلما أعيدت هذه الدورة يزيد عدد نسخ الجينات المستهدفة بصورة استثنائية مما يسهل التعرف عليها وتحديدها.

وبدلاً من استهداف تسلسل واحد للحمض النووي الريبوزي DNA، يمكن إكثار العديد من تسلسلات الجينات فورًا في وقت واحد، ويمكن التعرف على الجينات التي تم إكثارها بواسطة تبديل طبيعتها بالفصل الكهربي الهلامي DEGE، حيث يمرر تيار كهربي إلى مادة هلامية – جل – Gel – تحتوي على تركيز متزايد من مبدلات الطبيعة denaturant. وعندما ترحل تسلسلات جينات الحمض النووي DNA التي أكثرت بواسطة PCR، تبدأ في الانفتاح (تبديل طبيعتها)، مما يظهر انتقالها داخل المادة الهلامية – Gel - وتنتج شرائط مختلفة وهي التي تميز الجينات المستهدفة لكائن محدد.

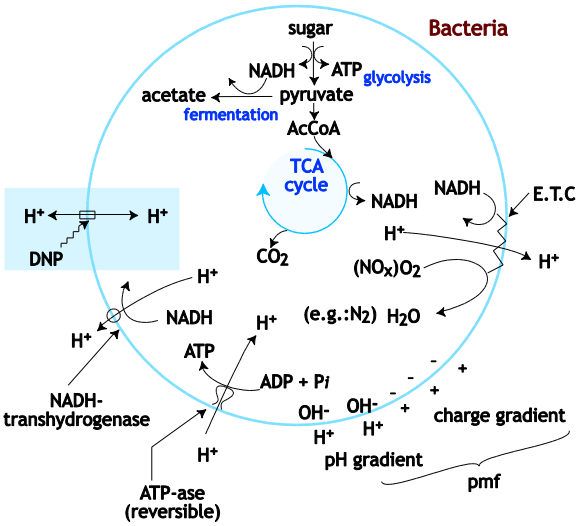
٢-٢-٥ الطاقة الحيوية البكتيرية

يتم الحصول على الطاقة المطلوبة لعملية التمثيل الغذائي للبكتيريا من تفاعلات الأكسدة/ الاختزال الكيميائية. وهناك طريقين رئيسين لتوليد الطاقة هما التحلل السكري glycolysis ودورة حمض الستريك (TCA أو دورة كربس Krebs cycle) والتي يتم فيها التحلل البيولوجي للجلوكوز (سكر) إلى بيروفات وإلى الإنزيم المساعد للأسيتيل والذي يتم إدخاله على دورة حمض الستريك (شكل ٢-١٣).

ويتم انتقال الطاقة الكيميائية إلى مركب "ثُلاثِي فوُسْفاتِ الأَدِينُوزِين" الغني بالطاقة (ATP) ويتم انتقال الإلكترونات إلى الشكل المؤكسد من الإنزيم المساعد "ثنائي نيكلوتيد الأدينين" (NAD^+) ليصبح مختزلا إلى (NADH). وفي وجود متلقي للإلكترونات مثل الأكسجين (O_2) أو النيتروجين المؤكسد NO_x (نيترات NO_3^- أو نيتريت NO_2^-)، يمكن للإنزيم المساعد "ثنائي الأدنين المؤكسد NADH أن ينقل الإلكترونات عبر السلسلة الناقلة للإلكترونات E.T.C إلى متلقي الإلكترونات. وفي هذه العملية لنقل الإلكترونات، يتم نقل البرتونات عبر غشاء الخلية إلى خارجها، وهكذا يحدث التدرج في الأس الهيدروجيني pH و الشحنات قوة محركة للبروتونات (p.m.f) تستخدم لنقل مركبات مختلفة عبر غشاء الخلية ولإنتاج أدنيوسين ثلاثي الفوسفات بواسطة إنزيم "ثُلاثِي فوُسْفاتِ الأَدِينُوزِين" وخلال عملية النقل هذه وتوليد ATP، تنتقل البروتونات عائدة لداخل الخلية. ويمكن لبعض المركبات السامة مثل ثنائي النيتروفينول DNP أن تعادل تدرج تركيز البروتونات عبر غشاء الخلية، وتدعى بفكات الإرتباط (uncoupler) حيث تفصل بين عمليتي استهلاك الكربون العضوي وإنتاج أدنيوسين ثلاثي الفوسفات. وبهذا، فإن هناك ثلاثة أنواع من المركبات المركزية الرئيسة التي تقوم بالتمثيل الغذائي في الطاقة الحيوية البكتيرية (metabolites)، وهي: إنزيم مساعد الأسيتيل acetylCoA وأدنيوسين ثلاثي الفوسفات ATP وثنائي نيكلوتيد الأدينين المؤكسد NADH. ويعمل مستوى هذه المركبات في داخل الخلية كمنظم قوي للتمثيل الغذائي في البكتيريا. ففي غياب متلقي خارجي للإلكترونات، لا تستطيع الخلية أن تعيد تكوين ثنائي نيكلوتيد الأدينين المؤكسد المنتج بواسطة التحلل السكري. وفي هذه الظروف

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

لن تعمل دورة حمض الستريك TCA لأكسدة الناتج لأكثر من بيروفات وإنزيم مساعد الأسيتيل. ولكن بإجراء عملية التخمر، يمكن اختزال البيروفات بواسطة NADH المنتج في عملية التحلل السكري إلى منتجات مثل الأسيتات والبروبيونات.



شكل ٢-١٣ نظرة عامة على أنشطة الطاقة الحيوية البكتيرية (مأخوذة من Comeau et al., 1986)

٢-٢-٦ متطلبات التغذية في النمو البكتيري

بالإضافة إلى الطاقة تحتاج الكائنات الدقيقة إلى مصادر للكربون والمركبات الغير العضوية لتكوين المكونات الخلوية. والبكتيريا الموجودة في محطات معالجة مياه الصرف الصحي تتركب – نمطيًا من ٧٥-٨٠% مياه و ٢٠-٢٥% مادة جافة.

و يتم تحديد محتوى المادة الجافة من حجم معروف لعينة سائلة، باستبقاء الكتلة الحيوية على مرشح ألياف زجاجية له ثقوب ضئيلة، حوالي ١,٢ ميكرون، ثم تبخير المياه في فرن عند درجة ١٠٥°م. وبعد التبريد يتم وزن الكتلة الحيوية المجففة على ميزان حساس ويتم التعبير عن النتائج "كإجمالي مادة صلبة عالقة" (TSS) بالجرام في المتر المكعب (جم/ م^3 – g/m^3). ويمكن بعد ذلك حرق مرشح الألياف الزجاجية الذي احتفظ بالمادة الصلبة في فرن عند درجة ٥٥٠°م لحرق المادة العضوية (ويعتبر أنها مكونة من كربون وهيدروجين وأكسجين ونيتروجين)، والرماد المتبقي يمثل عندئذ المكونات غير العضوية ويسمى "رماد" أو مواد صلبة مستقرة (ثابتة) (FSS). وبالطرح، يتم حساب المادة العضوية التي احترقت، وتسمى مواد صلبة متطايرة (VSS).والتركيب النموذجي للمادة الصلبة (TSS) للبكتيريا، مذكور في جدول ٢-١.

جدول ٢-١ التركيب النموذجي للبكتيريا (مأخوذة عن **Metcalf & Eddy 2003**)

المكون أو العنصر	النسبة المئوية من المواد الصلبة العالقة الكلية	الصيغة الرقمية للخلايا $C_5H_7O_2N$
مكونات أساسية خلوية		
بروتينات	55.0	
متعددة السكريات	5.0	
الدهون (ليبيدات)	9.1	
حمض نووي ريبوزي	3.1	
حمض نووي ريبي	20.5	
أخرى (أحماض أمينية وسكريات)	6.3	
أيونات غير عضوية	1.0	
كعناصر للخلية	(النسبة المئوية من المواد الصلبة المتطايرة الكلية)	
عضوية (مواد صلبة متطايرة)	93.0	
كربون	50.0	53.1
أكسجين	22.0	28.3
نيتروجين	12.0	12.4
هيدروجين	9.0	6.2
مواد غير عضوية (مواد صلبة مستقرة)	7.0	
فوسفور	2.0	
كبريت	1.0	
بوتاسيوم	1.0	
صوديوم	1.0	
كالسيوم	0.5	
ماغيسيوم	0.5	
كلور	0.5	
حديد	0.2	
عناصر أخرى صغرى	0.3	

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

ويكون المحتوى العضوي (VSS) وغير العضوي للبكتيريا بهذا ٩٣% و٧%، على الترتيب. ولا يجب فقط أن تتوافر العناصر الرئيسة مثل النيتروجين والفوسفور لنمو الخلايا، ولكن العناصر الأخرى هي أيضًا أساسية. وهذه المركبات يندر عدم توافرها في المياه الخارجة (السيب) البلدية، ولكن قد تغيب في بعض المياه الخارجة الصناعية مثل تلك الخارجة من مصانع السكر والورق.

إن الصيغ الكيميائية المقترحة للخلايا (الكتلة الحيوية النشطة) الموجودة في عمليات معالجة مياه الصرف الصحي هي $C_5H_7O_2N$ و$C_{60}H_{87}O_{23}N_{12}P$ والتي يمكن تقريبها إلى $C_5H_7O_2NP_{1/12}$. هذه الصيغ تعطي محتوى المادة الجافة (%TSS) لكل من C و H و O و N و P التي تتوافق كثيرًا مع القيم المقدمة في جدول ٢–١ والعناصر الصغرى الأخرى المطلوبة تشمل Cu، Co، Se، Mo، Mn، Zn و Ni .

٢–٢–٧ مصادر الكربون والطاقة والتنوع الميكروبي

عملية التمثيل الغذائي هي مجموع جميع العمليات الكيميائية التي تحدث في الخلايا الحية (شكل ٢–١٤) وهي مقسمة إلى فئتين: هدم Catabolism وبناء Anabolism. والتفاعلات الهدمية Catabolism هي مصدر الطاقة في الخلية. والتفاعل الهدمي هو تفاعل الأكسدة و الاختزال Redox حيث تولد عملية نقل الإلكترونات من المواد مانحة الإلكترونات إلى تلك المتلقية للإلكترونات طاقة محركة للبروتون هي التي تؤدي إلى إنتاج أدينوسين ثلاثي الفوسفات. وتستخدم التفاعلات البنائية Anabolic هذه الطاقة في تكوين المكونات الخلوية من مصادر الكربون والمواد المغذية الأخرى. فإن كانت مركبات الكربون العضوي هي الداخلة في عملية التخمر، فهي تعمل أيضًا في التفاعلات الهدمية كما تفعل في التفاعلات البنائية. وتكون العمليات البنائية بصورة أو بأخرى نفس الشيء في جميع البكتيريا، بينما تختلف العمليات الهدمية بصورة واسعة بين مختلف المجموعات الميكروبية.

ويحتاج إنتاج الطاقة إلى وجود مانح للإلكترونات ومتلقي للإلكترونات. فالمركب المختزل يعمل كمانح للإلكترونات (مثل المادة العضوية أو الأمونيا) بينما يعمل المركب المؤكسد كمتلقي للإلكترونات (مثل الأكسجين والنترات) وحالتي الأكسدة القصوى أو الدنيا، مبينة في جدول ٢–٢ للعناصر المميزة في الميكروبيولوجي.

وتكون مصادر الكربون للتكوين الحيوي Biosynthesis من نوعين: عضوي أو غير عضوي، ومصادر الطاقة من ثلاثة أنواع/ عضوي أو غير عضوي أو ضوئي، لكن اختلاف الارتباط بين مانحات الإلكترونات ومتلقيات الإلكترونات ينتج عنه تنوعًا واسعًا من الكائنات الدقيقة (جدول٢–٣).

تأتي أسماء هذه المجموعات من جذور إغريقية (يونانية): كيميائي *chemo*، تغذية *troph*، عضوي *organo*، غير عضوي *litho*، ضوء *photo*، ذاتي *auto* والغير *hetero* (الخارجية).

وتحصل الكائنات كيميائية التغذية Chemotrophs على الطاقة من أكسدة الجزيئات مانحة الإلكترونات من بيئتها وهذه الجزيئات يمكن أن تكون عضوية chemo-organotrophs و chemo-organoheterotrophs أو غير عضوية chemolithotrophs و chemolithoautotrophs. والكائنات كيميائية التغذية بالجزيئات العضوية هي عادة كائنات غير سوية التغذية بينما التي تتغذى على جزيئات غير عضوية هي عادة كائنات ذاتية التغذية، مع تبادل استخدام هذه المسميات، وليست جميع الأنواع الميكروبية ممثلة في هذا الجدول. وتتضمن مجموعات أخرى بعض أنواع المركبات المكلورة كمتلقية للإلكترونات.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

ومن أمثلة تفاعلات النمو البكتيري ووظائفها الرئيسة في معالجة مياه الصرف الصحي الأمثلة المذكورة فيما يلي. وتستخدم الجزيئات المتعادلة للتفاعلات، حتى لو كانت أنواع أخرى أيونية هي السائدة، والمعادلات من 2.1 حتى 2.6 تبين عملية التمثيل الغذائي فقط، وهي غير موزونة.

- الكائنات غير سوية التغذية الهوائية – أكسدة المادة العضوية

$$C_6H_{12}O_6 + O_2 + NH_3 + other\ nutrients \rightarrow C_5H_7O_2N + CO_2 + H_2O \quad (2.1)$$

- الكائنات مزيلة النيترة – إزالة النيترات

$$C_6H_{12}O_6 + O_2 + HNO_3 + NH_3 + other\ nutrients \rightarrow C_5H_7O_2N + CO_2 + H_2O + N_2 \quad (2.2)$$

- كائنات مسببة للتخمر / تحويل المركبات العضوية الأكبر: جلوكوز إلى حمض أسيتيك

$$C_6H_{12}O_6 + O_2 + NH_3 + other\ nutrients \rightarrow C_5H_7O_2N + CH_3CO_2H + CO_2 \quad (2.3)$$

- البكتيريا ذاتية التغذية الهوائية – (مؤكسدات ألأمونيا) – إزالة الأمونيا

$$CO_2 + NH_3 + O_2 + other\ nutrients \rightarrow C_5H_7O_2N + HNO_3 + H_2O \quad (2.4)$$

- مولدات الميثان المحولة للهيدروجين: إنتاج الغاز الحيوي

$$H_2 + CO_2 + NH_3 + other\ nutrients \rightarrow C_5H_7O_2N + CH_4 \quad (2.5)$$

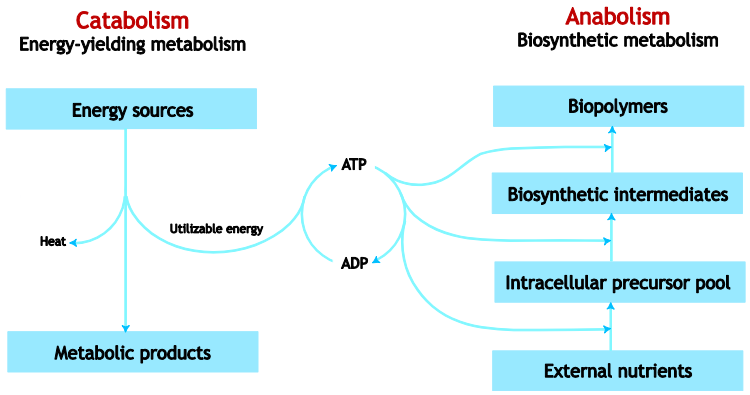
- النباتات: إنتاج الأكسجين وخفض غازات الاحتباس الحراري

$$CO_2 + light + NH_3 + other\ nutrients \rightarrow C_5H_7O_2N + O_2 \quad (2.6)$$

جدول ٢-٢ العناصر الهامة في الميكروبيولوجي

الاسم والرمز		حالة الأكسدة المرجعية (= صفر)	السالبية الكهربية (x)	حالة الأكسدة وحالة (x) الأدنى		حالة الأكسدة وحالة (x) الأقصى	
أكسجين	O	O_2 (غاز)	3.50	H_2O	-II	0	O_2
نيتروجين	N	N_2 (غاز)	3.07	NH_4^+	-III	V	NO_3^-
كربون	C	C (صلب)	2.50	CH_4	-IV	IV	HCO_3^-
كبريت	S	S (صلب)	2.44	HS^-	-II	VI	SO_4^{2-}
هيدروجين	H	H_2 (غاز)	2.10	H_2	0	I	H^+
حديد	Fe	Fe (صلب)	1.64	Fe	0	III	Fe^{3+}
منجنيز	Mn	Mn (صلب)	1.60	Mn^{2+}	II	IV	Mn^{4+}

حالات الأكسدة المبينة: مرجعية، حد أدنى، حد أقصى – حالات المادة: غازية – صلبة والسالبية الإلكترونية تشير إلى ميل الذرة إلى جذب الإلكترونات (e^-) في حالة الأكسدة العالية. هذه العناصر (ماعدا الهيدروجين H^+) متلقيات محتملة للإلكترونات بالنسبة للتفاعلات الهدمية (مأخوذة من Heijnen et al ، قيد الإعداد)



شكل ٢-١٤ عملية التمثيل الغذائي كهدم وبناء (مأخوذة عن Todar, 2007)

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

جدول ٢-٣ التقسيم الغذائي للكائنات الدقيقة (مأخوذة من Rittmann and McCarty, 2001; Metcalf & Eddy, 2003)

		مصدر الطاقة			مصدر الكربون[١]
		مانح الإلكترون		متلقي للإلكترون	النواتج النموذجية[٢]
مجموعة التغذية	المجموعة الميكروبية	نوع مانح الإلكترون			
كيميائية					
عضوية	عضوية التغذية هوائية	عضوية		O_2	CO_2, H_2O	عضوية
	مزيلة النيترة	عضوية		NO_3^-, NO_2^-	N_2, CO_2, H_2O	عضوية
	مسببة للتخثر	عضوية		عضوية	عضوية: $VFAs$[3]	عضوية
	مختزلة للحديد	عضوية		Fe (III)	Fe (II)	عضوية
	مختزلات الكبريت	أسيتات		SO_4^{2-}	H_2S	أسيتات
	منتجة للميثان	أسيتات		أسيتات	CH_4	أسيتات
خارجية	منيترة: AOB[4]	NH_4^+	أمونيوم	O_2	NO_2^-	CO_2
	منيترة: NOB[5]	NO_2^-	نيتريت	O_2	NO_3^-	CO_2
	أناموكس بكتريا[٦]	NH_4^+	أمونيوم	NO_2^-	N_2	CO_2
	مزيلة للنيترة	H_2	هيدروجين	NO_3^-, NO_2^-	N_2, H_2O	CO_2
	مزيلة للنيترة	S	كبريت	NO_3^-, NO_2^-	N_2, SO_4^{2-}, H_2O	CO_2
	مؤكسدة للحديد	Fe (II)	حديد	O_2	Fe (III)	CO_2
	مختزلة للكبريتات	H_2	هيدروجين	SO_4^{2-}	H_2S, H_2O	CO_2
	مؤكسدة للكبريتات	H_2S, S^0,$S_2O_3^{2-}$	سلفات	O_2	SO_4^{2-}	CO_2
	كائنات تتغذي على الهيدروجين وهوائية	H_2	هيدروجين	O_2	H_2O	CO_2
	كائنات منتجة للميثان (هيدروجينية ومنتجة)	H_2	هيدروجين	CO_2	CH_4	CO_2
ضوئية						
	طحالب – نباتات	H_2O	ماء	CO_2	O_2	CO_2
	بكتيريا تمثيل ضوئي	H_2S	ماء	CO_2	S (0)	CO_2

(١) مصدر الكربون: عضوي لغير ذاتية التغذية وغير عضوية لذاتية التغذية، وmixotroph للاثنين (٢) النواتج النموذجية: ثاني أكسيد الركبون والماء هما نواتج التحفيز (توليد الطاقة) بواسطة العديد من الكائنات الدقيقة (٣) أحماض دهنية متطايرة (عادة أسيتات وبروبانات وبيوتيرات) (٤) بكتيريا مؤكسدة للأمونيا (٥) بكتيريا مؤكسدة للنيتريت (٦) بكتيريا مؤكسدة للأمونيا (لاهوائية).

٢-٢-٨ الظروف البيئية (الأكسجين، الحرارة والسمية)

يجب أن تكون الظروف البيئية مناسبة لنمو الكائنات الدقيقة. والعوامل الرئيسة المؤثرة في النمو هي الأكسجين ودرجة الحرارة، ولكن يجب أن يكون الأس الهيدروجيني pH (٦-٨) والضغط الأسموزي (اعتمادًا على تركيز الأملاح) ملائمين.

٢-٢-٨-١ الأكسجين

تختلف الحاجة والقدرة على الاحتمال والحساسية للأكسجين الجزيئي (O_2) بصورة واسعة بين الكائنات الدقيقة (جدول ٢-٤). فالكائنات الهوائية تستخدم الأكسجين وقد تحتاجه (الهوائية الأساسية) وتؤدي وظائفها في غيابه (الاختيارية) أو تحتاجه في مستويات منخفضة

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

جدول ٢-٤ الأكسجين والكائنات الدقيقة (مأخوذة عن Madigan and Martinko, 2006)

المجموعة	العلاقة بالأكسجين	نوع التمثيل الغذائي
هوائية		
هوائية أساسية	مطلوب (٢٠% مثلاً)	تنفس هوائي
اختيارية	أفضل إن وجد	تنفس هوائي/ نيترة/ تخمر
أليفة الهواء المنخفض	مطلوب مستويات قليلة (١% مثلاً)	تنفس هوائي
لاهوائية		
تتحمل وجود الأكسجين	غير مطلوب، لا تتأثر بوجوده	تخمر أو اختزال كبريتات
لاهوائية أساسية	ضار أو قاتل إن وجد	تخمر أو تخمر لا هوائي

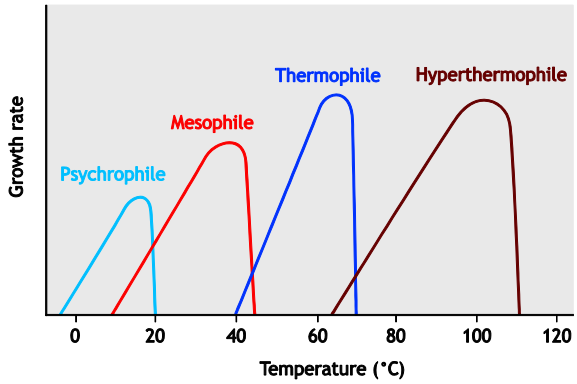
(أليفة الهواء المنخفض) والكائنات اللاهوائية لا تستخدمه ولكن يمكنها تحمله (تتحمل وجود الأكسجين) أو لا تتحمله (لاهوائية أساسية).

وفي الكائنات هوائية التنفس، فإن إنزيمات اختزال الأكسجين (لاستخدام الأكسجين الناتج كمانح للإلكترونات) تحتاج لحثها دائمًا، وعلى العكس، فإن مزيلات النترتة ، والتي هي هوائية اختيارية، لديها إنزيمات مكونة لاختزال الأكسجين، ولكن إنزيمات إزالة النيترات (أو النيتريت) هي التي تحتاج لحثها، وهي حالة تحتاج لغياب الأكسجين. وجميع البكتيريا مزيلة النيترة يمكن أيضًا أن تستخدم الأكسجين، حيث إن عمليات الهدم الغذائي لها تكون مشابهة نسبيًا. وعلى العكس فإن مختزلات الكبريتات لا يمكنها استخدام الأكسجين، وعمليات الهدم الغذائي لها تكون مختلفة تمامًا من التنفس الهوائي.

وبينما يشير اخصائيو الميكروبيولوجي إلى ظروف غياب الاكسجين بـ anoxic (بدون أكسجين) أو ananerobic (بدون هواء) ، فإن المهندسين يفرقون بين هذين الظرفين بدقة. وهكذا، ففي غياب الأكسجين، ووجود أو غياب النيتروجين المؤكسد (النيترات أو النيتريت) يشار لها بأنها ظروف غائبة الأكسجين أو لاهوائية، على الترتيب (جدول ٢-٥).

٢-٢-٨-٢ درجة الحرارة

لدرجة الحرارة تأثير ملحوظ على معدل نمو الكائنات الدقيقة (شكل ٢-١٥).



شكل ٢-١٥ تأثير درجة الحرارة على معدل النمو الميكروبي (مأخوذة من Rittmann and McCarty, 2001)

فتلك التي تعمل في معدلات عالية من درجة الحرارة لها معدل نمو أقصى أعلى من تلك التي تعمل في معدلات أكثر انخفاضًا. والمعدل المثالي لدرجة الحرارة في كل مجموعة يكون ضيقا نسبيًا. ومع درجات الحرارة المتزايدة، يلاحظ زيادة تدريجية في معدل النمو، حتى يحدث انخفاض مفاجئ نتيجة لتغير طبيعة البروتينات في درجات الحرارة الأعلى. والتعبيرات المستخدمة عادة لوصف هذه الكائنات الدقيقة هي: محبة لدرجات الحرارة المنخفضة (تحت حوالي ١٥°م) ومحبة لدرجات

جدول ٢-٥ التعريف الهندسي لبعض الظروف البيئية

الظرف		مستقبل للإلكترونات	
		موجود	غائب
هوائي	OX	O_2	
غائب الأكسجين	AX	NO_x	O_2
لاهوائي	AN		O_2 and NO_x

NO_x يشير للنيترات (NO_3^-) والنيتريت (NO_2^-)

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

الحرارة المعتدلة (١٥–٤٠°م) ومحبة لدرجات الحرارة المرتفعة (٤٠–٧٠°م) ومحبة لدرجات الحرارة المرتفعة جدًا (فوق ٧٠–١١٠°م).

٢–٣ قياس اتحاد العناصر والطاقة

٢–٣–١ الأكسجين الكيميائي الممتص النظري ومكافئات الإلكترونات

يتم عادة إجراء تحديد الأكسجين الكيميائي الممتص (COD) في المختبرات وهو يتضمن أكسدة المركبات العضوية في وجود محلول ثاني الكرومات الحمضي يجري تسخينة لدرجة ١٥٠°م لمدة ساعتين، ويتم التعبير عن عدد الإلكترونات الممنوحة بواسطة ثاني الكرومات في الاختبار، كمكافئات أكسجين بالجرام أكسجين / م^3 (gO_2/m^3) أو ملي جرام أكسجين/ م^3 (mgO_2/l).

ويمكن تحديد مكافئات الإلكترونات للأكسجين بملاحظة أن كل مول من الأكسجين يزن ٣٢ جرام ويحتوي على ٤ مكافئات إلكترون (٢ جزئ أكسجين x ٢ إلكترون/ جزيء أكسجين). وهكذا فإن مكافئ الإلكترون الواحد (eeq) يناظر ٨ جم من الأكسجين الكيميائي الممتص (معادلة 2.7)

$$1\,eeq = 8\,gCOD \qquad (2.7)$$

وباعتبار أن المادة العضوية تكون مانحة للإلكترونات بينما الأكسجين قابل للإلكترونات (متلقٍ) فإن الأكسجين الذائب يعتبر أنه يمثل أكسجين كيميائي ممتص سالب (معادلة 2.8).

$$1\,gO_2 = -1\,gCOD \qquad (2.8)$$

ويمكن تحديد الأكسجين الكيميائي الممتص النظري (thCOD) للمادة الركيزة بكتابة معادلة متوازنة يضاف فيها الأكسجين (O_2) ويتم تحلل المركب إلى منتجات نهائية بها الأمونيا باقية في حالة الأكسدة (III) NH_3. ويمكن أن ينحرف الأكسجين الكيميائي الممتص النظري عن الأكسجين الكيميائي الممتص الذي تم قياسه عندما لا يتفاعل مركب في اختبار COD.

والمعادلة (2.9) تعطي معادلة عامة لهذا الغرض. فالمعادلة تشير إلى thCOD لمادة تحتوي على C,H,N,O (مأخوذة عن Rittmann and McCarty, 2001).

$$C_nH_aO_bN_c + \frac{1}{2}\left(2n + 0.5a - 1.5c - b\right)O_2 \rightarrow nCO_2 + cNH_3 + \frac{a-3c}{2}H_2O \qquad (2.9)$$

and

$$thCOD/weight\,\frac{(2n + 0.5a - 1.5c - b)16}{12n + a + 16b + 14c}$$

وعلى سبيل المثال (المعادلة 2.10) فإن تحول الجلوكوز إلى مادة غير عضوية يعطي الآتي:

$$\underset{180\ g}{C_6H_{12}O_6} + 6O_2 \rightarrow \underset{192\ g}{6CO_2} + 6H_2O \qquad (2.10)$$

وهكذا، ١ جم جلوكوز يمثل ١,٠٦٧ جم أكسجين كيميائي ممتص نظري (١٩٢/١٨٠).

وباعتبار أن ٨ جم O_2 تقابل ١ eeq، فإن ١ مول من الجلوكوز يمنح ٢٤ eeq. وبهذا، فإزالة O_2 فإنه في المعادلة السابقة، وإضافة ٢٤ إلكترون كنواتج للتفاعل، والعديد من البروتونات (H^+) لإحداث توازن الشحنات، و الماء لتوازن الهيدروجين يعطي معادلة نصف التفاعل (المعادلة 2.11).

$$C_6H_{12}O_6 + 6H_2O \rightarrow 6CO_2 + 24e^- + 24H^+ \qquad (2.11)$$

ولكل ١ eeq، تصبح المعادلة 2.11، كما يلي

$$\frac{1}{24}C_6H_{12}O_6 + \frac{1}{4}H_2O \rightarrow \frac{1}{4}CO_2 + e^- + H^+ \qquad (2.12)$$

ويمكن استخدام منهج مشابه للكائنات المتلقية للإلكترونات. فبالنسبة للأكسجين ، يعطي هذا:

$$0.25O_2 + H^+ + e^- \rightarrow 0.5H_2O \qquad (2.13)$$

وبجمع المعادلتين السابقتين نحصل على معادلة التفاعل الكامل للجلوكوز.

ومثل ذلك أيضًا تحول النيترات إلى غاز النيتروجين (إزالة النيترة)، حيث تختزل حالة الأكسدة للنيتروجين من +٥ إلى صفر.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

$$HNO_3 + 5H^+ + 5e^- \rightarrow 0.5N_2 + 3H_2O \qquad (2.14)$$

ومكافئ الأكسجين الكيميائي الممتص لهذا التفاعل هو:
5 eeq/mol x 8 gCOD/eeq = 40 gCOD/molHNO_3 = 2.86 gCOD/gNO_3-N. وحيث إن الإلكترونات تم تلقيها وليس منحها فإن مكافئ الجرام الواحد (1 g) من النيترات – نيتروجين تكون بهذا ناقص 2.86 COD أي 40/(14 (-2.86 gCOD/gNO_3-N) = g/mol).

وكتابة المعادلات بجزيئات متعادلة أو حاملة لشحنات لا يغير من عدد مكافئات الإلكترون، لتفاعل ما، حيث إن عدد البروتونات (H^+) سيتم تعديله .

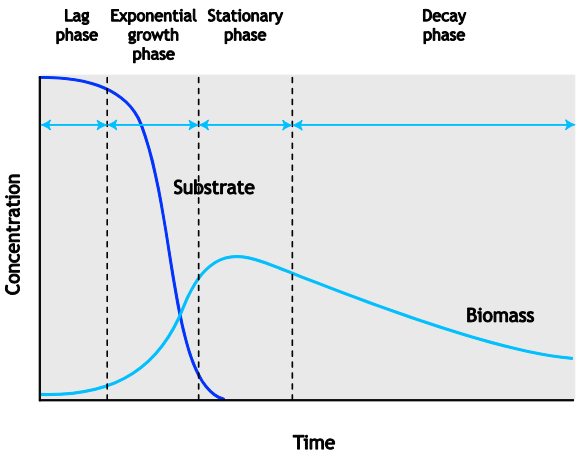
إن الأكسجين الكيميائي الممتص نظريا لعدد من المركبات معروض في جدول ٢–٦. ومختلف معادلات الكتل الحيوية تعطي نسب أكسجين كيميائي ممتص نظري إلى الوزن الجاف، مختلفة بين ١,٣٧ و١,٤٨ gCOD/gVSS حيث تم اعتبار ١,٤٢ نموذجية للمعالجة البيولوجية لمياه الصرف الصحي البلدية.

جدول ٢–٦ الأكسجين الكيميائي الممتص النظري لمختلف المركبات، بالوزن

المركب	الصيغة الكيميائية	الوزن (VSS) CHON (g/mol)	كربون/وزن C/wt (%)	نيتروجين/ وزن N/wt (%)	فوسفور/ وزن P/wt (%)	thCOD (g/mol)	COD/VSS (g/g)
الكتلة الحيوية							
	$C_5H_7O_2N$	113	53	12	0	160	1.42
	$C_5H_7O_2NP_{1/12}$	113	52	12	2.2	160	1.42
	$C_{60}H_{87}O_{23}N_{12}P$	1343	52	12	2.3	1960	1.46
	$C_6H_{7.7}O_{2.3}N$	131	55	11	0	193	1.48
	$C_{18}H_{19}O_9N$	393	55	4	0	560	1.42
	$C_{41.3}H_{64.6}O_{18.8}N_{7.04}$	960	50	10	3.1	1369	1.43
	$C_4H_6O_2$	86	56	0	0	144	1.67
المواد العضوية							
الكازين	$C_8H_{12}O_3N_2$	184	52	15	0	256	1.39
العضويات المتوسطة	$C_{18}H_{19}O_9N$	393	55	4	0	560	1.42
الكربوهيدرات	$C_{10}H_{18}O_9$	282	43	0	0	320	1.13
الدهون والزيوت	$C_8H_6O_2$	134	72	0	0	272	2.03
الزيوت والأحماض الزيتية	$C_{18}H_{34}O_2$	254	85	0	0	880	3.46
البروتينات	$C_{14}H_{12}O_7N_2$	320	53	9	0	384	1.20
الجلوكوز	$C_6H_{12}O_6$	180	40	0	0	192	1.07
الفورمات	CH_2O_2	46	26	0	0	16	0.35
الأسيتات	$C_2H_4O_2$	60	40	0	0	64	1.07
البروبينات	$C_3H_6O_2$	74	49	0	0	112	1.51
البيوترات	$C_4H_8O_2$	88	55	0	0	160	1.82
الميثان	CH_4	16	75	0	0	64	4.00
الهيدروجين	H_2	2	-	–	–	16	8.00

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

بالنسبة للمواد الأساسية الركيزة للتفاعلات، فإن نسبة الأكسجين الكيميائي الممتص النظري thCOD إلى المادة الصلبة المتطايرة (VSS) تختلف بصورة كبيرة، وفقًا لدرجة اختزال المادة الأساسية. والنسب المتراوحة بين ٠,٣٥ بالنسبة للفورمات، وهي مادة ركيزة عالية الأكسدة، إلى ٤,٠٠ جم COD لكل جرام من المادة الركيزة للميثان، وإلى ٨,٠٠ جم COD لكل جرام من الهيدروجين. ومتوسط مياه الصرف الصحي البلدية يمكن أن يكون بها نسبة COD إلى VS تبلغ ١,٢ جم COD/ جم VS



شكل ٢-١٦ نمو الكتلة الحيوية في وضع مفاعل الدفعة (مأخوذة من Metcalf & Eddy, 2003)

٢-٣-٢ نمو الخلية

يتميز نمو الخلية في اختبار الدفعات بأربع مراحل يتم خلالها تطور تركيزات المادة الركيزة والكتلة الحيوية (شكل ٢-١٦).

المراحل الأربعة هي:

(١) مرحلة الفتور والتي خلالها يكون هناك قليل من الزيادة في الكتلة الحيوية وقليل من المادة الركيزة يتم استهلاكه حيث تقوم الخلايا بأقلمة نفسها للوضع الجديد.

(٢) يتبع ذلك مرحلة النمو الأسي وخلالها تنمو الكتلة الحيوية بأقصى معدل مستهلكةً الكثير من المادة الركيزة المتوافرة بسهولة.

(٣) يليها مرحلة السكون وخلالها يتوفر القليل من المادة الركيزة الخارجية ويبقى تركيز الكتلة الحيوية ثابتا نسبيًا.

(٤) أخيرًا، ترتبط مرحلة التحلل بتحلل الكتلة الحيوية نتيجة لاستهلاك احتياطات الطاقة والكربون الداخلي في احتياجات البقاء، ونتيجة للافتراس والتحلل.

وتوجد ظروف النمو هذه في محطات معالجة مياه الصرف الصحي عند بدء التشغيل (مرحلة الفتور)، وفي المحطات المحملة بصورة كبيرة أو في الجزء الأمامي من عملية التدفق الدفقي (مرحلة النمو الأسي) أو في الجزئين الأوسط والنهائي من عملية التدفق الدفقي (مرحلة السكون) أو في بركة اختيارية الأكسجين أو في هاضم حمأة هوائي (مرحلة التحلل).

٢-٣-٣ الإنتاجية والطاقة

٢-٣-٣-١ الطاقة من عملية الهدم في التمثيل الغذائي catabolism

التمثيل الغذائي الميكروبي يحتاج طاقة لتكوين الخلية. واعتمادًا على الثنائي مانح ومتلقي الإلكترونات وإنتاج الطاقة المرتبطة بهما، تكون هناك نسبًا مختلفة من الإلكترونات متاحة من مانح الإلكترونات لعملية تكوين الكتلة الحيوية. على سبيل المثال، الأكسدة الهوائية للجلوكوز تولد طاقة أكثر بكثير من تحول الجلوكوز إلى ميثان، مما يفسر لماذا تكون إنتاجية الخلايا في التفاعل الأول أكثر من تلك التي في التفاعل الثاني. وتوفر دراسة الطاقة الحيوية أداة لحساب كميات الطاقة المتاحة لمختلف التفاعلات الحيوية، والتي يمكن أن تستخدم، عندئذ، لتحديد إنتاجية الكتلة الحيوية في تفاعل ما.

ويعتمد إنتاج الطاقة في عملية الهدم الغذائي على الأكسدة والاختزال للكيماويات المتاحة للكائنات الدقيقة. ففي تفاعل ما، تتم أكسدة مانح الإلكترونات (ED) بينما يختزل متلقي الإلكترونات (EA). فيعتبر مانح الإلكترون هنا بأنه المادة الركيزة ذات الطاقة العالية أو "الغذاء" في التفاعل، ويمكن لتنوعات كبيرة من المركبات أن تقوم بهذا الدور. و متلقي الإلكترون، على العكس، شكل مؤكسد ويكون عدد محدود منه متاحًا للنظم البيولوجية (بصورة أساسية: الأكسجين والنيترات والنيتريت والحديد(الثلاثي) والكبريتات وثاني أكسيد الكربون).

ويعتبر التغير في طاقة جيبس Gibbs energy أو (ΔG^0) خاصية حرارية ديناميكية مفيدة لتفاعل ما والتي تميز أقصى مقدار من الطاقة (الشغل) يمكن الحصول عليها من هذا التفاعل. ويبين الحرف المكتوب فوق الرمز أن المركبات الداخلة في التفاعل ظروفها قياسية (١ مول، ١ ضغط جوي) و ٢٥°م. بالنسبة للعمليات البيولوجية، عادة تعطي طاقة جيبس القياسية عند درجة حموضة ٧ (pH 7)، والتي في ذلك الحين يتم الرمز لها بإضافة (') للرمز الخاص بالتغير في طاقة جيبس. وفي جدول ٢-٧ نجد بعض أنصاف التفاعلات لأنظمة بيولوجية وتغيرات طاقة جيبس لكل مكافئ إلكترون (ΔG^0 kJ/eeq).

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

وحين جمع تفاعلات مانحات الإلكترونات ومتلقيات الإلكترونات يجب ملاحظة أن جميع التفاعلات في الجدول ٢–٧ معبر عنها كمتلقيات للإلكترونات مع الإلكترون على الجانب الأيسر وبهذا، فإنه في تفاعل مانحات الإلكترونات، فإن المواد المتفاعلة والنواتج في التفاعل يجب أن يتم تبادلها وإشارة تغير طاقة جيبس يجب أن تتغير.

وإذا نتج صافي التفاعل عن قيمة $\Delta G^{0'}$ سالبة ، فهذا يعني أن الطاقة يمكن أن تنطلق وأن التفاعل يمكن أن يتم تلقائيًا، أي تفاعل يخرج (يطلق) الطاقة exergonic. وعلى العكس، فإن نتج صافي التفاعل عن قيمة موجبة بالنسبة إلى $\Delta G^{0'}$، فإن إضافة الطاقة تكون مطلوبة لإتمام التفاعل والذي لن يتم تلقائيًا، أي تفاعل يمتص الطاقة (enderogonic).

والطاقة المتاحة من تحول الجلوكوز (مانح إلكترونات) بالأكسدة الهوائية (مع الأكسجين كمتلقي للإلكترونات) وبعملية تكوين الميثان (في وجود ثاني أكسيد الكربون كمتلقي للإلكترونات) موضحة في جدول ٢–٨.

وهذان التفاعلان للأكسدة في الجلوكوز يوضحان أن التمثيل الغذائي الهوائي يعطي تقريبًا ٧ أمثال الطاقة من عملية تكوين الميثان لاهوائيًا. وبالتالي، فإن إنتاجية الخلايا يتوقع أن تكون أعلى بكثير مع الأكسجين منها مع ثاني أكسيد الكربون كمتلقيان للإلكترونات. وهناك تفاعلات بيولوجية أخرى مبينة في الشكل ٢–١٧.

٢–٣–٣–٢ تجزئة عملية التكوين الحيوي وإنتاجية الكتلة الحيوية

يُستخدم جزء من المادة الركيزة المانحة للإلكترونات لعملية تكوين الخلية (f_s^0= جزء التكوين الحقيقى) والباقي لإنتاج الطاقة (f_e^0= جزء الطاقة الحقيقى) شكل ٢–١٨. وعلى أساس مكافئ للإلكترون (eeq) فإن مجموع $f_s^0 + f_e^0$ يساوي ١. والتوازن الإلكتروني، وبالتالي يتم حفظ توازن الأكسجين الكيميائي الممتص COD.

$$f_s^0 + f_e^0 = 1 \qquad (2.44)$$

والخلايا البكتيرية النشطة التي تولدت بالنمو مُستخدِمة مانح الإلكترونات الأوّلى يتم بعد ذلك تحللها نتيجة الصيانة والافتراس و انحلال الخلية . وخلال عملية التحلل، يصبح جزءًا من الخلايا البكتيرية النشطة هو مانح الإلكترونات لتوليد مزيد من الطاقة ومزيد من نواتج التفاعل النهائي. ويبقى انفصال مكافئات الإلكترونات بين الخلايا النشطة المتبقية (جزئية التكوين الملاحظة: f_s) ونواتج التفاعل النهائية (جزئية الطاقة الملاحظة: f_s) مساويًا ١.

$$f_s + f_e = 1 \qquad (2.45)$$

ويمكن التعبير عن الجزئين f_s^0 وf_s بوحدات الكتلة، لا على أساس مكافئ الإلكترون (eeq)، وعندئذ فهما يسميان نواتج حقيقية (أو أقصى ناتج نظري ، Y) ونواتج ملحوظة (Y_{obs})، على التوالي.

والجزء f_s^0 يمكن أن يستخدم لتقدير الناتج الحقيقي (Y)

$$Y = \frac{f_s^0 M_c}{8 n_e} \qquad (2.46)$$

حيث:

M_c	جرام خلايا في كل مول تجريبي من الخلايا
8	عدد جرامات أكسجين كيميائي ممتص نظري في كل مكافئ إلكترون (eeq) (انظر معادلة نصف التفاعل معادلة 2.18 جدول ٢–٧)
n_e	عدد مكافئات الإلكترونات (eeq) في كل مول من الخلايا

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

جدول ٢-٧ أنصاف التفاعلات للنظم البيولوجية (Metcalf & Eddy, 2003)[أ] ، (وحدة التغير في طاقة جيبس $\Delta G^{0'}$ هي كيلوجول لكل مكافئ إلكترون eeq/Kj [ب]).

المقياس	نصف التفاعل		$\Delta G^{0'}$ التغير في طاقة جيبس	المعادلة
تفاعلات لتكوين الخلايا البكتيرية (R_{cs})				
الأمونيا بدلالة النيتروجين	$\frac{1}{5}CO_2 + \frac{1}{20}HCO_3 + \frac{1}{20}NH_4^+ + H^- + e^-$	$= \frac{1}{20}C_5H_7O_2N + \frac{9}{20}H_2O$		(2.15)
النيترات بدلالة النيتروجين	$\frac{5}{28}CO_2 + \frac{1}{28}NO_3^- + \frac{29}{28}H^+ + e^-$	$= \frac{1}{28}C_5H_7O_2N + \frac{11}{28}H_2O$		(2.16)
تفاعلات لمتلقيات الإلكترونات (R_a)				
النيتريت	$\frac{1}{3}NO_2^{2-} + \frac{4}{3}H^+ + e^-$	$= \frac{1}{6}N_2 + \frac{2}{3}H_2O$	-93.23	(2.17)
الأكسجين	$\frac{1}{4}O_2 + H^+ + e^-$	$= \frac{1}{2}H_2O$	-78.14	(2.18)
النيترات	$\frac{1}{5}NO_3^- + \frac{6}{5}H^+ + e^-$	$= \frac{1}{10}N_2 + \frac{3}{5}H_2O$	-71.67	(2.19)
الكبريت	$\frac{1}{6}SO_3^{2-} + \frac{5}{4}H^+ + e^-$.	$= \frac{1}{12}H_2S + \frac{1}{12}HS^- + \frac{1}{2}H_2O$	13.60	(2.20)
الكبريتات	$\frac{1}{8}SO_4^{2-} + \frac{19}{16}H^+ + e^-$	$= \frac{1}{16}H_2S + \frac{1}{16}HS^- + \frac{1}{2}H_2O$	21.27	(2.21)
ثاني أكسيد الكربون (تخمر)	$\frac{1}{8}CO_2 + H^+ + e^-$	$= \frac{1}{8}CH_4 + \frac{1}{4}H_2O$	24.11	(2.22)
تفاعلات لمانحات الإلكترونات (R_d)				
مانحات المادة العضوية (تفاعلات تغذية عضوية)				
مياه صرف صحي منزلية	$\frac{9}{50}CO_2 + \frac{1}{50}NH_4^+ + \frac{1}{50}HCO_3^- + H^+ + e^-$	$= \frac{1}{50}C_{10}H_{19}O_3N + \frac{9}{25}H_2O$	31.80	(2.23)
بروتينات	$\frac{8}{33}CO_2 + \frac{2}{33}NH_4^+ + \frac{31}{33}H^+ + e^-$	$= \frac{1}{66}C_{16}H_{24}O_5N_4 + \frac{27}{66}H_2O$	32.22	(2.24)
فورمات	$\frac{1}{2}HCO_3^- + H^+ + e^-$	$= \frac{1}{2}HCOO^- + \frac{1}{2}H_2O$	48.07	(2.25)
جلوكوز	$\frac{1}{4}CO_2 + H^+ + e^-$	$= \frac{1}{24}C_6H_{12}O_6 + \frac{1}{4}H_2O$	41.96	(2.26)
كربوهيدرات	$\frac{1}{4}CO_2 + H^+ + e^-$	$= \frac{1}{4}CH_2O + \frac{1}{4}H_2O$	41.84	(2.27)
ميثانول	$\frac{1}{6}CO_2 + H^+ + e^-$	$= \frac{1}{6}CH_3OH + \frac{1}{6}H_2O$	37.51	(2.28)
بيروفات	$\frac{1}{5}CO_2 + \frac{1}{10}HCO_3^- + H^+ + e^-$	$= \frac{1}{10}CH_3COCOO^- + \frac{2}{5}H_2O$	35.78	(2.29)
إيثانول	$\frac{1}{6}CO_2 + H^+ + e^-$	$= \frac{1}{12}CH_3CH_2OH + \frac{1}{4}H_2O$	31.79	(2.30)
بروبيونات	$\frac{1}{7}CO_2 + \frac{1}{14}HCO_3^- + H^+ + e^-$	$= \frac{1}{14}CH_3CH_2COO^- + \frac{5}{14}H_2O$	27.91	(2.31)
أسيتات	$\frac{1}{8}CO_2 + \frac{1}{8}HCO_3^- + H^+ + e^-$	$= \frac{1}{8}CH_3COO^- + \frac{3}{8}H_2O$	27.68	(2.32)
شحم (دهون وزيوت	$\frac{4}{23}CO_2 + H^+ + e^-$	$= \frac{1}{46}C_8H_{16}O + \frac{15}{46}H_2O$	27.61	(2.33)
مانحات مادة غير عضوية (تفاعلات تغذية ذاتية)				
	$Fe^{3+} + e^-$	$= Fe^{2+}$	-74.40	(2.34)
	$\frac{1}{2}NO_3^- + H^+ + e^-$	$= \frac{1}{2}NO_2^- + \frac{1}{2}H_2O$	-40.15	(2.35)
	$\frac{1}{8}NO_3^- + \frac{5}{4}H^+ + e^-$	$= \frac{1}{8}NH_4^+ + \frac{3}{8}H_2O$	-34.50	(2.36)
	$\frac{1}{6}NO_2^- + \frac{4}{3}H^+ + e^-$	$= \frac{1}{6}NH_4^+ + \frac{1}{3}H_2O$	-32.62	(2.37)
	$\frac{1}{6}SO_4^{2-} + \frac{4}{3}H^+ + e^-$	$= \frac{1}{6}S + \frac{2}{3}H_2O$	19.48	(2.38)
	$\frac{1}{8}SO_4^{2-} + \frac{19}{16}H^+ + e^-$	$= \frac{1}{16}H_2S + \frac{1}{16}HS^- + \frac{1}{2}H_2O$	21.28	(2.39)
	$\frac{1}{4}SO_4^{2-} + \frac{5}{4}H^+ + e^-$	$= \frac{1}{8}S_2O_3^{2-} + \frac{5}{8}H_2O$	21.30	(2.40)
	$\frac{1}{6}N_2 + \frac{4}{3}H^+ + e^-$	$= \frac{1}{3}NH_4^+$	27.47	(2.41)
	$H^+ + e^-$	$= \frac{1}{2}H_2$	40.46	(2.42)
	$\frac{1}{2}SO_4^{2-} + H^+ + e^-$	$= SO_3^{2-} + H_2O$	44.33	(2.43)

(أ) مأخوذة من McCarty (1975) and Sawyer et al. (1994)

(ب) المواد المتفاعلة والنواتج بوحدة التفاعل، ماعدا $[H^+] = 10^{-7}$ M

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

جدول ٢–٨ الطاقة المتوافرة من تحول الجلوكوز

الأكسدة الهوائية للجلوكوز		الأكسدة اللاهوائية للجلوكوز (عملية تكوين الميثان)	
مانح الإلكترونات: الجلوكوز إلى ثاني أكسيد الكربون قابل الإلكترونات: الأكسجين إلى الماء ED: glucose to CO_2; EA: O_2 to H_2O	$\Delta G^{0'}$ (kJ/eeq)	مانح الإلكترونات: الجلوكوز إلى ثاني أكسيد الكربون قابل الإلكترونات: الأكسجين إلى الماء ED: glucose to CO_2; EA: CO_2 to CH_4	$\Delta G^{0'}$ (kJ/eeq)
المانح : $\frac{1}{24}C_6H_{12}O_6+\frac{1}{4}H_2O\rightarrow\frac{1}{4}CO_2+H^++e^-$	-41.96	المانح : $\frac{1}{24}C_6H_{12}O_6+\frac{1}{4}H_2O\rightarrow\frac{1}{4}CO_2+H^++e^-$	-41.96
المتلقي : $\frac{1}{4}O_2+H^++e^-\rightarrow\frac{1}{2}H_2O$	-78.14	المتلقي : $\frac{1}{8}CO_2+H^++e^-\rightarrow\frac{1}{8}CH_4+\frac{1}{4}H_2O$	24.11
الصافي : $\frac{1}{24}C_6H_{12}O_6+\frac{1}{4}O_2\rightarrow\frac{1}{4}CO_2+\frac{1}{4}H_2O$	-120.10	الصافي : $\frac{1}{24}C_6H_{12}O_6=\frac{1}{8}CH_4+\frac{1}{8}CO_2$	-17.85
على أساس ١ مول للجلوكوز، يمكن أن تصبح المعادلة النهائية (24 •): $C_6H_{12}O_6+6O_2=6CO_2+6H_2O$	-2882	على أساس ١ مول للجلوكوز، يمكن أن تصبح المعادلة النهائية (24 •): $C_6H_{12}O_6=3CH_4+3CO_2$	-428

وباستخدام $C_5H_7O_2N$ كصيغة وضعية للخلايا، فإن الوزن الجزيئي يكون ١١٣ جم/ مول. ومع الأمونيا كمصدر للنيتروجين لعملية تكوينها حيويًا، هناك ٢٠ مكافئ إلكترونات (eeq) لكل مول من الخلايا (جدول ٢–٧ ومعادلة تفاعل 2.15) ويمكن تبسيط المعادلة السابقة إلى :

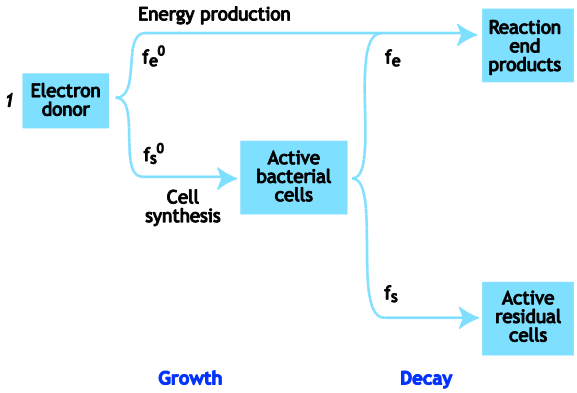
$$Y=f_s^0 0.706=\frac{f_s^0}{1.42\ gCOD/gCells} \qquad (2.47)$$

حيث تم حساب نسبة ١,٢٤ جم COD لكل جرام خلايا، كما في جدول ٢–٦

ومثل ذلك، يمكن استخدام f_s لتقدير الناتج الملحوظ Y_{obs}:

$$Y_{obs}=\frac{f_s M_c}{8n_e} \qquad (2.48)$$

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

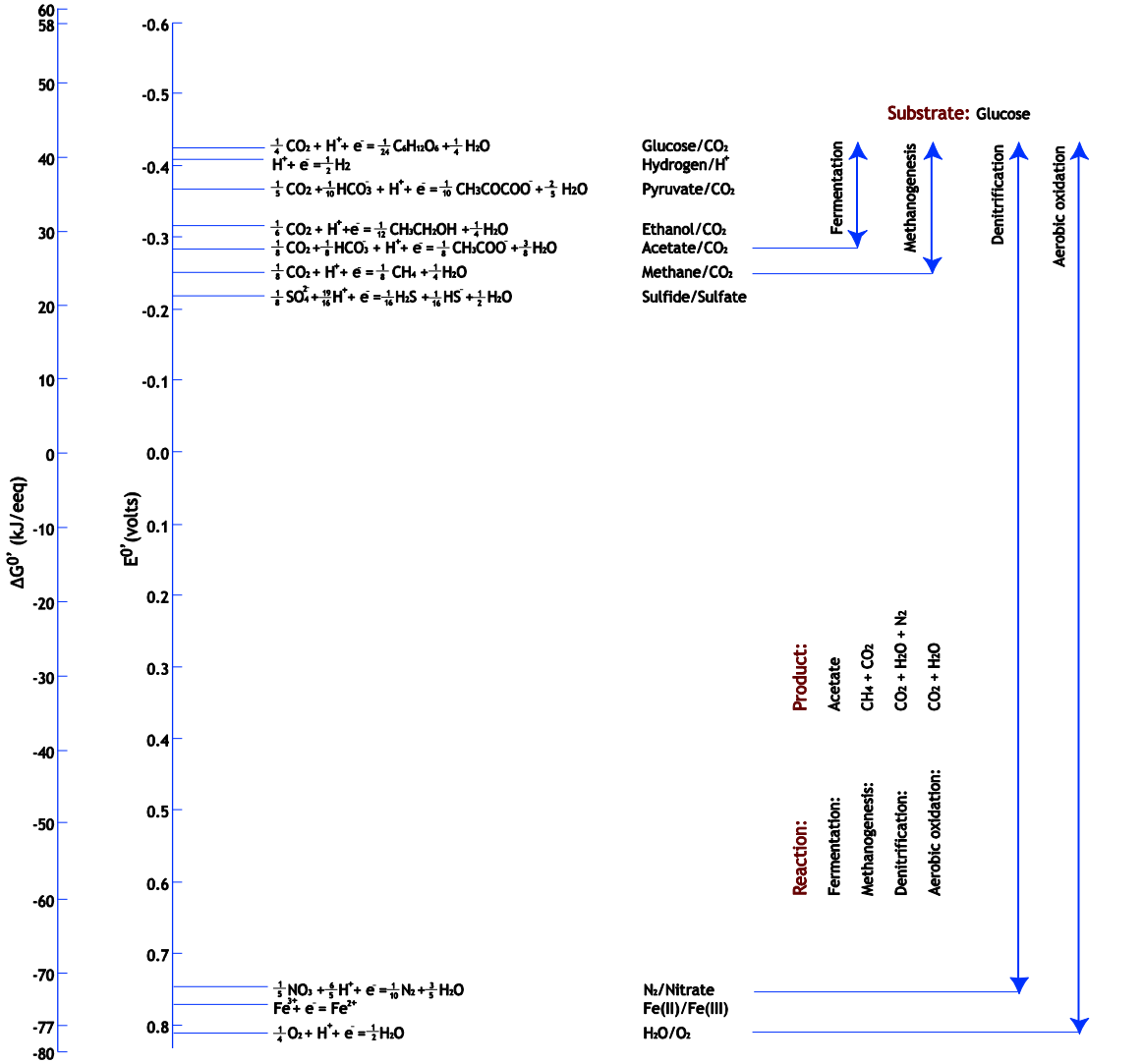


شكل ٢-١٨ استخدام مانحات الإلكترونات في إنتاج الطاقة وتكوين الخلايا، ملاحظة : f جزء الإلكترونات الممنوحة; e: الطاقة; s :عملية التكوين (مأخوذة من Rittmann and McCarty, 2001)

٢-٣-٣-٣ الناتج الملحوظ من حساب العلاقات العنصرية (عناصر النشاط الكيميائي الحيوي) stoichiometry

إذا أمكن الحصول على معادلة محسوبة علاقات عناصرها ومتوازنة لتكوين الكتلة الحيوية من مياه صرف صحي معينة، فإن الناتج الملحوظ (Y_{obs}) للكتلة الحيوية يمكن حسابه. فباستخدام بروتين الكازين ليمثل مياه الصرف الصحي في التجارب المخبرية مع الحمأة النشطة، اقترح Porges et al. (1956) المعادلة التالية:

$$\underset{casein}{C_8H_{12}O_3N_2} + 3O_2 \rightarrow \underset{bacterial\ cells}{C_5H_7O_2N} + NH_3 + 3CO_2 + H_2O \qquad (2.49)$$



شكل ٢-١٧ مقياس الطاقة لثنائيات تفاعلات الأكسدة/ الاختزال، مع الجلوكوز كمانح للإلكترونات (Rittmann and McCarty, 2001)

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

	$C_8H_{12}O_3N_2$	$3O_2$	$C_5H_7O_2N$	NH_3	$3CO_2$	H_2O
وزن جم	184	96	113	17	132	18
مجموع	280			280		
جم/ جم كازين	1.00		0.61 (Y_{obs})			
جم COD/ مول	1.42	-1.00	1.39	0	0	0
جم COD	256	-96	160	0	0	0
مجموع	160			160		
جمCOD/ جمCOD	1.00	-0.38 *(-f_e)*	0.62 *(f_s)*			

وهكذا، فاستهلاك ١٨٤ جم من الكازين يحتاج ٩٦ جم من الأكسجين وينتج ١١٣ جم خلايا بكتيرية ونواتج أخرى نهائية للتفاعل. ويمكن توقع نسب مشابهة بمحطة معالجة مياه صرف صحي كاملة النطاق تعالج هذا المركب (والذي له تركيب مشابه لمياه الصرف الصحي المنزلية النموذجية). وناتج الكتلة الحيوية الحقيقي (Y)، بهذا، يكون ٠,٦١ جم كتلة حيوية لكل جم من المادة الركيزة المستخدمة (=١١٣/ ١٨٤). لاحظ أن كتلة النواتج تساوي تلك الخاصة بالمواد المتفاعلة (٢٨٠ جم/ مول من الكازين المستهلك).

وعلى أساس الأكسجين الكيميائي الممتص، فإن الأكسجين الكيميائي الممتص النظري للكازين بكونه ١,٣٩ جم COD/ جم كازين (جدول ٢–٥) فهو يعطي ٢٥٦ جم COD/ مول كازين، والأكسجين الكيميائي الممتص النظري للخلايا البكتيرية ذات التركيبة $C_5H_7NO_2$ بكونه ١,٤٢ جم COD/ جم VSS، فهو يعطي ١٦٠ جم COD/ مول خلايا. ويكون جزء التكوين الملحوظ (f_s) بهذا ٠,٦٢ جم COD/ جم COD (٠,٦١ × ١,٤٢ / ١,٣٩).

واحتياج الأكسجين يكون ٩٦ جم O_2 لكل مول كازين مستهلك، مقابلاً ٠,٥٢ جم أكسجين / جم كازين (٩٦/ ١٨٤). وهكذا، فإن جزء إنتاج الطاقة (f_e) يكون ٠,٣٨ جم COD أكسجين لكل جم COD كازين (٠,٥٢/ ١,٣٩). لاحظ أن الأكسجين له COD سالب (-1.0 $gCOD/gO_2$) ويحافظ على توازن COD.

$$f_s + f_e = 0.62 + 0.38 = 1.00 \qquad (2.50)$$

ويعتبر جزء التكوين الملحوظ (وليس الحقيقي) المدون من التجارب (f_s) والمساوي ٠,٦٢ عالٍ جدًا بالمقارنة مع قيم أخرى منشورة لمعالجة مياه الصرف الصحي. وبهذا فإن جزء التكوين الحقيقي (f_s^0) يجب أن يكون فقط أعلى قليلاً وأن الخلايا كانت على الأرجح قريبة من مرحلة النمو الأسي وهي 0.61 (Y_{obs}) الحالة يكون فيها جزء الطاقة المتحصلة من التحلل الداخلي عند حدها الأدنى. وبلاشك، فإن استخدام الأسلوب المعروض في الجزء التالي لهذا الجزء، وقيم التغير في الطاقة الحرة ونصف التفاعل المقدمة في جدول ٢–٧ بالنسبة للبروتين، والذي له تركيب كيميائي مشابه جدًا للكازين، تمكننا من حساب جزء التكوين الحقيقي (f_s^0) المساوي ٠,٦٤.

ويمكن تقييم متطلبات النيتروجين والفوسفور لنمو الخلايا باعتبار أنهما يكونان ١٢ و٢٠% على التوالي من الجزء المتطاير في الكتلة الحيوية الناتجة (CHON) حسبما يمكن تقديره وفقًا للمعادلة $C_5H_7NO_2P_{1/12}$ (جدول ٢–٥). ففي المثال السابق، لكل ١١٣ جم من الكتلة الحيوية الناتجة (والمقابلة إلى ١٨٤ جم من الكازين المتحلل)، فإن ١٣,٤ جم من النيتروجين يلزم إضافتها إما من مصادر عضوية (مثل الكازين) أو غير عضوية (مثل الأمونيا). ومثل ذلك، فإن ٢,٢٦ جرام من الفوسفور يكون من االمطلوب إضافتها لكل ١١٣ جم كتلة حيوية ناتجة.

٢–٣–٣–٤ تقديرات الناتج الحقيقي من الطاقة الحيوية

يمكن استخدام الطاقة الحيوية كأحد بدائل إجراء اختبار معملي دقيق لتحديد الناتج الحقيقي (أو الأقصى) لتفاعل ما. والأسلوب المقدم فيما يلي مأخوذ عن ذلك الذي اتبعه Metcalf & Eddy (2003) والذي كان تبسيطًا لذلك الخاص بـ Rittmann and McCarty (٢٠٠١)، والذي تم تحديثه مؤخرًا بواسطة McCarty (2007)، وقد تم إنشاء أسلوب بديل بواسطة Heijnen et al (جاري إعداده) والذي يختلف بصورة رئيسة مع البدائل الأخرى المذكورة آنفًا في تقديره لاحتياجات طاقة التمثيل الغذائي من خلال وظيفة تبديد الطاقة بدلاً من عامل فعالية. هذه المراجع توفر تفاصيل إضافية لتلك المقدمة فيما يلي لوضع أنصاف تفاعلات أخرى والتغيرات في طاقتها الحرة، وتفاعلات التخمر المركبة وتفاعلات التغذية الذاتية وكذلك الظروف الغير قياسية.

والإجراءات المبسطة المذكورة فيما بعد تنقسم إلى ٤ خطوات والتي تتمثل في تحديد (i) الطاقة المتوافرة من عملية الهدم الغذائي، بمعرفة مانح الإلكترونات ومتلقي الإلكترونات ومصدر النيتروجين في عملية النمو (ii) الطاقة المطلوبة لتكوين الخلايا (البناء الغذائي) و(iii) الطاقة المطلوبة للتفاعل الكلي للنمو (التمثيل الغذائي) (iv) معامل الناتج الحقيقي (Y).

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

(أ) تفاعل الإمداد بالطاقة (عملية الهدم الغذائي)

في الجزء ٢-٣-٣-١ تم تقديم طريقة وضع التفاعل المرتبط بإنتاج طاقة جيبس بالنسبة للتفاعل الهدمي catabolic لمانح الإلكترون (ED) ومتلقي الإلكترون (EA). وطريقة ريتمان ومكارتي (٢٠٠١) تفترض أن جزءًا فقط (٤٠% إلى ٨٠% ونموذجيًا ٦٠%) من الطاقة المتاحة من تفاعل أكسدة/ اختزال يستخدم في عملية البناء Anabolism، بينما يفقد الباقي في صورة حرارة.

$$\Delta G_{cata} = K \Delta G_R \qquad (2.51)$$

حيث:

ΔG_{cata} طاقة جيبس المتاحة لعملية الهدم catabolism من مكافئ إلكترون واحد من مانح الإلكترون (kJ/eeq).

K جزء الطاقة المنتقلة المحتجزة (نموذجيًا تكون ٠,٦٠)

ΔG_R طاقة جيبس المنطلقة من مكافئ إلكترون واحد من مانح الإلكترون (kJ/eeq)

(ب) الطاقة المطلوبة لتكوين الخلية (البناء *Anabolism*)

يتم تقدير الطاقة المطلوبة لتكوين كتلة حيوية عضوية التغذية heterotrophic من مانح إلكترون باعتبار البيروفات كوسيط تكويني مركزي ومصدر للنيتروجين لتكوين الكتلة الحيوية.

$$\Delta G_{ana} = \frac{\Delta G_P}{K^m} + \Delta G_c + \frac{\Delta G_N}{K} \qquad (2.52)$$

حيث:

ΔG_{ana} طاقة جيبس المطلوبة لبناء الخلية anabolism من مكافئ إلكترون واحد في مانح الإلكترون (kJ/eeqED)

ΔG_p طاقة جيبس المطلوبة لتحويل مكافئ واحد من مانح الإلكترون إلى بيروفات (kJ/eeqED)

m ثابت: +١ إذا كانت ΔG_p موجبة (تفاعل ماص للحرارة (endergonic) و-١ إذا كانت ΔG_p سالبة (تفاعل طارد للحرارة (exergonic)

ΔG_c طاقة جيبس المطلوبة لتحويل مكافئ إلكترون واحد من البيروفات إلى خلايا = ٣١,٤١ kJ/eeqCells

ΔG_N الطاقة الحرة المطلوبة لكل مكافئ إلكترون من الخلايا لاختزال النيتروجين إلى أمونيا (kJ/eeqCells) = ١٧,٤٦، ١٣,٦١، ١٥,٨٥، ٠,٠٠ لكل من NO_3^-، NO_2^-، N_2، NH_4^+، على التوالي

وأول جزء من المعادلة والذي يصف تحول مانح الإلكترون إلى بيروفات له أس m على جزء الفعالية K. وإن كانت ΔG_p موجبة، كما هو الحال عند تحول الأسيتات إلى بيروفات، فإن هذا التفاعل قد يحتاج إلى طاقة (endergonic) والقيمة الموجبة للأس m ينتج عنها قيمة أكبر (طاقة أكثر تكون مطلوبة) بالنسبة لهذا الجزء الأول من المعادلة. وإن كانت ΔG_p سالبة، كما هو الحال عندما يتحول الجلوكوز إلى بيروفات، فإن هذا التفاعل يطلق طاقة (endergonic) والقيمة السالبة للأس m ينتج عنها قيمة أصغر (طاقة أقل تكون مطلوبة) لهذا الجزء الأول من المعادلة.

(ج) الطاقة المطلوبة لتفاعل النمو الكلي (التمثيل الغذائي *(metabolism)*

يمكن كتابة معادلتين متوازنتي الكتلة، واحدة قد تم تقديمها بالنسبة لمانح الإلكترون والذي استخدمت إلكتروناته للطاقة والتكوين:

$$f_e^0 + f_s^0 = 1 \qquad (2.53)$$

وواحدة للطاقة حيث يستهلك من الطاقة لعملية البناء anabolism قدر ما يتم تقديمه من عملية الهدم catabolism. والإشارة السالبة تشير إلى حقيقة أن عملية البناء تستهلك، ولا تنتج، طاقة.

$$-f_s^0 \Delta G_{ana} = f_e^0 \Delta G_{cata} \qquad (2.54)$$

وهذه المعادلة يمكن إعادة كتابتها لتجسد أن الطاقة المطلوبة لنمو الخلية (anabolism) يتم إمدادها من الطاقة الخارجة من عملية الهدم مضروبة في نسبة مانحات الإلكترونات المؤكسدة إلى مانحات الإلكترونات المستخدمة لتكوين الخلية.

$$-\Delta G_{ana} = \frac{f_e^0}{f_s^0} \Delta G_{cata} \qquad (2.55)$$

ويمكن إعادة كتابتها أيضًا لعزل ما هو مجهول (f_e^0/f_s^0)

$$\frac{f_e^0}{f_s^0} = -\frac{\Delta G_{ana}}{\Delta G_{cata}} \qquad (2.56)$$

ومن توازن كتلة مانح الإلكترونات، يمكن إيجاد f_e^0 ، f_s^0

$$f_s^0 = \frac{1}{1 + \left(\frac{f_e^0}{f_s^0}\right)} \qquad (2.57)$$

$$f_e^0 = 1 - f_s^0 \qquad (2.58)$$

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

(د) الناتج الحقيقي (Y)

الناتج الحقيقي Y يمكن حينئذ أن يعبر عنه في جزء للكتلة طالما تم تحديد f_s^0 باستخدام المعادلة 2.47 المقدمة سابقا لمعادلة كتلة حيوية وضعية $C_5H_7O_2N$ المنتجة مع الأمونيا كمصدر للنيتروجين.

$$Y = f_s^0 0.706 = \frac{f_s^0}{1.42\ gCOD/gCells} \qquad (2.59)$$

وفيما يلي مثال لتقدير الناتج الحقيقي من الطاقة الحيوية

٢-٣-٣-٥ مثال: تقدير الناتج الحقيقي من الطاقة الحيوية للأكسدة الهوائية للجلوكوز مع الأمونيا كمصدر للنيتروجين

أ. تفاعل إمداد الطاقة (الهدم)(catabolism)

تم وضع التفاعل والطاقة المتاحة من الأكسدة الهوائية للجلوكوز فيما سبق من نصفي التفاعل.

$$\frac{1}{24}C_6H_{12}O_6 + \frac{1}{4}O_2 = \frac{1}{4}CO_2 + \frac{1}{4}H_2O$$

-120.10 kJ/eeq

و

$$\Delta G_{cata} = K\Delta G_R = 0.6\times(-120.10) = -72.06\,\text{kJ/eeq}$$

$$\frac{1}{24}C_6H_{12}O_6 + \frac{1}{4}H_2O = \frac{1}{4}CO_2 + H^+ + e^-$$

ب. الطاقة المطلوبة لتكوين الخلايا (البناء)(anabolism)

المعادلة وطاقة جيبس المطلوبان لتحويل مكافئ إلكترون واحد من الجلوكوز إلى بيروفات:

مانح إلكترون ED:

$$\frac{1}{24}C_6H_{12}O_6 + \frac{1}{4}H_2O = \frac{1}{4}CO_2 + H^+ + e^-$$

($\Delta G^{0'}$ = -41.96 kJ/eeq)

متلقي إلكترون EA:

$$\frac{1}{5}CO_2 + \frac{1}{10}HCO_3 + H^+ + e^- =$$
$$\frac{1}{10}CH_3COCOO^- + \frac{2}{5}H_2O$$

($\Delta G^{0'}$ = +35.78 kJ/eeq)

الصافي :

$$\frac{1}{24}C_6H_{12}O_6 + \frac{1}{20}H_2O + \frac{1}{5}CO_2 + \frac{1}{10}HCO_3^- =$$
$$\frac{1}{10}CH_3COCOO^- + \frac{1}{4}H_2O$$

($\Delta G^{0'}$ = -6.18 kJ/eeq)

و

مانح إلكترون ED: جلوكوز إلى ثاني أكسيد كربون

CO_2; ($\Delta G^{0'}$, kJ/eeq)

متلقي إلكترون EA: ثاني أكسيد كربون إلى بيروفات

($\Delta G^{0'}$, kJ/eeq)

طاقة جيبس المطلوبة لتحويل مكافئ إلكترون واحد لمانح الإلكترون (ED) إلى بيروفات (ΔG_p) = -6.18 kJ/eeq

الثابت M: -1 (لأن ΔG_p سالبة)

أيضًا:

جزء تحويل الطاقة المحتجزة K = 0.6

طاقة جيبس لتحويل مكافئ إليكترون واحد من البيروفات إلى خلايا ΔG_c = 31.41 kJ/eeqCells

الطاقة الحرة المطلوبة لكل مكافئ إلكترون من الخلايا لاختزال النيتروجين ΔG_N = 0.00 kJ/eeqCells

مع الأمونيا كمصدر نيتروجين.

وهكذا:

ΔG_{ana} = (ΔG_p / K^m) + ΔG_c + (ΔG_N/K)
= (-6.18 / 0.6^{-1}) + 31.41 + 0
= +27.70 kJ/eeq

ج. التفاعل الكلي للنمو (التمثيل الغذائي)

إن نسبة الأجزاء f_e^0 / f_s^0 يمكن أن يتم الآن حسابها

$$f_e^0 / f_s^0 = -\left(\frac{\Delta G_{ana}}{\Delta G_{cata}}\right) = -\left(\frac{27.70}{-72.06}\right) = 0.38$$

و

f_s^0 = 1 / (1 + (f_e^0 / f_s^0)) = 1 / (1 + 0.38)
= 0.72 gCellCOD/gCOD consumed
f_e^0 = 1 - f_s^0 = 0.28 gCOD/gCOD consumed

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

د. الناتج الحقيقي بوحدات الكتلة

يكون الناتج الحقيقي بوحدات الكتلة، باستخدام معادلة وضعية للكتلة الحيوية $C_5H_7O_2N$ كما يلي:

$$Y = \frac{f_s^0}{1.42} = 0.51 \text{ gVSS/gCOD consumed}$$

٢-٤ حركية (سرعة) التفاعلات

٢-٤-١ معدل استهلاك المادة الركيزة

يعتمد معدل استهلاك المادة الركيزة بواسطة البكتيريا على عدد من العوامل المميزة لمجموعة ميكروبية ما، وأهم المعايير هي ثوابت الحد الأقصى لمعدل استخدام المادة الركيزة ونصف التشبع و التثبيط.

٢-٤-١-١ دالة التشبع

يعتمد معدل استهلاك المادة الركيزة بواسطة الميكروبات على معدلها الأقصى لاستخدام المادة الركيزة ومقدار الكتلة الحيوية المتاح وتركيز المادة الركيزة المستخدمة في عملية النمو.

$$r_s = k\ M_s\ X \qquad (2.60)$$

حيث:

r_s	معدل استهلاك المادة الركيزة ($g\ COD/m^3.h$)
k	الحد الأقصى لمعدل استخدام مادة ركيزة محددة ($g\ COD/gVSS.h$)
M_S	دالة التشبع للمادة الركيزة الذائبة S_S ($gCOD/gCOD$)
X	تركيز الكتلة الحيوية ($gVSS/m^3$)

وتأثير تركيزات المادة الركيزة على معدل التفاعل يحتسب بدالة التشبع

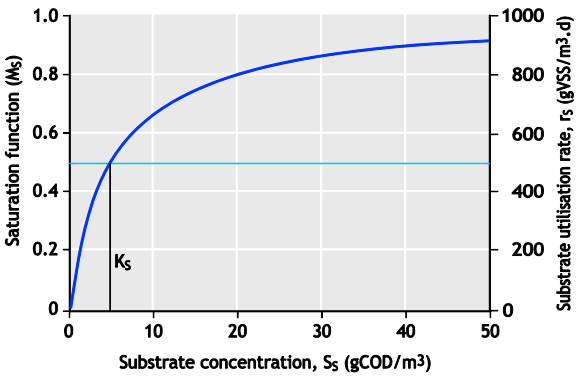
$$M_S = \frac{S_S}{(K_S + S_S)} \qquad (2.61)$$

حيث:

S_S	تركيز المادة الركيزة ($gCOD/m^3$)
K_S	ثابت نصف التشبع للمادة الركيزة ($gCOD/m^3$)

ودالة التشبع (M_S) تتفاوت من صفر إلى ١ كدالة لتركيز المادة الركيزة المتاحة في المحلول قريبا من الكتلة الحيوية (شكل ٢-١٩).

ويكون معدل استخدام المادة الركيزة منعدمًا في حالة غياب المادة الركيزة. وعند تركيز ثابت نصف التشبع تكون قيمة دالة التشبع ٠,٥، ويكون معدل استخدام المادة الركيزة نصف قيمة الحد الأقصى. وعند تسعة أضعاف قيمة نصف التشبع، يكون معدل استخدام المادة الركيزة ٩٠% من حدها الأقصى وعند تركيز عالي بلا حدود، تعدل دالة التشبع إلى قيمة ١,٠ ويكون معدل استخدام المادة الركيزة عند حده الأقصى.



شكل ٢-١٩ تأثير تركيز المادة الركيزة على دالة التشبع وحركية (سرعة) استخدام المادة الركيزة. الثوابت المستخدمة كانت:
K_S = 5 gCOD/m³, k = 4 gCOD /gVSS.d, X = 250 gVSS/m³

إن تأثير المواد المغذية المحددة الأخرى (مثل الأكسجين والأمونيا والفوسفات) يمكن أيضًا اعتباره في صياغة هذا المعدل لاستخدام المادة الركيزة بضربها في مختلف دالات التشبع (تسمى أيضًا الدالات التحويلية).

$$r_S = k\ M_S M_{SO_2} M_{SNH_3} M_{SPO_4} X \qquad (2.62)$$

حيث M_{SO2}، M_{SNH3}، M_{SPO4} تمثل دالات التشبع لكل من الأكسجين والأمونيا والفوسفات، على التوالي.

ووفقًا لقانون ليبج "Liebig" للحد الأدنى، مع ذلك، يعتبر النمو محدودًا بمادة مغذية واحدة. وبهذا يمكن عمل صياغة أكثر ملاءمة باعتبار فقط الحد الأدنى من مختلف دالات التشبع في المعادلة السابقة.

ومعادلة 2.62 تحتاج للتعديل باستخدام أداة MIN، التي تنطبق على الدالات بين الأقواس وليس K:

$$r_s = k \cdot MIN\left(M_S\ M_{SO2} M_{SNH3}\ M_{SPO4}\right) \cdot X \qquad (2.63)$$

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

٢-٤-١-٢ دالة التثبيط

في حالة وجود مركب مثبط، يمكن استخدام دالة تثبيط لإبطاء معدل استخدام المادة الركيزة.

$$r_S = k\ I_I X \qquad (2.64)$$

حيث:

I_I دالة تثبيط للمركب المثبط (g/g)

وأحد أشكال دالة التثبيط المستخدم عادة ، ما يلي

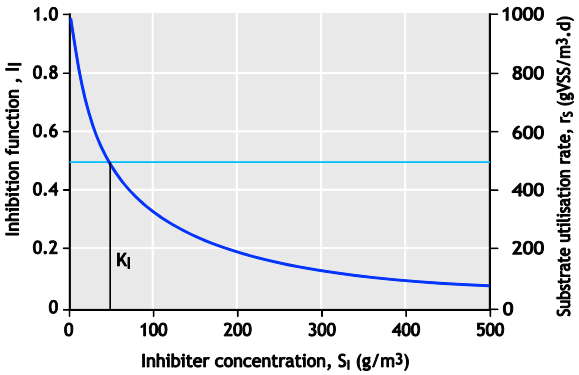
$$I_I = \frac{K_I}{(K_I + S_I)} \qquad (2.65)$$

حيث:

K_I ثابت نصف التشبع للمركب المثبط (g/m^3)

S_I تركيز المركب المثبط (g/m^3)

وتأثير تفاوت تركيز التثبيط من ١ إلى ١٠ أضعاف قيمة نصف تشبعه مبين في شكل ٢-٢٠.



شكل ٢-٢٠ حركية التثبيط. الثوابت المستخدمة كانت:
K_I = 50 g/m³, k = 4 gCOD/gVSS.d, X = 250 gVSS/m³

ودالة التثبيط المعتبرة هنا لها تأثير انعكاسي لذلك الخاص بدالة التشبع. ولا يرى أي تأثير على معدل استخدام المادة الركيزة عند قيمة منعدمة لتركيز المثبط. وعند تركيز ثابت نصف التشبع تكون قيمة دالة التثبيط ٠,٥ ومعدل استخدام المادة الركيزة نصف قيمة الحد الأقصى. وعند تسعة أضعاف قيمة نصف التشبع، يكن معدل استخدام المادة الركيزة ١٠% من حدها الأقصى، وعند تركيز عالي بلا حدود للمثبط، يتم تثبيط معدل استخدام المادة الركيزة تمامًا. ويوجد تفاصيل أكثر عن التثبيط في الفصل العاشر.

٢-٤-٢ معدل النمو

عندما يكون معدل استخدام المادة الركيزة في أقصى حد له، يكون معدل النمو أيضًا في أقصى حد له وتكون نسبتهما نظريًا هي تلك الخاصة بالناتج الحقيقي.

$$\mu_{max} = Y k \qquad (2.66)$$

حيث:

μ_{max} أقصى حد لمعدل نمو الكتلة الحيوية (gVSS/gVSS.d)

ومعدل النمو للكتلة الحيوية يعتمد على معدل استخدامها للمادة الركيزة لتكوين الخلايا وعلى معدل تحللها الذي يتناسب مع تركيز الكتلة الحيوية الموجودة.

$$r_g = Y\ r_s - b\ X \qquad (2.67)$$

حيث:

r_g معدل نمو الكتلة الحيوية ($gVSS/m^3.d$)

b معدل تحلل محدد للكتلة الحيوية (gVSS/gVSS.d)

وبالتعويض في المعادلات المعطاه من قبل نحصل على:

$$r_g = Y\ k\ M_S\ X - b\ X \qquad (2.68)$$

$$r_g = \mu_{max}\ M_S\ X - b\ X \qquad (2.69)$$

$$r_g = \mu_{max}\left(\frac{S_S}{K_S + S_S}\right) X - b\ X \qquad (2.70)$$

ومعدل نمو محدد يحصل عليه بقسمة معدل النمو على تركيز الكتلة الحيوية.

$$\mu = \frac{r_g}{X} \qquad (2.71)$$

حيث:

μ معدل نمو كتلة حيوية محددة (gVSS/gVSS.d)

أو

$$\mu = \mu_{max}\left(\frac{S_S}{K_S + S_S}\right) - b \qquad (2.72)$$

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

أو

$$\mu = Y k \left(\frac{S_S}{K_S + S_S} \right) - b \qquad (2.73)$$

وتأثير تركيز المادة الركيزة على معدل النمو المحدد كما يتم حسابها من المعادلة السابقة موضحة في شكل ٢-٢١.

والجوانب التالية تتضح من هذا الرسم البياني:

(*i*) معدل النمو المحدد الأقصى يحصل عليه عند تركيز (غير محدد) عالي، وهي النقطة التي عندها:

$$M_S = \frac{S_s}{(K_S + S_S)} = 1 \qquad (2.74)$$

و

$$\mu_{max} = Y k - b \qquad (2.75)$$

(*ii*) تركيز المادة الركيزة الأدنى المطلوب الذي عنده يكون معدل تكوين الخلايا مساوٍ لمعدل تحللها يكون عندما يكون معدل النمو المحدد (μ) صفر، والذي يعطي النتيجة:

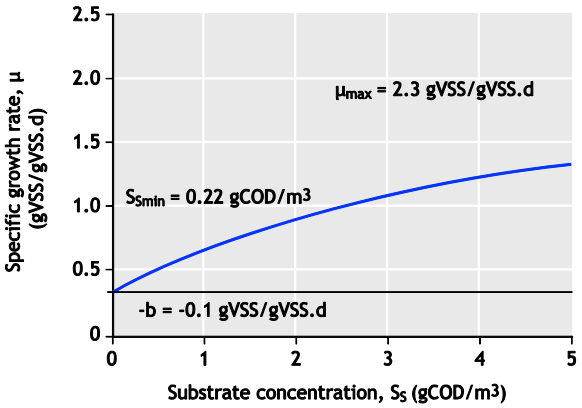
$$S_{S\,min} = \frac{b\ K_S}{Y k - b} \qquad (2.76)$$

حيث:

S_{Smin} التركيز الأدنى المطلوب لتحقيق معدل نمو منعدم ($gCOD/m^3$)

(*iii*) عند تركيز مادة ركيزة منعدمة ($S_S = 0$ $gCOD/m^3$) يصبح معدل النمو المحدد سالبًا ومساويًا لمعدل التحلل

$$\mu = -b \qquad (2.77)$$



شكل ٢-٢١ تأثير تركيز المادة الركيزة على نمو الكتلة الحيوية. الثوابت المستخدمة
b = 0.1 gVSS/gVSS.d, k = 4 gVSS/gVSS.d, K_S = 5 gCOD/m^3, Y = 0.6 gVSS/gCOD

٢-٤-٣ قيم قياسات حسابات علاقات العناصر في التفاعلات والحركية

إن القيم النموذجية لقياسات حسابات علاقات العناصر في التفاعلات ولقياسات حركية لمختلف مجموعات البكتيريا مقدمة في جدول ٢-٩. وبصورة عامة، فإن قيم f_S^0 أعلى (أو الناتج الحقيقي Y) ينتج عنها معدل نمو محدد أقصى أعلى (μ_{max})، والذي ينتج عنه معدلات إزالة محددة أعلى ($k = \mu_{max} / Y$).

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

جدول ٢–٩ قيم نموذجية لقياسات حسابات علاقات العناصر (f_S^0, Y) ولقياسات حركية (μ_{max}, q_{max}) لمختلف المجموعات الميكروبية، (مأخوذة عن **Rittmann and McCarty, 2001**)

مانح الإلكترون	متلقي الإلكترون	f_S^0	Y	μ_{max}	K
		جزء التكوين الحقيقي للأكسجين الكيميائي الممتص المستخدم	الناتج الحقيقي	معدل النمو الأقصى	الحد الأقصى لمعدل استخدام المادة الركيزة
المجموعة الميكروبية	e⁻ donor مانح الإلكترون				
كيميائية عضوية التغذية					
عضوية التغذية الهوائية	سكر	0.70	0.49 gVSS/gbCOD	13.2	27.0 g bCOD/gVSS.d
عضوية التغذية الهوائية	بدون سكر	0.60	0.42 gVSS/gbCOD	8.4	17.0 g bCOD/gVSS.d
مزيلة النيترة	عضوية	0.50	0.25 gVSS/gbCOD	4.0	16.0 g bCOD/gVSS.d
كائنات مخمرة	سكر	0.18	0.18 gVSS/gbCOD	1.2	10.0 g bCOD/gVSS.d
مختزلات للكبريتات	أسيتات	0.08	0.057 gVSS/gbCOD	0.5	8.7 g bCOD/gVSS.d
مكونات الميثان (مثبطة تكوين الميثان)	أسيتات	0.05	0.035 gVSS/gbCOD	0.3	8.4 g bCOD/gVSS.d
كيميائية كربونية التغذية					
منيترة: AOB	NH_4^-	0.14	O_2	0.9	2.7 g NH_4-N /gVSS.d
منيترة: NOB	NO_2^-	0.10	O_2	0.5	1.1 g NO_2-N/gVSS.d
مكونات الميثان (مولدات الميثان)	H_2	0.08	CO_2	0.3	1.1 g H_2/gVSS.d

bCOD: الأكسجين الكيميائي الممتص القابل للتحلل الحيوي

μ_{max} تكون وحدتها gVSS /gVSS d

(لكل وحدة كتلة حيوية) $k = \mu_{max} / Y =$ specific r_{max}

© 2008 Yves Comeau. Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design. Edited by M. Henze, M.C.M. van Loosdrecht, G.A. Ekama and D. Brdjanovic. ISBN: 9781843391883. Published by IWA Publishing, London, UK.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

المراجع

Comeau Y., Hall K.J., Hancock R.E.W. and Oldham W. K. (1986) Biochemical model for biological enhanced phosphorus removal. *Wat. Res.* ***20***, 1511-1521.

Heijnen J.J., Kleerebezem R. and van Loosdrecht M.C.M. (in preparation) A generalized method for thermodynamic state analysis of environmental systems.

Kampschreur M.J. Tan N.C.G., Kleerebezem R., Picioreanu C., Jetten M.S.M., van Loosdrecht M.C.M. (2008) Effect of dynamic process conditions on nitrogen oxides emission from a nitrifying culture. *Environmental Science & Technology*, **42**(2), 429-435.

McCarty P.L. (2007) Thermodynamic electron equivalents model for bacterial yield prediction: Modifications and comparative evaluations. *Biotech. Bioeng.* **97**(2), 377-388.

Metcalf & Eddy Inc. (2003) *Wastewater Engineering - Treatment and Reuse*, 4th ed., McGraw-Hill, New York.

Madigan M.T. and Martinko J.M. (2006) *Brock Biology of Microorganisms* (11th ed.). San Francisco, CA,Pearson Education, Inc.

Rittmann B.E. and McCarty P.L. (2001) *Environmental Biotechnology - Principles and Applications.* New York, McGraw-Hill.

Todar K. (2007) Microbial metabolism (Electronic version). Retrieved September 17, 2007 from http://www.bact.wisc.edu/themicrobialworld/metabolism.html

المصطلحات والرموز

الرمز	الوصف	الوحدة
b	معدل تحلل كتلة حيوية معينة	gVSS/VSS.d
f_e	جزء الطاقة الملاحظ للأكسجين الكيميائي الممتص المستخدم	gCOD/gCOD
f_e^0	جزء الطاقة الحقيقي للأكسجين الكيميائي الممتص المستخدم	gCOD/gCOD
f_s	جزء التكوين الملاحظ للأكسجين الكيميائي الممتص المستخدم	gCOD/gCOD
f_s^0	جزء التكوين الحقيقي للأكسجين الكيميائي الممتص المستخدم	gCOD/gCOD
I_I	دالة التثبيط في المركبات المثبطة	g/g
k	الحد الأقصى لمعدل إستهلاك مادة ركيزة محددة	gCOD/gVSS.h
K	جزء (كسر) تحويل الطاقة المحتجزة	kJ/kJ
K_I	ثابت نصف التشبع للمركب المثبط	g/m^3
K_S	ثابت نصف التشبع للمادة الركيزة	$gCOD/m^3$
m	ثابت: 1+ إن كان تغير طاقة جيبس موجبًا و 1- إن كان تغير طاقة جيبس سالبًا	
M_c	وزن الخلايا في كل مول من الخلايا	g/mol
M_S	دالة التشبع في المادة الركيزة الغذائية S_s	gCOD/gCOD
n_e	عدد مكافئات الإلكترونات في كل مول من الخلايا	eeq/mol
r_g	معدل نمو الكتلة الحيوية	$gVSS/m^3.d$
r_S	معدل استخدام المادة الركيزة	ذ
S_I	تركيز المركب المثبط	g/m^3
S_S	تركيز المادة الركيزة	$gCOD/m^3$

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

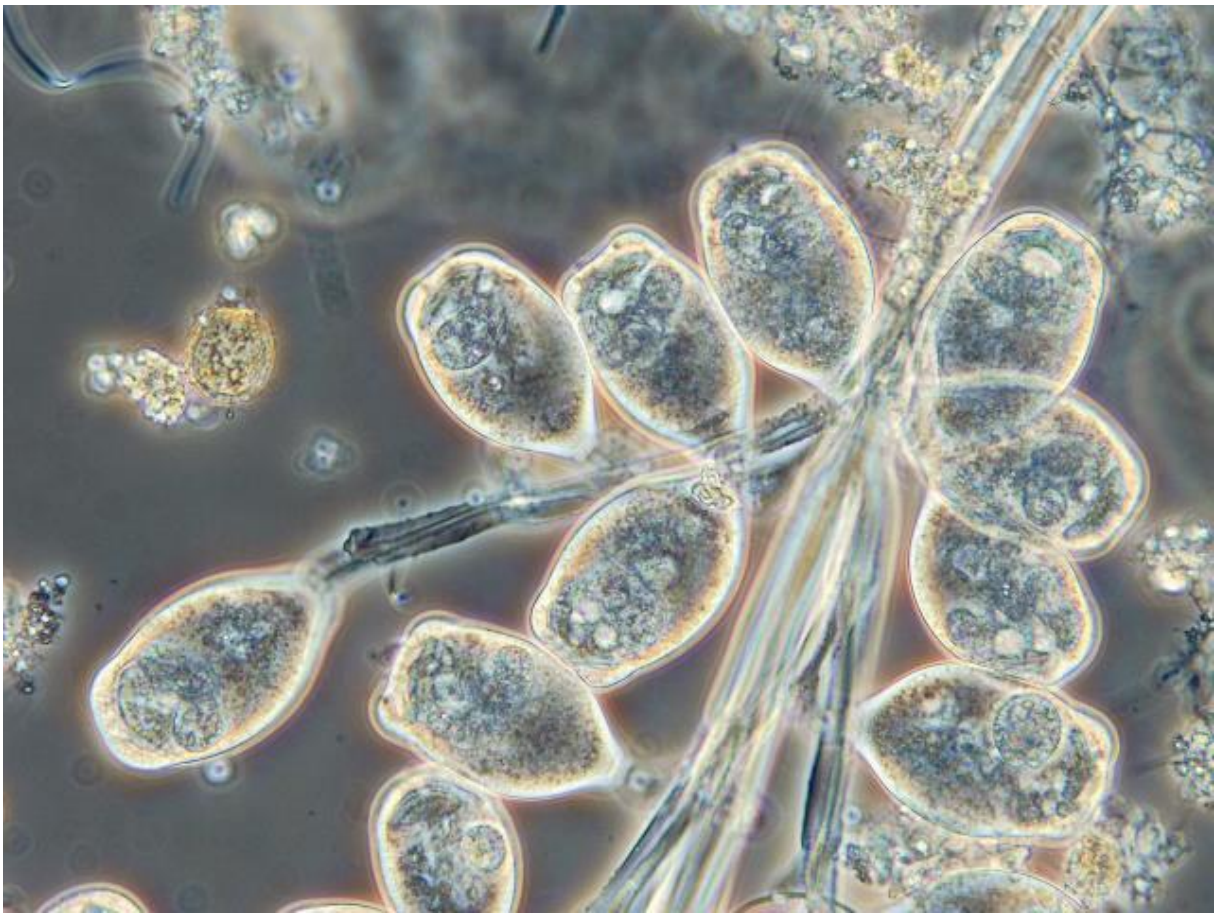
S_{Smin}	الحد الأدنى من التركيز المطلوب لتحقيق معدل نمو معدوم	$gCOD/m^3$
X	تركيز الكتلة الحيوية	$gVSS/m^3$
Y	الناتج الحقيقي	gVSS/gCOD
Y_{obs}	الناتج الملحوظ	gVSS/gCOD
ΔG_{ana}	طاقة جيبس المطلوبة للبناء من مكافئ إلكترون واحد في مانح الإلكترون	kJ/eeqED
ΔG_c	طاقة جيبس المطلوبة لتحويل مكافئ إلكترون واحد من البيروفات إلى خلايا	kJ/eeqED
ΔG_{cata}	طاقة جيبس المتاحة للهدم الغذائي من مكافئ إلكترون واحد مانح الإلكترون	kJ/eeq
ΔG_N	الطاقة الحرة المطلوبة لكل مكافئ إلكترون واحد في الخلايا لاختزال النيتروجين إلى أمونيا	kJ/eeqED
$\Delta G^{o'}$	التغيير في طاقة جيبس الحرة في الظروف القياسية (25ºC, 1 M, 1 atm) و pH 7	kJ/mol
ΔG_p	طاقة جيبس المطلوبة لتحويل مكافئ إلكترون واحد من مانح الإلكترون لبيروفات	kJ/eeqED
ΔG_R	طاقة جيبس المنطلقة من مكافئ إلكرتون واحد من مانح الإلكترون	kJ/eeq

الاختصار	الوصف
ADP	أدنيوسين ثنائي الفوسفات
AMP	أدنيوسين أحادي الفوسفات
AN	لاهوائي
AOB	بكتيريا مؤكسدة للأمونيا
ATP	أدنيوسين ثلاثي الفوسفات
AX	غائب الأكسجين
bCOD	الأكسجين الكيميائي الممتص القابل للتحلل الحيوي
COD	الأكسجين الكيميائي الممتص
DGGE	تغيير الطبيعة المتدرج للمادة الهلامية بالفصل الكهربي.
DNA	حمض نووي ريبوزي
ETC	سلسلة نقل الإلكترونات
FISH	التهجين باستخدام المسبار وإطلاق الضوء
FSS	المادة الصلبة العالقة الثابتة (غير العضوية)
GAO	كائنات مراكمة للجليكوجين
NOB	البكتيريا المؤكسدة للنيتريت
OX	هوائي
PAO	كائن مراكم للفوسفور
PCR	التفاعل المتسلسل للبوليمراز
PHA	البوليمرات الحيوية
Pi	فوسفات غير عضوى
pmf	القوى المحركة للبروتونات
RNA	حمض نووي ريبي
thCOD	الأكسجين الكيميائي الممتص النظري

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

TSS	إجمالي المواد الصلبة العالقة
VSS	المواد الصلبة المتطايرة

الرموز اليونانية	الشرح	الوحدة
μ	معدل النمو المحدد للكتلة الحيوية	gVSS/gVSS.d
μ_{max}	الحد الأقصى لمعدل النمو المحدد للكتلة الحيوية	gVSS/gVSS.d



مستعمرة للبروتوزوا في منظومة بيئية للحمأة المنشطة (صورة: D. Brdjanovic)

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



٣

توصيف مياه الصرف الصحي

Mogens Henze and Yves Comeau

٣-١ منشأ مياه الصرف الصحي

إنتاج مخلفات من الأنشطة البشرية أمر لا يمكن اجتنابه، وجزء كبير من هذه المخلفات سينتهي حتمًا إلى مياه الصرف الصحي. وتتحدد كمية ونوعية مياه الصرف بعديد من العوامل. حيث لا ينتج كل البشر أو الصناعات نفس المقدار من المخلفات، فكمية ونوع المخلفات الناتجة في المنازل تتأثر بسلوك ونمط حياة ومستوى معيشة السكان، بالإضافة إلى الإطار القانوني والتقني الذي يحيط بالناس. وفي المنازل، تنتهي معظم المخلفات إلى مخلفات صلبة وسائلة، وهناك احتمالات متعددة لتغيير كميات ومكونات هذين المنتجين، ونفس الاعتبارات تنطبق على الصناعة.

ويؤثر تصميم شبكة الصرف الصحي على تكوين مياه الصرف الصحي بصورة واضحة، ففي معظم الدول النامية تستخدم شبكات منفصلة للصرف، وفي هذه يتم نقل مياه الأمطار في خنادق أو قنوات أو مواسير، وقد يوجد في المناطق الحضرية القديمة شبكات صرف مشتركة حيث تختلط أنواع مختلفة من مياه الصرف. جدول (٣-١) وفي الشبكات المشتركة، يتم صرف جزء (صغير أو كبير) من إجمالي مياه الصرف الصحي إلى المسطحات المائية الموجودة، غالبًا بدون أية معالجة.

جدول قم ٣-١ أنواع مياه الصرف الصحي

مياه الصرف الصحي من المجتمع السكاني	مياه الصرف الصحي المتولدة داخليًا في محطات المعالجة
مياه صرف صحي منزلية	مادة طافية في المكثفات
مياه صرف صحي من المنشآت	مادة طافية في هاضم الحمأة
مياه صرف صناعي	الماء الخارج من نزع مياه الحمأة المهضومة
التسرب إلى الشبكات	مياه الصرف من أحواض تجفيف الحمأة
مياه الأمطار	مياه غسيل المرشحات
الرشح	مياه تنظيف المعدات
مياه الصرف الصحي من الخزانات	

© 2008 Mogens Henze. Biological Wastewater Treatment: Principles Modelling and Design. Edited by M. Henze, M.C.M. van Loosdrecht, G.A. Ekama and D. Brdjanovic. ISBN: 9781843391883. Published by IWA Publishing, London, UK.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

جدول ٣–٢ المكونات الأساسية الموجودة في مياه الصرف المنزلي (based on Henze et al., 2001)

العناصر الأساسية لمياه الصرف		
الكائنات الحية	بكتيريا ممرضة، فيروسات وبعض الديدان	مخاطرة عند الاستحمام أو أكل الأصداف
المواد العضوية القابلة للتحلل البيولوجي	نضوب الأكسجين في الماء والبحيرات والأزقة المائية (الضيقة)	موت الأسماك – رائحة رديئة
المواد العضوية الأخرى	المنظفات، المبيدات، الدهون والزيوت و الشحوم، مواد التلوين، المذيبات، الفينول والسيانيد	تأثير سام، تشويه الذوق العام، التراكم الحيوي في السلسلة الغذائية
العناصر الغذائية	نيتروجين، فوسفور، وأمونيوم	تشبع غذائي (خصب عضوي)، نضوب الأكسجين و تأثير سام
المعادن	زئبق، رصاص، كادميوم، كروم، نحاس ونيكل	تأثير سام وتراكم حيوي
المواد الغير العضوية الأخري	أحماض، على سبيل المثال كبريتيد هيدروجين ، قواعد	تآكل (صدأ) وتأثيرات سمية
التأثيرات الحرارية	مياه ساخنة	تغيير ظروف الحياة الطبيعية للنباتات والحيوانات
الروائح (والطعم)	كبريتيد الهيدروجين	تشويه للذوق العام و تأثير سام
النشاط الإشعاعي		تأثير سام وتراكم للتأثيرات

٣–٢ العناصر الأساسية في مياه الصرف الصحي

يمكن تقسيم العناصر الأساسية لمياه الصرف الصحي إلى فئات رئيسة وفقًا لجدول ٣–٢. ويمكن أن تختلف نسب هذه العناصر بصورة قوية.

٣–٣ الأكسجين الحيوي الممتص والأكسجين الكيميائي الممتص

إن المواد العضوية هي الملوث الرئيس في مياه الصرف الصحي. وتقاس المادة العضوية، تقليديًا، كأكسجين حيوي ممتص وأكسجين كيميائي ممتص. وتحليل الأكسجين الكيميائي الممتص يوصف بأنه سريع وملوث (إذا استخدم الزئبق). والأكسجين الحيوي الممتص بطئ ومرهق، نظرًا لاحتياجه إلى سلسلة تخفيفات.

ويقيس تحلل الأكسجين الكيميائي الممتص، من خلال الأكسدة الكيميائية بالكرومات الثنائية، معظم المادة العضوية الموجودة في العينة. وتحليل الأكسجين الكيميائي الممتص مطلوب لتوازنات الكتل في معالجة مياه الصرف الصحي، فمحتوي الأكسجين الكيميائي الممتص يمكن قسمته إلى أجزاء مفيدة بالنسبة لاعتبارات تصميم عملية المعالجة. فمقياس الأكسجين الكيميائي الممتص المعلق والذائب مفيد جدًا لذلك، ويحذر من القياس الخادع الأكسجين الكيميائي الممتص بالبرمنجنات، حيث إن هذه الطريقة تقيس فقط جزءًا من المادة العضوية، ويجب أن تستخدم فقط بالنسبة للتخطيط لتحليل الأكسجين الحيوي الممتص.

والأكسجين الكيميائي الممتص، النظري، لمادة معينة يمكن حسابه من معادلة للأكسدة. على سبيل المثال، الأكسجين الكيميائي الممتص النظري للإيثانول يحسب على أساس المعادلة الآتية:

$$C_2H_6O + 3O_2 \rightarrow 2CO_2 + 3H_2O \qquad (3.1)$$

أو ٤٦ جم إيثانول تحتاج ٩٦ جم أكسجين للأكسدة التامة إلى ثاني أكسيد الكربون وماء، فالأكسجين الكيميائي الممتص النظري للإيثانول 46/96 = 2.09 .

ويقيس تحليل الأكسجين الحيوي الممتص مقدار الأكسجين المستخدم في أكسدة جزء من المادة العضوية. ولتحليل الأكسجين الحيوي الممتص منشأه في التحكم في المياه المعالجة الخارجة، وهذا هو الأكثر فائدة منه. فالتحليل القياسي للأكسجين الحيوي الممتص يستغرق خمسة أيام (BOD_5) ولكن تستخدم بدائل أحيانًا: BOD_1 إن كانت السرعة مطلوبة وBOD_7 إن كانت الملاءمة أو الراحة هي الاختيار الأول، كما في السويد والنرويج. وإذا كان قياس (تقريبًا) جميع المواد العضوية القابلة للتحلل الحيوي هو المطلوب، يستخدم BOD_{25}. ومن الممكن تقدير قيم الأكسجين الحيوي الممتص من القيمة الفردية المقاسة (جدول ٣–٣)

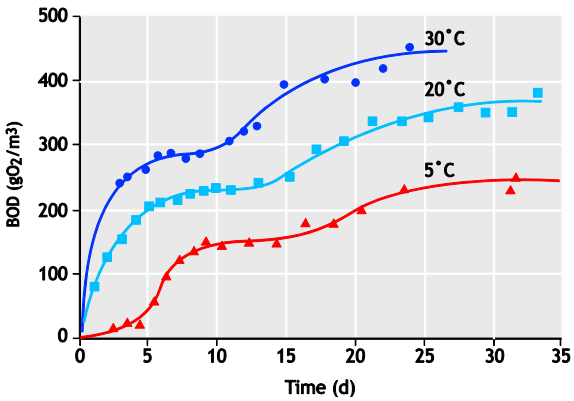
Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

جدول ٣-٣ العلاقة بين قيم الأكسجين الحيوي الممتص والأكسجين الكيميائي الممتص في مياه صرف المناطق الحضرية

BOD_1	BOD_5	BOD_7	BOD_{25}	COD
40	100	115	150	210
200	500	575	750	1,100

وفي هذا الفصل، يشير "الأكسجين الحيوي الممتص" إلى التحليل الكربوني القياسي BOD_5

وشكل ٣-١ يبين الاعتماد على الوقت ودرجة الحرارة في تحليل الأكسجين الحيوي الممتص ومن المهم أن ينفذ تحليل الأكسجين الحيوي الممتص في ظروف قياسية.



شكل ٣-١ تعتمد نتيجة تحليل الأكسجين الحيوي الممتص على مدة الاختبار ودرجة الحرارة والمعيار القياس هو ٢٠° و ٥ أيام.

٣-٤ المكافئ السكاني وحمل الفرد

يعبر عادة عن مقدار الصرف الصحي من السكان بوحدة المكافئ السكاني (PE). ويمكن التعبير عن PE بحجم الماء أو الأكسجين الحيوي الممتص BOD، والتعريفان المستخدمان في العالم هما:

1 PE = 0.2 m^3/d
1 PE = 60 g BOD/d

وهذان التعريفان قائمان على قيم ثابتة لا تتغير. والمساهمة الفعلية من فرد يعيش في مستجمع لشبكة صرف، أو ما يسمى "حمل الفرد" (PL)، يمكن أن يختلف بصورة كبيرة (جدول ٣-٤) وأسباب الاختلاف يمكن أن تكون محل عمل خارج المستجمع، عوامل اقتصادية اجتماعية، نظم الحياة ونوعية تجهيز المنزل ... إلخ.

جدول ٣-٤ الاختلافات في "المكافئ السكاني" (PE) (Henze *et al.*, 2001)

المقياس	الوحدة	المعدّل
الأكسجين الكيميائي الممتص	جم/ فرد.يوم	25-200
الأكسجين الحيوي الممتص	جم/ فرد.يوم	15-80
النيتروجين	جم/ فرد.يوم	2-15
الفوسفور	جم/ فرد.يوم	1-3
مياه الصرف الصحي	م٣/ فرد.يوم	0.05-0.40

وعادة ما يتم الخلط بين "المكافئ السكاني" و"حمل الفرد" أو عدم فهمهما، لذلك يجب الحرص عند استخدامهما والتأكد من التعريف الواضح لما يقومان عليه، وكلاهما: PE و PL قائمان على متوسط المساهمة، ويستخدمان لإعطاء فكرة عن أحمال عمليات معالجة مياه الصرف الصحي، ويختلف الحمل الفردي من بلد إلى آخر، كما هو مبين في القيم السنوية المدرجة في جدول ٣-٥.

٣-٥ المكونات الهامة

إن التركيزات الموجودة في مياه الصرف الصحي عبارة عن تركيبة من حمل من الملوثات مع مقدار المياه المختلط به هذه الملوثات. وبهذا فإن حمل الملوثات اليومي أو السنوي يمثل أساسًا جيدًا لتقييم تركيب مياه الصرف. ويختلف تركيب مياه الصرف الصحي البلدية بصورة واضحة من موقع لآخر. وفي موقع محدد يختلف التركيب مع الوقت، وذلك جزئيًا بسبب الاختلاف في كميات المواد التي يتم صرفها. ومع ذلك فإن الأسباب الرئيسة هي الاختلافات في استهلاك المياه بالمنازل وعمليات الرشح إلى أو الرشح من شبكة الصرف أثناء النقل.

وتركيب مياه الصرف الصحي التقليدية المنزلية/ البلدية مُبين في جدول ٣-٦، حيث تمثل مياه الصرف الصحي المركزة (العالية) حالات لاستهلاك منخفض من المياه و/ أو رشح من الشبكة. ومياه

جدول ٣-٥ حمل الفرد (PL) في دول مختلفة مقدرًا كجم/ فرد.عام (based on Henze et al., 2002)

المقياس	البرازيل	مصر	الهند	تركيا	أمريكا	الدنمارك	ألمانيا
الأكسجين الحيوي الممتص	20-25	10-15	10-15	10-15	30-35	20-25	20-25
المواد العالقة الكلية	20-25	15-25		15-25	30-35	30-35	30-35
النيتروجين الكلي	3-5	3-5		3-5	5-7	5-7	4-6
الفوسفور الكلي	0.5-1	0.4-0.6		0.4-06	0.8-1.2	0.8-1.2	0.7-1

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

الصرف الصحي المخففة (المنخفضة) تمثل استهلاكًا عاليا من المياه و/ أو رشح إلى الشبكة. ومياه الأمطار تزيد أكثر من تخفيف مياه الصرف الصحي حيث إن معظم مياه الأمطار تحوي تركيزات أقل مقارنة بمياه الصرف الصحي المخففة جدًا.

جدول ٣-٦ التركيب النمطي لمياه الصرف الصحي البلدية الخام، مع نسب ضئيلة من الصرف الصناعي

المقياس	عالية	متوسطة	منخفضة
الأكسجين الكيميائي الممتص الكلي	1,200	750	500
الأكسجين الكيميائي الممتص الذائب	480	300	200
الأكسجين الكيميائي الممتص العالق	720	450	300
الأكسجين الحيوي الممتص	560	350	230
الأحماض الدهنية المتطايرة (مثل الأسيتات)	80	30	10
النيتروجين الكلى	100	60	30
الأمونيا – نيتروجين	75	45	20
الفوسفور الكلى	25	15	6
الفوسفات (حمضية)	15	10	4
المواد العالقة الكلية	600	400	250
المواد العالقة المتطايرة	480	320	200

وتجزئة النيتروجين والفوسفور في مياه الصرف الصحي لها تأثير على بدائل معالجة مياه الصرف الصحي. وحيث إن معظم العناصر الغذائية تكون قابلة للذوبان طبيعيًا، فإنه لا يمكن إزالتها بالترسيب أو الفلترة أو الطفو أو أية وسائل أخرى لفصل السوائل من المواد الصلبة.

جدول ٣-٧ المحتوى التقليدي للعناصر الغذائية في مياه الصرف الصحي البلدية الخام، بنسب ضئيلة من الصرف الصناعي (جم/ م^3)

المقياس	عالية	متوسطة	منخفضة
النيتروجين الكلي	100	60	30
الأمونيا	75	45	20
نيترات + نيتريتات	0.5	0.2	0.1
نيتروجين عضوي	25	10	15
نيتروجين كيلدال الكلى	100	60	30
الفوسفور الكلى	25	15	6
الفوسفات (حمضية)	15	10	4
الفوسفات (عضوية)	10	5	2

ويعطي الجدول ٣-٧ المستويات التقليدية لهذه المكونات

جدول ٣-٨ توزيع المادة الذائبة والعالقة لمياه صرف صحي بلدية متوسطة التركيزات (جم/ م^3)

المقياس	ذائبة	عالقة	كلية
الأكسجين الكيميائي الممتص	300	450	750
الأكسجين الحيوي الممتص	140	210	350
النيتروجين الكلى	50	10	60
الفوسفور الكلى	11	4	15

وعمومًا، فإن التوزيع بين المادة الصلبة والقابلة للذوبان هام جدًا في توصيف مياه الصرف الصحي (جدول ٣-٨)

وحيث إن معظم عمليات معالجة مياه الصرف الصحي تقوم على التحلل البيولوجي وتحول المواد، فإن قابلية المواد للتحلل أمر هام (جدول ٣-٩)

جدول ٣-٩ القابلية للتحلل لمياه الصرف الصحي البلدية متوسطة التركيزات (جم/ م^3)

المقياس	عالية	متوسطة	منخفضة
الأكسجين الكيميائي الممتص الكلى	570	180	750
الأكسجين الكيميائي الممتص الذائب	270	30	300
الأكسجين الكيميائي الممتص العالق	300	150	450
الأكسجين الحيوي الممتص	350	0	350
النيتروجين الكلى	43	2	45
النيتروجين العضوي	13	2	15
الفوسفور الكلى	14.7	0.3	15

٣-٦ المكونات الخاصة

معظم المكونات في مياه الصرف الصحي ليست هي الهدف المباشر للمعالجة، ولكنها تساهم في سمية مياه الصرف الصحي، إما فيما يتعلق بالعمليات الحيوية في محطة المعالجة أو للمياه التي تتلقى المياه الخارجة، والمواد التي توجد في المياه الخارجة قد تنتهي إلى نظام إمداد مياه الشرب، وفي هذه الحالة فهو يعتمد على استخلاص المياه السطحية. ويمكن أن تؤثر المعادن في مياه الصرف الصحي على احتمالات إعادة استخدام الحمأة الناتجة من معالجة مياه الصرف في المزارع. والقيم التقليدية للمعادن في مياه الصرف الصحي البلدية موجودة في جدول ٣-١٠.

جدول ٣-١٠ المحتوى النمطي للمعادن في مياه الصرف الصحي البلدية، مع نسب ضئيلة من الصرف الصناعي (مجم/ م^3)

(Henze 1982, 1992, Ødegaard1992, from Henze et al., 2001)

المعدن	عالي	متوسط	منخفض
ألمونيوم	1,000	600	350
كادميوم	4	2	1
كروم	40	25	10
نحاس	100	70	30
رصاص	80	60	25
زئبق	3	2	1
نيكل	40	25	10
فضة	10	7	3
زنك	300	200	100

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

وجدول ٣-١١ يعطي معدل المقاييس الهيدروكيميائية فى مياه الصرف المنزلية/ البلدية.

جدول ٣-١١ المقاييس المختلفة في مياه الصرف الصحي البلدية (from Henze, 1982)

المقياس	عالية	متوسطة	منخفضة	الوحدة
اللزوجة المطلقة	0.001	0.001	0.001	كجم/ م.ث
التوتر السطحي	50	55	60	داين/ سم٢
الموصلية Conductivity	120	100	70	ميكروسيمنز/ م
الأس الهيدروجيني	8.0	7.5	7.0	
القلوية	7	4	1	المكافئ/ م٣
الكبريتيد	10	0.5	0.1	جم كب/ م٣
السيانيد	0.05	0.030	0.02	جم/ م٣
الكلوريد	600	400	200	جم كل/ م٣

وقد تحوي مياه الصرف الصحي أيضًا ملوثات معينة مثل المواد المضادة Xenobiotics (جدول ٣-١٢)

جدول ٣-١٢ مقاييس خاصة في مياه الصرف، المواد المضادة Xenobiotics ذات الأثر السام والآثار الأخرى

المقياس	عالية	متوسطة	منخفضة
الفينول	0.1	0.05	0.02
الفثالات (استرات الألكيل)، DEHP	0.3	0.2	0.1
النونيل فينولات، NPE	0.08	0.05	0.01
الهيدروكربونات الحلقية العطرية	2.5	1.5	0.5
كلوريد الميثيلين	0.05	0.03	0.01
سلفونات الألكيل بنزين (منظفات) LAS	10,000	6,000	3,000
الكلوروفورم	0.01	0.05	0.01



شكل (٣-٢) "كثيرًا ما يوجد كبريتيد الهيدروجين في الدفق الداخل إلى محطات المعالجة، خاصة في حالة المجاري المضغوطة، وهو سام جدًا ويمكن أن يسبب أضرارًا للافراد الذين لا يأخذون الاحتياطات اللازمة، وتبين الصورة عملية قياس في محطة رفع يوجد بها تركيز عالي لكبريتيد الهيدروجين في الهواء (صورة M. Henze)



شكل (٣-٣) "تسبب التركيزات العالية للمنظفات مشاكل لمشغلي محطة معالجة مياه الصرف الصحي (صورة M. Henze)

٣-٧ الكائنات الحية الدقيقة

تسبب مياه الصرف الصحي العدوى، ومعظم مظاهر التعامل مع مياه الصرف الصحي على مدى التاريخ كانت مدفوعة بالرغبة في إزالة عناصر العدوى إلى خارج مجال السكان بالمدن. وفي القرن التاسع

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

عشر تم تحديد الكائنات الدقيقة كمسببات للأمراض. وتأتي الكائنات الدقيقة في مياه الصرف الصحي بصورة أساسية من البراز الآدمي، بالإضافة إلى الصناعات الغذائية. ويعطي جدول ٣-١٣ فكرة عن تركيزات الكائنات الدقيقة في مياه الصرف الصحي المنزلية. ولمزيد من المعلومات عن الكائنات الدقيقة المسببة للأمراض وإزالتها من مياه الصرف الصحي، يمكن للقارئ أن يرجع إلى الفصل الثامن.

جدول رقم ٣-١٣ تركيزات الأحياء الدقيقة في مياه الصرف الصحي (عدد الكائنات في كل ١٠٠ مل) (based on Henze *et al.*, 2001)

الكائنات الدقيقة	عالي	منخفض
بكتيريا القولون (أيشيريشياكولاي) *E. coli*	$5{\cdot}10^8$	10^6
بكيتريا القولون البرازية (كوليفورم) Coliforms	10^{13}	10^{11}
الكولستريديا بيرفرنجس (المختزلة الكبريت) *Cl. perfringens*	$5{\cdot}10^4$	10^3
السبحيات البرازية Fecal *Streptococcae*	10^8	10^6
الساموئيلا *Salmonella*	300	50
الكامبيلوبكتر (العطائف) *Campylobacter*	10^5	$5{\cdot}10^3$
الليستريا *Listeria*	10^4	$5{\cdot}10^2$
العنقوديات *Staphylococus aureus*	10^5	5.103
الكوليفاجات Coliphages	$5{\cdot}10^5$	104
الجيارديا *Giardia*	10^3	10^2
ديدان الأمعاء Roundworms	20	5
الفيروس المعوي *Enterovirus*	10^4	10^3
فيروس الروتا *Rotavirus*	100	20

وقد تُحدث التركيزات العالية للكائنات الدقيقة مخاطر صحية كبيرة عندما تصرف مياه الصرف الصحي الخام مباشرة على موارد المياه.



شكل رقم ٣-٤ ينشأ عن التهوية السطحية في محطات المعالجة بالحمأة المنشطة رذاذ مكثف (ضباب) يحتوي على مقدار كبير من الكائنات الدقيقة. ويمثل ذلك مخاطرة صحية للعاملين بمحطة التنقية وفي بعض الأحيان السكان المجاورين للمحطة (صورة D. Brdjanovic).

٣-٨ مياه الصرف الصحي ذات الصفات الخاصة والتدفقات الداخلية المعاد تدويرها بالمحطة

لا تتعامل محطة التنقية مع مياه الصرف الصحي في الشبكات وحسب، بل كلما كبر حجم المحطة، كلما زادت التدفقات الداخلية المعاد تدويرها التى يلزم التعامل معها ومع التدفقات الخارجية الداخلة إلى المحطة.

وإن كان مستجمع المحطة به مناطق مخدومة بأعمال صرف صحي لامركزية، فإن حمأة خزانات التحليل سيتم إلقاؤها بواسطة الشاحنات إلى المحطة، ويعرض جدول ٣-١٤ التركيب النموذجي لحمأة خزانات التحليل Septic Sludge.

جدول ٣-١٤ تركيب حمأة خزانات التحليل (جرام/ م^3) (Henze *et al.*, 2001)

المركب	عالي	منخفض
الأكسجين الحيوي الممتص الكلى	30,000	2,000
الأكسجين الحيوي الممتص الذائب	1,000	100
الأكسجين الكيميائي الممتص الكلى	90,000	6,000
الأكسجين الكيميائي الممتص الذائب	2,000	200
النيتروجين الكلى	1,500	200
الأمونيا – نيتروجين	150	50
الفوسفور الكلى	300	40
المواد العالقة الكلية	100,000	7,000
المواد العالقة المتطايرة	60,000	4,000
الكلوريدات	300	50
كبريتيد الهيدروجين	20	1
الأس الهيدروجيني	8.5	7.0
القاعدية[١]	40	10
الرصاص	0.03	0.01
الحديد الكلى	200	20
البكتريا القولونية[٢]	10^8	10^6

[١] بالملى مكافئ/ لتر

[٢] بالعدد/ ١٠٠ مل

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

وذلك وضع تقليدي في العديد من الدول النامية. ويمكن أن تُحدث حمأة خزانات التحليل كثيرًا من المشاكل في محطات المعالجة البيولوجية نتيجة للحمل المفاجئ الآتي من شاحنة مليئة بحمأة خزانات التحليل. وبالنسبة لمحطات المعالجة التي تزيد سعتها عن ١٠٠,٠٠٠ شخص مكافيء فإن تفريغ حمولة شاحنة مليئة بحمأة خزانات التحليل لن يسبب مشاكل مباشرة في المحطة. أما بالنسبة للمحطات الصغيرة فإن حمأة خزانات التحليل يجب أن تفرغ أولاً في خزان (شكل ٣-٥) ومنه يمكن أن يتم ضخها إلى المحطة في فترات يكون فيها الحمل منخفضًا (غالبًا أثناء الليل).



شكل ٣-٦ تجميع وتخزين الرشيح من مدفن صحي للقمامة بسراييفو بالبوسنة والهرسك (صورة: F. Babić)

وحمل آخر خارجي ذو تأثير على محطة المعالجة قد يكون الرشيح من المدفن الصحي للقمامة (شكل ٣-٦)، ومياه الرشح من المدافن الصحية يمكن نقلها أو ضخها إلى محطة معالجة مركزية. ومع ذلك، فإنه أحيانًا ما يتم التخلص منها ببساطة في خط صرف صحي قريب من المدفن الصحي. ويمكن أن يحتوي هذا الرشح على تركيزات عالية من الأكسجين الكيميائي الممتص الذائب الخامل، والتي تمر خلال المحطة بدون أن تتغير أو تنخفض. وفي بعض الأحوال عندما لا تسمح القوانين بصرف الرشيح غير المعالج، فإن المعالجة المبدئية المنفصلة للرشيح تكون مطلوبة قبل صرفه على خطوط الصرف الصحي العامة.

والحمل الداخلي بمحطات التنقية يأتي من عملية تكثيف الحمأة Thickening والمادة الطافية من هاضم الحمأة digester Supernatant والماء الخارج من عملية تجفيف الحمأة ومياه غسيل المرشحات. والمادة الطافية من هاضم الحمأة غالبًا تكون حملاً داخليًا كبيرًا، خاصة ما يتعلق بالأمونيا. وهذا يمكن أن يؤدي إلى زيادة حمل النيتروجين في حالة الإزالة البيولوجية للنيتروجين (انظر الفصل السادس أيضًا).



شكل ٣-٥ شاحنة تفرغ محتويات خزانات التحليل من المنازل في خزان بمحطة معالجة مياه صرف صحي طريق إليدج في سانت مارتين (صورة: D. Brdjanovic)

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

جدول ٣-١٥ نوعية الرشيح (جرام/ م^{٣})

المركب	عالي	منخفض
الأكسجين الكيميائي الممتص الكلى	16,000	1,200
الأكسجين الكيميائي الممتص الذائب	15,800	1,150
الأكسجين الحيوي الممتص الكلى	12,000	300
الأكسجين الحيوي الممتص الذائب	500	100
النيتروجين الكلى	475	95
الأمونيا – نيتروجين	10	1
الفوسفور الكلى	500	20
المواد العالقة الكلية	300	15
المواد العالقة المتطايرة	٢٥٠٠	٢٠٠
كبريتيد الهيدروجين	10	١
الأس الهيدروجيني	٧,٢	٦,٥

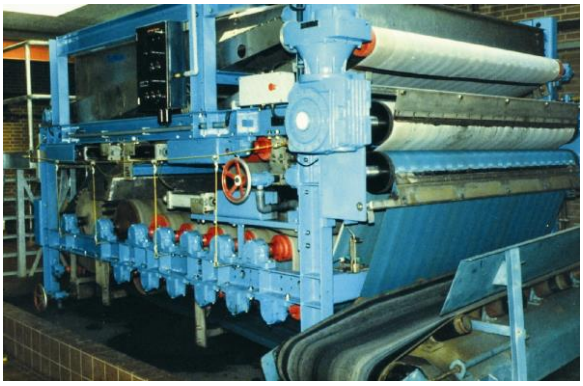


شكل ٣-٧ تنتج الهاضمات المادة الطافية للهاضم التي غالبًا ما تؤدي الى زيادة مشاكل في محطات معالجة مياه لصرف الصحي بسبب الأحمال العالية للنيتروجين والمواد الأخرى (صورة: M. Henze)

جدول ٣-١٦ المادة الطافية من هاضم الحمأة (جرام/ م^{٣})

المركب	عالي	منخفض
الأكسجين الكيميائي الممتص الكلى	9,000	700
الأكسجين الكيميائي الممتص الذائب	2,000	200
الأكسجين الحيوي الممتص الكلى	4,000	300
الأكسجين الحيوي الممتص الذائب	1,000	100
النيتروجين الكلى	800	120
الأمونيا – نيتروجين	500	100
الفوسفور الكلى	300	15
المواد العالقة الكلية	10,000	500
المواد العالقة المتطايرة	6,000	250
كبريتيد الهيدروجين	20	2

والمياه الخارجة من عملية تجفيف الحمأة يمكن أن تكون ذات تركيزات عالية من المواد الذائبة، العضوية والنيتروجينية (شكل ٣-٨)



شكل ٣-٨ حزام مرشح لتجفيف الحمأة Belt Filter: يتم تجميع المياه الخارجة من أسفل المعدات الميكانيكية (صورة: D. Brdjanovic)

جدول ٣-١٧ تركيب المياه الخارجة من عملية تجفيف الحمأة (جم/ م^{٣})

المركب	عالي	منخفض
الأكسجين الكيميائي الكلى	4,000	800
الأكسجين الكيميائي الممتص الذائب	3,000	600
الأكسجين الحيوي الممتص الكلى	1,500	300
الأكسجين الحيوي الممتص الذائب	1,000	250
النيتروجين الكلى	500	100
الأمونيا – نيتروجين	450	95
الفوسفور الكلى	20	5
المواد العالقة الكلية	1,000	100
المواد العالقة المتطايرة	600	60
كبريتيد الهيدروجين	20	0.2

ويمكن أن يُحدث ماء غسيل المرشحات مشاكل نتيجة لارتفاع الحمل الهيدروليكي الزائد لأحواض الترسيب في محطات المعالجة. وفي بعض الأحوال يمكن أن ينتج عنها زيادة حمل المواد الصلبة العالقة، وماء غسيل المرشحات في محطات المعالجة الأصغر يجب أن يتم تدويره ببطء.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

جدول ٣-١٨ مياه غسيل المرشحات (جم/ م^3)

المركب	عالي	منخفض
الأكسجين الكيميائي الممتص الكلى	1,500	300
الأكسجين الكيميائي الممتص الذائب	200	40
الأكسجين الحيوي الممتص الكلى	400	50
الأكسجين الحيوي الممتص الذائب	30	10
النيتروجين الكلى	100	25
الأمونيا – نيتروجين	10	1
الفوسفور الكلى	50	5
المواد العالقة الكلية	1,500	300
المواد العالقة المتطايرة	900	150
كبريتيد الهيدروجين	0.1	0.01

٣-٩ النسب

تؤثر النسبة بين مختلف مكونات مياه الصرف الصحي بصورة كبيرة على اختيار وأداء عمليات معالجة مياه الصرف الصحي. فمياه الصرف الصحي ذات النسبة المنخفضة من الكربون إلى النيتروجين قد تحتاج إضافة مصدر خارجي للكربون حتى تتحقق إزالة النيترة بسرعة وفعالية. ومياه الصرف الصحي ذات التركيز العالي من النيترات أو التركيز المنخفض من الأحماض الدهنية المتطايرة لن تكون مناسبة لعملية إزالة الفوسفور البيولوجية. ومياه الصرف الصحي ذات النسبة العالية من الأكسجين الكيميائي الممتص إلى الأكسجين الحيوي الممتص تبين أن جزءًا رئيسًا من المادة العضوية سيكون من الصعب تحلله بيولوجيًا. وعندما تكون المواد العالقة في مياه الصرف الصحي بها نسبة عالية من المواد المتطايرة (نسبة المواد العالقة المتطايرة إلى المواد العالقة) فهذه يمكن أن تهضم بنجاح في الظروف اللاهوائية.

وبينما ينشأ معظم حمل التلوث في مياه الصرف الصحي من المنازل والمؤسسات والصناعة، فإن هذه كلها تساهم جزئيًا، فقط، في إجمالي مقدار مياه الصرف الصحي. فإن مقدارًا كبيرًا من المياه في مجاري الصرف الصحي قد تأتي من مياه المطر (في بعض البلاد من ذوبان الجليد) أو من رشح المياه الجوفية. وبهذا فإن مكونات مياه الصرف الصحي عرضة للتخفيف، والذي، مع هذا، لن يغير من النسب بين المكونات. ويوضح جدول ٣-١٩ النسب التقليدية للمكونات في مياه الصرف الصحي البلدية.

والنسبة بين المكونات في تحليل ما لمياه الصرف الصحي يمكن أيضًا أن تستخدم لاستقصاء الشاذ عن المعتاد في التحليل، والذي يمكن أن يكون نتيجة لصرف مواد خاصة في نظام الصرف الصحي، غالبًا من المصانع، أو نتيجة لأخطاء في التحليل. والنسب بين تركيزات المكونات المبينة في جدول ٣-١٩ يمكن أن تستخدم كإرشادات تقريبية. وإن خرجت بعض قيم عملية التحليل عن المتوقع كما في جدول ٣-١٩، فيجب عندئذ فحصها مرة أخرى ومعرفة السبب. فإن كانت تصرفات المصانع سببًا لهذا التباين، فإن مكونات أخرى لم يتم تحليلها من مكونات عينة مياه الصرف الصحي يمكن أيضًا أن تنحرف عن القيم المتوقعة. وحيث إن هذه الاختلافات قد تؤثر على عملية المعالجة، فإنه يجب توضيح سبب ظهورها.

جدول ٣-١٩ النسب المعتادة في مياه الصرف الصحي البلدية

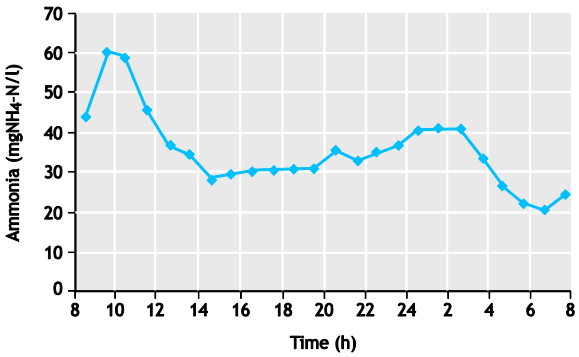
النسبة	عالية	متوسطة	منخفضة
الأكسجين الكيميائي الممتص/ الأكسجين الحيوي الممتص	3.5-2.5	2.5-2	2-1.5
الأحماض الدهنية المتطايرة/ الأكسجين الكميائي الممتص	0.08-0.12	0.04-0.08	0.02-0.04
الأكسجين الكيميائي الممتص/ النيتروجين الكلى	16-12	12-8	8-6
الأكسجين الكيميائي الممتص/ الفوسفور الكلى	60-45	45-35	35-20
الأكسجين الحيوي الممتص/ النيتروجين الكلى	8-6	6-4	4-3
الأكسجين الحيوي الممتص/ الفوسفور الكلى	30-20	20-15	15-10
الأكسجين الكيميائي الممتص/ المواد العالقة المتطايرة	2-1.6	1.6-1.4	1.4-1.2
المواد العالقة المتطايرة / المواد العالقة الكلية	0.9-0.8	0.8-0.6	0.6-0.4
الأكسجين الكيميائي الممتص/ الكربون العضوى الكلى	3.5-3	3-2.5	2.5-2

٣-١٠ الاختلافات

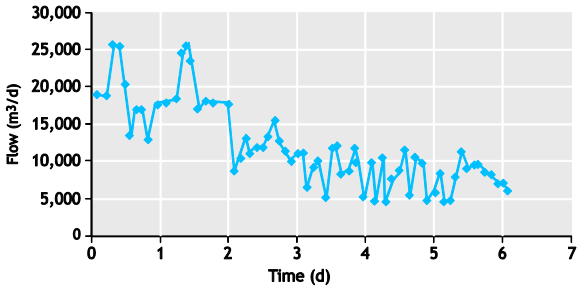
يختلف تركيز المواد في مياه الصرف الصحي مع الوقت، وتلاحظ تغيرات يومية في العديد من الحالات، وأسبوعية في أخرى، وغيرها يمكن جدًا أن يكون مرتبط بأنماط الإنتاج الصناعي السائدة. وهذه الاختلافات هامة في التصميم والتشغيل والتحكم في محطة المعالجة. فعلى سبيل المثال، نسبة الأمونيا – النيتروجين، والتي يكون مصدرها الرئيس في البول الإنساني، تبين غالبًا نمطًا يوميًا، كما هو موضح بشكل ٣-٩.

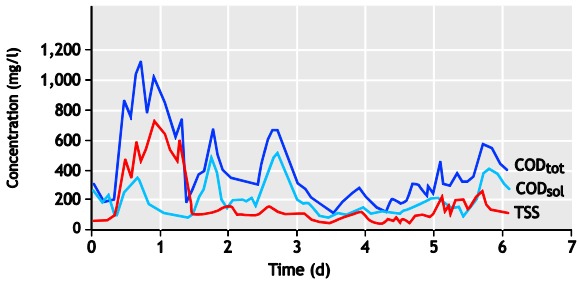
والاختلافات في مقدار التدفق (Flow)، الأكسجين الكيميائي الممتص والمواد الصلبة العالقة يمكن أن تكون لافتة للنظر، كما مبين في شكل ٣-١٠

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



شكل ٣-٩ الاختلافات اليومية في محتوى الأمونيا في المياه الداخلة إلى محطة معالجة الصرف الصحي في "جالنيرو" بأسبانيا.



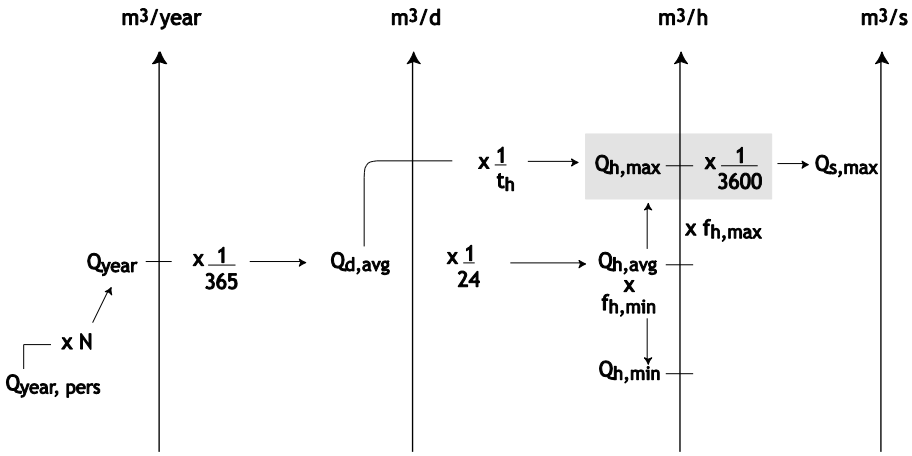


شكل ٣-١٠ الاختلافات في مقدار التصرف والأكسجين الكيميائي الممتص والمواد الصلبة العالقة لمياه الصرف الصحي (Henze et al., 2002)

وأخذ عينات من مياه الصرف الصحي مسألة تحتاج لعناية، نظرًا للاختلافات في تركيزات المكونات. فمن المهم أن نستوعب حقيقة أن النتائج المعملية التي يتم الحصول عليها ستختلف كثيرًا تبعًا لإجراء أخذ العينة الذي يتم اختياره. فالمواد التي تطفو عادة على السطح مثل الزيوت والشحوم يصعب أخذ عيناتها، وذلك ينطبق على المكونات الأثقل نسبيًا مثل الرمل والحصى.

وهناك طرق عديدة تطبق في أخذ عينات مياه الصرف الصحي:

- عينات عشوائية Grab samples (عينة واحدة تجمع في زجاجة أو دلو في وقت محدد– وهذا النوع من العينات يعطي نتائج شديدة الاختلاف).
- عينات تناسبية زمنية (وهذه يمكن أن تكون عددًا من العينات مثل: عينة كل ساعة يتم ربطها جميعًا في عينة واحدة نهائية) وهذا النوع من العينات يمكن أن يكون جيدًا إن كانت مياه الصرف الصحي ذات اختلافات قليلة في تركيز مكوناتها.
- عينات تناسبية مع تدفقات مياه الصرف الصحي (وهذه يمكن أن تكون عينة من كل حجم معين من تدفقات مياه الصرف الصحي، تتم بصورة نمطية كل ٢٤ ساعة) وهي تعطي تقديرات يعتمد عليها لجودة مياه الصرف الصحي أو لعدم جودتها.
- اختلافات ٢٤ ساعة (مثل عينة كل ساعة تحفظ منفصلة للحصول على فكرة عن الاختلافات في تركيزات مياه الصرف الصحي) وهذه مفيدة لأغراض النمذجة.
- عينات أسبوعية (تناسبية مع الزمن أو تدفق تناسبي). وكما في الطريقة السابقة، مفيدة لأغراض النمذجة.



شكل ٣-١١ حساب الأحجام التصميمية لمياه الصرف الصحي المنزلية ذات النسب الضئيلة من مياه الصرف الصناعي

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

٣-١١ تدفقات مياه الصرف الصحي

تختلف تدفقات الصرف الصحي مع الوقت والمكان، وهذا يجعلها صعبة القياس بدقة. والوحدات الأساسية للتصرف هي حجم مياه الصرف الصحي (م^3) لكل وحدة زمنية (يوم). ويختلف التدفق التصميمي للوحدات المختلفة لمحطة معالجة مياه الصرف الصحي. ففي الوحدات التي يكون فيها المكث الهيدروليكي قصير المدة، مثل المصافي وغرفة الحصى والرمال، يكون التصرف التصميمي معبرًا عنه عادة بوحدة م^3/ ثانية ، بينما لأحواض الترسيب يعبر عنه بوحدة م^3/ ساعة أما الحسابات التقليدية لتصميم مياه الصرف الصحي المنزلية، فهى مبينة فى شكل ٣-١١.

ومتوسط التصرف اليومي $Q_{d,avg.}$ يحسب من تصرف مياه الصرف الصحي السنوي مقسومًا على ٣٦٥، ومتوسط التصرف في الساعة $Q_{h,avg.}$ هو التصرف اليومي مقسومًا على ٢٤، وأقصى تصرف/ ساعة يمكن إيجاده بطريقتين حسابيتين: إما (i) من متوسط التصرف اليومي مضروبًا في ثابت أقصى تصرف للساعة. $F_{h,max}$ (هذا الثابت يختلف باختلاف حجم المستجمع: ففي المدن الكبيرة سيكون ١,٣ – ١,٧ وفي المدن الصغيرة ١,٧ – ٢,٤) أو (ii) بقسمة متوسط التصرف اليومي على معامل الساعات $t_{h,d}$ (هذا المعامل ١٠-١٤ ساعة للمدن الصغيرة و ١٤-١٨ ساعة للمدن الكبيرة).

٣-١٢ المخلفات التقليدية للمنازل

يختلف مقدار مياه الصرف الصحي والملوثات الآتية من المنازل من بلد إلى آخر، وهذه الاختلافات تتأثر بالمناخ، والعوامل الاجتماعية الاقتصادية والتقنيات المنزلية وعوامل أخرى.

ومقدار المخلفات العضوية والعناصر الغذائية الناتجة في المنازل مبينة في جدول ٣-٢٠، ومن هذا الجدول يمكننا معرفة احتمالات التغير في تركيب مياه الصرف الصحي.

وفي حالة مخلفات المنازل، يكون تركيب مياه الصرف الصحي والمخلفات الصلبة (القمامة) نتيجة لمساهمات من مصادر مختلفة داخل المنازل. ومن الممكن تغيير مقدار وتركيب موارد المخلفات المنزلية. ويمكن إنقاص أو زيادة مورد مخلفات معين، اعتمادًا على الحل الأمثل. على سبيل المثال: يمكن تحقيق خفض مقدار المواد المتولدة في مياه الصرف الصحي بوسيلتين: (i) الخفض الكلي للمخلفات المتولدة بالمنزل و(ii) تحويل أنواع معينة من المخلفات إلى مخلفات صلبة منزلية.

وبدائل خفض مقدار المخلفات المتولدة فسيولوجيًا غير واضحة، برغم أن "الرجيم" أو برامج إنقاص الوزن تؤثر في مقدار المخلفات المتولدة من البشر، إذن، علينا قبول توليد هذه المخلفات كنتيجة طبيعة للنشاط الإنساني. وفصل المخلفات البرازية (المخلفات الفسيولوجية أو المخلفات الإنسانية) عن مسار بول الإنسان ينشأ عنه خفض ملحوظ لمحتويات النيتروجين والفوسفور والحمل العضوي في مياه الصرف الصحي. والمخلفات المتولدة بعد هذا الفصل في المنبع، مع ذلك، يجب أن يتم نقلها بعيدًا عن المنازل، وفي العديد من الأحوال، بعيدًا أيضًا عن المدينة. وهناك خيارات فنية مجدية للتعامل مع المخلفات التي تم فصلها في المنبع، متضمنة:

- نظام الغائط البشري الذى يُجمع لتسميد التربة (night soil system)
- "مراحيض الكمر"، والمستخدمة بصورة أساسية في المنازل الفردية بالمناطق الزراعية (والمفضل فيها فصل البول لتحقيق المستوى الأمثل لإتمام عملية الكمر لتكوين السماد).
- خزانات التحليل التي يتبعها إما ارتشاح محتوياتها أو نقلها عبر شبكات صرف صحي.

والبول هو المساهم الأكبر للعناصر الغذائية في المخلفات المنزلية، وهكذا فإن فصل البول سيخفض العناصر الغذائية بالمخلفات بصورة ملحوظة (شكل ٣-١٢). ويخفض فصل البول محتوى النيتروجين في مياه الصرف الصحي المنزلية إلى مستوى يكون معه إزالة النيتروجين لا حاجة إليها.





شكل ٣-١٢ مرحاض لفصل البول

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

وتحتوي مخلفات المطابخ على مقدار ملحوظ من المادة العضوية التي تنتهي كالمعتاد إلى مياه الصرف الصحي ومن السهل نسبيًا تحويل بعض من مخلفات المطابخ السائلة إلى مخلفات صلبة عن طريق تطبيق الطهي بما يسمى "الطهى بالتكنولوجيا النظيفة .Clean tech" وبالتالى تحقيق خفض في إجمالي الحمل العضوي لمياه الصرف الصحي (Danish EPA 1993). التكنولوجيا النظيفة للطهي تعني أن تلقى المخلفات الغذائية في سلة القمامة ولا تدفع إلى مجاري الصرف الصحي، باستخدام ماء الصنبور، والجزء المحول من مخلفات المادة العضوية الصلبة للمطابخ يمكن التخلص منه مع المخلفات الصلبة الأخرى من المنزل. والمياه الرمادية من المطابخ يمكن استخدامها للري أو، بعد تنقيتها، في دفق المراحيض (السيفونات). وتحوي مخلفات المطابخ السائلة أيضًا كيماويات منزلية، التي قد يؤثر استخدامها على تركيب وحمل هذا النوع من المخلفات.

وتحمل مياه الصرف الصحي من المغاسل والحمامات حمل ملوثات ضئيل، يأتي جزء منه من الكيماويات المنزلية والتي قد يؤثر استخدامها على تركيب وحمل هذا الجزء من المخلفات. ويمكن استخدام مخلفات المغاسل والحمامات مع مياه صرف المطابخ للري. أو بدلاً من ذلك إعادة استخدامها فى دفق المراحيض. وفي الحالتين هناك حاجة إلى معالجة بدرجة كبيرة.

والجزء القابل للتحويل إلى سماد طبيعي من المخلفات الصلبة الآتية من المطابخ يمكن أن يحفظ منفصلاً أو مختلطًا مع المخلفات في مياه المطابخ، لغرض إنتاج السماد الطبيعي فيما بعد أو للمعالجة اللاهوائية في محطة معالجة مياه الصرف.

وتستخدم وحدات الطحن للتخلص من مخلفات المطابخ للتعامل مع الأجزاء القابلة للتحول لسماد طبيعي من المنازل في العديد من الدول. وأحيانًا ما يترك هذا البديل نظرًا لزيادة حمل المخلفات على مجاري الصرف الصحي، ومع ذلك، فإن المخلفات تتولد عادة بالمنازل ، ويجب أن تنقل بعيدًا من المنازل وخارج المدن بطريقة ما. وصرف المخلفات الصلبة على نظام الصرف الصحي لا يغير من إجمالي حمل المخلفات الناتج في المنازل، ولكن سيغير وسيلة النقل والمكان النهائي للتخلص من المخلفات.

٣-١٣ تصميم مياه الصرف الصحي للمنازل

إن استخدام واحدة أو أكثر من تقنيات التعامل مع المخلفات المذكورة في المنازل، مع استخدام آليات لترشيد استهلاك المياه، يُمكِّن من تصميم مياه صرف صحي بتركيب محدد، يكون مثاليًا للتعامل مع هذه المياه لاحقًا. وعندما يكون الهدف خفض حمل التلوث الذاهب إلى مياه الصرف الصحي، فإن هناك عدة إجراءات لتحقيق هذا (جدول٣-٢١)

جدول ٣-٢١ أحمال منخفضة من المخلفات في مياه الصرف الصحي عن طريق فصل المراحيض والطهي بالتكنولوجيا النظيفة (بالجرام/ فرد.يوم)

(from Henze, 1997)

التقنية	الصرف المعاد	فصل دورات المياه[1]	الطهي بتكنولوجيا نظيفة[2]
الأكسجين الكيميائي الممتص	130	55	32
الأكسجين الحيوي الممتص	60	35	20
النيتروجين	13	2	1.5
الفوسفور	2.5	0.5	0.4

[1] دورة المياه ← جافة/ مراحيض الكمر

[2] جزء من مخلفات الطهي يحول من الحوض إلى سلة المخلفات الصلبة (القمامة)

والربط بين ترشيد استهلاك المياه وخفض الحمل يمثل جدلا إضافيًا في نهج تصميم مياه الصرف الصحي (مثال جدول ٣-٢٢).

جدول رقم ٣-٢٠ مصادر مياه الصرف الصحي المنزلي ومكوناتها وقيمها لنظام معيشة غير بيئي non-ecological (from Sundberg, 1995; Henze, 1997)

المعيار	الوحدة	دورات مياه		مطابخ	استحمام/ غسيل	إجمالي
		إجمالي[1]	بول فقط			
مياه صرف صحي	m^3/yr	19	11	18	18	55
أكسجين كيميائي ممتص	kg/yr	27.5	5.5	16	3.7	47.2
أكسجين حيوي ممتص	kg/yr	9.1	1.8	11	1.8	21.9
نيتروجين	kg/yr	4.4	4.0	0.3	0.4	5.1
فوسفور	kg/yr	0.7	0.5	0.07	0.1	0.87
بوتاسيوم	kg/yr	1.3	0.9	0.15	0.15	1.6

[1] يشمل البول

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

جدول ٣-٢٢ تركيز الملوثات في مياه الصرف الصحي الخام مع فصل المراحيض (فصل البول) والطهي بالتكنولوجيا النظيفة (جرام/ م^٣) (from Henze, 1997)

إنتاج مياه الصرف الصحي	٢٥٠ لتر/ فرد.يوم	١٦٠ لتر/ فرد.يوم	٨٠ لتر/ فرد.يوم
الأكسجين الكيميائي الممتص	130	200	400
الأكسجين الحيوي الممتص	80	125	250
النيتروجين	6	9	19
الفوسفور[١]	1.6	2.5	5

[١] بافتراض أن المنظفات خالية من الفوسفور

وتؤثر التغيرات في تركيب مياه الصرف الصحي أيضًا على التركيب التفصيلي للأكسجين الكيميائي الممتص، وهذا يمكن أن ينتج عنه تغيرات بين الأجزاء المذابة والمعلقة، أو تغيرات في قابلية المادة العضوية للتحلل، على سبيل المثال، قد يؤدى إلى زيادة أو نقص الجزء القابل للتحلل بسهولة من المادة العضوية فى جزء معين من مياه الصرف الصحي. ولتركيب مياه الصرف الصحي تأثير ملحوظ على اختيار عمليات المعالجة ليتم تطبيقها. وبتغيير التقنيات المستخدمة في المنازل وبتحويل ما يمكن تحويله من المخلفات العضوية إلى نظام الصرف الصحي، فإنه يمكن الحصول على خصائص مياه صرف صحي مثل تلك المبينة في جدول ٣-٢٣.

جدول ٣-٢٣ تركيز الملوثات في مياه الصرف الصحي الخام، بالحمل الأقصى من المخلفات العضوية (جرام/ م^٣) (Henze, 1997)

إنتاج مياه الصرف الصحي	٢٥٠ لتر/ فرد.يوم	١٦٠ لتر/ فرد.يوم	٨٠ لتر/ فرد.يوم
الأكسجين الكيميائي الممتص	880	1,375	2,750
الأكسجين الحيوي الممتص	360	565	1,125
النيتروجين	59	92	184
الفوسفور[١]	11	17	35

[١] بافتراض أن المنظفات خالية من الفوسفور

والنزعة إلى الحصول على درجة مفصلة من التجزئة لمياه الصرف الصحي والكتلة الحيوية هو نتيجة لزيادة متطلبات وتطبيق النماذج الرياضية في معالجة مياه الصرف الصحي. ولكي يتم إدخال أجزاء الأكسجين الكيميائي الممتص والنيتروجين والفوسفور على السياق الأوسع لعملية النمذجة الرياضية، فإن قائمة من متغيرات الحالة المستخدمة في نماذج مختارة تم وضعها، كما هو موضح في جدول ٣-٢٥. وبهذه الطريقة وكما هو مرفق فيما بعد، وضع المؤلفون مقترحًا بقائمة شاملة لمتغيرات الحالة المعتادة (العمود الثاني في جدول ٣-٢٥). ولوصف كل مكون موجود في هذا الجدول، فإنه ينصح بالرجوع إلى قائمة من المراجع موضوعة في قائمة أسفل الجدول.

وأكثر أشكال الفصل شيوعًا هو فصل مخلفات دورات المياه عن باقي مياه الصرف الصحي، وهذا سينتج عنه توليد مياه صرف صحي رمادية وسوداء والتي يمكن معرفة خصائص كل منها من جدول ٣-٢٤ ولمزيد من التفاصيل عن مياه الصرف الصحي الرمادية، ارجع إلى: Ledin et al .٢٠٠٠.

جدول ٣-٢٤ خصائص مياه الصرف الصحي الرمادية والسوداء. والقيم المنخفضة قد تكون بسبب الاستهلاك العالي للمياه. والاستهلاك المنخفض للمياه أو الحمل العالي للملوثات من المطابخ يمكن أن يسبب قيمًا أعلى

(based on Henze, 1997; Sundberg, 1995; Almeida et al,. 2000)

المعيار	مياه صرف صحي رمادية		مياه صرف صحي سوداء	
	عالي	منخفض	عالي	منخفض
الأكسجين الكيميائي الممتص	700	200	1,500	900
الأكسجين الحيوي الممتص	400	100	600	300
النيتروجين	30	8	300	100
الفوسفور	7	2	40	20
البوتاسيوم[١]	6	2	90	40

[1] لا يتضمن المحتوى فى مصدر المياه

٣-١٤ تجزئة مياه الصرف الصحي والكتلة الحيوية

العلاقة بين مختلف مكونات المادة العضوية وغير العضوية ومكونات النيتروجين والفوسفور لأي من مياه الصرف الصحي أو الحمأة، مبينة في شكل ٣-١٣، وتعريف كل مصطلح مبين في جدول ٣-٢٥. ولمزيد من الوصف التفصيلي لكل مكون مذكور هنا، يمكن للقارىء الرجوع إلى قائمة المراجع المرفقة.

وتختلف مسميات المتغيرات بين المراجع اعتمادًا على تفضيلات المؤلفين. وفي هذا الكتاب فإن تدوين رموز المتغيرات لم يتم توحيده قياسيًا، ولكن حوارًا بشأن هذا الموضوع بدأ بالفعل مع باحثين مهتمين بالنمذجة (Comeau et al., 2008)، وقد اقتُرحت العلامات التالية كإرشادات لتدوين رموز المتغيرات:

أولاً: حرف يبين حجم المكون [حرف كبير (Capital) مائل (Italics)]ج:

قابل للذوبان	*S*: soluble
غروي	*C*: colloidal
جسيمي	*X*: particulate
كلي	*T*: total = (*S* + *C* + *X*)

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

وحجم الجسيم للمادة الغروية يعتمد على غرض النموذج المستخدم وطريقة تحديده وقد يكون عادة بين ٠,٠١ إلى ١,٠ ميكرون. وقد ارتفعت أهمية نمذجة المادة الغروية في السنوات الأخيرة نظرًا للحاجة إلى الوصول لتركيزات مياه خارجة منخفضة جدًا، وهي شرط عندما يكون دور المادة الغروية ملحوظًا. ويتزايد استخدام نظم المعالجة المتقدمة متضمنًا استخدام الغشاء أو عمليات الإمتزاز Adsorption، لهذه الأغراض. وفي بعض الأحوال، قد يكون مفيدًا ربط الأحرف التي تبين حجم المادة (مثل *CX*)

بعدها تستخدم حروف سفلية (أسفل الحرف الكبير) لوصف المكون أو طبيعته (مثل *F:* قابل للتخمر Fermentable، *OHO* كائنات عضوية التغذية (Ordinary heterotrophic organisms) وقد تضاف الفاصلة (،) لبيان أن المكون جزء من مكون آخر (مثل $X_{PAO, PHA}$ لبيان البوليهدروكسي الكانوات – *PHA* (بوليمرات منتجة حيويًا) كمكون تخزين للكائنات المسئولة عن تراكم الفوسفور (PAO_s)

ويقترح أن توصف الكائنات بتركيبة من أوائل حروف الاسم ACRONYM تنتهي بالحرف O (مثل *ANO*: أي كائنات لنيترة الأمونيا).

وكل متغير حالة يعتبر مستقلاً عن الباقي (ولا يندرج هذا على المتغيرات المرتبطة). وبهذا، على سبيل المثال، فإن *PHA* كمكون لتخزين PAO_s ($X_{PAO,PHA}$) لا تعتبر جزءًا من PAO_s (X_{PAO}).

والمواد الكلية *(T)* تتركب من مكونات غير عضوية *(IG)* وعضوية *(ORG)*، والعضوية تنقسم إلى "قابلة للتحلل الحيوي البيولوجي" biodegradable *(B)* أو "غير قابلة للتحلل الحيوي البيولوجي" Un–biodegradable *(U)*. وقد اقترحت كلمة (غير قابلة للتحلل الحيوي البيولوجي un–biodegradable) بدلاً من كلمة "خاملة" –inert، وذلك لتجنب تكرار استخدام حرف *(I)* لتقليل احتمال الخلط بينها وبين كلمة "مادة غير عضوية" التي يستخدم فيها حرف *(I)*.

ويمكن استخدام أسماء المتغيرات في أي موقع لنظام معالجة مياه الصرف الصحي. ويقترح استخدام حروف هجائية صغيرة تكتب فوق رمز المتغير نفسه لبيان موقعه، إذا تطلب الأمر ذلك (على سبيل المثال X_{OHO}^{inf} تعني تركيز OHO_s "الكائنات عضوية التغذية" في المياه الداخلة للمحطة – influent). ومع اعتبار أن بعض المركبات الجسيمية الغير القابلة للتحلل البيولوجي الموجودة في المياه الداخلة تتراكم في الحمأة المنشطة كنتيجة مرتبطة بعمر الحمأة وزمن المكث الهيدروليكي، فمن الضروري تحديد كل من المصدر والموقع (مثل $X_{INF,U}^{OX}$ وتعني المكون غير القابل للتحلل البيولوجي (U) في المياه الداخلة INF بمنطقة المعالجة الهوائية OX.

ويعتبر أن المكون معبرًا عنه في وحدات هي "تركيز الوزن الجاف". (على سبيل المثال مللي جرام من الأحماض الدهنية المتطايرة القابلة للذوبان / لتر: mgS_{VFA}/L). والعناصر المختلفة لهذا المكون تساهم في تركيزه في وحدات أخرى من الأكسجين الكيميائي الممتص (COD)، الأكسجين الحيوي الممتص النهائي (ultimate BOD_U)، والأكسجين الحيوي الممتص الذي تم تحليله على مدى ٥ أيام (BOD_5) والرواسب (المواد الصلبة) والنيتروجين والفوسفور، باستخدام معاملات تحويل مناسبة للتعبير عنهم في هذه الوحدات كما يتطلب الأمر. على سبيل المثال التعبير عن تركيز الأحماض الدهنية المتطايرة VFA في وحدات الأكسجين الكيميائي الممتص COD يتطلب أن يعبر عن متغير الحالة كالآتي: $S_{VFA,COD}$ مع استخدام الحروف السفلية كفاصل لتحديد الوحدات المستخدمة في الرمز. ومع ذلك، وحيث إن مكونات المادة العضوية في نماذج الحمأة المنشطة تم التعبير عنها بوحدات الأكسجين الكيميائي الممتص COD افتراضيا، فإن الرمز المقترح لاسم متغير ما في الجدول يوضع بدون التسطير السفلي الذي يشير إلى الأكسجين الكيميائي الممتص (مثل $S_{VFA,COD}$ المذكور آنفًا، والذي يوضح S_{VFA} فقط). وعلى هذا النهج، فإن المكونات التي تحتوي أساسًا على النيتروجين أو الفوسفور فقط، لا يكون لها وحدات محددة في اسم المتغير الذي به وحدات مبينة فعلاً في عمود الوحدات (مثال ذلك: S_{PO4} بدلاً من S_{PO4-P}).

وعندما يساهم مكون ما في الأكسجين الكيميائي الممتص أو الأكسجين الحيوي الممتص (إن كان قابلاً للتحلل البيولوجى) أو البقايا (المواد الصلبة) أو النيتروجين أو الفوسفور، توضع نجمة * في العمود المناسب في شكل ٣–١٣. ولاحظ أنه للتعبير عن متغيرات بوحدات للبقايا، حيث إن المكونات تعتبر معبرًا عنها بوحدات وزن جاف، لا تكون هناك حاجة صارمة لاستخدام حرف "R". وقد تستخدم، اختياريًا، لتحديد أن المركب معبرًا عنه بوحدات للبقايا، خاصة إذا كانت الرموز تم تعريفها على أساس وحدات الأكسجين الكيميائي الممتص، كما يحدث كثيرًا في نماذج الحمأة المنشطة.

ومكونات الأكسجين الحيوي الممتص عبارة عن أكسجين حيوي ممتص كربوني (BOD). والأكسجين الحيوي الممتص النهائي

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

BOD_U يكون ١٠% أقل من المكونات المناظرة من الأكسجين الكيميائي الممتص القابلة للتحلل البيولوجي. وتعتمد نسبة BOD_S/BOD_U على نوعية مياه الصرف الصحي، ولكنها عادة تكون ٠,٦٧. ويعتبر الأكسجين مسببًا لأكسجين كيميائي ممتص سالب وأكسجين حيوي ممتص سالب.

٣-١٥ قائمة رموز المتغيرات للنماذج

هناك قائمة رموز لمتغيرات الحالة لمختلف نماذج الحمأة المنشطة مبينة في جدول ٣-٢٥. وبعض من المتغيرات المجمعة أو متغيرات الحالة التي لم تستخدم في تلك النماذج ولكنها مبينة في شكل ٣-١٣ وتم توضيحها هناك أيضًا.

٣-١٦ اتفاقيات التوصيف

بدفع من متطلبات النمذجة الرياضية لنظم الحماة المنشطة، تم تطوير اتفاقيات منظمة عديدة لمعايرة نماذج الحمأة المنشطة، وتتضمن مختلف اتفاقيات توصيف مياه الصرف الصحي. وهناك أربع اتفاقيات رئيسة تم تطويرها بواسطة العديد من المجموعات البحثية. طبيعة هذه الاتفاقيات تتدرج بين: المبسطة، والعملية إلى حد ما، إلى تلك ذات التعقيدات المتزايدة والأكثر اهتمامًا بالناحية الأكاديمية والبحثية.

- اتفاقية STOWA (Hulsbeek et al., 2002)
- اتفاقية BIOMATH (Vanrolleghem et al., 2003)
- اتفاقية WERF لمعايرة النماذج (Melcer et al., 2003)
- إرشادات Hochschulgruppe (HSG) (Langergraber et al., 2004)

ويتوقف استخدام أي من هذه الاتفاقيات على الغرض من عملية النمذجة. ولتفاصيل أكثر عن نمذجة المعالجة بالحمأة المنشطة، يمكن للقارئ الرجوع إلى الفصل ١٤.

والأجزاء النمطية للأكسجين الكيميائي الممتص الكلي بمياه الصرف الصحي الخام و سيب الترسيب الابتدائى مبينة في جدول ٣-٢٦ (مأخوذه EnviroSim, 2007)

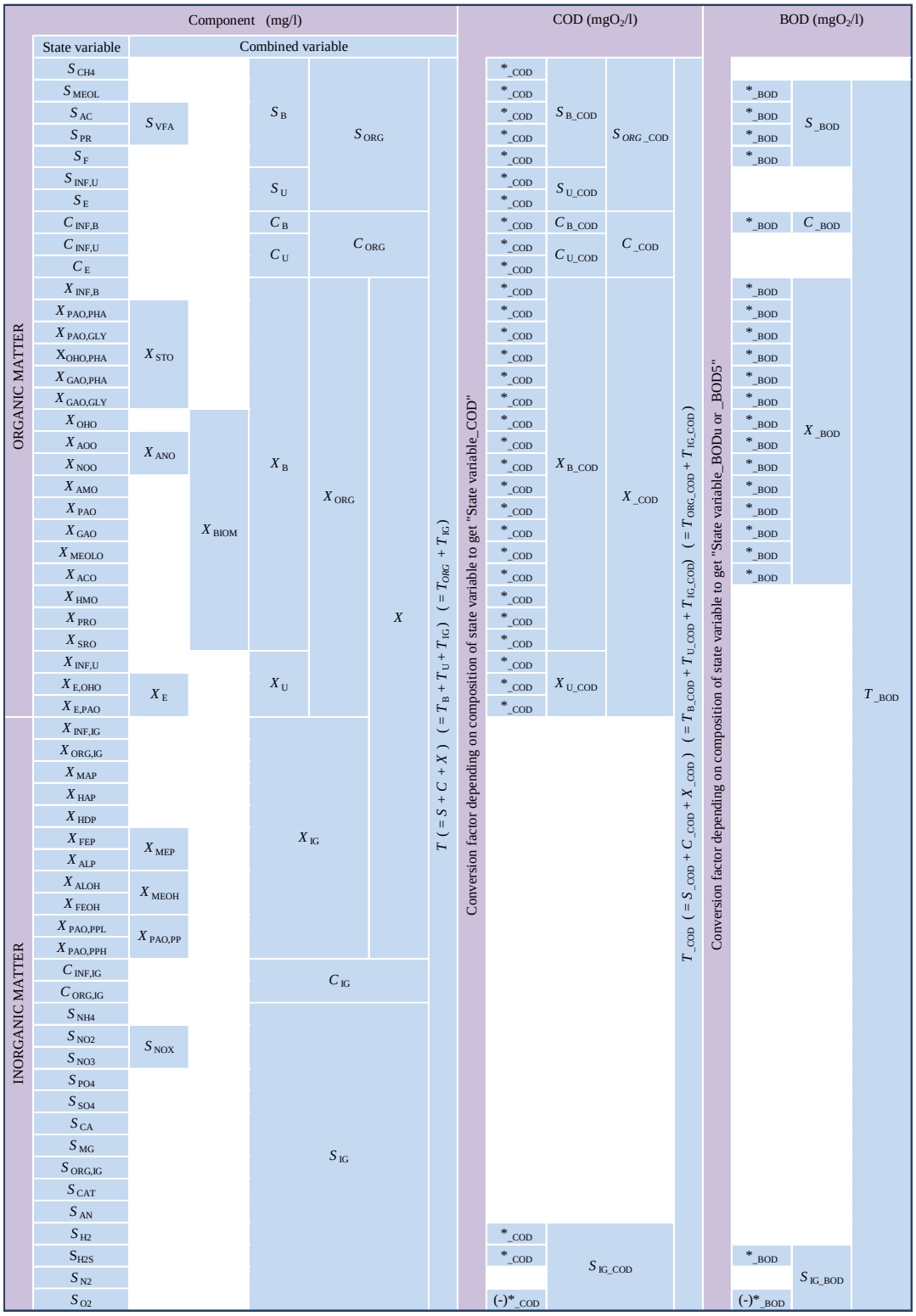
٣-١٧ مثال لتركيب المياه الداخلة، والمفاعل الحيوي والمياه الخارجة (السيب)

و يعرض في شكل ٣-١٤ مثالاً لقيم التركيزات لمختلف متغيرات الحالة أو المتغيرات المجمعة للمياه الداخلة ومنطقة التهوية والمياه الخارجة (السيب) لعملية فوريدوكس "Phoredox".

٣-١٨ بصمة مياه الصرف الصحي

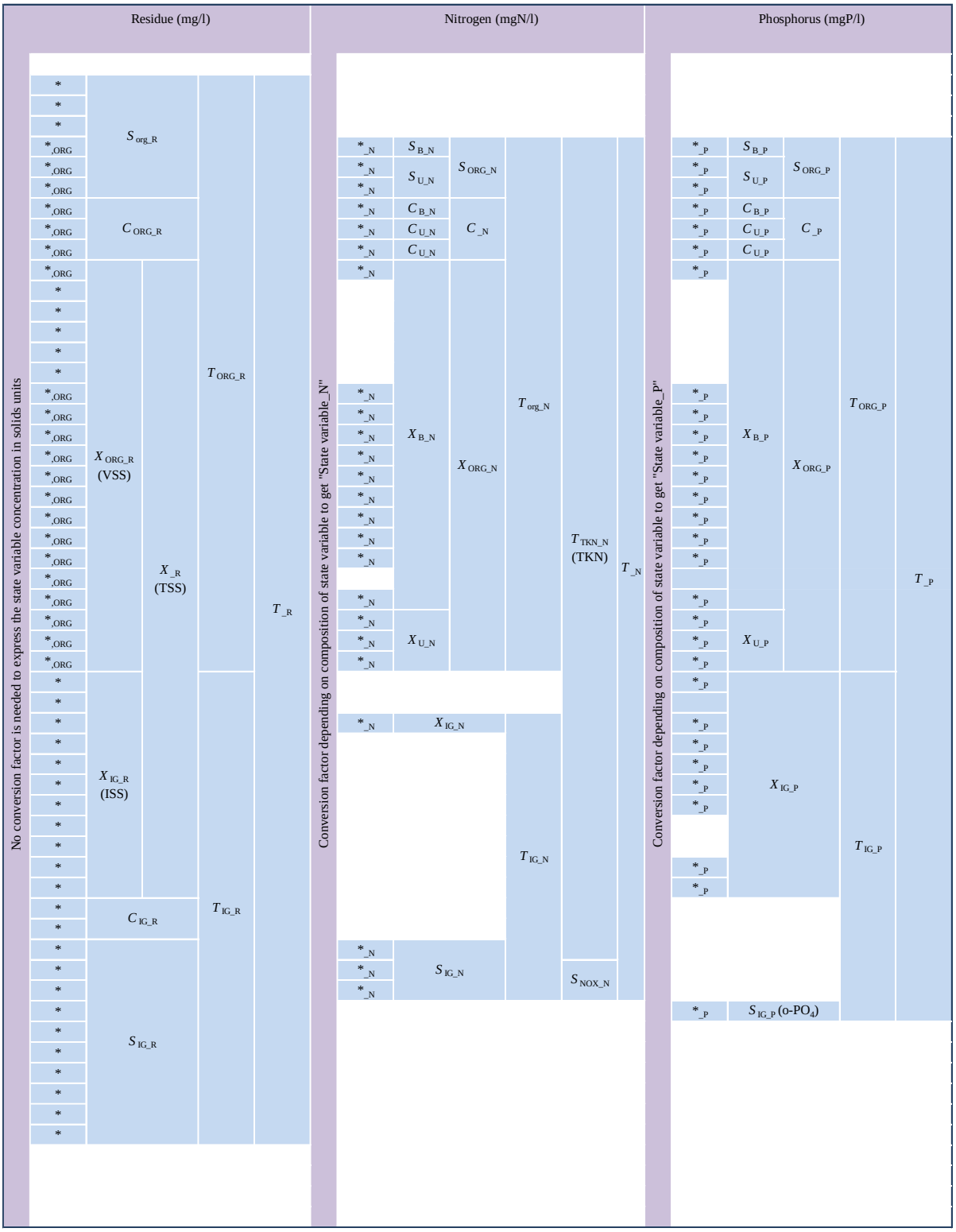
"دعني أرى مياه الصرف الصحي الخاصة بك، وسوف أخبرك من تكون". مياه الصرف الصحي من شخص معين تعطي صورة مفصلة جدًا لهذا الشخص ونمط حياته، فجميع الأنشطة الإنسانية تسجل وتنعكس في مياه الصرف الصحي، من الغذاء الذي نأكله إلى المواد التي نستخدمها في منازلنا وكذلك المواد وعمليات الإنتاج في الصناعة. فمن خلال مياه الصرف الصحي يمكن لأحدنا الحصول على معلومات عن المرض، الجنس، الحمل، الأدوية المستخدمة، النظافة الشخصية، الرجيم، الوعي البيئي، إدمان الكحول ... إلخ. والبصمة التي ننقلها عبر مياه الصرف الصحي، تؤثر على البيئة. ليست مياه الصرف الصحي هي التي تفسد البيئة، ولكن البشر هم الذين يلوثون الماء.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



شكل ٣-١٢ تجزئة المواد العضوية وغير العضوية والعلاقة بين مكوناتها بالوزن الجاف، الأكسجين الكيميائى الممتص، الأكسجين الكيميائى الحيوي، الرواسب (المواد الصلبة)، النيتروجين والفسفور (بقية)

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

جدول ٣–٢٥ قائمة رموز المتغيرات لنماذج مختلفة

Group	Proposed symbol	Units	Description	ASM1 1	ASM2D 2	ASM3P 3	GenASDM 4	UCTPHO+ 5	TUDP 6	
										*S*COD
	*S*CH4	mgCOD/l	Methane				SCH4			
	*S*MEOL	mgCOD/l	Methanol				SBMETH			
	*S*AC	mgCOD/l	Acetate				SBSA			
	*S*PR	mgCOD/l	Propionate				SBSP			
	*S*VFA	mgCOD/l	Volatile fatty acids		SLF			SA	SAC	
	*S*F	mgCOD/l	Fermentable organic matter		SF		SBSC	SF		
	*S*B	mgCOD/l	Soluble biodegradable matter	SS		SS				
	*S*INF,U	mgCOD/l	Influent soluble unbiodegradable organics	SI	SI	SI	SUS	SI		
	*S*E	mgCOD/l	Soluble unbiodegradable endogenous products							
	*S*U	mgCOD/l	Soluble unbiodegradable organic matter							
	*S*ORG	mgCOD/l	Soluble organic matter							
	*S*H2	mgCOD/l	Dissolved hydrogen				SBH2			
	*S*H2S	mgCOD/l	Dissolved hydrogen sulfide							
										*O*2
	*S*O2	mgO2/l	Dissolved oxygen	SO	SO	SO	DO	SO2	SO2	
										*C*COD and *X*COD
	*C*INF,B	mgCOD/l	Influent slowly biodegradable colloidal matter				XSC			
	*C*B	mgCOD/l	Slowly biodegradable colloidal matter							
	*C*INF,U	mgCOD/l	Influent unbiodegradable colloidal matter							
	*C*E	mgCOD/l	Colloidal unbiodegradable matter							
	*C*U	mgCOD/l	Unbiodegradable colloidal matter							
	*C*ORG	mgCOD/l	Colloidal organic matter							
	*X*INF,B	mgCOD/l	Influent slowly biodegradable particulate organics (non colloidal)				XSP			
	*CX*INF,B	mgCOD/l	Influent slowly biodegradable organics (colloidal and particulate)	XS	XS	XS				
	*X*INF,B,ENM	mgCOD/l	Influent CXINF,B instantaneously enmeshed onto the biomass					XENM		
	*X*ADS,B	mgCOD/l	XINF,B,ENM adsorbed or produced from biomass decay					XADS		
	*X*PAO,PHA	mgCOD/l	Stored polyhydroxyalkanoates (PHAs) in phosphorus accumulating organisms (PAOs)			XPHA	SPHB	XPHA	XPHB	
	*X*PAO,GLY	mgCOD/l	Stored glycogen in PAOs						XGLY	
	*X*OHO,PHA	mgCOD/l	Stored PHAs in OHOs							
	*X*GAO,PHA	mgCOD/l	Stored PHAs in GAOs							
	*X*GAO,GLY	mgCOD/l	Stored glycogen in GAOs							
	*X*STO	mgCOD/l	Stored PHAs and glycogen		XBT	XSTO				
	*X*B	mgCOD/l	Particulate biodegradable organics							
	*X*INF,U	mgCOD/l	Particulate unbiodegradable organics from the influent							
	*X*E,OHO	mgCOD/l	Particulate unbiodegradable endogen. products from OHOs							
	*X*E,PAO	mgCOD/l	Particulate unbiodegradable endogen. products from PAOs							
	*X*E	mgCOD/l	Particulate unbiodegradable endogenous products	XU			ZE	XE		
	*X*U	mgCOD/l	Particulate unbiodegradable organics	XI	XI	XI	XI	XI	XI	
	*X*ORG	mgCOD/l	Particulate organic matter							

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

جدول ٣-٢٥ (بقية)

Group	Proposed symbol	Units	Description	ASM1 1	ASM2D 2	ASM3P 3	GenASDM 4	UCTPHO+ 5	TUDP 6
Organisms									
	*X*OHO	mgCOD/l	Ordinary heterotrophic organisms (OHOs)	XB,H	XBH	XH	ZBH	XH	
	*X*AOO	mgCOD/l	Ammonia oxidizing organisms				ZBA		XNH
	*X*NOO	mgCOD/l	Nitrite oxidizing organisms				ZBN		XNO
	*X*ANO	mgCOD/l	Autotrophic nitrifying organisms (NH4+ to NO3-)	XB,A	XBA	XA		XAUT	
	*X*AMO	mgCOD/l	Anaerobic ammonia oxidizing (Annamox) organisms				ZBAMO		
	*X*PAO	mgCOD/l	Phosphorus accumulating organisms (PAOs)		XBP	XPAO	ZBP	XPAO	XPAO
	*X*GAO	mgCOD/l	Glycogen accumulating organisms (GAOs)						
	*X*MEOLO	mgCOD/l	Anoxic methanol utilizing methylotrophic organisms				ZBMETH		
	*X*ACO	mgCOD/l	Acetoclastic methanogenic organisms				ZBAM		
	*X*HMO	mgCOD/l	Hydrogenotrophic methanogenic organisms				ZBHM		
	*X*PRO	mgCOD/l	Propionic acetogenic organisms				ZBPA		
	*X*SRO	mgCOD/l	Sulfate reducing organisms						
	*X*BIOM	mgCOD/l	Organisms (biomass)						
Inorganics									
	*X*INF,IG	mgISS/l	Influent particulate inorganics (excluding other state variables)						
	*X*ORG,IG	mgISS/l	Inorganics that associated to organic matter (including organisms)						
	*X*MAP	mgISS/l	Struvite (magnesium ammonium phosphate)				XSTRU		
	*X*HAP	mgISS/l	Hydroxyapatite				XHAP		
	*X*HDP	mgISS/l	Hydroxydicalcium-phosphate				XHDP		
	*X*FEP	mgISS/l	Iron phosphate precipitates						
	*X*ALP	mgISS/l	Aluminum phosphate precipitates						
	*X*MEP	mgISS/l	Metal phosphate precipitates		XMEP				
	*X*ALOH	mgISS/l	Aluminum hydroxide precipitates						
	*X*FEOH	mgISS/l	Iron hydroxide precipitates						
	*X*MEOH	mgISS/l	Metal hydroxide precipitates		XMEOH				
	*T*ME	mgME/l	Metals (Al - Fe)				CME		
	*X*PAO,PPL	mgP/l	Releasable stored phosphates in PAOs				PPLO		
	*X*PAO,PPH	mgP/l	Non releasable stored phosphates in PAOs				PPHI		
	*X*PAO,PP	mgP/l	Stored polyphosphates in PAOs		XPP	XPP		XPP	XPP
	XIG	mgISS/l	Particulate inorganic matter						
	*X*B_P	mgP/l	P content of particulate biodegradable organic matter				XOP		
	*X*U_P	mgP/l	P content of particulate unbiodegradable organic matter				XIP		
	*C*INF,IG	mgISS/l	Influent colloidal inorganics (excluding other state variables)						
	*C*ORG,IG	mgISS/l	Inorganics associated to colloidal organic matter						
	*C*IG	mgISS/l	Inorganics present in colloidal matter						
	*S*NH4	mgN/l	Ammonia (NH4+ + NH3)	SNH	SNH	SNH	SNH3	SNH4	SNH4
	*S*NO2	mgN/l	Nitrite (HNO2 + NO2-)				SNO2		SNO2
	*S*NO3	mgN/l	Nitrate (HNO3 + NO3-)				SNO3		SNO3
	SNOX	mgN/l	Nitrite + nitrate	SNO	SNO	SNO		SNO3	
	*S*PO4	mgP/l	Inorganic soluble phosphorus (o-PO4 test)		SP	SPO4		SPO4	SPO4
	*S*PO4 + *X*MEP	mgP/l	Total phosphate (soluble P + metal-P)				cPO4		

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

جدول ٣-٢٥ (بقية)

Group	Proposed symbol	Units	Description	ASM1 1	ASM2D 2	ASM3P 3	GenASDM 4	UCTPHO+ 5	TUDP 6
	*S*SO4	mgISS/l	Sulfate						
	*S*CA	mgCa/l	Calcium				SCA		
	*S*MG	mgMg/l	Magnesium				Mg		
	*S*ORG,IG	mgISS/l	Inorganics associated to soluble organic matter						
	*X*PAO,PP,CAT	mgISS/l	Polyphosphate bound cations				XPPCat		
	*S*CAT	meq/l	Other cations (strong bases)				SCAT		
	*S*AN	meq/l	Other anions (strong acids)				SAN		
	*S*N2	mg/l	Soluble nitrogen		SNN	SN2	SN2		SN2
	*S*ALK	mgCaCO3/l	Alkalinity	SALK	SALK				
	*S*TIC	mmolC/l	Total inorganic carbon			SHCO	SCO2t		
									Water
	*S*H2O	mgH2O/l	Water				SH2O		
									SS
	*X*ORG_R	mgVSS/l	Volatile (organic) suspended solids (residue)						
	*X*IG_R	mgISS/l	Inorganic suspended solids (residue)						
	*X*T_R	mgTSS/l	Total suspended solids (residue)			XTSS			

1 ASM1: Henze *et al.* (1987)
2 ASM2D: Henze *et al.* (1999)
3 ASM3-P: Rieger *et al.* (2001)
4 General ASDM: EnviroSim (2007)
5 UCTPHO+: Hu *et al.* (2007)
6 TUDP: de Kreuk *et al.* (2007)

Note: 1) Since organic matter components in activated sludge models were expressed in COD units by default, the proposed symbol for a variable name in this table is shown without the underscore to indicate COD units (e.g. SVFA COD is shown as SVFA). Similarly, components that contain essentially only nitrogen or phosphorus have no units specified in the variable name with units being indicated in the Units column. 2) Some compounds that were not independent of variables shown in Figure 3.13 were not illustrated in this Figure (e.g. as *X*INF,B,ENM and *X*ADS,B that are related to *CX*INF,B).

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



أخذ العينات و برنامج الرصد يتطلب خبرة و موارد مالية و لكن غالباً يعود بالفوائد العديدة منها تصميم المحطة بالطريقة الأمثل، تحسين تشغيل المحطة و توفيرات كلية (**صورة: K-water**).

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

Combined variables		Units	Influent	Aerobic	Effluent
COD	$SC_{_COD}$	mgCOD/l	90	27	27.5
	$X_{_COD}$	mgCOD/l	184	2608	9.6
	$T_{_COD}$	mgCOD/l	274	2636	37.0
BOD_5	$S_{_BOD5}$	mgO_2/l	46	1	1.2
	$X_{_BOD5}$	mgO_2/l	80	973	3.6
	$T_{_BOD5}$	mgO_2/l	126	975	4.8
Residue	X_{ORG_R}	mgVSS/l	118	1775	6.5
	X_{IG_R}	mgISS/l	17	524	1.9
	$X_{_R}$	mgTSS/l	135	2299	8.4
Nitrogen	S_{TKN_N}	mgN/l	17.3	3.3	3.3
	X_{TKN_N}	mgN/l	9.7	191	0.7
	T_{TKN_N}	mgN/l	27.0	194	4.0
	$T_{_N}$	mgN/l	28.1	198	8.3
Phosphorus	X_{B_P}	mgP/l	1.8	1.7	0.01
	X_{U_P}	mgP/l	0.3	10.7	0.04
	$T_{_P}$	mgP/l	6.6	118	0.98

جدول ٣-٢٦ الأجزاء النمطية للأكسجين الكيميائي الممتص الكلي بمياه الصرف الصحي الخام و سيب الترسيب الابتدائي

State variable	Fraction of TCOD	
	Raw wastewater	1ry effluent
SU	0.03 - 0.08	0.05 - 0.10
SVFA	0.0 - 0.08	0.0 - 0.11
SF	0.05 - 0.18	0.06 - 0.23
CINF,B	0.47 - 0.53	0.29 - 0.36
XINF,B	0.16 - 0.19	0.29 - 0.36
XOHO	0.1	0.1
XU	0.13	0.08

	State variables	Units	Influent	Aerobic	Effluent
ORGANIC MATTER	S_{CH4}	mgCOD/l	0	0.03	0.03
	S_{MEOL}	mgCOD/l	0	0	0
	S_{AC}	mgCOD/l	15	0	0
	S_{PR}	mgCOD/l	5	0.01	0.01
	S_F	mgCOD/l	30	1.7	1,7
	$S_{INF,U}$	mgCOD/l	25	25	25
	$C_{INF,B}$	mgCOD/l	15	0	0
	$X_{INF,B}$	mgCOD/l	110	93	0,3
	$X_{PAO,PHA}$	mgCOD/l	1	12	0.04
	X_{OHO}	mgCOD/l	30	1318	4.8
	X_{AOO}	mg COD/l	1	40.0	0.15
	X_{NOO}	mgCOD/l	1	29.8	0.11
	X_{AMO}	mgCOD/l	1	18.5	0.07
	X_{PAO}	mgCOD/l	1	153.6	0.56
	X_{MEOLO}	mgCOD/l	1	17.1	0.06
	X_{ACO}	mgCOD/l	1	7.3	0.03
	X_{HMO}	mgCOD/l	1	8.6	0.03
	X_{PRO}	mgCOD/l	1	8.3	0.03
	$X_{INF,U}$	mgCOD/l	35	681	2.5
	$X_{E,OHO}$	mgCOD/l	0	221	0.8
INORGANIC MATTER	X_{MAP}	mgISS/l	0	0	0
	X_{HAP}	mgISS/l	0.1	1.9	0.01
	X_{HDP}	mgISS/l	0.1	0.0	0.0
	$X_{PAO,PPL}$	mgP/l	0	31	0.11
	$X_{PAO,PPH}$	mgP/l	0	10	0.04
	S_{NH4}	mgN/l	16	1.8	1.8
	S_{NO2}	mgN/l	0.1	0.2	0.2
	S_{NO3}	mgN/l	1.0	4.1	4.1
	S_{PO4}	mgP/l	2.2	0.55	0.55
	S_{CA}	mgCa/l	66	66	66
	S_{MG}	mgMg/l	12	11	11
	S_{CAT}	meq/l	2.5	2.4	2.4
	S_{AN}	meq/l	3.0	3.0	3.0
	S_{H2}	mgCOD/l	0	0.3	0.3
	S_{N2}	mgN/l	15	19	19
	S_{O2}	mgO_2/l	0.0	2.0	2.0

شكل ٣-١٤ تركيز العديد من المكونات لنظام فوريدوكس Phoredox: زمن مكث الحمأة ٥ أيام، يتم تشغيله عند درجة حرارة ١٢ درجة مئوية

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

المراجع

Almeida M.C., Butler D. and Friedler E. (2000) At source domestic wastewater quality. *Urban Water* 1, 49–55.

Comeau Y., Takacs I., Ekama G.A., Rieger L., Vanrolleghem P., Corominas L., Hauduc H., Jeppsson U., Batstone D., Morgenroth E., van Loosdrecht M.C.M. (2008) Standardized notation of parameters - Discussions.

de Kreuk M. K., Picioreanu C., Hosseini M., Xavier J. B., van Loosdrecht M. C. M. (2007). Kinetic model of a granular sludge SBR - influences on nutrient removal. *Biotech. Bioeng*, **97**(4), 801-815.

EnviroSim (2007) *General activated sludge-digestion model (General ASDM)*. BioWin3 software, EnviroSim Associates, Flamborough, Ontario.

Henze M., Grady C.P.L., Gujer W., Marais G.v.R. and Matsuo T. (1987) Activated sludge model No.1. *IAWPRC Scientific and Technical Reports No.1. IWA Publications*, London.

Henze M. (1992) Characterization of wastewater for modelling of activated sludge processes. *Wat. Sci. Tech*. **25**(6), 1-15.

Henze M. (1997) Waste design for households with respect to water, organics and nutrients. *Wat. Sci. Tech.* **35**(9), 113–120.

Henze M., Gujer W., Mino T., Matsuo T., Wentzel M.C., Marais G.v.R., van Loosdrecht, M.C.M. (1999) Activated Sludge Model No.2d, ASM2d. *Wat. Sci. Tech*. **39**(1), 165-182.

Henze M., Harremoës P., la Cour Jansen J. and Arvin E. (2002) *Wastewater Treatment: Biological and Chemical Processes*, 3rd ed, Springer-Verlag, Berlin.

Hu Z., Wentzel M.C., Ekama G.A. (2007) A general kinetic model for biological nutrient removal activated sludge systems – Model development. *Biotech. Bioeng.* **98**(6),1242-.1258.

Hulsbeek J.J.W., Kruit J., Roeleveld P.J., van Loosdrecht M.C.M. (2002) A practical protocol for dynamic modelling of activated sludge systems. *Wat. Sci. Tech.* **45**(6), 127-136.

Langergraber G., Rieger L., Winkler S., Alex J., Wiese J., Owerdieck C., Ahnert M., Simon J., Maurer M. (2004) A guideline for simulation studies of wastewater treatment plants. *Wat. Sci. Tech.* **50**(7), 131-138.

Roeleveld P.J., van Loosdrecht M.C.M. (2002) Experience with guidelines for wastewater characterisation in The Netherlands. *Wat. Sci. Tech.* **45**(6), 77-87.

Sin, G. (2004) *Systematic calibration of activated sludge models.* PhD. Thesis, Faculty of Agricultural and Applied Biological Sciences, Ghent University, Belgium.

Sundberg A. (1995) *What is the content of household wastewater*. Swedish EPA, Stockholm, Report no. 4425.

Triebel W. (1982) *Lehr und Handbuch der Abwassertechnik. (Wastewater Techniques: Textbook and Manual)*, 3rd edn, Verlag von Wilhelm Ernst, Berlin, germany.

United States Environmental Protection Agency (1977) *Process Design Manual. Wastewater Treatment Facilities for Sewered Small Communities.* US EPA, Cincinnati, OH.

Vanrolleghem P.A., Insel G., Petersen B., Sin G., De Pauw D., Nopens I., Doverman H., Weijers S., Gernaey K. (2003) A comprehensive model calibration procedure for activated sludge models. *In: Proceedings 76th Annual WEF Conference and Exposition*, Los Angeles 11-15 October.

WERF (2003) *Methods for Wastewater Characterization in Activated Sludge Modeling*. - Water Environment Research Foundation report 99-WWF-3, WERF and IWA Publishing, 575p.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



٤

إزالة المادة العضوية

George A. Ekama and Mark C. Wentzel

٤-١ المقدمة

٤-١-١ التحولات داخل المفاعل البيولوجي

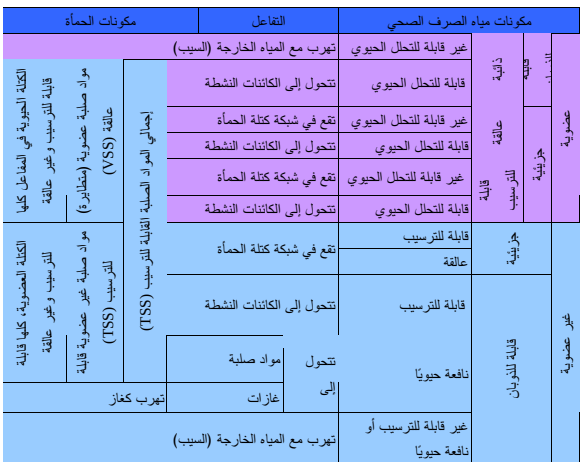
بالنسبة لنظام الحمأة النشطة، من الضروري توصيف مياه الصرف الصحي فيزيائيا (طبيعيًا) (قابلة للذوبان – غير قابلة للترسيب) – (غروية و/ أو عالقة) – (قابلة للترسيب – عضوية – غير عضوية) و بيولوجيا (قابلة للتحلل البيولوجي – غير قابلة للتحلل البيولوجي). والتحولات الفيزيائية، الكيميائية والبيولوجية لمكونات مياه الصرف الصحي العضوية وغير العضوية التي تحدث في المفاعل البيولوجي مبينة في شكل ٤-١. وبعض من هذه التحولات لها أهميتها في تحقيق نوعية المياه الخارجة (السيب) المرغوبة بينما الأخرى ليس لها أهمية بالنسبة لنوعية هذه المياه الخارجة، ولكنها مهمة في تصميم النظام وتشغيله. وفي الشكل ٤-١ نجد لكل من المكونات العضوية أو غير العضوية لمياه الصرف الصحي أجزاء ذائبة وأجزاء جسيمية (Particulate)، وهذه الأخيرة بدورها تنقسم إلى عالقة (غير قابلة للترسيب) وأخرى قابلة للترسيب، وكل من هذه الأجزاء العضوية في صورها الثلاثة بها مكونات قابلة للتحلل البيولوجي وغير قابلة للتحلل البيولوجي. والمكونات الجسيمية (Particulate) غير العضوية تشمل مكونات قابلة للترسيب وأخرى عالقة (غير قابلة للترسيب)، بينما الجزء الذائب من المادة غير العضوية يشمل مكونات قابلة للترسيب وغير قابلة للترسيب، كذلك يشمل مكونات قابلة للاستخدام بيولوجيًا وغير قابلة للاستخدام بيولوجيًا.

وفي المفاعل البيولوجي، تتحول العضويات القابلة للتحلل البيولوجي – سواء كانت قابلة للذوبان، غير قابلة للترسيب أو قابلة للترسيب – إلى كائنات عضوية التغذية عادية (OHO_s, X_{BH}) والتي تصبح جزءًا من المواد الصلبة العضوية العالقة (المتطايرة) (VSS) في المفاعل. وعندما تموت هذه الكائنات، تترك وراءها عضويات جسيمية (Particulate) غير قابلة للتحلل البيولوجي (ولكنها ليست قابلة للذوبان)، وتسمى مخلفات باطنية النمو، والتي تحوي بصورة رئيسة مادة جدارية خلوية غير قابلة للتحلل البيولوجي (X_{EH}). هذه المخلفات باطنية النمو تصبح جزءًا من المواد الصلبة العالقة المتاطيرة في المفاعل. وتصبح العضويات العالقة غير القابلة للتحلل البيولوجي والعضويات القابلة للترسيب القادمة من المياه الداخلة واقعة بشبكة كتلتي الكائنات عضوية التغذية (OHO) والمخلفات باطنية النمو. وهذه المكونات الثلاثة مع بعضها ($X_{BH} + X_{EX} + X_I$) تشكل المكون

© 2008 George A. Ekama. Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design. Edited by M. Henze, M.C.M. van Loosdrecht, G.A. Ekama and D. Brdjanovic. ISBN: 9781843391883. Published by IWA Publishing, London, UK.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

العضوي للمواد الصلبة القابلة للترسيب والتي تتراكم في المفاعل البيولوجي (VSS, X_V). بينما تشكل المكونات غير العضوية القابلة للترسيب والأخرى العالقة، مع المكونات غير العضوية الذائبة القابلة للترسيب، المكون غير العضوي لكتلة المواد الصلبة القابلة للترسيب (ISS) ويتم امتصاص المواد غير العضوية الذائبة القابلة للاستخدام بواسطة الكتلة الحيوية وتصبح جزءًا منها، أو يتم تحويلها إلى الحالة الغازية، وفي هذه الحالة تهرب إلى الغلاف الجوى، بينما تهرب المكونات غير العضوية القابلة للذوبان وغير القابلة للترسب والغير قابلة للاستخدام، إلى المياه الخارجة (السيب). وبسبب القدرة الفعالة لكتلة الحمأة النشطة العضوية على التكثف (الندف) الحيوي، تصبح جميع المواد الصلبة، سواء كانت قابلة للتحلل البيولوجي أو غير قابلة للتحلل البيولوجي، عضوية أو غير عضوية، موادًا قابلةً للترسيب. وتتكون كتلة صغيرة جدًا من المواد الصلبة العالقة أو الغروية (غير القابلة للترسب) في المفاعل، ولكن عندما يتم ذلك، فلا يمكن أن يُحتفظ بها في النظام بأي وجه وتهرب مع المياه الخارجة (السيب).



شكل ٤-١ تفاعلات التحول الشامل لمكونات مياه الصرف الصحي العضوية وغير العضوية من الأشكال الجسيمية والذائبة في الحالات الصلبة والسائلة، إلى الحالة الصلبة كمكونات للحمأة، وحالتي الغاز والسائل المتسربة إلى الهواء الجوي والمياه الخارجة (السيب)، على الترتيب.

ودرجة توصيف مياه الصرف الصحي المطلوبة لتصميم نظام الحمأة النشطة لا تتحدد فقط بالعمليات الطبيعية والكيميائية والبيولوجية التي تحدث في النظام، ولكن أيضًا بمستوى تطور خطوات التصميم التي يتم تطبيقها. وهذا يتحدد بصورة كبيرة بجودة (نوعية) المياه الخارجة (السيب) المطلوبة، فيما يختص بالمادة العضوية (C) والفوسفور (P) والنيتروجين (N). وعمومًا، كلما زادت صرامة متطلبات جودة المياه الخارجة فيما يتعلق بالمادة العضوية، النيتروجين والفوسفور (C, N and P). كلما كان نظام الحمأة النشطة أكثر تعقيدًا لتحقيق نسب الإزالة المطلوبة وكلما كان هناك احتياج لإجراءات تصميم أكثر حداثة وواقعية وكلما كانت إجراءات التصميم أكثر تطورًا ودقة كلما زاد الاحتياج لتوصيف أكثر تفصيلاً لمياه الصرف الصحي (يتم تقديم تجزئة تفصيلية لمياه الصرف الصحي في الفصل ٣-١٤).

ولإزالة المادة العضوية فقط، مع قياس قوة مياه الصرف الصحي كأكسجين حيوي ممتص، عمر ٥ أيام (BOD_5)، ومادة صلبة عالقة (SS، قابلة للترسيب و/ أو غير قابلة للترسيب)، يكون كافيًا معرفة ما يزيد قليلاً عن الحمل العضوي للأكسجين الحيوي الممتص عمر ٥ أيام BOD_5 والمواد العالقة الصلبة SS، ولكن ليس مطلوبًا معرفة نوع العضويات التي تُكون BOD_5 ولا المواد العالقة بصفة عامة لأن مختلف العلاقات الحسابية تم وضعها رابطة أحمال كل من (BOD_5) و (SS) مع المستوى المتوقع من استجابة وأداء نظام الحمأة النشطة في حال كان الاهتمام على الحمأة المنتجة والطلب على الأكسجين. وحيث يتم تقدير المواد العضوية معبرًا عنها كأكسجين كيميائي ممتص (COD)، لأن معياره يتضمن كلاً من المواد العضوية القابلة للتحلل البيولوجي وغير القابلة للتحلل البيولوجي، فإنه تكون هناك حاجة لتوصيف أساسي للمادة العضوية، أي: يكون مطلوبًا معرفة تركيزات الأكسجين الكيميائي الممتص الجزيئي، والقابلة للذوبان والقابلة للتحلل البيولوجي أو غير القابلة للتحلل البيولوجي. فتركيز الأكسجين الكيميائي الممتص الجسيمي الغير قابل للتحلل البيولوجي يؤثر بقوة في تراكم الحمأة في المفاعل والإنتاج اليومي للحمأة. وتركيز الأكسجين الكيميائي الممتص الذائب غير القابل للتحلل البيولوجي، يثبت تركيز الأكسجين الكيميائي الممتص في المياه المرشحة الخارجة (السيب) من النظام. وبدون نيترة، أو إزالة النيتروجين أو إزالة الفوسفور، لا توجد حاجة لمعرفة خواص النيتروجين أو الفوسفور في مياه الصرف الصحي. فإن كانت النيترة ضمن النظام، فمعرفة المكونات التي تشكل النيتروجين في المياه الداخلة (السيب) تكون مطلوبة (TKN, FSA). أما في الإزالة البيولوجية للنيتروجين (إزالة النيترة)، فالمعلومات المطلوبة تكون أكثر: فالآن ليس فقط مطلوبًا تحديد الحمل العضوي في صورة أكسجين كيميائي ممتص COD (وليس أكسجين حيوي ممتصBOD)، ولكن أيضًا نوعية وكمية بعض المركبات العضوية التي تشكل إجمالي الحمل العضوي (COD). وأيضًا، تحتاج المادة النيتروجينية (N) لأن يتم توصيفها وتحديد كميتها بنفس الطريقة. وفي الإزالة البيولوجية المحسنة للفوسفور، يكون هناك مزيد من المعلومات المحددة لتوصيف المادة العضوية مطلوبًا، وبالإضافة لذلك، توصيف المواد الفوسفورية (P)

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

يكون مطلوبًا.

ونوع وكم مركبات الكربون والنيتروجين والفوسفور الداخلة إلى مفاعل الحمأة النشطة لإزالة النيتروجين (N) والمواد المغذية (P, N) يتأثر ببعض وحدات العمليات الموجودة قبل المفاعل، خاصة الترسيب الابتدائي. وهكذا فمن المهم أن يتحدد أيضًا تأثير الترسيب الابتدائي على مكونات الكربون والنيتروجين والفوسفور، حتى يمكن تقدير خواص مخلفات المجاري المترسبة.

٤-١-٢ نماذج المحاكاة الديناميكية والحالة المستقرة

بالنسبة للنمذجة الرياضية لنظم معالجة مياه الصرف الصحي، وبصورة عامة، هناك مستويان من النماذج الرياضية تم وضعها؛ محاكاة الحالة المستقرة والديناميكية. فنماذج الحالة المستقرة لها تدفقات ثابتة وتكون الأحمال بسيطة جدًا نسبيًا. وهذه البساطة تجعل هذه النماذج مفيدة جدًا لعملية التصميم. ففي هذه النماذج لا يكون مطلوبًا توصيفات كاملة لقياسات النظام، ولكن النماذج تكون موجهة فقط إلى قياسات تصميم النظام الهامة من معايير الأداء – والنماذج الديناميكية أكثر تعقيدًا جدًا من النماذج الثابتة وبها تدفقات وأحمال مختلفة ويدخل الوقت ضمن القياسات كنتيجة لذلك. ولهذا فإن نماذج المحاكاة الديناميكية تكون مفيدة في التنبؤ بمدى استجابة النظم القائمة أو المقترحة، والتي تعتمد على الوقت. ومن ناحية أخرى، فإن تعقيدها يتطلب توفير عدد أكثر من ثوابت قياسات اتحاد العناصر والطاقة الكامنة. كذلك قياسات تصميم النظام تحتاج جميعها لأن تتحدد. ونماذج الحالة المستقرة مفيدة جدًا في حسابات الظروف المبدئية المطلوبة لبدء نماذج المحاكاة الديناميكية مثل أحجام المفاعلات، وتدفقات إعادة التدوير وتدفقات المخلفات وقيم مختلف التركيزات في المفاعلات وكذلك التدقيق الإسنادي لمخرجات نموذج المحاكاة.

٤-٢ مقيدات نظام الحمأة النشطة

تعمل جميع نظم المعالجة الهوائية البيولوجية بصورة جوهرية على نفس الأسس، مثل المرشحات الزلطية، البرك المهواة، التلامس-التثبيت والتهوية الممتدة ... إلخ، وهي تختلف فقط في الظروف التي في ظلها تتقيد التفاعلات البيولوجية، وتسمى مقيدات (عوائق) نظام المعالجة.

ويشمل نظام الحمأة النشطة: نظام التدفق في المفاعل، أحجام وأشكال وعدد وتركيبات المفاعلات، تدفقات إعادة التدوير، تدفق المياه الداخلة وخواص أخرى إما يتم إدخالها بالقصد أو تتواجد بدون تعمد (إهمالاً) أو لأنه لا يمكن تجنب وجودها. في حين أن استجابة الكائنات الدقيقة تكون وفقًا لطبيعتها، أي سلوك العملية البيولوجية، فإن استجابة النظام تكون محكومة بمزيج من سلوك الكائنات والملامح الفيزيائية التي تحدد النظام مثل الظروف البيئية أو عوائق النظام التي في ظلها تتقيد العمليات البيولوجية عن العمل.

٤-٢-١ نظم الخلط

في نظام الحمأة النشطة، يكون نظام الخلط في المفاعل والحمأة المعادة جزءًا من مقيدات النظام، ولهذا فهما يؤثران في استجابة النظام. ومن هنا يجب وضع نظم الخلط في المفاعل في الاعتبار. وهناك طرفان لعملية الخلط: الخلط التام أو التدفق الدفقي (Plug Flow) (شكل ٢-٤).

وفي نظام الخلط التام تختلط المياه الداخلة فورًا وتمامًا (نظريًا) مع محتويات المفاعل، وهنا تكون المياه الخارجة (السيب) من المفاعل لها نفس تركيزات المركبات مثل محتوى المفاعل. ويمر تدفق المياه الخارجة إلى حوض الترسيب، ويكون الفائض من الحوض هو تدفق مياه الصرف المعالجة ويكون التدفق السفلي هو الحمأة المركزة والمترسبة فى الحوض ويعاد تدويرها إلى المفاعل. وفي نظام الخلط التام يكون معدل رجوع الحمأة المترسبة لا تأثير له على المفاعل البيولوجي، إلا إذا حصل تراكم مفرط للحمأة في حوض الترسيب. ويكون شكل المفاعل مربع تقريبًا أو دائري المسقط، ويكون الخلط عادة بواسطة هوايات ميكانيكية أو بالتهوية بناشرات فقاعات الهواء. ومثال ذلك محطات التهوية الممتدة، البرك المهواة، خنادق باسفير: (Pasveer ditches) ومحطات الحمأة النشطة ذات المفاعل الفردي ذو الخلط التام.

في نظام التدفق الدفقي(Plug Flow) ، يكون المفاعل عادة حوضًا من النوع طويل القناة. ويتم إدخال المياه الداخلة في أحد طرفي القناة، فتتدفق على طول محور القناة ويخلط بواسطة رشاشات هواء موضوعة على أحد جانبي القناة أو هوايات سطحية أفقية العمود. ونظريًا، فكل عنصر من حجم السائل على طول المحور يبقى غير مختلط بالعناصر التي تسبقه أو تليه. ويتم الصرف على حوض الترسيب في نهاية القناة. وحتى يتم تطعيم مياه الصرف الداخلة بالكائنات الدقيقة، تتم إعادة الحمأة المترسبة فى حوض الترسيب إلى طرف القناة الذي به المياه الداخلة، وهذا يحدث نظام تدفق متوسط منحرف عن الظروف الحقيقية للتدفق الدفقي اعتمادًا على كمية الحمأة المترسبة المعاد تدويرها. ومحطات الحمأة النشطة التقليدية تنتمي إلى

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

نوعية نظام التدفق المتوسط مع نسب إعادة تدوير حمأة راجعة تختلف من ٠,٢٥ إلى ٣ أضعاف متوسط معدل تدفق المياه الداخلة. فإن كانت نسبة إعادة التدوير عالية جدًا، يقترب نظام الخلط من ذلك الخاص بمفاعلات الخلط التام.

ونظم التدفق المتوسط تتم أيضًا بوجود اثنين أو أكثر من مفاعلات الخلط التام في سلسلة، أو بالتهوية المتدرجة. وفي النوعية الأخيرة، يتم ضخ المادة الداخلة في سلسلة من نقاط على طول محور المفاعل من نوع التدفق الدفقي. وكل من الصورتين يحتاج، لغرض التلقيح (التطعيم)، إعادة تدوير الحمأة المترسبة من حوض (أحواض) الترسيب إلى بداية المفاعل (الذي يكون على هيئة قناة).

ومتوسط الاستجابة الحركية لنظام حمأة نشطة، مثل: كتلة الحمأة، الإنتاج اليومي للحمأة، الطلب اليومي على الأكسجين وتركيزات المواد العضوية بالمياه الخارجة (السيب)، يتحدد بصورة كافية، ودقيقة بلا شك، بافتراض أن النظام مختلط تمامًا وأن تصرف المياه الداخلة والحمل ثابتان. هذا يسمح بأن يتم تحديد حجم المفاعل وكتلة الحمأة المفقودة يوميًا والمتوسط اليومي لمعدل استهلاك الأكسجين باستخدام صيغ بسيطة نسبيًا. فمعدلات ذروة استهلاك الأكسجين التي تنشأ تحت ظروف الحمل والتدفق الدوري، يمكن تقديرها بالتالي بدقة تامة بإدخال عامل على متوسط معدل استهلاك الأكسجين. تلك العوامل تم استنباطها من دراسات محاكاة بواسطة نماذج محاكاة على النظم الهوائية وغائبة الأكسجين– الهوائية التي تم تشغيلها تحت ظروف التدفق والحمل الدورية والثابتة.

٤-٢-٢ زمن مكث الحمأة (عمر الحمأة) (SRT)

في الرسوم التخطيطية لنظام الحمأة النشطة (شكل ٤-٢) يتم فصل (عزل) الحمأة الزائدة مباشرة من المفاعل البيولوجي. والأسلوب الشائع هو أن الحمأة الزائدة تعزل من الحمأة المترسبة في حوض الترسيب الثانوي. وعزل الحمأة مباشرة من المفاعل نفسه يقود إلى أسلوب تحكم في عمر الحمأة (زمن مكث الحمأة أو زمن مكث المواد الصلبة: SRT) يسمى "التحكم الهيدروليكي في عمر الحمأة" والذي له مميزات كبيرة للتحكم في النظام مقارنة بعزل الحمأة الزائدة من الحمأة المترسبة في حوض الترسيب الثانوي. ويتم تحديد عمر الحمأة SRT باليوم، كما يلي:

$$SRT = \frac{Mass\ of\ sludge\ in\ reactor}{Mass\ of\ sludge\ wasted\ per\ day} \qquad (d)$$

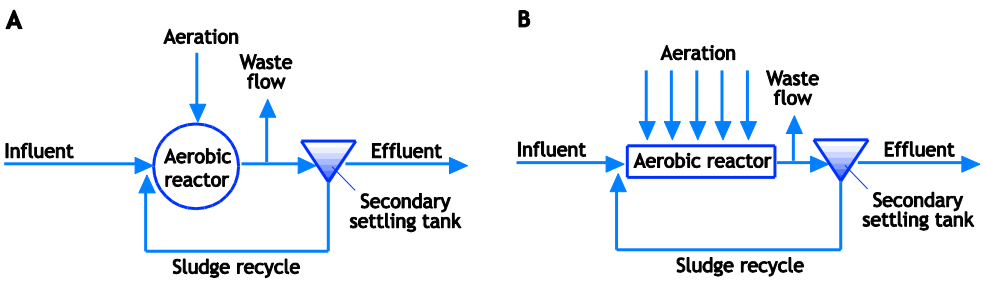
وبعزل الحمأة مباشرة من المفاعل، تكون تركيزات الحمأة في تدفق الفاقد هي نفسها في المفاعل البيولوجي، فإن كان مطلوبًا عمر الحمأة، مثلاً، قدره ١٠ أيام، فإن عشر (١/١٠) حجم المفاعل يتم التخلص منه في كل يوم. وهذا يمكن تحقيقه بواسطة معدل تدفق فاقد ثابت (لتر/ يوم) Q_W حيث: Q_W يمثل حجم الحمأة المطلوب فقدها يوميًا.

$$SRT = \frac{X_t V_p}{X_t Q_W} = \frac{V_p}{Q_W} \qquad (d) \quad (4.1)$$

حيث:

X_t	المادة الجسيمية في الحمأة النشطة
Q_w	معدل تصرف الفاقد من المفاعل (لتر/ يوم)
V_p	حجم المفاعل البيولوجي (لتر)

وتفترض المعادلة 4.1 أن الفاقد من المواد الصلبة مع المياه الخارجة (السيب) ضئيل لا يحتسب وأن كتلة الحمأة في حوض الترسيب الثانوي أيضًا ضئيلة لا تحتسب، بالنسبة الى تلك في المفاعل البيولوجي. وهذا الافتراض معقول عندما يتم تشغيل النظام عند معدلات تدوير عالية نسبيًا (~ ١-١) وعمر الحمأة يكون أطول من حوالي ٣ أيام (انظر جزء ٤-١٠)



شكل ٤-٢ نظم حمأة نشطة (أ) مفاعل فردي، بنظام خلط: مفاعل الخلط التام و(ب) مفاعل بنظام خلط: التدفق الممتد/ المفاعل الوسيط.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

٤-٢-٣ زمن المكث الهيدروليكي الاسمي

في نظرية الحمأة النشطة، يعرف حجم عملية المعالجة لكل وحدة من حجم تدفق المياه الداخلة بأنه "زمن المكث الهيدروليكي الاسمي" HRT_n حيث:

$$HRT_n = \frac{V_p}{Q_i} \quad \text{(d)} \quad (4.2)$$

حيث:

HRT_n متوسط زمن المكث الهيدروليكي الاسمي

Q_i المتوسط اليومي لمعدل تصرف المياه الداخلة (لتر/ يوم)

وعندما يكون تدفق الحمأة الراجعة من حوض الترسيب الثانوي (Q_s) وأي تدفق لسائل مخلوط يتم تدويره يدخل المفاعل (Q_a) يكون ضمن ذلك، يسمى زمن المكث الهيدروليكي الحقيقي (HRT_a)

$$HRT_a = \frac{V_p}{Q_i + Q_s + Q_a} = \frac{HRT_n}{1+s+a} \quad \text{(d)} \quad (4.3)$$

حيث:

HRT_a زمن المكث الهيدروليكي الحقيقي

s نسبة إعادة تدوير الحمأة المترسبة

a نسبة إعادة تدوير السائل المخلوط

٤-٢-٤ الصلة بين عمر الحمأة وزمن المكث الهيدروليكي

من التعريفات المذكورة آنفا، يمكن إدراك أن هناك قياسين في النظام يرتبطان بالزمن: (i) عمر الحمأة، والذي يعطي طول مدة بقاء المادة الجسيمية في المفاعل و(ii) زمن المكث الهيدروليكي الاسمي، والذي يعطي طول مدة بقاء السائل والمواد الذائبة في المفاعل. وفي نظم الحمأة النشطة التي ليس بها فصل للسائل/ الصلب بأغشية أو أحواض ترسيب ثانوية (SST_s)، مثل البحيرات المهواة، يكون كل من عمر الحمأة وزمن المكث الهيدروليكي الاسمي متساويين. أي أن السائل/ المادة الذائبة والمادة الصلبة/ المادة الجسيمية يبقيان داخل المفاعل لنفس المدة الزمنية.

وعندما يتضمن النظام فصل الصلب والسائل، عندئذ فإن أزمنة مكث السائل والصلب تكون منفصلة ويكون عمر الحمأة أكبر من زمن المكث الهيدروليكي الاسمي (SRT > HRT)، من ناحية ثانية، فإن أعمار الحمأة الطويلة تؤدي إلى كتل حمأة ضخمة في المفاعل، والذي بدوره يؤدي إلى أحجام مفاعلات أكبر (V_p). لهذا حتى مع فصل الصلب/ السائل، كلما ازداد عمر الحمأة SRT، يزيد أيضًا زمن المكث الهيدروليكي الاسمي HRT_n. هذا الربط بين عمر الحمأة وزمن المكث الهيدروليكي (SRT and HRT_n) ليس نسبيًا ولا خطيًا، و يعتمد على: (i) التركيز العضوي (BOD_5 or COD) لمياه الصرف الصحي و(ii) تركيز المواد الصلبة العالقة الكلي في المفاعل (TSS). وبالنسبة لنظم الحمأة النشطة المصممة لإزالة المواد المغذية بيولوجيا، يكون عمر الحمأة حوالي ١٠ إلى ٢٥ يوم وزمن المكث الهيدروليكي الاسمي حوالي ١٠ إلى ٢٤ ساعة.

٤-٣ بعض أشكال تبسيط النماذج

٤-٣-١ التحويل الكامل للمواد العضوية القابلة للتحلل البيولوجي

التمييز بين القابل للتحلل البيولوجي وغير القابل للتحلل البيولوجي تحكمه الكتلة الحيوية في النظام وطول زمن تحلل المواد العضوية بواسطة هذه الكتلة الحيوية. فقد لوحظ أن الفارق في تركيز الأكسجين الكيميائي الممتص المذاب في المياه الخارجة (السيب) من نظام فترة مكث هيدروليكي قصير (٢-٣ ساعات) وآخر طويل جدًا (١٨-٢٤ ساعة)، ضئيل جدًا، فقط من ١٠ إلى ٢٠ مجم COD/ لتر. وهذا يبين أن المواد العضوية الذائبة القابلة للتحلل الحيوي ببطء تبدو منخفضة جدًا في تركيزاتها في مياه الصرف الصحي البلدية العادية. لهذا، فمن المعقول أن نقبل فكرة أن المواد العضوية الذائبة في مياه الصرف الصحي البلدية تحوي مجموعتين – القابلة للتحلل البيولوجي وهي التي تقريبًا، جميعها سريعة التحلل البيولوجي، وغير القابلة للتحلل البيولوجي. وهذا يعني أنه حتى في أزمنة المكث الهيدروليكي القصيرة جدًا (ساعات قليلة) يكون تحول المواد العضوية القابلة للتحلل البيولوجي تامًا، تاركًا فقط المواد العضوية الذائبة غير القابلة للتحلل البيولوجي في المياه الخارجة.

وكل من المواد الجسيمية القابلة للتحلل البيولوجي في المياه الداخلة، سواء كانت قابلة للترسيب أو عالقة (X_s) تكون غالبًا بطيئة التحلل. وهذه المواد العضوية القابلة للتحلل الحيوي البطيء (SBCOD) سواء كانت قابلة للترسيب أو غير قابلة، تصبح واقعة في شباك الكتل المتلبدة للحمأة النشطة وتصبح جزءًا من المواد الصلبة العالقة المتطايرة بكتلة الحمأة في المفاعل. وكجزء من كتلة الحمأة، تترسب هذه المواد العضوية مع كتلة الحمأة في حوض الترسيب الثانوي وتعاد إلى المفاعل البيولوجي. ولهذا، فإن المواد العضوية الجسيمية غير المتحللة لا تتسرب مع المياه الخارجة (السيب) ولكن تبقى جزءًا من (VSS) في كتلة الحمأة في النظام، والمخرج الوحيد للمادة الجسيمية

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

العضوية القابلة للتحلل غير المتحللة يكون عبر تدفق الفاقد Q_w مع فاقد الحمأة. والوقت المتاح لتحلل المواد العضوية الجسيمية بطيئة التحلل البيولوجي بواسطة الكائنات عضوية التغذية (OHO_S) يكون لذلك مرتبطًا بزمن مكث المواد الصلبة أو عمر الحمأة في النظام. وعلى الرغم من أن التحلل البيولوجي للمواد العضوية الجسيمية القابلة للتحلل يكون أبطأ كثيرًا من ذلك الخاص بالمواد العضوية الذائبة سريعة التحلل البيولوجي، فإن لذلك نتائج قليلة، لأن زمن مكث المواد الصلبة في النظام (SRT) يكون أطول كثيرًا من زمن مكث المواد السائلة (HRT_s). وعندما يكون عمر الحمأة أطول من حوالي ٣ أيام في درجة حرارة ٢٠° م (٤ أيام عند ١٤° م) فإن المواد العضوية بطيئة التحلل البيولوجي تكون قد تحولت بصورة كاملة.

وقد أكدت التجارب ما سبق. فنظم الحماة قصيرة العمر، بالارتباط مع فترة مكث هيدروليكي قصيرة. ونظم الحمأة طويلة العمر، بالارتباط مع فترة مكث هيدروليكي طويلة، ينتجان أجزاء متشابهة من كل من الأكسجين الكيميائي الممتص (COD) غير القابل للتحلل البيولوجي الذائب أو الجسيمي ($F_{s,us}$, $F_{s,up}$) عندئذ، وعندما يكون عمر الحمأة أطول من ٣ إلى ٤ أيام يكون مقبولاً أن يكون التركيز العضوي المتبقي القابل للتحلل البيولوجي من كل من الذائب (S_s) والجسيمي (X_s) غير المتحلل، قليلاً جدًا. ومن هذا، يمكن عمل افتراض هام وتبسيط للحالة الثابتة (المستقرة) ونماذج المحاكاة، أي: يمكن افتراض أن المواد العضوية الذائبة القابلة للتحلل البيولوجي ببطء والمواد العضوية الصلبة القابلة للتحلل ببطء شديد يكونان منخفضين في تركيزهما بصورة تسهل إهمالهما في مياه الصرف الصحي البلدية العادية. وعلى كل حال، فإنه من الضروري أن نتذكر أنه برغم معقوليته، فإن هذا الافتراض بأن كل المواد العضوية القابلة للتحلل البيولوجي متحللة فعلاً، قد لا يكون صحيحا لجميع أنواع مياه الصرف الصحي ويعتمد على نوع الصناعات الموجودة في مستجمع مياه الصرف الصحي لمحطة المعالجة. وعند توصيف مثل هذه المياه، فإن أي مواد عضوية ذائبة أو جسيمية قابلة للتحلل البيولوجي وليست متحللة فعلاً في نظام المعالجة، تكون اعتباريًا ضمن أجزاء المواد العضوية غير القابلة للتحلل العضوي الذائبة أو الجسيمية على الترتيب، لأن هذه هي الطريقة التي بها تتم هيكلة نماذج الحمأة النشطة. وبالنسبة لنموذج الحالة المستقرة، لأن جميع المواد العضوية القابلة للتحلل يتم تحويلها، فيمكن عمل تسهيل إضافي، وهو: أنه ليس ضروريًا التمييز بين المواد العضوية القابلة للتحلل البيولوجي الذائبة أو الجسيمية، فكلها تتحول إلى كتلة مواد صلبة متطايرة من الكائنات عضوية التغذية و (OHO VSS). ومعادلات الحالة الثابتة (المستقرة) لنموذج الحمأة النشطة المذكورة فيما بعد موضوعة على أساس هذا التبسيط.

٤-٤ معادلات نظام الحالة المستقرة

متى تم إدراك أن جميع المواد العضوية في المياه الداخلة للمعالجة، عدا الأكسجين الكيميائي الممتص الذائب غير القابل للتحلل البيولوجي ، إما أن يكون قد تم تحويلها بواسطة الكائنات عضوية التغذية (OHO_s) لتكوين كتلة جديدة من الكائنات عضوية التغذية من خلال النمو (X_{BH}) أو تبقى في النظام وتتراكم ككتلة حمأة غير قابلة للتحلل (خاملة) (X_{EH} and X_I)، يتبع ذلك أن كتلة الحمأة الناتجة وطلب الأكسجين الكربونى في النظام يكونان دالتين للاتحاد العنصري لحمل كتلة الأكسجين الكيميائي الممتص اليومي، فكلما زاد حمل كتلة الأكسجين الكيميائي الممتص اليومي، كلما زاد إنتاج الحمأة والطلب على الأكسجين الكربوني.

والمعادلات التالية تعطي كتل الحمأة المتولدة في المفاعل والمتخلص منها (الزائدة) في اليوم الواحد، ومتوسط الطلب اليومي على الأكسجين وتركيز الأكسجين الكيميائي الممتص في المياه الخارجة (السيب) متألفا من المواد العضوية غير القابلة للتحلل البيواوجي الذائبة لإزالة المادة العضوية كدالة من إجمالي حمل المواد العضوية (COD) في اليوم (FS_{ti})، وخواص مياه الصرف الصحي، أي أجزاء (COD) غير القابلة للتحلل البيولوجي الذائبة والجسيمية ($F_{S'us}$ & $F_{S'up}$) وعمر الحمأة (SRT). أما ثوابت الاتحاد العنصري و الثوابت الحركية في المعادلات مثل معامل الإنتاج النوعي (Y_{HV}) ومعدل الفقد الذاتي النوعي للكتلة (b_H) والجزء غير القابل للتحلل البيولوجي من الكائنات عضوية التغذية (OHO_s) (F_H) ونسبة الأكسجين الكيميائي الممتص/ المواد الصلبة العالقة المتطايرة (COD/VSS) للحمأة (f_{CV})، بالإضافة إلى اعتمادهم على درجة الحرارة، كلها معطاة في جدول ٤-١.

٤-٤-١ بالنسبة للمياه الداخلة للمعالجة:

تدفقات الكتلة أو تدفقات مدخلات المواد العضوية الكلية (FS_{ti},mg COD/d) والمواد العضوية القابلة للتحلل البيولوجي (FS_{bi},mg COD/d) والمواد العضوية القابلة للتحلل البيولوجي الجزيئية (FX_{Ivi},mg VSS/d) والمواد الصلبة العالقة غير العضوية (ISS, FS_{IOi},mg ISS/d) هي:

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

٤-٤-١ بالنسبة للمياه الداخلة للمعالجة:

تـدفقات الكتلـة أو تـدفقات مـدخلات المـواد العضـوية الكليـة (FS_{ti},mg COD/d) والمـواد العضـوية القابلـة للتحلـل البيولـوجي (FS_{bi},mg COD/d) والمـواد العضـوية القابلـة للتحلـل البيولـوجي الجزيئية (FX_{Ivi},mg VSS/d) والمواد الصلبة العالقة غير العضوية (ISS, FS_{IOi},mg ISS/d) هي:

$$FS_{ti} = Q_i S_{ti} \quad \text{(mgCOD/d)} \quad (4.4)$$

$$FS_{bi} = Q_i S_{bi} = Q_i (S_{Si} + X_{Si}) \quad \text{(mgCOD/d)} \quad (4.5a)$$

$$FS_{bi} = Q_i S_{ti} (1 - f_{S'us} - f_{S'up}) \quad \text{(mgCOD/d)} \quad (4.5b)$$

$$FS_{bi} = FS_{ti} (1 - f_{S'us} - f_{S'up}) \quad \text{(mgCOD/d)} \quad (4.5c)$$

$$FX_{Ivi} = Q_i X_{Ii} \quad \text{(mgVSS/d)} \quad (4.6a)$$

$$FX_{Ivi} = Q_i f_{S'up} S_{ti} / f_{cv} \quad \text{(mgVSS/d)} \quad (4.6b)$$

$$FX_{Ivi} = FS_{ti} f_{S'up} / f_{cv} \quad \text{(mgVSS/d)} \quad (4.6c)$$

$$FX_{IOi} = Q_i X_{IOi} \quad \text{(mgISS/d)} \quad (4.7)$$

٤-٤-٢ بالنسبة للنظام

٤-٤-٢-١ كتلة المواد الصلبة المتطايرة في المفاعل

كل من كتل المواد الصلبة العالقة المتطايرة الممثلة للكائنات عضوية التغذية (MX_{BHv}, mgVSS) (OHO_s) وبقايا المواد الصلبة المتطايرة ذاتية النمو (MX_v, mgVSS)VSS في النظام، تعطى كما يلي:

$$MX_{BHv} = X_{BHv} V_p \quad \text{(mgVSS)} \quad (4.8a)$$

$$MX_{EHv} = X_{EHv} V_p \quad \text{(mgVSS)} \quad (4.8b)$$

جدول ٤-١ ثوابت الاتحاد العنصري والثوابت الحركية واعتمادها على درجة الحرارة بالنسبة للكائنات عضوية التغذية في نموذج الحمأة النشطة للتحلل الكربوني عند الحالة المستقرة (Marais and Ekama, 1976)

الثابت	الرمز	الاعتماد على الحرارة	معامل الحرارة	القيمة القياسية ٢٠° م
معامل الإنتاج (mgCOD/mgCOD)	Y_H	يبقى ثابتًا	1	0.67
معامل الإنتاج (mgVSS/mgCOD)	Y_{Hv}	يبقى ثابتًا	1	0.45
معدل التنفس الباطني (1/d)	b_H	$b_{HT} = b_{H20}\ \theta^{(T-20)}$	1.029	0.24
جزء البقايا الباطني (-)	f_H	يبقى ثابتًا	1	0.2
المحتوى غير العضوي لكتلة المواد الصلبة للكائنات عضوية التغذية	f_{iOHO}	يبقى ثابتًا	1	0.15
نسبة COD/VSS (mgCOD/mgVSS)	f_{cv}	يبقى ثابتًا	1	1.48

جدول ٤-١ ثوابت الاتحاد العنصري والثوابت الحركية واعتمادها على درجة الحرارة بالنسبة للكائنات عضوية التغذية في نموذج الحمأة النشطة للتحلل الكربوني عند الحالة المستقرة (Marais and Ekama, 1976)

الثابت	الرمز	الاعتماد على الحرارة	معامل الحرارة	القيمة القياسية ٢٠° م
معامل الإنتاج (mgCOD/mgCOD)	Y_H	يبقى ثابتًا	1	0.67
معامل الإنتاج (mgVSS/mgCOD)	Y_{Hv}	يبقى ثابتًا	1	0.45
معدل التنفس الباطني (1/d)	b_H	$b_{HT} = b_{H20}\ \theta^{(T-20)}$	1.029	0.24
جزء البقايا الباطني (-)	f_H	يبقى ثابتًا	1	0.2
المحتوى غير العضوي لكتلة المواد الصلبة للكائنات عضوية التغذية	f_{iOHO}	يبقى ثابتًا	1	0.15
نسبة COD/VSS (mgCOD/mgVSS)	f_{cv}	يبقى ثابتًا	1	1.48

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

$$MX_{Iv} = X_{Iv}V_p \quad \text{(mgVSS)} \quad (4.8c)$$

$$MX_{v} = X_{v}V_p \quad \text{(mgVSS)} \quad (4.8d)$$

$$MX_{BHv} = FS_{bi}\frac{Y_{Hv}SRT}{(1+b_H SRT)} = = FS_{ti}(1-f_{S'us}-f_{S'up})\frac{Y_{Hv}SRT}{(1+b_H SRT)} \quad \text{(mgVSS)} \quad (4.9)$$

$$MX_{EHv} = f_H b_H MX_{BHv}SRT = = FS_{bi}\frac{Y_{Hv}SRT}{(1+b_H SRT)} f_H b_H SRT = = FS_{ti}(1-f_{S'us}-f_{S'up})\cdot \frac{Y_{Hv}SRT}{(1+b_H SRT)} f_H b_H SRT \quad \text{(mgVSS)} \quad (4.10)$$

$$MX_{Iv} = \frac{FX_{Ii}}{f_{cv}}SRT = FX_{Ivi}SRT = = FS_{ti}\frac{f_{S'up}}{f_{cv}}SRT \quad \text{(mgVSS)} \quad (4.11)$$

$$MX_{v} = MX_{BHv} + MX_{Ev} + MX_{Iv} = = FS_{bi}\frac{Y_{Hv}SRT}{(1+b_H SRT)}(1+f_H b_H SRT) + FX_{Ivi}SRT = = FS_{ti}\left[\frac{(1-f_{S'us}-f_{S'up})Y_{Hv}SRT}{(1+b_H SRT)}(1+f_H b_H SRT)+\frac{f_{S'up}}{f_{cv}}SRT\right] \quad \text{(mgVSS)} \quad (4.12)$$

٤-٤-٢-٢ كتلة *ISS* في المفاعل

يتراكم تركيز المواد الصلبة العالقة غير العضوية في المياه الداخلة في المفاعل بطريقة مطابقة للمواد العضوية الجسيمية غير القابلة للتحلل البيولوجي (معادلة 12-4). أي أن كتلة المواد الصلبة العالقة غير العضوية في المياه الداخلة إلى المفاعل مساوية لتدفق الكتلة اليومي من المواد الصلبة العالقة غير العضوية في المفاعل (FX_{IQi}) مضروبًا في عمر الحمأة (SRT) أي:

$$MX_{IO} = FX_{IOi}R_s \quad \text{(mg ISS)} \quad (4.13a)$$

حيث:

X_{IOi} تركيز المواد الصلبة العالقة غير العضوية في المياه الداخلة (mg ISS/l)

والمادة الصلبة العالقة غير العضوية في المياه الداخلة هي الجزء الوحيد من المواد الصلبة العالقة غير العضوية الذي يقاس في المفاعل البيولوجي. كذلك تساهم الكائنات عضوية التغذية (OHO_s) والكائنات المراكمة للفسفور (PAO_s) إن وجدت، في تركيز المادة غير العضوية الصلبة العالقة. وبالنسبة للنظم الهوائية ونظم النيترة/ إزالة النيترة (N/D) حيث تشكل الكائنات عضوية التغذية فقط الكتلة الحيوية النشطة، تساهم الكائنات عضوية التغذية (OHO_s) بنسبة حوالي ١٠ % من كتلتها (OHOCOD) (١٥ % من كتلة المواد الصلبة العالقة المتطايرة لها) في المادة الصلبة العالقة غير العضوية (Ekama and Wentzel, 2004). ويبدو أن هذه الكتلة للمواد الصلبة العالقة غير العضوية عبارة عن مواد صلبة ذائبة ضمن الخلايا، والتي عندما يتم تجفيف عينة حمأة عند اختبار تعيين المادة الصلبة العالقة الكلية (TSS) تترسب كمادة صلبة عالقة غير عضوية (ISS).

ولذلك نظريًا، هذه المساهمة للمواد الصلبة العالقة غير العضوية للكائنات عضوية التغذية OHO_s (والكائنات المراكمة للفوسفور PAO_s إن وجدت) في المواد الصلبة العالقة الكلية يجب أن يتم إهمالها حتى لو كانت ظاهرة في قياس المواد الصلبة العالقة الكلية (TSS)، لأنه بكونها مواد صلبة ذائبة ضمن الخلايا فهي لا تضيف للتدفق الحقيقي للمواد الصلبة العالقة غير العضوية في حوض الترسيب الثانوي. ومع ذلك، لأن هذه الكتلة للمواد العضوية الصلبة العالقة كانت دائمًا ضمن نتائج اختبارات المواد الصلبة العالقة الكلية (TSS) فيما مضى، فسوف يتم الاحتفاظ بهذا المفهوم لأن خطوات تصميم حوض الترسيب الثانوي كانت تعتمد دائمًا على نتيجة المواد الصلبة العالقة الكلية، بما في ذلك نواتج كتلة OHO ISS للنظم الهوائية الكاملة والنيترة/ إزالة النيترة.

$$MX_{IO} = FX_{IOi}SRT + f_{iOHO}MX_{BHv} \quad (4.14a)$$

$$MX_{IO} = FX_{IOi}SRT + f_{iOHO}f_{avOHO}MX_{v}\ \text{(mgISS/d)} \quad (4.14b)$$

حيث:

f_{avOHO} جزء كتلة VSS النشطة في OHOs

f_{iOHO} المحتوى غير العضوي في VSS OHO (٠,١٥ مجم ISS/ مجم OHO VSS)

بالنسبة للنظم البيولوجية المحسنة لإزالة للفوسفور (EBPR)، يلزم ضم المواد الصلبة العالقة غير العضوية الموجودة في الكائنات المراكمة للفوسفور أيضًا. فبالنسبة للامتصاص الهوائي للفوسفور في النظم البيولوجية المحسنة لإزالة للفوسفور، يكون المحتوى غير العضوي للكائنات المراكمة للفوسفور (F_{iPAO}) ١,٣٠ مجم ISS/ مجم PAOVSS (mg ISS/ mg PAO VSS) أي سبعة أمثال ما في الكائنات عضوية التغذية OHOS. لهذا، بالنسبة للنظم البيولوجية

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

المحسنة لإزالة للفوسفور (EBPR) تكون نسبة VSS/TSS أقل بصورة واضحة من النظم الهوائية الكاملة ونظم النيترة/ إزالة النيترة.

٤-٤-٢-٣ كتلة المواد الصلبة القابلة للترسيب فى المفاعل *(TSS mass)*

كتلة المواد الصلبة الكلية القابلة للترسيب في المفاعل TSS mass (MX_t, mg TSS) هو مجموع كتل المواد الصلبة العالقة المتطايرة VSS والمواد الصلبة العالقة غير العضوية ISS:

كتلة المواد الصلبة بالمفاعل

$$MX_t = MX_v + MX_{IO} \quad \text{(mgTSS)} \quad (4.15)$$

The VSS/TSS ratio of the sludge (f_i) is

$$f_i = \frac{MX_v}{MX_t} \quad \text{(mgVSS/mgTSS)} \quad (4.16)$$

وإن لم تكن تركيزات المواد الصلبة العالقة غير العضوية ISS في المياه الداخلة معروفة، عندئذ فإن كتلة المواد الصلبة العالقة الكلية في المفاعل (MX_t) يمكن أن تحسب من نسبة افتراضية VSS/ TSS (f_i) للحمأة:

$$MX_t = MX_v / f_i \quad \text{(mgTSS)} \quad (4.17)$$

حيث:

fi هي نسبة VSS/ TSS في الحمأة النشطة

٤-٤-٢-٤ الأكسجين الكربوني الممتص

كتلة الأكسجين المستخدمة في اليوم (FO_c, mg O_2/d)

$$FO_c = FS_{bi}\left[(1-f_{cv}Y_{Hv})+(1-f_H)b_H\frac{Y_{Hv}f_{cv}SRT}{(1+b_HSRT)}\right] =$$

$$= FS_{ti}(1-f_{S'us}-f_{S'up})\cdot\left[\begin{array}{l}(1-f_{cv}Y_{Hv})+(1-f_H)b_H\cdot \\ .\dfrac{Y_{Hv}f_{cv}SRT}{(1+b_HSRT)}\end{array}\right]$$

(mgO2/d) (4.18)

$$FO_c = V_pO_c \quad \text{(mgO2/l.d)} \quad (4.19)$$

حيث:

O_c هو معدل استخدام الأكسجين الكربوني (mg O2 I/ d)

ومن المعادلة 18-4 يمكن رؤية أن كتلة الأكسجين المستخدمة بواسطة الكائنات عضوية التغذية (OHO_S) في اليوم (FO_C)، هي مجموع طرفين، الأول ($I\text{-}F_{iv}Y_{HV}$) هو الأكسجين المطلوب لنمو الكائنات عضوية التغذية (OHO_S). وهو يمثل الإلكترونات (COD) التي تستخدم في عملية النمو لتوليد الطاقة بواسطة (OHO_S) لتحويل المواد العضوية المستخدمة إلى كتلة حيوية جديدة (الهرم الغذائي). وتوازن الإلكترونات المستخدمة ($COD,\ F_{CV}Y_{HV}$) يتم حفظه ككتلة حيوية جديدة (بناء/ أيض غذائي). ويمكن ملاحظة أن امتصاص هذا الأكسجين يتناسب مع المواد العضوية القابلة للتحلل البيولوجي في المياه الداخلة ولا يتغير مع عمر الحمأة، وذلك لأن جميع المواد العضوية القابلة للتحلل البيولوجي في المياه الداخلة يتم استخدامها وتتحول لكتلة كائنات عضوية التغذية (OHO_S). والطرف الثاني هو الأكسجين الممتص للتنفس الباطني، والذي يزيد مع زيادة عمر الحمأة. والزيادة في الأكسجين الكربوني الممتص (FO_C) مع عمر الحمأة يكون، بالتالي، نتيجة لزيادة امتصاص الأكسجين للتنفس الباطني مع زيادة عمر الحمأة. وهذا يزيد لأنه بزيادة بقاء كتلة OHO VSS في المفاعل، يزيد ما يتم تحلله من هذه الكتلة من خلال التنفس الباطني، ويزيد ما ينتقل منها من إلكترونات وكربون وطاقة إلى الأكسجين، متغيرًا إلى ثاني أكسيد الكربون وبالتالي يتم فقده كحرارة. لهذا، فإن النمو هو العملية البيولوجية التي بها تتحول المواد العضوية القابلة للتحلل في المياه الداخلة إلى كتلة (OHO VSS) (تمثيل غذائي) مع تحول مصاحب للإلكترونات إلى الأكسجين وفقدان للطاقة كحرارة (هدم غذائي)، والتنفس الباطني عملية تتحلل بواسطتها المواد العضوية القابلة للتحلل في الكائنات الحية، من خلال الهدم إلى ثاني أكسيد الكربون CO_2، مع استهلاك أكثر للأكسجين وفقدان للطاقة كحرارة. والإلكترونات المتحولة إلى الأكسجين ينتج عنها تراكم أقل كثيرًا لكتلة المواد الصلبة العالقة المتطايرة (VSS) في المفاعل بالمقارنة بالمواد العضوية الجسيمية غير القابلة للتحلل البيولوجي. وجميع إلكترونات هذه المواد العضوية يتم حفظها كمواد صلبة عالقة متطايرة في المفاعل ولا تمر إلى الأكسجين. عندئذ، يكون إنتاج المواد العضوية غير القابلة للتحلل البيولوجي مؤثرًا بالدرجة الأولى.

٤-٤-٣ حجم المفاعل وزمن المكث

بمعرفة الكتلة الكلية للمواد الصلبة القابلة للترسيب (MX_t) في المفاعل، يتم تحديد حجم المفاعل من القيمة المحددة لتركيز المواد الصلبة العالقة للسائل المخلوط – MLSS – (X_t)

$$V_p = MX_t / X_t \quad \text{(L, m}^3\text{ or Ml)} \quad (4.20)$$

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

وبمعرفة الحجم، يمكن إيجاد زمن المكث الهيدروليكي الاسمي (HRT_n) من المتوسط التصميمي لمعدل التدفق في الجو الجاف Q_i من المعادلة 4.2.

٤-٤-٤ انعدام علاقة زمن المكث الهيدروليكي HRT

تصميم المعادلات أعلاه يؤدي إلى استنتاج مهم بأن زمن المكث الهيدروليكي (HRT_n) لا يمت بصلة لتصميم نظام الحمأة النشطة. فكتلة المواد الصلبة المتطايرة القابلة للترسيب (VSS) في المفاعل تكون دالة متصلة فى حمل كتلة COD اليومية عليها، وكذلك في عمر الحمأة. وبصورة مماثلة، فإن كتلة TSS في المفاعل تكون دالة متصلة فى كتلة الأحمال اليومية منCOD, ISS علي المفاعل وعمر الحمأة. وبالتالي، فإنه فيما يتعلق بكتلة الحمأة في المفاعل، فليس أساسيًا ما إذا كان حمل ISS و COD في اليوم ينشأ من تدفق يومي منخفض يكون به تركيزات عالية من ISS و COD أو من تدفق يومي عالي يكون به تركيزات منخفضة من ISS و COD . وبشرط كون FS_{ti} (FXI_{Oi}) هو نفسه في كلتي الحالتين، فإن كتلة VSS و TSS تكون متطابقة تقريبًا. ومع هذا، ستختلف أزمنة المكث الهيدروليكي، كونها طويلة في الحالة الأولى، وقصيرة في الحالة الثانية، على الترتيب. لذلك، فإن زمن المكث الهيدروليكي هو عارض بالنسبة إلى كتلة حمل COD (و ISS)، وكتلة VSS (و TSS) والتدفق اليومي– وهو لا يخدم أية وظيفة للتصميم الأساسي لنظام الحمأة النشطة.

ومعايير التصميم لحجم مفاعل نظام الحمأة النشطة الموضوعة على أساس زمن المكث الهيدروليكي يجب، لهذا، أن تستخدم بحذر شديد لأنها تقوم ضمنًا بإدخال قيم توصيفية وقوة لمياه الصرف الصحي ترتبط نمطيًا بالمناطق التي تم وضعها من أجلها.

٤-٤-٥ تركيز COD في المياه الخارجة

تحت الظروف العادية لتشغيل نظام الحمأة النشطة، حيث تكون أعمار الحمأة أكثر من ٥ أيام (لضمان النيترة والإزالة البيولوجية للمواد المغذية Nutrient) تكون طبيعة المواد العضوية في المياه الداخلة من مياه الصرف الصحي البلدية بشكل نجد بناء عليه أن تركيز الأكسجين الكيميائي الممتص في المياه الخارجة غير متماشي مع تصميم النظام– المواد العضوية الذائبة القابلة للتحلل السريع يتم استخدامها في وقت قصير جدًا (< ساعتين) والمواد العضوية الجسيمية، سواء كانت قابلة للتحلل البيولوجي أو غير قابلة للتحلل البيولوجي، محتجزة في كتلة الحمأة وتترسب مع الحمأة في أحواض الترسيب الثانوي. وبالتالي، *فإن COD فى المياه الخارجة (السيب) يضم كليا تقريبا المواد العضوية الذائبة غير القابلة للتحلل البيولوجي* ، (من المياه الداخلة) زائدًا عليها COD لجسيمات الحمأة التي تهرب مع السيب نتيجة لقصور تشغيل حوض الترسيب الثانوي. ومن ثم يُعطى تركيز COD بالمياه الخارجة (السيب) سواء مرشحة أو غير مرشحة (S_{te}) بالآتي:

$$S_{te} = S_{Ie} \quad \text{(filtered mgCOD/l)} \quad (4.21a)$$

$$S_{te} = S_{Ie} + f_{cv} X_{ve} \quad \text{(unfiltered mgCOD/l)} \quad (4.21b)$$

حيث:

S_{Ie} الأكسجين الكيميائي الممتص غير القابل للتحلل في المياه الخارجة (السيب) $f_{S'us}S_{ti}$ (mg COD/l)

X_{ve} VSS في المياه الخارجة (السيب) (mg VSS/ l)

f_{cv} نسبة COD/ VSS من VSS (1.48 mg COD/ mg VSS)

وفي معظم الحالات، تكون تركيزات كل من VSS و TSS في المياه الخارجة (السيب) منخفضة للغاية للقياس بشكل صحيح بواسطة اختبارات TSS و VSS. وقد تم تطوير طرق بديلة لقياس تركيزات المواد الصلبة المنخفضة في المياه الخارجة (السيب). فبالنسبة إلى VSS، يكون من خلال تركيزات COD المرشحة وغير المرشحة (أي من المعادلة 4.21). وبالنسبة إلى TSS يكون من خلال العكارة، متى تم إعداد منحنى للحمأة النشطة للعكارة مقابل تركيز TSS (Wahlberg *et al.*, 1994)

$$X_{ve} = (S_{te(unfilt)} - S_{te(filt)})/f_{cv} \quad (4.22)$$

٤-٤-٦ اتزان كتلة COD (أو e-)

في نظام الحمأة النشطة، يجب أن يتم حفظ COD نظريًا بحيث إنه في حالة الثبات يجب أن تكون كتلة COD المتدفقة خارج النظام مساوية لكتلة COD المتدفقة إلى داخل النظام، على مدى فترة زمنية محددة. و COD (e^-) للمواد العضوية في المياه الداخلة (i) تبقى في المواد العضوية الجسيمية غير القابلة للتحلل البيولوجى والمواد العضوية القابلة للذوبان (ii) تتحول لكتلة كائنات عضوية التغذية OHO ولهذا تحفظ في نوع مختلف من المواد العضوية (iii) مرت على الأكسجين لتكوين الماء. وهكذا، فإن اتزان COD (أو e^-) بصورة عامة في نظام حمأة نشطة في حالة استقرار (ثبات) يعبر عنها بالمعادلة رقم23، حيث:

S_{te} تركيز COD الذائب الكلي، في المياه الخارجة (السيب) (mg COD/ l)

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

X_v تركيز VSS في المفاعل البيولوجي (mg VSS/l)

O_c معدل استخدام الأكسجين الكربوني فى المفاعل (mg O_2/ l.h)

$$\begin{bmatrix}Flux\ of\ COD(e^-)\\ output\end{bmatrix}=\begin{bmatrix}Flux\ of\ COD(e^-)\\ input\end{bmatrix}$$
$$\begin{bmatrix}Flux\ of\ soluble\\ COD\ in\\ effluent\end{bmatrix}+\begin{bmatrix}Flux\ of\ soluble\\ COD\ in\ waste\\ flow\end{bmatrix}+$$
$$+\begin{bmatrix}Flux\ of\ particulate\\ COD\ in\ waste\\ flow\end{bmatrix}+\begin{bmatrix}Flux\ of\ oxygen\ utilized\\ by\ OHOs\ for\ COD\\ breakdown\end{bmatrix}=$$
$$=\begin{bmatrix}Flux\ of\\ COD\ input\end{bmatrix}$$

$$Q_eS_{te}+Q_wS_{te}+Q_wX_v f_{cv}+V_pO_c=Q_iS_{ti} \qquad (4.23)$$

وفي المعادلة 4.23 يمثل الجزئان الأولان المادة العضوية القابلة للذوبان التي تترك النظام من خلال تدفقات الفواقد والمياه الخارجة (السيب) والجزء الثالث يمثل المواد العضوية الجسيمية التي تترك النظام من خلال تدفقات الفاقد، والجزء الرابع يمثل كتلة الأكسجين المستخدم في تحلل المادة العضوية القابلة للتحلل العضوي بواسطة الكائنات عضوية التغذية (OHOs)، مع ملاحظة

$$(Q_e+Q_w)S_{te}=Q_iS_{te}=FS_{te}$$
$$Q_wX_v=V_pX_v/SRT=MX_v/SRT=FX_v$$
$$V_pO_c=FO_c$$
$$Q_iS_{ti}=FS_{ti}$$

والاتزان العام لكتلة COD مبين في المعادلة:

$$FS_{te}+f_{cv}MX_v/SRT+FO_c=FS_{ti} \qquad (4.24)$$

حيث:

FS_{te} كتلة COD للمادة العضوية الذائبة الخارجة من النظام عبر المياه الخارجة وتدفقات الفواقد (mg COD/ d)

$f_{cv}MX_v/SRT$ هو COD للمواد العضوية الجسيمية الخارجة من النظام عبر تدفق الفاقد (mg COD/ d)

FO_C كتلة الأكسجين المستخدم بواسطة الكائنات عضوية التغذية لتحليل المواد العضوية القابلة للتحلل الحيوي، كل تلك القادمة مع المياه الداخلة عبر عملية النمو، وبعضها من الكتلة الحيوية للمواد عضوية التغذية، عبر التنفس الباطني (كربوني) (mg O_2/d).

واتزان كتلة COD أداة فعالة جدًا لفحص: (i) البيانات المقاسة في النظم التجريبية (Ekama *et al.*, 1986)، (ii) نتائج حسابات التصميم من نموذج الحالة المستقرة و(iii) نتائج حسابات نماذج المحاكاة الديناميكية. وتطبيق اتزان كتلة COD على نظم النيترة وإزالة النيترة للحمأة النشطة مبين في الفصل الخامس.

٤-٤-٧ الجزء النشط من الحمأة

الكتلة النشطة للمادة الصلبة العالقة المتطايرة MX_{BHV} في المفاعل هي كتلة الكائنات عضوية التغذية الحية التي تؤدي عمليات التحلل البيولوجي للمادة العضوية. أما كتلتا المادة العضوية الصلبة الأخرتان، MX_{EHV} (كتلة الراسب الداخلي في المفاعل) و MX_{IV} (كتلة المادة العضوية الجسيمية للمياه الداخلة في المفاعل) فهما غير نشيطتين وغير قابلتين للتحلل البيولوجي ولا تخدمان أي عمل فيما يخص عمليات التحلل البيولوجي في النظام. ولهما رمزان مختلفان بسبب اختلاف منشأهما، فكتلة المادة العضوية الجسيمية للمياه الداخلة للمفاعل MX_{IV} عبارة عن مواد عضوية غير قابلة للتحلل البيولوجي من مياه الصرف الداخلة، وكتلة الراسب الداخلي للمفاعل MX_{EHV} مادة عضوية جسيمية غير قابلة للتحلل البيولوجي في المفاعل منشأها عملية التنفس الباطني. والجزء النشط للمادة العضوية OHO للمواد الصلبة في المفاعل f_{av} تُعطى كما يلي:

$$f_{av}=\frac{MX_{BHv}}{MX_v} \qquad (\text{mgOHOVSS/mgVSS}) \quad (4.25)$$

وبالتعويض عن MX_{BHV} و MX_V من المعادلتين 4.9 و 4.12 وإعادة الترتيب ينتج أن:

$$\frac{1}{f_{av}}=1+f_Hb_HSRT+\frac{f_{S'up}(1+b_HSRT)}{f_{cv}Y_{Hv}(1-f_{S'up}-f_{S'us})} \qquad (4.26)$$

حيث:

f_{av} الجزء النشط من OHO في كتلة VSS.

وإذا استخدمت الكتلة الكلية للمواد الصلبة القابلة للترسيب TSS كأساس لتحديد الجزء النشط لكتلة الحمأة، فعندها يعطى الجزء النشط

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

من الحمأة فيما يتعلق بالمواد الصلبة الكلية القابلة للترسيب f_{at}، بما يلي :

$$f_{at} = f_i f_{av} \quad (4.27)$$

حيث:

f_a الجزء النشط من OHO في كتلة TSS

f_i نسبة VSS/ TSS في الحمأة النشطة

والأجزاء النشطة f_{av} أو f_{at} تعطي مؤشرًا لاستقرار أو "ثبات" فاقد الحمأة، والمرتبطة بالمتبقي من المواد العضوية القابلة للتحلل الحيوي في كتلة الحمأة. والمواد العضوية القابلة للتحلل في كتلة المواد الصلبة العالقة المتطايرة هي تلك الخاصة بالكائنات عضوية التغذية فقط، وهي في نموذج الحالة المستقرة ٨٠% ($I-f_H$) من كتلة الكائنات عضوية التغذية. لهذا، كلما كان الجزء النشط أعلى، كلما زادت نسبة المواد العضوية القابلة للتحلل البيولوجي الباقية في كتلة الحمأة، وكلما زاد أيضًا محتوى الطاقة الممكن استخدامها والمتبقية في كتلة الحمأة. (جزء ٤-١١). وحتى تكون الحمأة النشطة ثابتة، يجب أن يكون المتبقي من المواد العضوية الممكن استخدامها قليل، بحيث لا تنتج روائح كريهة من خلال نشاط بيولوجي كبير آخر. والحمأة المستخدمة كمحسن للتربة تحتاج لأن تكون ثابتة لأن هدفها الأساسي هو توفير العناصر الغذائية والمحتوى العضوي غير القابل للتحلل البيولوجي للتربة (Korentajer, 1991). والحمأة غير الثابتة المضافة للتربة الزراعية تؤدي إلى ارتفاع الطلب غير المرغوب فيه للأكسجين في التربة، من خلال النشاط البيولوجي الملحوظ المتبقي.

٤-٤-٨ تصميم "الحالة المستقرة"

تشكل المعادلات الموضوعة آنفًا نقطة البداية لتصميم نظام الحمأة النشطة الهوائي والغائب الأكسجين- الهوائي، وهي تطبق في نظام المفاعل الهوائي الفردي البسيط تام الخلط وفي النظم الأكثر تعقيدًا متعددة المفاعلات الغائبة الأكسجين- الهوائية. وعندما تكون الإزالة البيولوجية المحسنة للفوسفور EBPR ضمن التصميم فإن المعادلات المذكورة لا تعطي تقديرات دقيقة لكتل VSS و TSS في النظام. فمع نظام الإزالة البيولوجية المحسنة للفوسفور، هناك مجموعة ثانية من الكائنات عضوية التغذية (الكائنات المراكمة للفوسفور PAOs) تحتاج لأن توضع في الاعتبار، وهي لها ثوابت للاتحاد العنصري وثوابت حركية مختلفة وتنتج كتلاً أكثر من VSS و TSS لكل كتلة مادة عضوية من COD مستخدمة، وإدخال الكائنات المراكمة للفوسفور (PAOs) في نموذج الحالة المستقرة تتم مناقشته في فصل ٧.

وبالنسبة للنظم الهوائية غائبة الأكسجين الأكثر تعقيدًا، فإن المعادلات الأساسية المذكورة أعلاه تنطبق إذا كانت الافتراضات الموضوعة عند اشتقاقهما منطبقة. وبافتراض هذه الحالة، فإن النيترة (الفصل الخامس) والنيترة -إزالة النيترة (الفصل الخامس) واستهلاك الأكسجين المصاحب لهما، يمكن صياغتهم كمعادلات إضافية للمعادلات الأساسية المذكورة. والمنهج المبسط المذكور موضوع على أساس افتراض أن المواد العضوية القابلة للتحلل مستخدمة بكاملها. وهذا قد تم وضعه من خلال الارتباط الدقيق الذي يتم بين الإستجابة المتوسطة للنظم المعقدة الغائبة الأكسجين- الهوائية والمستنبط بواسطة نماذج المحاكاة الحركية العامة الأكثر تعقيدًا (والتي تم إقرارها تجريبيًا)، وبين الذي يتم حسابه بالمعادلات الأساسية المذكورة آنفا والمعادلات الإضافية لعملية النيترة وإزالة النيترة. والتطابق الدقيق بين نموذج هذه الحالة المستقرة المبسطة ونماذج المحاكاة الحركية الأكثر تعقيدًا (مثل ASMI) تم بيانها بواسطة Sötemann *et al.* (2006) للنظم الهوائية والنيترة/ إزالة النيترة (متضمنة الهضم الهوائي). وبلا شك، هذه النماذج للحالة المستقرة يمكن أن تشكل قاعدة لحسابات "يدوية": (i) وضع معلومات مدخلات تصميم إلى، و(ii) فحص نتائج مخرجات نماذج المحاكاة الحركية.

والافتراضات الأخرى التي يؤسس عليها نموذج الحالة المستقرة هي أن: (i) كتلة OHOs النشطة المبذورة في النظام مع المياه الداخلة لا تذكر بالمقارنة بكتلة تلك التي تنمو داخل المفاعل (ii) ليس هناك فاقد مواد صلبة في المياه الخارجة من أحواض الترسيب الثانوي (iii) كتلة المياه محفوظة (iv) اتزان COD يتحقق بنسبة ١٠٠% (v) فاقد OHOs النشطة تتم نمذجته كتنفس باطني. ومن المهم إدراك هذه الافتراضات في النموذج. وبالنسبة للافتراض الخاص بالاستخدام الكامل للمواد العضوية القابلة للتحلل الحيوي، إن لم تكن هذه الحالة بالفعل، فإن كتلة الحمأة المنتجة في اليوم تزيد، وينقص الطلب على الأكسجين الكربوني لأقل من القيم المستنبطة من المعادلات الأساسية. والسبب وراء هذه الانحرافات في الحسابات يرجع إلى ديناميكية التحلل للمواد الجسيمية بطيئة التحلل الحيوي، إذا كان على سبيل المثال، الجزء الهوائي من كتلة الحمأة صغير جدًا (الفصل الخامس) فإن المواد العضوية الجسيمية القابلة للتحلل الحيوي تستخدم جزئيًا فقط وتتراكم المواد العضوية الجسيمية القابلة للتحلل المترسبة (X_S) في النظام كمواد عالقة متطايرة إضافية، مثل المواد العضوية الجسيمية غير القابلة للتحلل الحيوي. وبالتلازم مع هذا، ينخفض الطلب على الأكسجين الكربوني لأن استخدام المواد العضوية القابلة للتحلل يصبح

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

أقل بوضوح، لمثل هذه الحالات فإن نتائج نموذج المحاكاة ستنحرف عن تلك الخاصة بالحالة الثابتة. في الواقع ، قد يكون من الحكمة أن تعتبر مثل هذه الانحرافات كإشارة لمخرجات غير صحيحة ممكنة من نموذج المحاكاة والبدء في التحقق لمعرفة سبب لهذا الانحراف.

٤-٤-٩ إجراءات تصميم الحالة المستقرة

إجراء العملية الحسابية لإيجاد نتائج التصميم المطلوبة لعمر حمأة معين يكون كالتالي:

قم باختيار خواص مياه الصرف الصحي $F_{s'up}$ و$F_{s'us}$ (المكونين: الذائب والجسيمي) والمعتقد أنهما أفضل ما يمثل أجزاء المادة القابلة للذوبان والجسيمية غير القابلة للتحلل الحيوي في COD لمياه الصرف الصحي.

ثم قم بإجراء الحسابات التالية:

1) FX_{Ivi} (Eq. 4.6) and FX_{IOi} (Eq. 4.7)
2) F_{Sti} and/or F_{Sbi} (Eq. 4.4 or 4.5)
3) Select the SRT
4) MX_{BHv} (Eq. 4.9), MX_{EHv} (Eq. 4.10), MX_{Iv} (Eq. 4.11), MX_v(Eq. 4.12), MX_{IO} (Eq. 4.14), MX_t (Eq. 4.15) or select f_i, MX_t (Eq. 4.17)
5) FO_c (Eq. 4.18) and O_c (Eq. 4.19)
6) V_p (Eq. 4.20)
7) HRT_n, (Eq. 4.2)
8) S_{te} (Eq. 4.21)

وفي هذا الإجراء للتصميم فإن نوع تدفق الفاقد هو الذى سيحكم COD الداخل وخواصه، واختيار قيم لأجزاء COD الجسيمية أو القابلة للذوبان غير القابلة للتحلل البيولوجي يكون بسيطًا، ولكن ليس هينًا، فكل منها يؤثر على التصميم في مجالات هامة. فجزء COD القابل للذوبان وغير القابل للتحلل ($f_{S'us}$) ليس له تأثير يذكر على معايير تصميم المفاعل البيولوجي، مثل إنتاج الحمأة والطلب على الأكسجين، ولكن له تأثير ملحوظ على تركيز COD في المياه الخارجة (S_{te}). فى المقابل، جزء COD الجسيمي وغير القابل للتحلل ($f_{S'up}$) ليس له تأثير على تركيز COD في المياه الخارجة (S_{te}) ولكن له تأثير ملحوظ على معدل إنتاج الحمأة النوعي (kgVSS produced/kgCOD load) وحجم المفاعل النوعي (m^3/kgCOD load per day). وكلما كان جزء COD الجسيمي والغير قابل للتحلل ($f_{S'up}$) أكبر كلما زادت هذه القيم ونظرًا لكون عمر الحمأة يزداد، يصبح تأثير $f_{S'up}$ أكثر وضوحًا. ومعيار النظام الذي يحتاج لاختيار هو عمر الحمأة. وعمر الحمأة المختار سوف يعتمد على المتطلبات المحددة من محطة معالجة مياه الصرف الصحي مثل نوعية (جودة) المياه الخارجة (السيب)، أي: إزالة COD العضوي فقط، النيترة، إزالة النيتروجين، الإزالة البيولوجية المحسنة للفوسفور ومنشآت معالجة الحمأة المتصورة، أي ما إذا كان النظام يتضمن الترسيب الابتدائي، وتثبيت فائض الحمأة النشطة ... إلخ. لذلك فإن تحديد عمر الحمأة يعد قرارًا هامًا في التصميم ويحتاج اهتمامًا خاصًا (جزء ٤-١١).

٤-٥ مثال للتصميم

تم توضيح إجراءات التصميم الموضوعة آنفًا لنظام حمأة نشطة هوائي تمامًا، بمثال رقمي. وبافتراض ظروف تدفق وحمل ثابتين، تُظهر العمليات الحسابية أدناه كيف يتم حساب تقديرات متطلبات حجم النظام، متوسط الطلب اليومي على الأكسجين الكربوني وإنتاج الحمأة اليومي، بالنسبة لمعالجة أمثلة مياه الصرف الصحي الخام والمترسبة (جدول ٤-٢).

٤-٥-١ تأثيرات درجة الحرارة

من جدول ٤-١، فإن الثابت الوحيد الحركي في نموذج تحلل COD العضوي في الحالة المستقرة للنظم الهوائية التامة الذي يتأثر بدرجة الحرارة هو معدل التنفس الذاتي النوعي b_H. هذا المعدل ينخفض بنحو ٣ ٪ مع كل انخفاض في درجات الحرارة بمقدار ١ درجة مئوية (أي أن θ_{bH} = 1.029). ومن جدول ٤-١، فإن المعدل عند ١٤°م 0.202/d وعند ٢٢°م 0.254/d. وتأثير انخفاض المعدل مع خفض درجة الحرارة هو أنه عند درجة الحرارة المنخفضة يزيد إنتاج الحمأة اليومي هامشيًا وينخفض متوسط الطلب على الأكسجين الكربوني. والفروق في إنتاج الحمأة (kgVSS/d) والطلب على الأكسجين (kgO_2/d) تكون أقل من ٥% عند تغيير ٨°م في درجة الحرارة من ١٤ إلى ٢٢°م. وبالتالي، يجب أن يتم حساب متوسط الطلب على الأكسجين الكربوني عند أقصى درجة حرارة، وحجم النظام وإنتاج الحمأة عند أدنى درجة حرارة حتى يتم إيجاد أقصى قيم لهذه المعايير.

٤-٥-٢ حسابات تحلل المادة العضوية

هذا المثال للتصميم يبين تأثير درجة الحرارة وعمر الحمأة على (*i*) كتلة TSS بالحمأة في النظام (MX_t, kgTSS)، (*ii*) متوسط الطلب اليومي على الأكسجين الكربوني (FO_c, kgO_2/d)، (*iii*) الأجزاء النشطة من الحمأة، فيما يتعلق بكل من VSS ، TSS (f_{av} and f_{at}) و(*iv*) كتلة TSS في الحمأة المفقودة في اليوم (FX_t, kgTSS/d). هذه المعايير الخمسة تم حسابها لمثال مياه الصرف الصحي الخام

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

والمترسبة عند درجة حرارة ١٤°م و٢٢°م لعمر حمأة يتراوح بين ٣ و٣٠ يومًا

كتلة COD المعالجة/ يوم =

= FSti = Qi Sti kgCOD/d

كتلة COD القابلة للتحلل والمعالجة/ يوم =

$= F_{Sbi} = (1-f_{S'up}-f_{S'us})\ S_{ti}$

كتلة المواد العضوية الجسيمية غير القابلة للتحلل والمتدفقة فى النظام كمواد صلبة عالقة متطايرة (مجم VSS / يوم) =

$= FX_{Ivi} = F_{Sti}\ f_{S'up}/f_{cv}$

إذن، بالنسبة لمياه الصرف الصحي الخام:

١. التدفق اليومي للأكسجين الكيميائي الممتص الكلي في المياه الداخلة =

$F_{Sti} = 15Ml/d \cdot 750mgCOD/l = 11,250\ kgCOD/d$

٢. التدفق اليومي للأكسجين الكيميائي الممتص الكلي غير القابل للتحلل في المياه الداخلة =

$F_{Sbi} = (1\text{-}0.07\text{-}0.15)11250 = 8,775\ kgCOD/d$

٣. التدفق اليومي للمواد الجسيمية غير القابلة للتحلل في المياه الداخلة =

$FX_{Ivi} = 0.15 \cdot 11,250/1.48 = 1,140\ kgVSS/d$

٤. التدفق اليومي للمادة العضوية بالمياه الداخلة =

$FX_{IOi} = 15Ml/d \cdot 47.8 = 717\ kg\ ISS/d$

وبالنسبة لمياه الصرف الصحي المترسبة:

١. التدفق اليومي للأكسجين الكيميائي الممتص الكلي في المياه الداخلة =

$F_{Sti} = 15Ml/d \cdot 450mgCOD/l = 6,750\ kgCOD/d$

٢. التدفق اليومي اليومي للأكسجين الكيميائي الممتص الكلي الغير قابل للتحلل في المياه الداخلة =

$F_{Sbi} = (1\text{-}0.117\text{-}0.04) \cdot 6750 = 5,690\ kgCOD/d$

٣. التدفق اليومي للمواد الجسيمية غير القابلة للتحلل في المياه الداخلة =

$FX_{Ivi} = 0.04 \cdot 6,750/1.48 = 182.4\ kgVSS/d$

٤. التدفق اليومي للمادة العضوية بالمياه الداخلة =

$FX_{IOi} = 15Ml/d \cdot 9.5 = 142.5\ kg\ ISS/d$

ومن معادلتي 4.12 و4.17، فإن كتل المواد الصلبة المتطايرة (MXv) والمواد الصلبة العالقة الكلية (MXt) القابلة للترسيب في النظام، تكون بالنسبة لمياه الصرف الصحي الخام:

$$MX_v = 8,775\frac{0.45SRT}{(1+b_{HT}SRT)}\cdot \frac{(1+0.2b_{HT}SRT)+1,140SRT}{} \quad (kgVSS)$$

جدول ٤-٢ مثال خواص مياه الصرف الصحي الخام والمترسبة

المعيار	الرمز	الوحدة	خام	مترسبة
التدفق	Q_i	Ml/d	15	14.93
تركيز COD	S_{ti}	mgCOD/l	750	450
COD الجسيمي غير القابل للتحلل الحيوي	$f_{S'up}$		0.15	0.04
COD الذائب غير القابل للتحلل الحيوي	$f_{S'us}$		0.07	0.12
النيتروجين العضوي القابل للذوبان غير القابل للتحلل الحيوي	$f_{N'ous}$		0.03	0.035
تركيز TKN	N_{ti}	mgN/l	60	51
تركيز الفوسفور الكلي P	P_{ti}	mgP/l	15	12.75
نسبة TKN/COD	f_{ns}	mgN/mgCOD	0.08	0.117
نسبة P/COD	f_{ps}	mgP/mgCOD	0.02	0.028
درجة الحرارة	T_{max}, T_{min}	°C	14-22	14-22
الأس الهيدروجيني	-		7.5	7.5
قلوية حمض الكربونيك	Alk_i	mg/l as CaCO3	250	250
ISS الداخلة	X_{IOi}	mgISS/l	47.8	9.5
نسبة VSS/TSS في الحمأة النشطة	f_i	mgVSS/mgTSS	0.75	0.83

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

$$MX_{IO} = 717\ SRT + 0.15\ f_{avOHO}\ MX_v \quad (kgISS)$$

$$MX_t = MX_v/0.75 \text{ or } MX_{IO} + MX_i \quad (kgTSS)$$

وتكون بالنسبة لمياه الصرف الصحي المترسبة:

$$MX_v = 5,690\frac{0.45SRT}{(1+b_{HT}SRT)}\cdot \quad (kgTSS)$$
$$(1+0.2b_{HT}SRT)+182.4SRT$$

$$MX_{IO} = 142.5\ SRT + 0.15\ f_{avOHO}\ MX_v \quad (kgISS)$$

$$MX_t = MX_v/0.83 \text{ or } MX_{IO} + MX_i \quad (kgTSS)$$

ومن المعادلة 4.18 فإن متوسط الطلب اليومي على الأكسجين الكربوني لمياه الصرف الصحي الخام تكون:

$$FO_c = 8,775\left[(0.334)+0.533\frac{b_{HT}SRT}{(1+b_{HT}SRT)}\right] \quad (kgO_2/d)$$

أما بالنسبة لمياه الصرف الصحي المترسبة فتكون:

$$FO_c = 5,690\left[(0.334)+0.533\frac{b_{HT}SRT}{(1+b_{HT}SRT)}\right] \quad (kgO_2/d)$$

ومن المعادلتين 4.26 و4.27، فإن الأجزاء النشطة فيما يختص بالمواد الصلبة العالقة المتطايرة (fav) والمواد الصلبة العالقة الكلية (fat)، تكون بالنسبة لمياه الصرف الخام:

$$f_{av} = 1/\left[1+0.2b_H SRT+0.289(1+b_{HT}SRT)\right] \text{ and,}$$
$$fat = 0.75\ fav$$

وبالنسبة لمياه الصرف الصحي المترسبة فهي:

$$f_{av} = 1/\left[1+0.2b_H SRT+0.142(1+b_{HT}SRT)\right] \text{ and,}$$
$$f_{at} = 0.83\ f_{av}$$

ومن تعريف عمر الحمأة (معادلة 4.1) فإن كتلة VSS، TSS في الحمأة الثانوية المنتجة (أو المفقودة) في اليوم (FX_t)، تكون لمياه الصرف الصحي الخام:

$$FX_t = Q_w X_t = MX_t / SRT$$

$$FX_t = \frac{8,775}{0.75}\frac{0.45}{(1+b_{HT}SRT)}(1+0.2b_{HT}SRT)+\frac{1140}{0.75} \quad (kgTSS/d)$$

وتكون بالنسبة لمياه الصرف الصحي المترسبة:

$$FX_t = \frac{5,690}{0.83}\frac{0.45}{(1+b_{HT}SRT)}(1+0.2b_{HT}SRT)+\frac{142.8}{0.83} \quad (kgTSS/d)$$

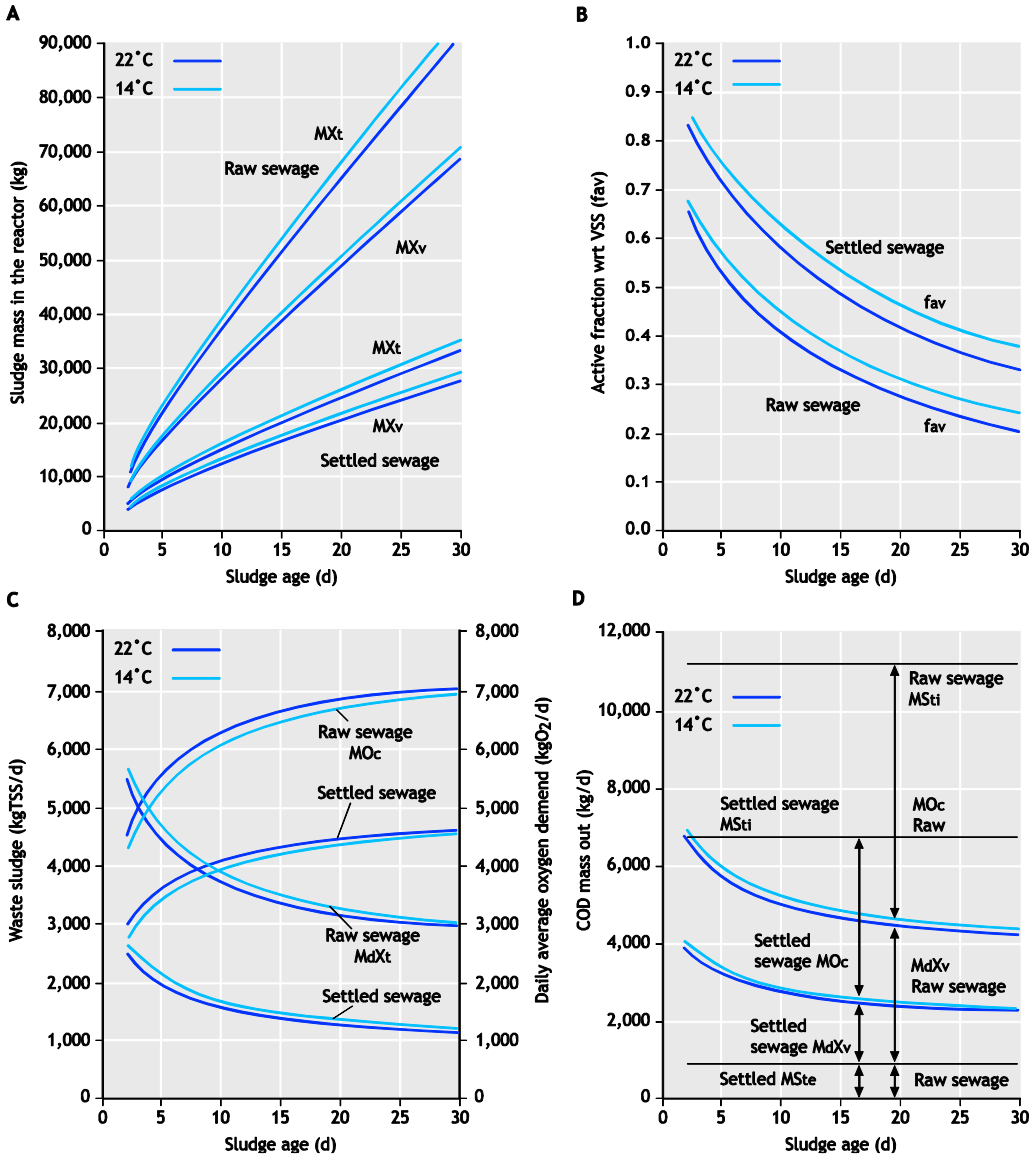
وكتلة VSS الفاقدة/المنتجة في اليوم (FX_v) هي ببساطة f_i مضروبة في كتلة TSS الفاقدة في اليوم.

$$FX_v = f_i\ FX_t \quad (kgVSS/d)$$

وبالتعويض عن قيمة b_{HT} عند درجة ١٤°م (أي ٠,٢٠٢/ يوم) و٢٢°م (أي ٠,٢٥٤/ يوم) في المعادلات السابقة، يسمح بأن يتم حساب كل من: MX_v، MX_t، f_{av}، f_{at}، FX_t وFX_v لأعمار حمأة بين ٣ أيام و٣٠ يوم. والنتائج موضحة بيانيًا في شكل ٤-٣. ومن هذه الأرقام نرى أن: كتلة الحمأة في المفاعل (TSS أو VSS) ومتوسط الطلب على الأكسجين الكربوني وكتلة TSS في الحمأة الناتجة في اليوم (kgTSS/d) والجزء النشط (فيما يتعلق بكل من MLSS و MLVSS) يتأثر هامشيًا فقط بدرجة الحرارة، وبالنسبة لهذه المعايير فيما يختص بالتصميم، فإن تأثيرات الحرارة ليس لها بالفعل تداعيات تذكر. ومع ذلك، فإن نوع المخلفات في المياه الداخلة أى سواء كانت مياه صرف صحي خام أو مترسبة له تأثير كبير. فمياه الصرف الصحى الخام تنتج حمأة أكثر بصورة ملحوظة في النظام، ولها طلب أكثر على الأكسجين مع وجود جزء نشط من الحمأة أقل منه في حالة مياه الصرف الصحى المترسبة. والفرق في تأثير نوع مخلفات المجاري بين مياه الصرف الصحي الخام والمترسبة يعتمد بصورة كاملة على كفاءة أحواض الترسيب الابتدائيPSTs. فالفروق الظاهرة في شكل ٤-٣ تنشأ من ٤٠% إزالة للأكسجين الكيميائي الممتص(COD) في أحواض الترسيب الابتدائيPSTs- فكلما زادات فعالية إزالة COD، كلما زاد الفارق بين المعايير لكل من مخلفات المجاري الخام والمترسبة.

والنتائج لحمأة عمرها ٢٠ يومًا معطاة في الجدول ٤-٣. ومن المعادلة 20-4، بالنسبة لنفس تركيز TSS بالمفاعل، فإن حجم النظام يكون متناسبًا مع كتلة الحمأة فيه. و بالتالي، بالنسبة لنفس تركيز TSS ، فإن حجم المفاعل الذي يعالج مياه صرف صحي مترسبة سيكون فقط ٣٣% من حجم ذلك الذي يعالج مياه صرف صحي خام عند عمر حمأة قدره ٢٠ يومًا. أيضًا، تحتاج محطة مياه الصرف الصحي المترسبة ٦٣% فقط من الأكسجين الذي تحتاجه محطة مياه

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



شكل ٤-٣: (أ) كتلة الحمأة MX_t (kgTSS) وMX_v (kgVSS) ، (ب) الأجزاء النشطة فيما يختص بالمادة الصلبة المتطايرة VSS (f_{av})، (ج) متوسط الطلب على الأكسجين الكربوني FO_c (kgO/d) وكتلة TSS في الحمأة المنتجة في اليوم (kgTSS/d)، (د) اتزان كتلة COD مقابل عمر الحمأة لمثال مياه مجاري خام ومياه مجاري مترسبة عند درجة حرارة ١٤°م و٢٢°م. ثوابت الاتحاد العنصري والحركة الديناميكية وخصائص مياه الصرف الصحي معطاة في جدولي ٤-٢ و ٤-٣.

الصرف الصحي الخام. ومع ذلك، فإن الجزء النشط بالنسبة إلى TSS للحمأة في محطة مياه الصرف الصحي المترسبة يكون ٤٣%، أي عالٍ جدًا بالنسبة لعملية صرفها المباشر على أحواض تجفيف الحمأة. بينما ذلك الذي في محطة مياه الصرف الصحي الخام يكون ٢٣% فقط. وبوضوح، فإن اختيار معالجة مياه الصرف الصحي الخام أو المترسبة يحتاج إلى تقييم مميزات وعيوب كل منها، بمعنى أنه بالنسبة للمخلفات المترسبة يكون حجم المفاعل أصغر والطلب على الأكسجين أقل وإنتاج الحمأة الثانوية أقل ولكن يجب التعامل مع الحمأة الثانوية والابتدائية وتثبيتهما، وبالنسبة لمياه الصرف الصحي الخام، يكون حجم المفاعل أكبر والطلب على الأكسجين أكثر وإنتاج الحمأة الثانوية أكبر، ولكن لا توجد حمأة ابتدائية للتعامل معها. هذه الجوانب تم تقييمها بتفاصيل أكثر في الجزء ٤-١١ فيما بعد.

٤-٥-٣ اتزان كتلة COD

بتطبيق اتزان كتلة COD (معادلة 4.24) ، على مثال مياه الصرف الصحي الخام و المترسبة ينتج:

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

جدول ٤-٣: القيم التصميمية لنظام حمأة نشطة لعمر حمأة مقداره ٢٠ يومًا لمثال مياه الصرف الصحي الخام والمترسبة عند درجة حرارة ١٤°م، ٢٢°م

معيار النظام	الوحدة	خام		مترسبة[1]	
درجة حرارة مياه الصرف الصحي	°C	14	22	14	22
كتلة VSS, MX_v	kgVSS	51,122	48,982	21,918	20,537
كتلة TSS, MX_t	kgTSS	68,162	65,309	26,408	24,743
كتلة FO_c ، O_2	kgO_2/d	6,679	6,837	4,313	4,415
الجزء النشط f_{av}		0.306	0.265	0.461	0.408
الجزء النشط f_{at}		0.23	0.199	0.383	0.339
الفاقد FX_v	kgVSS/d	2,556	2,449	1,096	1,027
الفاقد FX_t	kgTSS/d	3,408	3,265	1,320	1,237
COD في المياه الخارجة S_{te}	mg/l	52.5	52.5	52.5	52.5
اتزان كتلة COD					
كتلة COD الخارجة	kgCOD/d				
الذائبة في Q_e, MS_{te}		743	743	766	766
الأكسجين المستخدم FO_c		6,679	6,837	4,313	4,415
COD الذائب في Q_w		45	17	45	17
COD للمادة الصلبة المتطايرة VSS في Q_w		3,783	3,625	1,622	1,520
COD الكلي الخارج	kgCOD/d	11,249	11,249	6,718	6,718
COD الكلي الداخل[1]	kgCOD/d	11,250	11,250	6,718	6,718
النسبة المئوية لاتزان كتلة COD		100	100	100	100

[1] مياه صرف الصحي مترسبة على أساس تصرف مياه داخلة ١٤,٩٣ ملليتر/ يوم وذلك باعتبار تصرف حمأة ابتدائية ٧٢٥ م^3/ يوم (٠,٥ % من متوسط تصرف المياه الداخلة للجو الجاف).

١) COD الذائبة في تدفقات المياه الداخلة وتدفق الفاقد

$$(Q_e + Q_w = Q_i) : FS_{te} = S_{ti}Q_i = f_{S'us}S_{ti}Q_i \quad (kg\ COD/d)$$

٢) COD الجسيمى (الحمأة النشطة) في تدفق الفاقد

$$(Q_w) : FS_{Xv} = f_{cv}MX_v / R_s \quad (kg\ COD/d)$$

where, MXv is given by Eq. 4.12

٣) الأكسجين الكربوني المستخدم kgO_2/d FO_c, وهو معطى بواسطة المعادلة 4.18

٤) كتلة COD الداخلة للنظام

$$FS_{ti} = S_{ti}Q_i \quad (kg\ COD/d)$$

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

ونظم الحمأة النشطة التي تعمل عند أعمار حمأة طويلة جدًا، والمسماة التهوية الممتدة (مثل ٣٠ يومًا، جدول ٤-٤) تسمح للعملية الداخلية بأن تقترب من الاكتمال بحيث توفر ليس فقط معالجة مياه الصرف الصحي في مفاعل الحمأة النشطة، ولكن أيضًا مقياسًا هامًا للتثبيت الهوائي للحمأة النشطة لتحقيق جزء نشط منخفض بحيث إن الحمأة الزائدة يمكن أن تصرف مباشرة على أحواض التجفيف بدون معالجة إضافية. وبمعالجة مياه الصرف الصحي الخام في نظام تهوية ممتدة، يمكن أن نتجنب الحاجة إلى معالجة الحمأة، والتي تحدث أيضًا في مفاعل الحمأة النشطة، ولكن هذا على حساب مفاعل حمأة نشطة كبير جدًا واستخدام عالٍ جدًا للأكسجين. وعلى النقيض، معالجة مياه الصرف الصحي المترسبة في عمر حمأة قصير جدًا (معدل عالي، مثل ٨ أيام، جدول ٤-٤) يؤدي إلى مفاعل بيولوجي صغير جدًا للحمأة النشطة واستخدام منخفض للأكسجين، ولكن ينتج حمأة ابتدائية وحمأة نشطة جدًا، وكلاهما يحتاج إلى معالجة هوائية أو لاهوائية للتثبيت لتقليل المواد العضوية القابلة للتحلل الحيوي المتبقية. وبالتالي عند أعمار حمأة قصيرة جدًا، يكون تركيز نظام الحمأة النشطة على معالجة مياه الصرف الصحي فقط، مع معالجة الحمأة (التثبيت) في نظام منفصل مخصص لذلك، هوائي أو لاهوائي. بصرف النظر عن الأسلوب المستخدم (تهوية ممتدة أو معدل عالي) لمحطة معالجة مياه الصرف الصحي المحددة. فإن كتلة COD يجب أن تتزن على مدى المحطة كلها، وليس فقط على مستوى نظام الحمأة النشطة، ولكن على مستوى نظم معالجة الحمأة أيضًا.

٤-٦ متطلبات حجم المفاعل

إذا عرفت كتلة الحمأة في المفاعل من عمر حمأة محدد وحمل كتلة COD في اليوم، يتم تحديد حجم المفاعل "بتخفيف" هذه الكتلة من الحمأة إلى تركيز محدد من TSS (X_t). ومن الحجم يتم تثبيت زمن المكث الهيدروليكي الاسمي أو زمن التهوية للأنظمة كاملة التهوية (باستخدام معادلة 4.2). لهذا فإن زمن المكث الهيدروليكي يكون غير جوهري في عملية التصميم، وهو أحد توابع كتلة الحمأة في المفاعل وتركيز محدد من TSS. هذه النقطة تم ذكرها من قبل ولكن تستحق التكرار لأن بعض إجراءات التصميم تضع تركيزًا على زمن المكث أو زمن التهوية كمعيار أساسي للتصميم، وهو منهج يمكن أن ينتج عنه خطأ فادح في الحسابات الخاصة بمتطلبات حجم المفاعل. ولو نقارن – على سبيل المثال – محطتين يتم تشغيلهما بنفس عمر الحمأة، وكلاهما يستقبل نفس الحمل العضوي (kgCOD/d) ولكن الأولى بتركيز عالي من COD في المياه الداخلة وتدفق منخفض، والثانية بتركيز منخفض وتدفق عالي. فإذا تم التصميم على زمن مكث هيدروليكي محدد، فإن حجم الأول سيكون أصغر كثيرًا من حجم

جدول ٤-٤: مقارنة إنتاج الحمأة، الثبات (COD القابل للتحلل الحيوي المتبقي) والطلب على الأكسجين في معالجة مثال مياه الصرف الصحي الخام والمترسبة عند أعمار حمأة طويلة وقصيرة

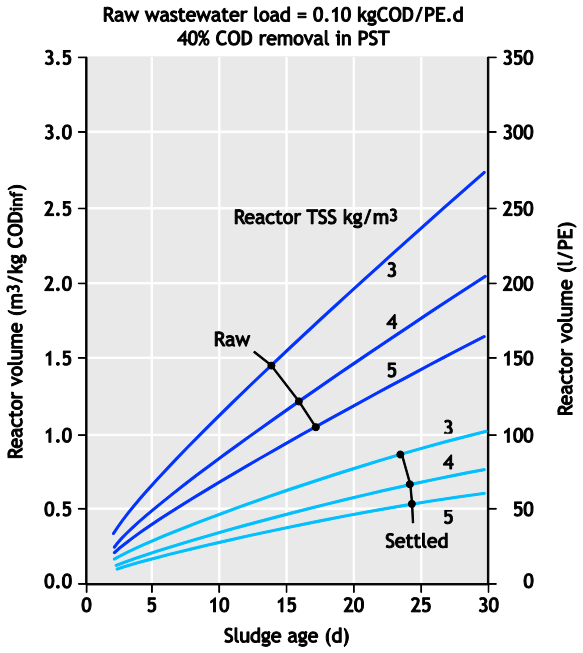
المعيار	الوحدات	خام	مترسبة
درجة الحرارة	°C	14	14
عمر الحمأة	d	30	8
تركيز الحمأة النشطة	mgTSS/l	4,000	4,000
حجم المفاعل	m3	23,769	3,544
الطلب على الأكسجين	kgO2/d	6,944	3,758
TSS في الحمأة الابتدائية	kgTSS/d	0	3,335
VSS في الحمأة الابتدائية	kgVSS/d	0	2,468
COD في الحمأة الابتدائية	kgCOD/d	0	4,531
COD القابل للتحلل المتبقي	%	0	68.5
TSS في الحمأة الثانوية	kgTSS/d	3,169	1,772
VSS في الحمأة الثانوية	kgVSS/d	2,377	1,471
COD في الحمأة الثانوية	kgCOD/d	3,518	2,177
الجزء النشط بالنسبة إلى VSS	kgOHOVSS/kgVSS	0.235	0.662
COD القابل للتحلل المتبقي	%	18.8	53
TSS في الحمأة	kgTSS/d	3,169	5,107
VSS في الحمأة	kgVSS/d	2,377	3,939
COD في الحمأة	kgCOD/d	3,518	6,708
COD القابل للتحلل الحيوي والمتبقي	%	18.8	63.5

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

الثاني، ولكن كتلة الحمأة في المفاعلين ستكون هى نفسها، وبالتالي، قد يكون للمحطة الأولى تركيز عالي من TSS بصورة غير منطقية والتي يمكن أن تسبب مشاكل في حوض الترسيب الثانوي، لهذا فإن زمن المكث يعتبر قاعدة غير مناسبة تمامًا للتصميم وللأغراض الأخرى مثل كونه معيار لمقارنة متطلبات حجم المفاعل لمحطات مختلفة.

وشكل ٤-٤ يبين متطلبات حجم المفاعل مقابل الحمأة في مثال مياه الصرف الصحي الخام والمترسبة التي تم الحصول عليها من المعادلات 4.4 حتى 4.7 والمعادلة 4.20. ويمكن أيضًا تحديد متطلبات حجم المفاعل من حمل COD المكافئ لكل فرد أو مكافئ الفرد (PE)، والمبين أيضًا في شكل ٤-٤ لحمل COD لمياه صرف صحي خام قدره ٠,١٠ كجم COD لكل فرد في اليوم، عندئذ، بمعالجة مثال مياه الصرف الصحي الخام عند عمر حمأة ٢٠ يومًا وتركيز TSS مقداره ٤ كجم TSS/ م^3، فإن حجم مفاعل مقداره ١٤٥ لتر لكل مكافئ فرد يكون مطلوبًا، أو ١,٤٥ م^3/ كجم COD يضاف في اليوم لمحطة المعالجة. ومتطلبات حجم المفاعل المقارن لمياه الصرف الصحي المترسبة لكل كجم COD في اليوم حمل لمحطة معالجة مبين أيضًا في شكل ٤-٤، مع أخذ الاعتبار اللازم لجزء COD المزال بالترسيب الابتدائي (٤٠% لمثال مياه الصرف الصحي المترسبة).

ومن شكل ٤-٤، فإن معالجة مياه الصرف الصحي المترسبة عند عمر حمأة قدره ٢٠ يومًا وتركيز TSS بالمفاعل مقداره ٤ كجم TSS/م^3، يحتاج حجم مفاعل قدره ٠,٥٥ م^3/كجم حمل COD من مياه الصرف الصحي الخام في اليوم بمحطة معالجة مياه صرف صحي أو ٥٥ لتر/ مكافئ فرد. وبمقارنة متطلبات حجم المفاعل لمعالجة مياه صرف صحي خام أو مترسبة، يمكن ملاحظة أن نقصًا ملحوظًا في حجم المفاعل يمكن الحصول عليه بواسطة الترسيب الابتدائي- ٦٢ % لمثال مياه الصرف الصحي الخام والمترسبة في عمر حمأة قدره ٢٠ يومًا.



شكل ٤-٤ متطلبات حجم المفاعل ب م٣/ كجم حمل COD في اليوم لمياه صرف صحي خام مقابل عمر حمأة عند متوسطات مختلفة لتركيزات TSS في المفاعل لمياه صرف صحي خام ومترسبة. (بافتراض ٤٠% إزالة COD بالترسيب الابتدائي). ومتطلبات حجم المفاعل محسوبة لتر/نسمة أو لتر/مكافئ فرد (PE) معطاة هنا أيضًا على الجانب الأيمن بالمحور الرأسي، على أساس مساهمة COD من مياه صرف صحي خام قدرها ٠,١٠ كجم COD /مكافئ شخص.

٤-٧ تحديد تركيز TSS فى المفاعل

اختيار تركيز المفاعل يمكن عمله تجريبيًا من الخبرات السابقة مع مياه صرف صحي مشابهة أو إرشادات تصميم مختارة مثل تلك التى من Metcalf and Eddy (1991) ، على سبيل المثال: بالنسبة للنظم التقليدية (بالترسيب الابتدائي) ١٥٠٠ إلى ٣٠٠٠ مجم TSS/لتر أو بالتهوية الممتدة (بدون ترسيب ابتدائي) ٣٠٠٠-٦٠٠٠ مجم TSS/لتر. والاختلافات في تركيز TSS في المفاعل بالنسبة لمياه الصرف الصحي الخام أو المترسبة، تنشأ عن: (i) تدفق مياه الصرف الصحي لكل كجم من حمل COD على المفاعل لمياه الصرف الصحي الخام أكبر بكثير من ذلك الخاص بمياه الصرف الصحي المترسبة: (ii) قابلية الحمأة للترسيب في النظم التقليدية يمكن أن تكون أقل من تلك في نظم التهوية الممتدة- وفي حصر ٤٥ محطة حمأة نشطة على نطاق كامل في هولندا، وجد Stofkoper and Trentelman (1981) دليل حجم حمأة مخففة (DSVIs) عالٍ جدًا في نظم مياه الصرف الصحي المترسبة عنه في مياه الصرف الصحي الخام (Ekama and Marais, 1986).

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

وتأثير قوة مياه الصرف الصحي وقابلية الحمأة للترسيب، بالإضافة إلى عوامل أخرى مثل نسبة تدفق الذروة للجو الرطب إلى متوسط تدفق الجو الجاف (أو عامل تصرف الذروة f_q = PWWF/ADWF) وخواص كل من مياه الصرف الصحي والحمأة النشطة ($f_{S'up}$, $f_{S'us}$, f_i) وتكاليف الإنشاء، يمكن أن توضع جميعها في الاعتبار بتحديد تركيز المفاعل من تحليل تقليل تكلفة الإنشاء للحد الأدنى (Hörler, 1969; Dick, 1976; Riddell *et al.*, 1983; Pincince *et al.*, 1995). وفي مثل هذا التحليل، يتم تحديد تكاليف إنشاء المفاعل (المفاعلات) وحوض (أحواض) الترسيب الثانوي، كدالة في تركيز TSS في المفاعل. وتركيز المفاعل الذي تكون عنده تكلفة الإنشاء المشتركة للمفاعلات وأحواض الترسيب الثانوي عند الحد الأدنى يكون هو تركيز تصميم المفاعل.

٤-٧-١ تكلفة المفاعل

بالنسبة لخواص مختارة لمياه الصرف الصحي والحمأة النشطة ($f_{S'up}$, $f_{S'us}$, f_i)، يمكن تحديد كل من عمر الحمأة وحمل COD العضوي على المفاعل ($MS_{ti\ Reactor}$) وكتلة TSS في المفاعل (MX_t) من المعادلة 4.15 أو 4.17، وتبقى ثابتة، بالنسبة لمثال مياه الصرف الصحي الخام عند عمر حمأة ٢٠ يومًا ودرجة حرارة ١٤°م MX_t = 68,162 كجم TSS. وحجم المفاعل كدالة في تركيز TSS في المفاعل X_t يتم إيجادها من معادلة 4.20:

$$V_p = MX_t / X_t = \frac{68{,}162}{X_t} \qquad (m^3)$$

حيث:

X_t هو تركيز المفاعل (كجم TSS/ م^3)

ولتقدير تكلفة المفاعل من الحجم، فالدالات الرقمية ذات الصلة بتكلفة إنشاء المفاعل إلى الحجم تكون مطلوبة، وهذه الدالات تأخذ الصيغة:

$$Reactor\ cost = C_{br}(V_p)^{Pbr} \qquad (4.28)$$

حيث:

C_{br}, P_{br} ثوابت لتصميم مفاعل معيّن

٤-٧-٢ تكلفة حوض الترسيب الثانوي

على أساس نظرية التدفق، أوضح Ekama *et al.* (1997) أنه شريطة أن تكون نسبة إعادة تدوير الحمأة (S) فوق الحد الأدنى لقيمة حرجة، فإن مساحة سطح أحواض الترسيب الثانوي (A_{SST}) تكون دالة فقط في تركيز المواد الصلبة في المفاعل (أو المغذي) (X_t) وقابلية الحمأة للترسيب. وإذا زاد تركيز المفاعل أو تدهورت قابلية الحمأة للترسيب، تصبح مساحة السطح المطلوبة لأحواض الترسيب الثانوي (SSTs) أكبر. لهذا، فكلما أصبح المفاعل البيولوجي أصغر مع زيادة تركيز المواد الصلبة X_t، تصبح مساحة سطح أحواض الترسيب الثانوي A_{SST} أكبر. عندئذ، تزيد تكلفة الإنشاء لأحواض الترسيب الثانوي مع الزيادة في تركيز المواد الصلبة X_t.

ولتحديد مساحة السطح لأحواض الترسيب الثانوي SSTs ، فهناك معياران يتعين تحديدهما للتصميم، (i) قابلية الحمأة للترسيب (ii) عامل تدفق الذروة f_q (= PWWF/ADWF ratio) ونظرية التدفق المثالية ذات البعد الأوحد تتطلب تحديد قابلية الحمأة للترسيب كعلاقة بين قيم كل من السرعة المبدئية للترسيب V_0 وثابت ترسيب الحمأة r_{hin} في سرعة الترسيب في منطقة (V_s, m/h) مقابل تركيز المواد الصلبة (X_t, kgTSS/m^3). أي:

$$V_s = V_0 \exp(-r_{hin} X_t).$$

وقيم كل من V_0 وr_{hin} لا تتوافر بسهولة ولكن العلاقات بين مختلف القياسات الأبسط لقابلية الحمأة للترسيب، مثل مؤشر حجم الحمأة (SVI) ومؤشر حجم الحمأة الممزوجة (DSVI) ومؤشر حجم الحمأة المخففة (SSVI) تم اقتراحها من جانب العديد من المؤلفين (انظر Ekama *et al.*, 1997) لهذا الغرض. هذه العلاقات تسمح بإجراء حسابات قيم الدفق V_0 وr_{hin} من مؤشرات ترسيب الحمأة (SVI، SSVI، DSVI). ومن ناحية أخرى، فإن هناك اختلافات كثيرة في هذه العلاقات والاختيار لمحطة حمأة نشطة معينة يحتاج لاهتمام شديد. ولهذا المثال، فإن العلاقات التي وضعها Ekama and Marais (1986) مقبولة لهذا الغرض.

$$SSVI_{3.5} = 0.67\,DSVI \qquad (ml/g)\ (4.29a)$$

$$V_0 / r_{hin} = 67.9 \exp(-0.016\,SSVI_{3.5}) \qquad (kgTSS/m^2.h)\ (4.29b)$$

$$r_{hin} = 0.88 - 0.393 \log(V_0 / r_{hin}) \qquad (m^3/kgTSS)\ (4.29c)$$

$$V_0 = (V_0 / r_{hin}) r_{hin} \qquad (m/h)\ (4.29d)$$

ومن نظرية الدفق المثالية ذات البعد الأوحد، فحدوث التدفق الزائد (الطفح) الأقصى المسموح عند تدفق الذروة للجو الرطب PWWF ($q_{i,PWWF}$) يُعطى بواسطة:

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

$$q_{i,pwwf} = V_s \; at \; X_t = V_0 \; exp(-r_{hin} X_t) \qquad (m/h) \quad (4.30a)$$

حيث:

$q_{i,pwwf}$ هو معدل التدفق الزائد في تدفق الذروة للجو الرطب

$$q_{i,pwwf} = Q_{i,pwwf} / A_{SST} = f_q \, Q_{i,adwf} / A_{SST} \qquad (m/h) \quad (4.30b)$$

ومن معايرة لإجراءات التصميم بنظرية التدفق المثالية ذات البعد الأوحد على بيانات أداء نظام كامل النطاق لأحواض ترسيب ثانوية، بيَّن Ekama and Marais (2004) أن أقصى معدل تحميل مواد صلبة مسموح (SLR, kgTSS/m^2.h) يجب أن يكون فقط ٨٠% من ذلك الذي تم تقديره بنظرية الدفق المثالية ذات البعد الأوحد. هذا الخفض يبدو أنه نتيجة منطقية للانحراف الكبير في ديناميكية الموائع في أحواض الترسيب الثانوية SST_s مقارنة بتلك المفترضة في نظرية الدفق المثالية ذات البعد الأوحد، مثل التدفقات الأفقية للسائل والمواد الصلبة، الحركة الاضطرابية، الدائرة القصيرة وكثافة التيارات(Ekama *et al.*, 1997).

وبوضع الخفض الذي مقداره ٢٥% (١/ ٠,٨٠) في الاعتبار، تكون مساحة السطح لأحواض الترسيب الثانوي A_{SST}, SST(s)، بدلالة تركيز المفاعل X_t، تُعطى بما يلي:

$$A_{SST} = \frac{1000 \, f_q \, Q_{i,adwf} / 24}{0.8 V_0 \, exp(-r_{hin} X_t)} \qquad (m^2) \quad (4.31)$$

حيث:

$Q_{i,adwf}$ هي متوسط تدفق الجو الجاف

ودالات تكلفة الإنشاء بدلالة قطر أحواض الترسيب الثانوي ($m\phi$) الدائرية لعمق محدد يمكن أن تأخذ الصيغة:

$$SST \, Cost = C_{sst}(\phi)^{Psst} \qquad (4.32)$$

حيث:

C_{sst}, P_{sst} ثوابت لتصميم معين

٤-٧-٣ التكلفة الإجمالية

إجمالي تكلفة النظام المكون من مفاعل وحوض الترسيب الثانوي SST هي مجموع تكاليف المفاعل وحوض الترسيب الثانوي، والنتائج النوعية لمثال مياه الصرف الصحي الخام والمترسبة معطاة في الشكل رقم ٤-٥، مع تجاهل أن حجم المفاعل وقطر حوض الترسيب الثانوي قد يكون لهما محددات حجم عالية أو منخفضة. وبالنسبة لمحطات المعالجة كاملة النطاق، فإن المفاعل و/ أو حوض الترسيب الثانوي قد يحتاجان للانفصال إلى وحدتين أو أكثر متساوية الحجم، لوضع الحجم والمحيط داخل المجالات المحددة.

ومن تحليلات تقليل التكلفة مثل تلك المذكورة أعلاه، سنجد بصورة عامة أن مدى تركيز المفاعل للوصول إلى الحد الأدنى من تكلفة الإنشاء: (i) يكون أعلى لمياه الصرف الصحي الداخلة ذات القوة الأعلى (BOD_5, COD) (ii) يكون أعلى عند أعمار حمأة أطول و(iii) يكون أعلى لمياه الصرف الصحي الخام من مياه الصرف الصحي المترسبة عند نفس القوة، لأن هذه التغيرات الثلاثة كلها تزيد من حجم المفاعل البيولوجي بالنسبة إلى ذلك الخاص بحوض الترسيب و(iv) يكون أقل عند عوامل تدفق ذروة أعلى (f_q) و(v) يكون أقل بالنسبة للحمأة الأضعف ترسيبًا، لأن هذين التغييرين يزيدان من حجم حوض الترسيب بالنسبة لذلك الخاص بالمفاعل البيولوجي. وبالتالي لا يمكن تحديد درجة مثلى عالمية. ففي البلاد التي بها مياه صرف صحي منخفضة القوة ومحطات ذات عمر حمأة قصير (مثل أمريكا الشمالية) سيميل تركيز المفاعل لأن يكون منخفضًا (٢٠٠٠ – ٣٠٠٠ مجم TSS/l) وفي البلاد التي بها مياه صرف صحي عالية القوة ومحطات ذات عمر حمأة طويل (مثل جنوب أفريقيا) سيميل تركيز المفاعل لأن يكون عاليًا (٤٠٠٠ – ٦٠٠٠ مجم TSS/l) كما يوضح عمليًا مثال مياه الصرف الصحي.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

٤-٨ الطلب على الأكسجين الكربوني

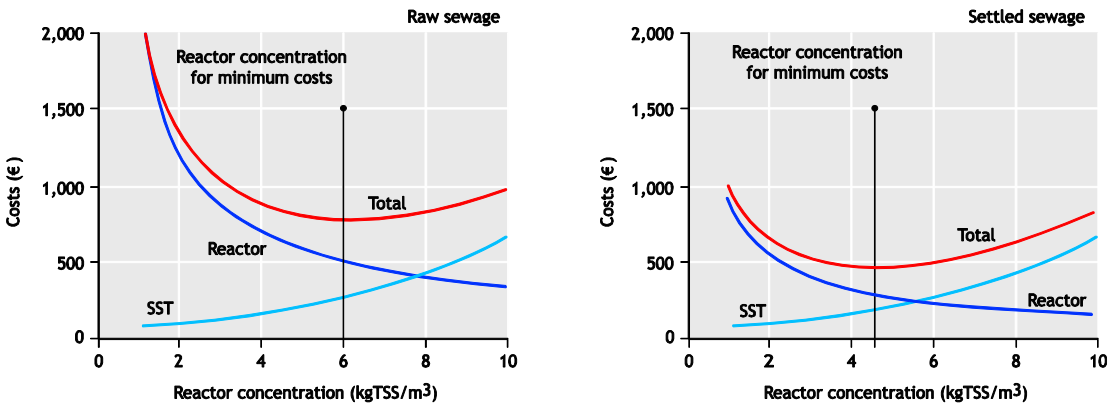
٤-٨-١ ظروف الحالة المستقرة (المتوسط اليومي)

متوسط الطلب اليومي على الأكسجين الكربوني لكل كجم حمل COD على المفاعل ($FO_c/FS_{tiReactor}$) يتم حسابه من المعادلة 4-18. ولأعمار الحمأة الأطول من ١٥ يومًا تكون الزيادة في ($FO_c/FS_{tiReactor}$) قليلة مع الزيادة الأكثر في عمر الحمأة، لكل من مياه الصرف الصحي الخام والمترسبة. و ($FO_c/FS_{tiReactor}$) لمياه الصرف الصحي الخام والمترسبة عادة ما تكون فى حدود ١٠% من بعضها البعض، مع كون الطلب بالنسبة لمياه الصرف الصحي المترسبة يكون القيمة الأعلى. وهذا لكونه بالمقارنة بالمياه الخام، تكون هناك نسبة أعلى من المواد العضوية الكلية (COD) في المياه المترسبة قابلة للتحلل الحيوي. بالنسبة لمثال مياه الصرف الصحي عند عمر حمأة ٢٠ يومًا تكون ($FO_c/FS_{tiReactor}$) ٠,٦٠٤ كجم أكسجين/ كجم COD لمياه الصرف الصحي الخام و ٠,٦٥٣ كجم أكسجين/ كجم COD لمياه الصرف الصحي المترسبة.

وإن كان هناك اختلاف صغير فقط في ($FOc/FS_{tiReactor}$) بين مياه الصرف الصحي الخام والمترسبة، فإن هناك فرق كبير في الطلب على الأكسجين لكل كجم حمل COD على المحطة (شكل ٤-C٣). بالنسبة لمياه الصرف الصحي المترسبة، فهذا يعطى بقيمة ٠,٦٥٣.(١-٠,٤٠) بالنسبة لإزالة قدرها ٤٠% في أحواض الترسيب الابتدائية PSTs، وهذا يعطي حمل ٠,٣٨ كجم أكسجين/ كجم COD على المحطة. بالنسبة لمياه الصرف الصحي الخام تبقى القيمة ٠,٦٠٤ كجم أكسجين/ كجم COD حمل على محطة المعالجة، مما يجعل طلب مياه الصرف الصحي المترسبة على الأكسجين ٣٧%

أقل من تلك التى لمياه الصرف الصحي الخام. وبوضوح، فإن الترسيب الابتدائي يؤدي إلى تحقيق وفر كبير في طاقة التهوية، لأن أحواض الترسيب الابتدائية تزيل حوالي ٣٠-٥٠ % من COD الداخل إلى المحطة، وبصفة عامة فإن الطلب على الأكسجين الكربوني لمياه الصرف الصحي المترسبة سيكون حوالي ٣٠-٥٠ % أقل من ذلك الخاص بمياه الصرف الصحي الخام.

والطلب على الأكسجين الكربوني هو الطلب على الأكسجين لأكسدة المواد العضوية الداخلة (COD) والعملية الذاتية المصاحبة للكائنات عضوية التغذية فقط. وفي نظم إزالة النيتروجين، يكون الأكسجين مطلوبًا أيضًا لعملية النيترة، وهى عملية الأكسدة البيولوجية للأمونيا إلى نيترات بواسطة الكائنات ذاتية التغذية المسببة للنيترة. وعلى الجانب الآخر، مع عملية إزالة النيترة، وهي الاختزال البيولوجي للنيترات إلى غاز النيتروجين بواسطة الكائنات عضوية التغذية الاختيارية، فيتم استخدام بعض المواد العضوية القابلة للتحلل البيولوجي مع النيترات كقابلات للإلكترونات، والتي لا يكون، عندئذ، لها حاجة للأكسجين، وبهذا فإن عملية إزالة النيترة تؤدي إلى خفض الطلب على الأكسجين. ولهذا فإن الطلب الكلي على الأكسجين في نظام إزالة النيتروجين يكون هو مجموع الطلب على الأكسجين الكربوني وأكسجين عملية النيترة، ناقصًا ذلك الذي تم توفيره بعملية إزالة النيترة. والإجراءات لحساب الطلب على الأكسجين لعملية النيترة والأكسجين الذي تم توفيره بعملية إزالة النيترة تمت مناقشتها في الفصل الخامس من الكتاب، والمعادلات المعطاة هنا هي لحساب الأكسجين الكربوني على أساس افتراض أن جميع المواد العضوية القابلة للتحلل البيولوجى قد استخدمت مع الأكسجين كقابل للإلكترونات أي للنظم الهوائية التامة.



شكل ٤-٥ تكاليف المفاعل وحوض الترسيب الثانوي وتكلفة الإنشاء الكلية، لتقدير تركيز المفاعل عند الحد الأدنى للتكلفة لمثال مياه الصرف الصحي الخام (أ) والمترسبة (ب) في مفاعل واحد ووحدات أحواض ترسيب ثانوي.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

٤-٨-٢ ظروف الحالة الديناميكية (الدوران اليومي)

بسبب الطبيعة الدورانية اليومية للحمل العضوي (COD) على المفاعل سيختلف الطلب على الأكسجين الكربوني بصورة ملازمة لهذا على مدى اليوم. وكذلك حمل TKN على المفاعل يختلف على مدى اليوم بصورة مشابهة تقريبًا للحمل العضوي. وبصورة عامة، فإن أحمال COD و TKN على المفاعل تزيد في الصباح نتيجة لزيادة كل من التدفق وتركيز TKN و COD الذي يصل الذروة حوالي وقت الظهيرة. ولهذا فإن أحمال COD و TKN تقل لتصل إلى الحد الأدنى أثناء ساعات الليل بين ٢-٤ صباحًا نتيجة لانخفاض كل من التدفق وتركيز TKN و COD. ونسب كل من الذروة إلى المتوسط والحد الأدنى لمتوسط الحمل، والوقت الذي تظهر فيه هذه النسب من اليوم، كلها تعتمد على المستجمع الذي تخدمه محطة معالجة معينة، مثل حجم السكان، تخطيط المستجمع والنشاط الصناعي. وعمومًا، كلما صغر المستجمع، كلما قل التدفق وأحمال TKN و COD، ولكن تزيد نسب تدفق وأحمال الذروة إلى المتوسط وتقل نسب تصرف وأحمال الحد الأدنى إلى المتوسط. ولأن حمل TKN وتغيراته على مدى اليوم وعملية النيترة لها جميعًا أثر عميق على المتوسط اليومي وذروة الطلب الكلي على الأكسجين، تمت مناقشة الطرق التجريبية لتقدير ذروة الطلب على الأكسجين من المتوسط الخاص بنظم النيترة الكاملة التهوية، وذلك في الفصل الخامس من الكتاب. ونظم الحمأة النشطة كاملة التهوية بأعمار حمأة أطول من ٣ أيام يحتمل أن تتم نيترتها في درجات حرارة > ١٤°م. علاوة على ذلك، فإن عمر حمأة قدره ٣ أيام يكون قريبًا من حدود الصلاحية لنموذج الحمأة النشطة عند أوضاع الحالة الثابتة، لأنه عند أعمار الحمأة الأقل من هذا، لا يكون الافتراض بأن المواد العضوية القابلة للتحلل البيولوجي يتم استخدامها قائمًا. لهذا فإن هناك ميزة قليلة لوضع طرق تجريبية لتقدير ذروة الطلب على الأكسجين للنظم كاملة التهوية بدون نيترة.

٤-٩ إنتاج الحمأة اليومي

كتلة الحمأة المنتجة يوميًا من قبل نظام الحمأة النشطة تساوي كتلة الحمأة الخارجة من النظام في اليوم عبر تدفق الفاقد وتسمى الحمأة النشطة الزائدة (WAS) أو الحمأة الثانوية. ومن تعريف عمر الحمأة (انظر المعادلة 4.1) فإن كتلة TSS في الحمأة المنتجة في اليوم FX_t يحصل عليها من كتلة الحمأة في النظام MX_t مقسومًا على عمر الحمأة، أي:

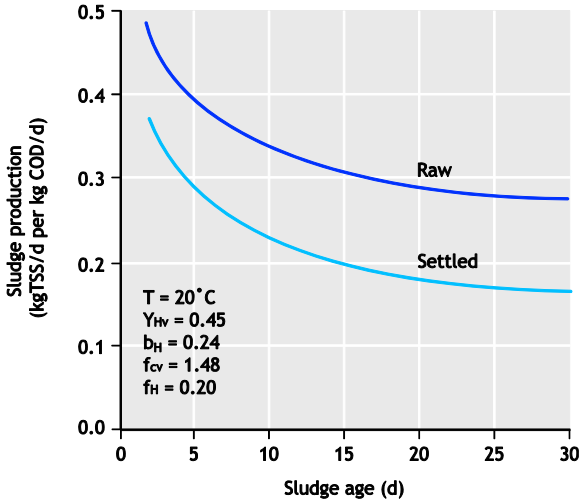
$$FX_t = MX_t / SRT \qquad \text{(mgTSS/d)} \quad (4.33)$$

وبإحلال المعادلتين 4.12 و 4.17 محل FX_t والتبسيط، ينتج كمية الحمأة المنتجة في اليوم لكل مجم حمل COD على المفاعل البيولوجي، أي:

$$\frac{FX_t}{FS_{ti}} = \frac{1}{f_i}\left[\frac{(1-f_{S'us}-f_{S'up})Y_{Hv}}{(1+b_H SRT)}\cdot \frac{}{(1+f_H b_H SRT)+\frac{f_{S'up}}{f_{cv}}}\right]$$

(mgTSS/d per mgCOD.d) (4.34)

وشكل ٤-٦ يعرض رسمًا بيانيًا لإجمالي كتلة الحمأة المنتجة يوميًا لكل وحدة حمل COD على المفاعل البيولوجي (معادلة 4.34) مقابل عمر الحمأة لمثال مياه الصرف الصحي الخام والمترسبة ويمكن ملاحظة أن كتلة الحمأة المنتجة في نظام الحمأة النشطة (لكل وحدة حمل COD على المفاعل البيولوجي) تتناقص كلما زاد عمر الحمأة، لكل من مياه الصرف الصحي الخام أو المترسبة على حد سواء، ولكن معدل الانخفاض يكون غير ذي قيمة عند أعمار حمأة أطول من ٢٠ يوما.. ومعالجة مياه الصرف الصحي المترسبة ينتج عنه إنتاج أقل للحمأة الثانوية لكل وحدة حمل COD على المفاعل البيولوجي، مقارنة بمعالجة مياه الصرف الصحي الخام. وهذا سببه أن محتوى COD الجسيمي غير القابل للتحلل البيولوجي ($f_{S'up}$) والمحتوى غير العضوي (X_{IOi}/S_{ti}) في مياه الصرف الصحي المترسبة يكونان أقل بكثير من تلك التي في مياه الصرف الصحي الخام.



شكل ٤-٦ الإنتاج اليومي من الحمأة (كجم VSS/ يوم وكجمTSS/ يوم لكل كجم حمل COD في اليوم) في المفاعل البيولوجي، بالنسبة لمثال مياه الصرف الصحي الخام والمترسبة عند ١٤°م.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

وتأثيرات الحرارة على إنتاج الحمأة الثانوية قليلة – إنتاج الحمأة عند ١٤°م حوالي ٥% أكثر منه عند ٢٢°م، وهو فارق يحجب تمامًا بعدم اليقين في التقديرات الخاصة بخصائص مياه الصرف الصحي $f_{S'up}$ ونسبة VSS/TSS – (f_i) للحمأة، إذا لم يتم قياس تركيز ISS – (X_{IOi}) في المياه الداخلة.

على الرغم من أن إنتاج الحمأة الثانوية من معالجة مياه الصرف الصحي المترسبة يكون أقل من ذلك الناتج من مياه الصرف الصحي الخام، فإن إجمالي كتلة الحمأة من معالجة مياه الصرف الصحي المترسبة يكون أكبر، لأن إجمالي إنتاج الحمأة يتضمن كلاً من الحمأة الابتدائية والثانوية، وفى المحطات التي تعالج مياه الصرف الصحي الخام، تنتج الحمأة الثانوية فقط.

وفي نظام معالجة مياه الصرف الصحي الخام، تتم معالجة الحمأة الابتدائية فعليًا في مفاعل الحمأة النشطة نفسه. ومن اتزان COD، كلما زاد الأكسجين المستخدم في النظام، كلما قل إنتاج الحمأة وكذلك قل الجزء النشط من الحمأة (شكل ٤–٣ ب، ج). لهذا، ولأن الطلب على الأكسجين الكربوني يكون أعلى كثيرًا عند معالجة مياه الصرف الصحي الخام، يكون إجمالي إنتاج الحمأة أقل كثيرًا، مقارنة بمياه الصرف الصحي المترسبة.

وبتعميم الملاحظات المذكورة، مع مراعاة أن الجزء النشط من الحمأة الزائدة يعد مؤشرًا للمواد العضوية القابلة للتحلل البيولوجي المتبقية في الحمأة الزائدة، هناك طرفان في النهج المتبع فى تصميم محطات معالجة مياه الصرف الصحي بالحمأة النشطة للمعالجة البيولوجية (جدول ٤–٤) بمعنى:

١) معالجة مياه الصرف الصحي المترسبة عند عمر حمأة قصير (لنقل ٨ أيام). هذا ينتج عنه نظام حمأة نشطة صغير جدًا مع انخفاض الطلب على الأكسجين وارتفاع إنتاج الحمأة مع محتوى عال للطاقة، أي بقاء كميات من المواد العضوية القابلة للتحلل البيولوجي في كل من الحمأة الابتدائية والثانوية (النشطة الزائدة)، والتي تتطلب معالجة أكثر للتثبيت قبل التخلص منها، أو:

٢) معالجة مياه الصرف الصحي الخام عند عمر حمأة طويل (لنقل ٣٠ يومًا). هذا ينتج عنه نظام حمأة نشطة كبير جدًا مع ارتفاع الطلب على الأكسجين وانخفاض إنتاج الحمأة مع محتوى منخفض للطاقة، أي لا توجد حمأة ابتدائية وبقاء كميات قليلة من المواد العضوية القابلة للتحلل البيولوجي (جزء نشط منخفض) في الحمأة الثانوية ولا تحتاج معالجة أكثر للتثبيت قبل التخلص منها.

والإنتاج اليومي من الحمأة الثانوية والابتدائية هو كتلة الحمأة التي يجب معالجتها والتخلص منها عن طريق أساليب معالجة الحمأة. ومعالجة وتداول الحمأة بنظم إزالة المواد الغذائية البيولوجية (BNR) على وجه الخصوص، يجب ألا ينظر لها على أنها منفصلة عن تصميم نظام الحمأة النشطة. في الواقع، جميع عمليات الوحدات التابعة لمحطة معالجة مياه الصرف الصحي من ضخ مياه الصرف الصحي الخام إلى التخلص النهائي من الحمأة، ينبغي أن ينظر إليه باعتباره منظومة متكاملة. حيث يعتمد تصميم وحدة تشغيل على وحدة التشغيل التي تسبقها، واتخاذ أي قرارات بشأن تصميمها قد يؤثر على تصميم وحدة التشغيل التالية لها.

٤–١٠ تصميم والتحكم في النظام

العامل الذي له أهمية أساسية في تصميم والتحكم في نظام الحمأة النشطة هو عمر الحمأة، والذي يحكم كتلة الحمأة التي يجب إخراجها من النظام يوميًا. فعمر الحمأة يمكن، وينبغى أن يحل محل "نسبة الغذاء إلى الكائنات الدقيقة" (أي نسبة F/M، كجم حمل BOD أو COD في اليوم لكل كجم MLSS–أو MLVSS فى المفاعل) أو، مكافئًا لذلك، معامل الحمل (LF) كمقياس مرجعي وتحكمي– وخاصة إذا كانت النيترة مطلوبة – ويمكن تثبيت عمر الحمأة بإجراء تحكم بسيط إذا تم تصميم نظام مناسب. هذا الإجراء للتحكم هو أبسط وأكثر ثقة وقابلية للتطبيق العملي من الإجراءات الموضوعة على أساس (F/M) و (LF)، والذي يسعى أساسًا إلى التحكم في كتلة الحمأة في النظام عن طريق التحكم في تركيز MLSS في المفاعل عند قيمة محددة.

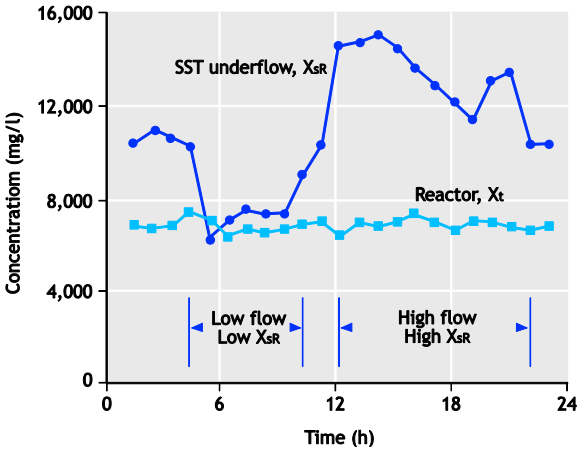
٤–١٠–١ التحكم في كتلة الحمأة في النظام

إلى حد بعيد فإن الأكثر شيوعا فى إجراءات التحكم فى نظام الحمأة النشطة ينطوي على إبقاء تركيز MLSS للحمأة في المفاعل عند قيمة محددة. وفي أفضل الأحوال يتم تحديد هذا التركيز للحمأة حسب التصميم، أو في أسوأ الأحوال، يتم تحديده من الخبرات التشغيلية بأسلوب أداء المحطة، والتي عادة ما يكون هو ذلك التركيز الذي يمكن أن يوجد في النظام بواسطة أحواض الترسيب الثانوي (SSTs). وهذا المنهج لا يتحكم في عمر الحمأة، ولكن يتحكم فقط في كتلة

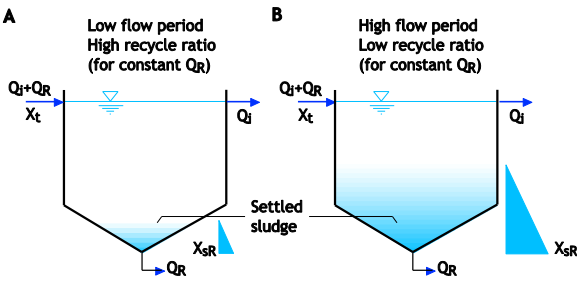
Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

الحمأة في النظام. في الواقع، في بعض الحالات، لا تكون حتى كتلة الحمأة هي التي يتم التحكم فيها عن طريق تركيز المفاعل، ولكن الحجم المترسب في ٣٠ دقيقة (SV_{30}) في اسطوانة القياس ١ لتر. فإن كان الحجم المترسب (SV_{30}) أكبر من ٤٥٠ مل/ لتر، عندئذ يتم إخراج الحمأة حتى تصل لهذه القيمة مرة أخرى. وقد تم تطوير هذا النهج لتفادي الحاجة لقياس تركيز الحمأة في المفاعل ومعها، تغير تركيزات الحمأة بتغير قابلية الحمأة للترسيب (SVI). وكان هذا النهج مقبولاً قبل أن تصبح النيترة إجبارية، وعلى الأقل التأكد من أن من الممكن احتواء الحمأة في النظام مع الحفاظ على تركيز منخفض للمادة الصلبة العالقة في المياه الخارجة (ESS). ومن ناحية أخرى، فإنه مع هذه الطريقة لا يوجد تحكم في F/M أو LF أو كتلة الحمأة أو تركيز المفاعل أو عمر الحمأة، وهو وضع لا يمكن تبريره عندما تكون النيترة مطلوبة. بينما نجد أن النيترة عملية بسيطة لتلبية احتياجاتها في التصميم– مجرد جعل عمر الحمأة طويلاً بما فيه الكفاية وتوفير ما يكفي من الأكسجين– إلا أنها تفرض نظامًا مختلفًا تمامًا للتحكم في تشغيل النظام. فهي تتطلب أن يتم التحكم في عمر الحمأة عند قيمة ثابتة.

وإذا تم التحكم في F/M أو LF، عندئذ فإنه للحفاظ على هذه القياسات في الحدود المرغوبة، لن يكون مطلوبًا فقط قياس تركيز المفاعل بصورة منتظمة، ولكن أيضًا الحمل اليومي من BOD_5 (أو COD). وهذا يتطلب أخذ عينات واسعة واختبارات مكثفة لتركيز BOD_5 أو COD للمياه الداخلة ونمط التدفق على مدار اليوم لتحديد كتلة حمل COD (أو BOD) اليومي. والتحكم في عمر الحمأة يتطلب قياس تركيز MLSS للمفاعل وكتلة الحمأة المخرجة في اليوم. وعادة تستخرج الحمأة المخرجة من الحمأة المترسبة المعادة من أحواض الترسيب الثانوي للاستفادة من عملية تثخينها. ومع ذلك، فإن تركيز الحمأة المعادة من أحواض الترسيب الثانوي يختلف بصورة ملحوظة على مدار اليوم باختلاف التدفق اليومي خلال المحطة (أشكال ٤–٧ و ٤–٨). لذلك، لمعرفة كتلة الحمأة المخرجة (wasted) عن طريق التدفق السفلي (via underflow)، فإنه من الضروري قياس تركيز الحمأة المعادة من أحواض الترسيب الثانوي ومعدل تدفق الحمأة المخرجة والمدة الزمنية لكل مرة يتم فيها إخراج الحماة. لهذا، لمعرفة LF أو عمر الحمأة، فإن الاختبارات المكثفة لتراكيز المياه الداخلة و/ أو المفاعل والتدفق السفلي مطلوبة لهذا الغرض. وهذا يمكن أن يكون سهلاً في المحطات الكبيرة حيث القدرة الفنية كافية، ولكن في المحطات الصغيرة، كل من LF وعمر الحمأة عادة لا يكونان معروفين. وكنتيجة لذلك، تكون النيترة متقطعة أو جزئية أو تتوقف تمامًا خلال فترات القابلية الضعيفة لترسيب الحمأة، مما ينتج عنه فاقد كثير للحمأة وبالتالي عمر حمأة قصير.



شكل ٤–٧ البيانات التجريبية من محطة حمأة نشطة على نطاق كامل تبين التركيز الثابت تقريبًا للمفاعل، مقارنة بتركيز متفاوت للحمأة المعادة من أحواض الترسيب الثانوي على مدى اليوم (البيانات من Nicholls, 1975)



Q_I = Influent flow rate (m^3/h)
Q_R = Recycle flow rate (m^3/h)
X_{SR} = Recycle concentration (mgTSS/l)
$= (Q_I + Q_R)\, X_t/Q_R = (1+R)X_t/R$
R = Recycle ratio = Q_R/Q_I

شكل ٤–٨ تراكم حمأة متزايد وتركيز عالي للحمأة المعاد تدويرها في فترات التدفق العالي للمياه الداخلة (ب) أكثر من ذلك الخاص بفترات التدفق المنخفض للمياه الداخلة (أ) عند معدل ثابت للتدفق المعاد تدويره.

وحتى لو كان تركيز المفاعل محكومًا بدقة باستخدام معدات تحكم حديثة مثل إخراج الحمأة الآلي (automated wasting) والقياس الدائم لتركيز المفاعل، فإن هذا لا يتحكم في عمر الحمأة. ومع التحكم في تركيز المفاعل عند نفس القيمة على مدار العام وحمل عضوي مستقر على المحطة (صفر تنمية حضرية) فإن عمر الحمأة يقل خلال الشتاء لأن إنتاج الحمأة لكل كجم حمل COD يزيد مع انخفاض درجة الحرارة نظرًا لانخفاض معدل التنفس الذاتي. وبينما يكون الانخفاض صغيرًا نسبيًا، فإن انخفاض عمر الحماة، مع ذلك،

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

يكون عكس ما ينبغى القيام به لهذا النظام خلال فصل الشتاء للحفاظ على تركيز الأمونيا منخفضًا. وهذا بالتحديد له صلة لاسيما بالمحطات التي يتم تشغيلها بعمر حمأة قريب من الحد الأدنى للنيترة (الفصل الخامس) وهو تقليد شائع في البلدان المتقدمة لتقليص ما يمكن من حجم و مساحة المحطة لأن المتاح للتوسع يكون محدودًا. وإذا كان يتم التحكم فى تركيز المفاعل وكان الحمل العضوي على المحطة يتزايد تدريجيًا، والذي هو الحال عادة في البلدان النامية، حيث يتم تقييد النمو الحضري في كثير من الأحيان بطاقة المحطة، يقل عمر الحمأة تدريجيًا مع الوقت. وحتمًا يحدث في يوم شتاء بارد، أن تكون النيترة قد توقفت.

وعندما تكون النيترة مطلوبة، فليس مطلوبًا فقط أن يتم التحكم في عمر الحمأة، بل أيضًا لا يمكن لأحواض الترسيب الثانوي SSTs أن تخدم الغرض المزدوج: مروق ومثخن للحمأة الزائدة الخارجة في نفس الوقت. وللحصول على تركيزات عالية من الحمأة النشطة الزائدة WAS، يجب أن تكون نسبة إعادة تدوير التدفق السفلي منخفضة (١ : < ٠,٢٥)، مما ينتج عنه أزمنة بقاء حمأة طويلة في أحواض الترسيب الثانوي (شكل ٤-٨).

إن زمن بقاء الحمأة الطويل يحفز عملية إزالة النيترة في أحواض الترسيب الثانوي SST_s مما يسبب طفو (أو ارتفاع) الحمأة على سطح حوض الترسيب الثانوي، خاصة في الصيف عندما تكون درجة حرارة مياه الصرف الصحي مرتفعة (> ٢٠°م). وفي الواقع، في المناطق المدارية، التي هي المنطقة المناخية لمعظم الدول النامية، فإنه قد لا يكون من الممكن تشغيل نظام حمأة نشطة لا تتم فيه النيترة حتى في أعمار الحمأة القصيرة، لهذا فإن طفو الحمأة نتيجة لإزالة النيترة يمكن أن يحدث في المحطات حتى التي تكون فيها النيترة لا تمثل أحد المتطلبات – حدث ذلك في محطة "برازيليا" لمعالجة مياه الصرف الصحي (شكل ٤-٩) التي كان لها نسبة منخفضة للحمأة المعادة (١ : ٠,٢٥) حيث ظهرت بها النيترة حتى في عمر قدره ٣ أيام وعانت من الحمأة الطافية طول الوقت وإذا تم خفض عمر الحمأة لوقف النيترة، تدهورت عملية إزالة COD دون المستوى المقبول. وهكذا، إذا حدثت النيترة، سواء كان ذلك مقصودًا في التصميم أو لعدم إمكانية تجنبه، يجب الاهتمام بإزالة النيترة في مناطق مناسبة من المفاعل (غائبة الأكسجين) وزيادة نسبة إعادة تدوير الحمأة المترسبة (~١:١) للحد من طفو الحمأة في أحواض الترسيب الثانوية، بسبب إزالة النيترة.

وبوضوح، عندما تحدث النيترة، سواء كانت كضرورة لإزالة النيتروجين أو لأنه لم يمكن تجنبها نظرًا لظروف عمل النظام، نضطر للتخلي عن استخدام أحواض الترسيب الثانوي SSTs كمثخن للحمأة النشطة الخارجة. وإن كان مطلوبًا تكثيف الحمأة النشطة الزائدة WAS في وحدة منفصلة، سواء كان من الحمأة المترسبة المعاد تدويرها أو من المفاعل، فإنه يمكن أيضا أن يتم إخراج الحمأة الزائدة مباشرة من المفاعل وينتفع بالفائدة التشغيلية الكبيرة للتحكم الهيدروليكي في عمر الحمأة. وهذه عملية بسيطة تتطلب القليل جدًا من التجارب وتحدد عمر الحمأة تقريبا بالضبط، وينتج عنها نيترة مستقرة طوال العام ويوصى بها بقوة في نظم الحمأة النشطة التى تتطلب النيترة، حتى حيث يمكن تطبيق إجراءات متطورة للتحكم في تركيز المفاعل.



شكل ٤-٩ واحدة من محطتي معالجة مياه الصرف الصحي في برازيليا بالبرازيل (صورة R. Brummer)

٤-١٠-٢ التحكم الهيدروليكي في عمر الحمأة

كان أول من اقترح التحكم الهيدروليكي في عمر الحمأة وتنفيذها في شكل تعميمي من قبل "Garrett" في ١٩٥٨، ويعتمد على أسلوب "تهوية مياه الصرف الصحي المعدلة" والتى تم تطبيقها بواسطة Setter *et al.*(١٩٤٥). فإذا تم تحديد عمر الحمأة بمقدار ١٠ أيام، فإن ١٠/١ من حجم المفاعل يتم إخراجه يوميًا، وإن كان ٢٠ يومًا فإن ٢٠/١ يتم إخراجه يوميًا، أي: $Q_w=V_p/SRT$ (معادلة 4.1) – معدل تدفق الفاقد من المفاعل البيولوجي = حجم المفاعل/ عمر الحمأة. وبالنسبة للمحطات ذات المستويات الأقل من الدعم الفني، فإنه يمكن توفير حوض ترسيب تابع منفصل أو أحواض تجفيف مستقلة تمامًا عن أحواض الترسيب الثانوي حيث يمكن أن يصرف عليها تدفقات الحمأة الزائدة الخارجة يوميًا. وبالنسبة للمحطات التي بها مستويات أعلى من الدعم الفني، فإن الأفضل هو وحدة تعويم للهواء المذاب (Bratby, 1978)، والتي تقوم أيضًا بتقليل انطلاق الفوسفور من الحمأة الناتجة في الإزالة البيولوجية المحسنة للفوسفور (EBPR) (Pitman, 1999). وتتم إعادة المياه الرائقة بعد ترسيب

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

الحمأة إلى المفاعل ويتم ضخ الحمأة المكثفة إلى جزء معالجة/ التخلص من الحمأة في المحطة. هذه الطريقة تحدد بشكل وثيق للغاية عمر الحمأة المطلوب، لأن تركيز السائل المخلوط لا يتغير كثيرًا على مدار اليوم (شكل ٤-٧).

وأحد الجوانب الهامة حول التحكم الهيدروليكي لعمر الحمأة هو أنه بغض النظر عن حجم التدفق عبر المحطة، فإنه إذا تم إخراج جزء ثابت من حجم المفاعل يوميًا، يثبت عمر الحمأة. وإذا بقيت كتلة حمل COD في اليوم ثابتة، فإن تركيز الحمأة يظل ثابتًا تلقائيًا. وإذا زادت كتلة حمل COD، ستؤدى تلقائيًا إلى زيادة تركيز الحمأة، للحفاظ على نفس عمر الحمأة. وهكذا، من خلال رصد تركيز المفاعل وتغيراته عند عمر الحمأة الثابت، يتم الحصول على مقياس غير مباشر للتغيرات طويلة المدى في حمل COD على المحطة. ومع مرور الوقت، قد يزيد تركيز المفاعل مشيرًا إلى أن الحمل العضوي على المحطة آخذ فى الازدياد. والتحكم الهيدروليكي في عمر الحمأة سهل جدًا على القائم بالتشغيل، الذي يحتاج فقط للتأكد من أن الماسورة ليست مسدودة وتعمل في معدل التدفق الصحيح – وحتى تركيز MLSS لا يحتاج لأن يقاس كثيرًا.

وعن طريق إجراءات التحكم الهيدروليكي، قد يتم تغيير عمر الحمأة ببساطة عن طريق تغيير الحجم الخارج يوميًا. فإذا قلنا أن عمر الحمأة انخفض من ٢٥ يومًا إلى ٢٠ يومًا بالتحكم الهيدروليكي، فإن التأثير الكامل للتغير سيصبح واضحًا، فقط بعد حوالي نصف عمر الحمأة. لهذا، فإن الكتلة الحيوية يكون لديها فرصة التكيف تدريجيًا مع تغيير F/M و LF.

والتحكم الهيدروليكي في عمر الحمأة ذو أهمية خاصة للمحطات التي بها أعمار حمأة أطول من حوالي ٥ أيام لأنه بالنسبة لهذه المحطات فإن كتلة الحمأة المحتواة في أحواض الترسيب الثانوي تكون جزءًا صغيرًا نسبيًا من إجمالي كتلة الحمأة في النظام. وفي أعمار الحمأة الأقل من ٥ أيام فإن كتلة الحمأة المحتواة في أحواض الترسيب الثانوي يمكن أن تصبح ذات قيمة فيما يتعلق بإجمالي كتلة الحمأة بالنظام، خاصة عندما تضعف قدرة الحمأة على الترسيب (DSVI>150 ml/g). وعندما تكون كتلة الحمأة في أحواض الترسيب الثانوي كبيرة، فإن التحكم الهيدروليكي سيكون عليه أن يضع ذلك في الإدراك وسوف تتطلب دقة التحكم اختبارات إضافية.
والتحكم الهيدروليكي لعمر الحمأة ينقل جزءًا كبيرًا من المسئولية على المصمم ويزيل المسئولية عن كاهل القائم بتشغيل المحطة – وكثيرًا ما تستخدم براعة المشغل لحل أوجه القصور فى التصميم بمحاولات دفع العمليات البيولوجية للتغلب على قيود التصميم، لتحقيق أفضل درجة جودة للمياه الخارجة (السيب). ويصبح ضروريًا أن يقوم المصمم بحساب كتلة الحمأة بصورة أكثر دقة، لتوفير حجم مفاعل كافي تحت الحمل العضوى التصميمي للحصول على تركيز المفاعل المطلوب في عمر الحمأة المحدد. وأيضًا مساحة سطح حوض الترسيب، نسبة إعادة تدوير الحمأة المترسبة وقدرة التهوية يجب أن يتم تحديدهم بدقة لمياه صرف صحي محددة وعمر الحمأة بالنظام. وإذا تمت مراعاة هذه الجوانب بصورة كافية، عندئذ ومع التحكم الهيدروليكي في عمر الحمأة، يكون التحكم في المحطة قد تم تبسيطه، وفي المحطات الصغيرة يمكن التخلص من متطلبات اختبار المواد الصلبة ودليل حجم الحمأة، إلا في الفترات الطويلة. والتحكم الهيدروليكي في عمر الحمأة يجعل قياسات مثل LF و F/M زائدة عن الحاجة ويدخل اتجاهات جديدة تمامًا على التحكم في النظام وهو عملي بصورة فائقة ويحدد عمر الحمأة المطلوب لضمان النيترة على مدار العام. وعندما تكون النيترة أحد المتطلبات، يصبح التحكم في عمر الحمأة مطلوبًا أيضًا، ومن ثم عندئذ يكون التحكم الهيدروليكي لعمر الحمأة هو الأسهل والأكثر عملية للقيام بذلك. وعلاوة على ذلك، فإنه مع التحكم الهيدروليكي في عمر الحمأة يكون شكل عطل المحطة مختلفًا تمامًا عنه في حالة التحكم في الكتلة الصلبة. ففي التحكم في الكتلة الصلبة، تتعطل المحطة نتيجة لتوقف النيترة وارتفاع تركيز الأمونيا في المياه الخارجة (السيب)، وهو مكون ذائب غير مرئي ويصعب أيضا إزالته بطرق أخرى. ولكن مع التحكم في عمر الحمأة، تتعطل المحطة بصورة أوضح، حيث تتسكب الحمأة مع المياه الخارجة فوق حواجز حوض الترسيب الثانوي. وفي محطات تدار مع مستويات منخفضة من القدرات التقنية، يستدعي ذلك على الأرجح اتخاذ إجراءات تصحيحية فورية.

٤-١١ اختيار عمر الحمأة

اختيار عمر الحمأة هو القرار الأكثر أهمية وجوهرية في تصميم نظام حمأة نشطة. ويعتمد عمر الحمأة المختار لمحطة ما على عدة عوامل، بعضها مذكور في جدول ٤-٥ مثل: مدى استقرار النظام وقابلية الحمأة للترسيب و ما إذا كان ضروريًا أو غير ضروري أن تكون الحمأة الخارجة (الزائدة) مناسبة للصرف المباشر على أحواض التجفيف، والأهم من ذلك كله، نوعية (جودة) المياه الخارجة (السيب) المطلوبة، أي: هل إزالة COD فقط مقبولة، وهل يجب نيترة المياه الخارجة (السيب)، وهل مطلوب إزالة النيتروجين والفوسفور. والعديد

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

من هذه العوامل تمت مناقشتها من قبل ولن يتم إعادتها هنا، فقط بعض الإيضاح والتعليقات الإضافية ستكون في جدول ٤–٥ أدناه.

٤–١١–١ أعمار الحمأة القصيرة (١–٥ أيام)

٤–١١–١–١ المحطات التقليدية

هذه المحطات يتم تشغيلها بالتكوين التقليدي أي: التكوين شبه الدفقي، ولكن يتم تطبيق النظم المعدلة أيضًا مثل التثبيت بالتلامس أو التهوية المتدرجة أو التغذية المتدرجة وغيرهم. واستخدمت محطات الحمأة قصيرة العمر على نطاق واسع في أوروبا وأمريكا الشمالية قبل أن تصبح إزالة النيتروجين (والفوسفور) أحد المتطلبات. وغرض هذه المحطات الأساسي هو إزالة COD فقط، والذي يكفي له أعمار حمأة بين ١ إلى ٣ أيام. ويتراوح خفض BOD_5 أو COD بين ٧٥% إلى ٩٠%. والإزالة التي تتم تعتمد على خصائص مياه الصرف الصحي، وتشغيل المحطة، وبوجه خاص نقل الحمأة بين المفاعل وأحواض الترسيب الثانوي، وعلى كفاءة أحواض الترسيب الثانوي. ولأن النشاط الافتراسي للكائنات المفترسة الأولية الحية (بروتوزوا) على البكتيريا الحرة العائمة يكون محدودًا في أعمار الحمأة القصيرة، فإن الجزء غير المترسب من (أو انتشار) كتل الحمأة المتلبدة يكون عاليًا، مما يسبب العكارة وارتفاع COD فى المياه الخارجة (Chao and Keinath, 1979; Parker *et al.*, 1971).

ومن المتفق عليه في جدول ٤–٥ أن النيترة لا تحدث عادةً في المحطات ذات عمر الحمأة القصير. ففي المناطق المعتدلة وخطوط العرض العالية، حيث تكون درجة حرارة مياه الصرف الصحي عادة أقل من ٢٠°م، فسيكون هذا هو الحال. ومع ذلك، في المناطق المدارية وخطوط العرض المنخفضة، حيث تتجاوز درجة حرارة مياه الصرف الصحي ٢٥°م – ٣٠°م، يمكن أن تحدث النيترة عادة في المحطات ذات عمر الحمأة القصيرة كمسألة طبيعية، بل في الواقع، يكون من الصعب منعها من القيام بذلك. وبالنسبة لهذه الحالات، فمن الأفضل قبول النيترة كأمر حتمي، وتصميم النظام وفقًا لذلك. علاوة على ذلك، فقد يكون مفيدًا أن نجعل النظام متضمنًا لمنطقة ابتدائية صغيرة غائبة الأكسجين (١٥–٢٥% نسبة الكتلة غائبة الأكسجين – انظر الفصل الخامس) لإزالة نيترة نسبة كبيرة من النيترات المتولدة، حتى إذا كانت إزالة النيتروجين غير مطلوبة. وهذا يزيد الحد الأدنى لعمر الحمأة للنيترة، ويقلل الطلب على الأكسجين، ويسترد القلوية ويقلل مخاطر طفو الحمأة ومحتوى COD العالي في المياه الخارجة بسبب إزالة النيترة فى قاع حوض الترسيب الثانوي.

والإزالة البيولوجية المحسنة للفوسفور ممكنة عند أعمار قصيرة للحمأة بين ٣–٥ أيام. فالكائنات المراكمة للفوسفور (PAO_s) هى كائنات عضوية التغذية سريعة النمو نسبيًا. وفي غياب النيترة، يمكن أن تصبح المنطقة غير المهواة لاهوائية (أي لا يوجد بها أو يدخل إليها نيترات أو أكسجين) وبافتراض أن COD غير القابل للتحلل السريع والأحماض الأمينية قصيرة السلسلة ($SCFA_s$) يتوافران من المياه الداخلة، فإنه ستتم إزالة الفوسفور الزائد بيولوجيًا. ونظام "Phoredox" الأصلي الذي وضعه Barnard (1976) يستند إلى مثل هذا النظام ذى المفاعلين اللاهوائي–هوائي. وعمر الحمأة الأدنى للإزالة البيولوجية للفوسفور يعتمد على درجة الحرارة، فيزيد مع انخفاض درجة الحرارة، وهو بين ٣–٥ أيام في درجة حرارة ١٤–٢٠°م (Mamais *et al.*, 1992)، وفي درجات الحرارة هذه، يكون عمر الحمأة الأدنى للنيترة أطول بكثير من ذلك الخاص بالإزالة البيولوجية المحسنة للفوسفور، لذلك فإن النيترة بصورة عامة قد لا تحدث مع احتمال غياب التأثير السلبي للنيترات على عملية الإزالة البيولوجية المحسنة للفوسفور. ومع ذلك، فإنه في المناخ الأكثر دفئًا يكون عمر الحمأة الأدنى للنيترة والإزالة البيولوجية المحسنة للفوسفور متشابهًا. ويكون إعادة تدوير نسبة منخفضة من النيترات إلى المفاعل اللاهوائي بأن يشتمل النظام على مناطق غائبة الأكسجين أمرًا ضروريًا أيضًا إذا كانت الإزالة البيولوجية المحسنة للفوسفور مطلوبة (Burke *et al.* 1986). وإذا كانت الإزالة البيولوجية المحسنة للفوسفور EBPR غير مطلوبة، فإن النيترة تغير نظام المفاعلين المهواه – غير المهواه من نظام لإزالة الفوسفور إلى آخر لإزالة النيتروجين.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

جدول ٤–٥ بعض الاعتبارات الهامة في اختيار عمر الحمأة لنظام الحمأة النشطة

عمر الحمأة	قصير (١–٥ أيام)	متوسط (١٠–١٥ يومًا)	طويل (>٢٠ يومًا)
الأنواع	معدل عالي – تغذية متدرجة بحيرات مهواة – تثبيت بالتلامس – أكسجين نقي	مشابهة للمعدل العالي ولكن مع نيترة وأحيانًا إزالة نيترة. نظم إزالة بيولوجية للعناصر الغذائية BNR	التهوية الممتدة مداري (Orbal) دائري متحرك (Carousel) إزالة بيولوجية للعناصر الغذائية
الأهداف	إزالة COD فقط	إزالة COD نيترة إزالة بيولوجية للنيتروجين و/ أو إزالة بيولوجية للفوسفور	إزالة COD إزالة بيولوجية للنيتروجين إزالة بيولوجية للفوسفور
نوعية المياه الخارجة	COD منخفض أمونيا عالية فوسفات عالية متنوعة	COD منخفض أمونيا منخفضة نيترات منخفضة فوسفات منخفضة/ عالية مستقرة نسبيًا	COD منخفض أمونيا منخفضة نيترات منخفضة فوسفات منخفضة مستقرة عادة
الترسيب الابتدائي	موجود عمومًا	موجود عادة	مستبعد عادة
جودة الحمأة النشطة	إنتاج عالي للحمأة نشطة جدًا التثبيت مطلوب	إنتاج متوسط للحمأة نشطة تمامًا التثبيت مطلوب	إنتاج منخفض للحمأة غير نشطة لا حاجة للتثبيت
الطلب على الأكسجين	منخفض جدًا	عالي بسبب النيترة	عالي جدًا نتيجة النيترة وعمر الحمأة الطويل
حجم المفاعل	صغير جدًا	متوسط إلى كبير	كبير جدًا
قابلية الحمأة للترسيب	جيدة بصورة عامة ولكن انتفاخ الحمأة بواسطة البكتيريا الخيطية مثل S. natans, 1701, Thiothrix possible	جيدة في عمر الحمأة المنخفض وأجزاء عالية للكتلة الهوائية، ولكن ضعيفة عمومًا نتيجة لانخفاض نمو البكتيريا الخيطية مثل M. parvicella	يمكن أن تكون جيدة مع أجزاء عالية للكتلة الهوائية، ولكن ضعيفة بسبب انخفاض نمو البكتيريا الخيطية خاصة M. parvicella
التشغيل	معقد جدًا نظرًا للطبيعة المتغيرة لنظام الحمأة النشطة والمعالجة الابتدائية والثانوية	معقد جدًا مع الإزالة البيولوجية للعناصر الغذائية والمعالجة الابتدائية والثانوية	بسيطة لو كانت بدون معالجة ابتدائية وثانوية للحمأة ولكن نظام الإزالة البيولوجية للعناصر الغذائية معقد
المميزات	تكاليف رأسمالية منخفضة مع اكتفاء ذاتي من الطاقة مع الهضم اللاهوائي	إزالة بيولوجية جيدة للنيتروجين والفوسفور بتكلفة رأسمالية بسيطة نسبيًا	إزالة بيولوجية جيدة للنيتروجين (والفوسفور) ولا توجد حمأة ابتدائية وحمأة ثانوية مستقرة و تكاليف تداول حمأة منخفضة
العيوب	تكاليف تشغيل عالية واختلاف جودة المياه الخارجة	تكاليف تداول الحمأة معقدة ومكلفة	مفاعل كبير وارتفاع الطلب على الأكسجين وتكاليف رأسمالية عالية

٤–١١–١–٢ البرك المهواة

والبرك المهواة، تختلف عن برك الأكسدة الهوائية حيث يتم فيها بث الاكسجين بواسطة الطحالب، تعتبر أساسًا نظم حمأة نشطة عالية المعدل، لأن الطلب على الأكسجين يتم إمداده كله بواسطة هوايات. وهناك أساسًا نوعان من البرك المهواة: الخلط المعلق والاختيارية. والبرك المهواة ذات الخلط المعلق لها مقادير طاقة كافية لكل وحدة حجم تأتي من معدات التهوية للحفاظ على الحمأة معلقة. وفي البرك الاختيارية تكون مقادير هذه الطاقة غير كافية ويحدث ترسيب للمواد

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

الصلبة في أرضية البركة، وتتحلل المواد الصلبة القابلة للتحلل البيولوجي في طبقة الحمأة، لاهوائيًا، كما في برك الأكسدة.

وحركيًا، فإن برك الخلط المعلق عبارة عن تدفق خلال نظم الحمأة النشطة، ويمكن نمذجتها على هذا النحو. وزمن المكث الهيدروليكي الاسمي لها يساوي عمر الحمأة فيها، وتصرفات الفاقد (Q_w) والمياه الخارجة (Q_e) هما شيء واحد ويساويان تدفق المياه الداخلة (Q_i). بالتالي، فإن حجم البركة المهواة لكل وحدة حمل COD كبير جدًا بالنسبة لنظم الحمأة التقليدية قصيرة العمر، والتي لها أزمنة مكث هيدروليكي حوالي ١/٢٠ من عمر الحمأة.

والمياه الخارجة من البركة المهواة ذات الخلط المعلق يكون بها نفس المكونات مثل السائل المخلوط في البركة. ويكون COD المزال من النظام عبر الطلب على الأكسجين صغيرًا نسبيًا وبهذا يكون COD في المياه الخارجة، عمومًا، غير مقبول لصرفه على المياه التي تتلقاه. وفي الحقيقة فإن الهدف الرئيس لجميع المحطات ذات عمر الحمأة القصير هو الأداء كمندفات مدعومة بيولوجيًا، والتي تحول، بيولوجيًا، المواد العضوية الذائبة القابلة للتحلل البيولوجي في المياه الداخلة إلى كتلة كائنات قابلة للترسب وتضع في شباكها المواد العضوية الجسيمية القابلة وغير القابلة للتحلل البيولوجي، مما يسمح بالفصل بين السائل والصلب بكفاءة. وفي المحطات التقليدية ذات عمر الحمأة القصير، يتم نقل الحمأة الزائدة إلى وحدة لمعالجة الحمأة، ولكن في نظم البرك المهواة، تنساب المياه الخارجة عادة (مع الحمأة الخارجة)، إلى بركة ثانية، أي إلى بركة أكسدة أو إلى بركة مهواة اختيارية، للسماح للمادة الجسيمية سهلة الترسب لأن تترسب في قاع البركة لإنتاج مياه خارجة خالية نسبيًا من المواد الصلبة وبها COD منخفض. وتخضع الحمأة المتكونة في القاع إلى عملية تثبيت لاهوائية. والبرك المهواة تجد لها استخدامًا، بصورة أساسية، في نظم معالجة مياه الصرف الصناعي كتقنية منخفضة حيث تكون القوى العضوية عالية، ويختلف الحمل موسميًا وتكون النيترة غير مطلوبة. ومع ذلك، فمعالجة مياه الصرف هذه في نوعيات مختلفة من نظم الهضم اللاهوائي أصبحت الآن أكثر أهمية، للاستفادة من النوعية الأفضل للمياه الخارجة منها، وإعادة استخدام المياه، واسترداد الطاقة وانخفاض تأثير انبعاثات الغازات المسببة للاحتباس الحراري (الغازات الدفينة).

٤-١١-٢ أعمار الحمأة المتوسطة (١٠-١٥ يوم)

عندما تكون النيترة إجبارية بسبب انخفاض مستوى تركيز الأمونيا الملحية والحرة (FSA) فإن هذا سيحكم الحد الأدنى لعمر الحمأة في نظام الحمأة النشطة. فبالنسبة للنيترة، تكون أعمار الحمأة المطلوبة من ٥-٨ مرات أطول من تلك المطلوبة لإزالة COD فقط، اعتمادًا على درجة الحرارة. وفي المناطق حيث درجة حرارة المياه تنخفض عن ١٤°م، لا يكون عمر الحمأة غالبًا أقل من ١٠-١٥ يومًا، مع المراعاة الواجبة لوجود بعض المناطق غير المهواة في المفاعل لإزالة النيترة (والإزالة البيولوجية المحسنة للفوسفور).

وفي هذا النطاق من عمر الحمأة، لا يلعب تركيز COD في المياه الخارجة دورًا في عملية التصميم. وفي أعمار الحمأة الأطول من حوالي ٤ أيام، يكون افتراس البروتوزوا للبكتيريا السابحة الحرة عاليًا، والتنديف جيدًا وهكذا يكون انتشار الجسيمات منخفضًا، أيضًا، في النهاية تتكسر كل المواد العضوية القابلة للتحلل البيولوجي الذائبة، والنتيجة أن يبقى تركيز COD (أو BOD) ثابتًا تقريبًا عند أدنى قيمة يمكن الوصول لها، أي تركيز COD الذائب غير القابل للتحلل البيولوجي. ويلعب تركيز الأمونيا في المياه الخارجة أيضًا دورًا ثانويًا في التصميم لأن الثوابت الحركية لعملية النيترة تكون هكذا متى تحققت النيترة، كاملة تقريبا، شريطة أن يكون إمداد الأكسجين كافيًا. ورغم أن معايير المياه الخارجة قد تفترض تركيز أمونيا، حوالي < ١٠ مجم أمونيا حرة وملحية FSA – نيتروجين / لتر، فإنه متى حدثت النيترة فإن التركيز لا يحتمل أن يكون أكثر من ٢-٤ مجم نيتروجين/ لتر. وبالتالي بالنسبة للنيترة، فإن عمر الحمأة بالنسبة للنظام يكون ثابتًا، أساسًا بمتطلبات عملية النيترة. وطريقة حساب عمر الحمأة الأدنى للنيترة موضحة في الفصل الخامس، جزء ٥-١-٧. فمتى تم اختيار عمر حمأة ٢٥% أطول من الحد الأدنى مثلاً، فإن تركيز الأمونيا الحرة والملحية في المياه الخارجة تتأثر أكثر بظروف تشغيل النظام من تأثره بعملية النيترة ذاتها، أي يتأثر بكل من: محددات إمداد الأكسجين والاختلاف في حمل الأمونيا والفقد غير المتحكم فيه للحمأة والأس الهيدروجيني للسائل المخلوط.

وفي مياه الصرف الصحي منخفضة القلوية، يمكن أن تسبب النيترة انخفاضًا ملحوظًا في الأس الهيدروجيني للمياه الخارجة، غالبًا ما يكون منخفضًا ويصل إلى ٥. وهذا لا يسبب فقط مشاكل مع عملية النيترة نفسها، مثل عدم الالتزام بمستوى الأمونيا في المياه الخارجة، ولكن أيضًا ينتج مياه خارجة "عدائية" والتي يمكن أن تسبب أضرارًا بالغة للأسطح الخرسانية. وللحد من هذه المشاكل وتفعيل المزايا الأخرى للأكسجين واستعادة القلوية، فإن سياسة إزالة النيترة البيولوجية المتعمدة منادى بها كلما كانت النيترة من الممكن حدوثها، حتى لو كانت إزالة النيتروجين غير مطلوبة. ومع ذلك، فإنه عندما تكون النيترة مطلوبة وإزالة النيترة داخلة ضمن النظام، فإن أعمار الحمأة

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

الأطول من ١٠–١٥ يومًا قد تكون مطلوبة ويندرج النظام في فئة عمر الحمأة الطويل.

وفي محطات الحمأة النشطة الهوائية المنترتة، يكون هناك دائمًا إمكانية حدوث إزالة النيترة في حوض الترسيب الثانوي. وتتفاقم هذه المشكلة بإجراء التحكم في النظام الذي يتم فيه استخلاص الحمأة الزائدة من الحمأة المترسبة في حوض الترسيب (انظر قسم ٤–١٠–١). فعند نسب منخفضة لإعادة تدوير الحمأة المترسبة، يكون مكث الحمأة في حوض الترسيب الثانوي طويلاً ويؤدي إلى إزالة النيترة (شكل ٤–٨)، وقد قدر Henze *et al*., (1993) أنه بين ٦–٨ و٨–١٠ مجم نيتروجين/ لتر نيترات ينبغي أن تزال النيترة منه لإحداث طفو الحمأة عند ١٠°م و٢٠°م على الترتيب. وتركيز النيترات المزالة بواسطة إزالة النيترة يزيد كلما: (i) زاد زمن مكث الحمأة في حوض الترسيب الثانوي، والذي يعتمد على نسبة إعادة التدوير وظروف تدفق الذروة و(ii) زاد الجزء النشط من الحمأة، أي يكون أكبر عند أعمار حمأة أقصر (شكل٤–٣ب) و(iii) ارتفاع درجات الحرارة و(iv) زادت كتلة المادة العضوية القابلة للتحلل البيولوجي الغير مستخدمة والمحتجزة، والتي تكون أعلى عند أعمار الحمأة الأقصر وأكبر ما يمكن في حالة حمل الذروة (Ekama *et al*., 1997).

ما سبق يبين أنه بالنسبة للمحطات التي تحدث فيها النيترة، يجب ألا يخدم حوض الترسيب الثانوي الغرض المزدوج المتمثل فى الفصل بين الصلب/ السائل وتكثيف الحمأة الزائدة، وأن التحكم الهيدروليكي في عمر الحمأة يجب أن يطبق، وأن يتضمن النظام عملية إزالة النيترة المتعمدة (انظر قسم ٤–١٠)، هذه التعديلات سوف تخفف مشكلة طفو الحمأة بإزالة النيترة في أحواض الترسيب الثانوي، ولكن قد لا تقضى تمامًا على السبب الجذري، أي تركيزات النيترات العالية في السائل المخلوط.

من أجل خفض تكلفة الإنشاء لنظام الحمأة النشطة، يجب القيام بخفض عمر الحمأة. علاوة على ذلك، فإن خفض عمر الحمأة أيضًا يزيد من إزالة النيتروجين والفوسفور بيولوجيًا لكل كتلة حمل عضوي (WRC, 1984; Wentzel *et al*.,1990) وهذا من شأنه أن يكون مفيدًا على وجه التحديد لمياه الصرف الصحي ذات درجة الحرارة المنخفضة (١٠–١٥°م) حيث تكون النيترة مطلوبة.

ولمحاولة خفض عمر الحمأة المطلوب للنيترة، وبالتالي حجم المفاعل البيولوجي لكل ML مياه صرف صحي معالجة، تم وضع وسط ثابت داخلي في المفاعل الهوائي (Wanner et al., 1988; Sen *et al*., 1994) والبكتيريا المسببة للنيترة التي تنمو على الوسط الثابت لا تكون عرضة لعمر الحمأة في السائل المخلوط وجزء الكتلة الهوائية ونتيجة لذلك يمكن خفضهما على حد سواء. ومع ذلك، فإن فعالية الوسط الثابت الداخلي لم تكن جيدة كما كان متوقعًا، وتحقق نسبة منخفضة نوعًا ما للفائدة/ التكلفة.

وقد تحقق خفض في عمر الحمأة إلى ٨–١٠ أيام بنجاح بالنيترة الخارجية (Bortone *et al*., 1996; Sorm *et al*., 1997; Hu *et al*., 2000) وقد بدأ هذا النظام بالتطبيق على نطاق كامل (Vestner and Günthert, 2001; Muller *et al*., 2006). ومع النيترة الخارجة، فإن عملية النيترة تُستبعد تمامًا من الحمأة النشطة المعلقة وتتحول إلى نظام وسط خارجي ثابت مثل مرشح زلطي. ومع استقلالية عملية النيترة عن الإزالة البيولوجية للنيتروجين في سائل الحمأة النشطة المخلوط، يمكن خفض عمر الحمأة إلى حوالي ٨–١٠ أيام. هذا الخفض يقلل من متطلبات حجم المفاعل البيولوجي لكل ML مياه صرف صحي معالجة بحوالي ٣/١ بدون أي تأثيرات سلبية على الإزالة البيولوجية للنيتروجين ولا الفوسفور. وعلاوة على ذلك، تتحسن قدرة الحمأة على الترسيب بصورة واضحة (DSVI – ٦٠–٨٠ مل/ جم) بالمقارنة مع نظم الإزالة البيولوجية للعناصر الغذائية BNR، والتي تزيد أكثر من قدرة النظام (Hu *et al*., 2000).

وبمقارنة المحطات ذات عمر الحمأة المتوسط مع المحطات ذات المعدلات العالية، نجد أن الطلب على الأكسجين لكل كجم COD (متضمنة النيترة) يتضاعف (باستثناء النيترة الخارجية، والتي هي النصف منه) ويكون حجم النظام أكبر بمقدار ٣–٤ أمثال، وتنخفض كتلة الحمأة الخارجة بمقدار ٤٠% ويكون الجزء النشط قليلاً جدًا. والمحطات ذات عمر الحمأة المتوسط تكون أكثر استقرارًا من محطات المعدلات العالية، وتحتاج تقنيات تحكم أقل حداثة ومدخلات تشغيل أقل (باستثناء النيترة الخارجية) مما يجعل هذه المحطات أكثر ملائمة للتطبيق العام.

وفي أعمار الحمأة المتوسطة، يبقى الجزء النشط من الحمأة الخارجة عاليًا جدًا بالنسبة لصرفها على أحواض التجفيف مباشرة. وبالتالي، فقد يحتاج الأمر إلى إدخال شكل من أشكال تثبيت الحمأة الخارجة على محطة معالجة مياه الصرف الصحي، مثل الهضم الهوائي أو اللاهوائي. والأول له ميزة سهولة التشغيل وإذا تم تشغيله عند تركيزات عالية من MLSS (<٢%)/ ومع التهوية المتقطعة، تنتج تركيزات نيتروجين وفوسفور منخفضة في سائل تجفيف الحمأة (Mebrahtu *et*

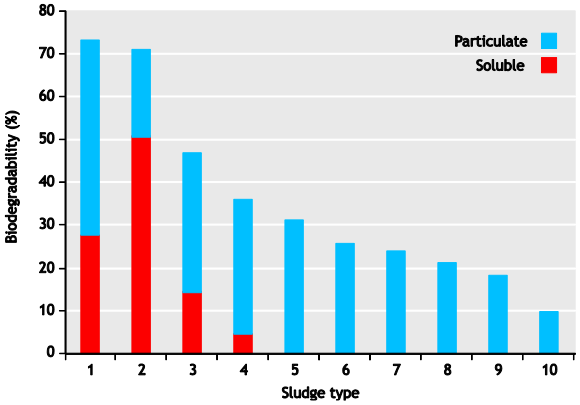
Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

al., 2008) ولكن به عيب ارتفاع تكاليف الطاقة للإمداد بالأكسجين. أما الأخير فإن به ميزة توليد الطاقة من الغاز الحيوي (البيوجاز) ولكن به عيب تعقيد عملية التشغيل والتركيزات العالية للنيتروجين والفوسفور في سائل تجفيف الحمأة. وحتى مع استعادة الطاقة في الهضم اللاهوائي للحمأة الخارجة، نتيجة لانخفاض كتلة الحمأة الخارجة من محطة الحمأة النشطة والطلب العالي على الأكسجين لكل كجم حمل COD، فإن الاكتفاء الذاتي للطاقة في المحطات ذات عمر الحمأة المتوسط غير ممكن. ومع ذلك ففي المحطات الكبرى (تقريبًا ٥٠٠,٠٠٠ مكافيء فرد PE) حيث يكون الإشراف الفني وخبرة المشغلين على مستوى عال، يمكن خفض تكلفة الطاقة عن طريق إنتاج الغاز من الهاضم اللاهوائي، وربما يمكن تبرير ذلك اقتصاديًا، لا سيما مع استمرار ارتفاع تكلفة الطاقة كما هو الحال على مدى العقد الماضي. وقد وجد Brink *et al.* (2007) أن انبعاثات غاز الاحتباس الحراري (CO_2) من محطتين مختلفتين تمامًا ولكن يعالجان نفس نوعية مياه الصرف الصحي هو تقريبًا نفسه إذا كانت المواد العضوية القابلة للتحلل المتبقية (COD) في الحمأة الخارجة هي نفسها، بمعني: (i) نظام حمأة نشطة لعمر حمأة طويل (٣٠ يوم – جدول ٤–٥) وتهوية ممتدة يعالج مياه صرف صحي خام، (ii) نظام حمأة نشطة لعمر حمأة قصير (٨ أيام – جدول ٤–٥) يعالج مياه صرف صحي مترسبة، بالهضم اللاهوائي للحمأة الابتدائية والهضم الهوائي أو اللاهوائي للحمأة النشطة لمياه الصرف الصحي، مع الاحتراق / الإشتعال المفيد لغاز الميثان.

٤–١١–٣ أعمار الحمأة الطويلة (٢٠ يوم فأكثر)

٤–١١–٣–١ المحطات الهوائية

المحطات الهوائية ذات عمر الحمأة الطويل تسمى محطات التهوية الممتدة. والهدف الرئيس لنظم عمر الحمأة الطويل هو تجنب معالجة الحمأة الابتدائية (1^{ry}) والثانوية (2^{ry}). هذه المحطات، بالتالي، تعالج مياه الصرف الصحي الخام ويتم اختيار عمر الحمأة بحيث يكون الجزء النشط (أو المواد العضوية القابلة للتحلل البيولوجي المتبقية) للحمأة الزائدة منخفضًا بدرجة كافية للسماح بصرفها المباشر على أحواض تجفيف الحمأة. وعمر الحمأة المطلوب لإنتاج حمأة مستقرة بدرجة كافية بحيث لا تولد مشاكل في الرائحة غير مؤكد ويعتمد على درجة الحرارة والظروف المناخية، أي: إذا أمكن أم لا تجفيف الحمأة سريعًا بما فيه الكفاية قبل أن يبدأ خروج الروائح، وربما تتجاوز ٣٠ يومًا. ومن المثير للاهتمام أن من عملية مسح للمواد العضوية القابلة للتحلل البيولوجي المتبقية في حمأة مياه الصرف الصحي المعالجة بنظم تثبيت حمأة مختلفة، بواسطة Samson and Ekama (2000) وجدا أن الحمأة النشطة الخارجة WAS المهضومة لاهوائيًا احتوت على(١٠%) أقل من المواد العضوية القابلة للتحلل البيولوجي المتبقية مقارنة بالحمأة الابتدائية المؤكسدة بالهواء الرطب (Zimpro) والمهضومة لاهوائيًا (٢٥–٦٠%) شكل ٤–١٠.



شكل ٤–١٠ النسبة المئوية للمواد العضوية القابلة للتحلل البيولوجي المتبقية في حمأة مياه الصرف الصحي المثبتة والمعالجة بطرق مختلفة من نظم التثبيت (١٠ = حمأة ابتدائية، VFA= أحماض دهنية متطايرة، WAS = حمأة نشطة زائدة) التفسير: (١) مياه صرف صحي خام غير مترسبة (٢) Zimpro الدبال (مادة عضوية متحللة) + ١٠ – COD عالي الذوبان (٣) مهضومة لاهوائيًا ١٠ + WAS – VFA عالية (٤) مهضومة لاهوائيًا ١٠ فقط – VFA عالية (٥) مهضومة لاهوائيًا١٠، مرحلة أولى – VFA منخفضة (٦) Zimpro دبال + ١٠ – COD منخفضة الذوبان (٧) مهضومة لاهوائيًا ١٠، مرحلة ثانية – VFA منخفضة (٨) WAS مكثفة بواسطةDAF(٩) مهضومة لاهوائيًا ١٠ + WAS مرحلة فردية – VFA منخفضة (١٠) WAS مهضومة هوائيًا.

٤–١١–٣–٢ المحطات الغائبة الأكسجين – الهوائية

إذا تجاوز عمر الحمأة ٢٠–٢٥ يومًا، تكون النيترة أمرًا لا مفر منه، ومن المستحسن للأسباب المذكورة أعلاه بإدخال إزالة النيترة في النظام، والذي في ظل هذه الأعمار الطويلة للحمأة لن يؤثر على استقرار عملية النيترة. علاوة على ذلك، إذا لزم الأمر، يمكن أيضًا إدخال الإزالة البيولوجية المحسنة للفوسفور (EBPR) بتكلفة إضافية قليلة. وفي الواقع، فإن الإزالة البيولوجية للنيتروجين والفوسفور تكون أكثر بكثير في مياه الصرف الصحي الخام منها في مياه الصرف الصحي المترسبة، بسبب الحمل العضوي الأعلى. وحتى يشمل النظام إزالة النيتروجين والفوسفور، يتم تقسيم المفاعل إلى مناطق غير مهواة (غائبة الأكسجين ولاهوائية) ومناطق مهواة في أشكال متنوعة. وتتم إزالة النيترة في المناطق غير المهواة ولكن المخلوطة والتي تستقبل السائل المخلوط الذي تمت به النيترة عبر التدوير من المناطق المهواة لتكوين ما يسمى نظم النيترة/ إزالة النيترة (ND). وتشمل نظم (ND) ٤ مراحل:Bardenpho، والذي يتضمن مفاعلات غائبة الأكسجين

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

ابتدائية وثانوية، و Ludzack Ettinger المعدل (MLE) والذي يتضمن مفاعل غائب الأكسجين ابتدائي فقط، ونظم Orbal, Carousel وخنادق الأكسدة، والتي يكون فيها المناطق غائبة الأكسجين المنشأة بطول مسافات مختلفة من نفس المفاعل الذي على صورة قناة طويلة، أو على نظم تهوية ممتدة تصب في بعضها البعض بصورة متقطعة (IDEA). وبينما تفرض عملية إدخال إزالة النيترة بعض القيود على عملية التصميم عند عمر الحمأة الطويل، فهذه في الواقع عوائق صغيرة بشرط أن تكون قدرة التهوية في المحطة كافية لضمان عملية نيترة فعالة تحت كل الظروف المتوقعة (انظر الفصل ٥).

٤-١١-٣-٣ المحطات اللاهوائية – غائبة الأكسجين – الهوائية

عندما تكون الإزالة البيولوجية المحسنة للفوسفور مطلوبة، يتم تضمين مفاعل لاهوائي أولي في التكوين الذي يستقبل مياه الصرف الصحي الداخلة، ولكن مع أدنى حد من الأكسجين والنيترات عبر دوران الحمأة. وبالنسبة للإزالة البيولوجية للفوسفور، فإن ضمان صرف صفر نيترات على المنطقة اللاهوائية هو أمر حاسم لتحقيق إزالة جيدة للفوسفور، وأيضًا يشكل قدرًا إضافيًا على التصميم عند إدراج الإزالة البيولوجية المحسنة للفوسفور ضمن نظم التهوية الممتدة. وسوف يعتمد مدى تحقيق الإزالة البيولوجية المحسنة للفوسفور على عدد من العوامل، أهمها تركيز COD القابل للتحلل البيولوجي السريع (RB)، نسبة TP/COD ودرجة استبعاد النيترات من المفاعل اللاهوائي، والذي يعتمد على نسبة TKN/COD في المياه الداخلة.

والحمأة الزائدة من نظم التهوية الممتدة متضمنة الإزالة البيولوجية المحسنة للفوسفور، بها إمكانية إطلاق تركيزات فوسفور عالية، وهذا يمكن التعامل معه في أحواض نزح ميله مصممة خصيصًا بمرشح رملي تحت المصارف وحواجز المياه الطافحة، مما يسمح لأحواض التجفيف بأن تعمل أيضًا كنظام لإزالة المياه، وبينما يتم تصريف الحمأة الزائدة مباشرة على أحواض التجفيف، تتم مراقبة الصرف السفلي والطفح لقياس تركيز الفوسفور وعندما يصل ذلك إلى ٥ مجم فوسفور/ لتر تقريبًا، يجب وقف كل من التخلص من الحمأة على أحواض التجفيف وإعادة المياه الناتجة من التجفيف إلى بداية المحطة . والحجم الصغير نسبيًا من السائل عالي الفوسفور الذي يصرف من أحواض التجفيف إما يعالج كيميائيًا أو يتم استخدامه للري في موقع المحطة. وقدرة نزح المياه في حوض التجفيف تسمح بصورة كبيرة بصرف الحمأة عليها بدلاً من أحواض التجفيف التي ليس لها مزايا نزح المياه تلك .

٤-١١-٤ الدوافع السائدة في حجم نظم الحمأة النشطة

في الجزء السابق، تم تحديد بعض الاعتبارات فى اختيار عمر الحمأة لنظام الحمأة النشطة، لأن هذا يُعد القرار الأكثر أهمية وأساسية فى تصميم هذه النظم. وعمر الحمأة هو المحرك الرئيس الذى يتحكم في جودة المياه الخارجة وحجم نظام الحمأة النشطة. عمومًا، كلما زادت الجودة المطلوبة في المياه الخارجة (والحمأة الخارجة) من النظام، كلما زاد عمر الحمأة وكبر حجم المفاعل البيولوجي وكثرت خصائص مياه الصرف الصحي المطلوب معرفتها (شكل ٤-١١).

لإزالة المادة العضوية فقط، فإن عمر الحمأة في النظام يكون قصيرًا وبالتالي حجم المفاعل البيولوجي صغير. وأساسيًا من الضروري فقط معرفة حمل COD العضوي والجزء الجسيمي غير القابل للتحلل البيولوجي ($f_{S'up}$) والجزء الذائب من COD. ويؤثر تركيز الحمل البيولوجي و تركيز COD الجسيمي غير القابل للتحلل البيولوجي بقوة في كتلة الحمأة بالمفاعل وإنتاج الحمأة اليومي، كما أن تركيز COD الذائب الغير قابل للتحلل البيولوجي يثبت تركيز COD في المياه الخارجة المرشحة من النظام. وكذلك يثبت الحمل العضوي الطلب على الأكسجين اليومي وتثبت ذروة الحمل الهيدروليكي مساحة سطح حوض الترسيب الثانوي.

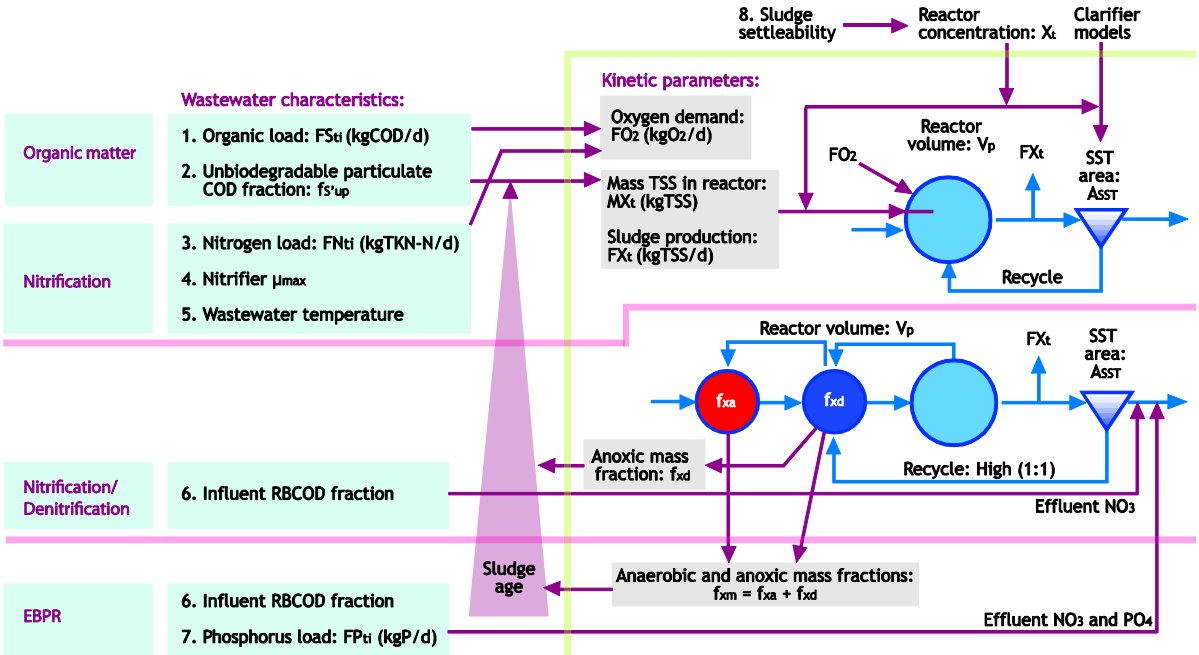
وإذا كانت النيترة مطلوبة في النظام، فهناك حاجة لمعرفة المزيد من خصائص مياه الصرف الصحي. وأهم هذه الخصائص الحد الأقصى لمعدل النمو النوعي لمسببات النيترة في درجة حرارة مياه الصرف الصحي القياسية (٢٠°م) (μ_{A20}) ودرجة الحرارة الأدنى لمياه الصرف الصحي (T_{min}) وكلاهما يثبت الحد الأدنى لعمر الحمأة للنيترة ($SRT_{min,NIT}$). ويجب أن يتم اختيار عمر الحمأة في النظام (SRT) بحيث يكون أطول من الحد الأدنى الخاص بالنيترة، وكلما زادت نسبة عمر الحمأة في النظام إلى عمر الحمأة الأدنى ($SRT/SRT_{min,NIT}$)، كلما قل تركيز الأمونيا في المياه الخارجة وقل الاختلاف في الاستجابة لاختلافات حمل النيتروجين. ومطلوب أيضًا في نظم النيترة حمل النيتروجين اليومي (كل من TKN والأمونيا الملحية والحرة FSA) بحيث يمكن تحديد المواد المكونة للنيتروجين في المياه الداخلة. ولاحظ أنه بالنسبة للنيترة فإن الحد الأقصى لمعدل النمو النوعي لمسببات النيترة يعتبر خاصية لمياه الصرف الصحي وليس ثابتًا حركيًا في النموذج لأنه يختلف في مختلف مياه الصرف الصحي.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

ومع الإزالة البيولوجية للنيتروجين (النيترة وإزالة النيترة، DN) يكون هناك جزء من المفاعل البيولوجي متروكًا عمدًا بلا تهوية (جزء الكتلة غائبة الأكسجين f_{xd}). وكلما كبر جزء الكتلة غائبة الأكسجين، كلما أمكن إزالة النيترة من كم أكبر من النيترات، ولكن كلما زاد الحد الأدنى لعمر الحمأة للنيترة يصبح أكثر من ذلك الخاص بالظروف الهوائية الكاملة للتشغيل. لهذا، فبالنسبة لنظم النيترة/ إزالة النيترة، يصبح المفاعل أكبر لأن أعمار الحمأة المطلوبة تصبح أطول، وكذلك يكون مطلوبًا معرفة خاصية إضافية لمياه الصرف الصحي وهي تركيز COD القابل للتحلل البيولوجي السريع (RBCOD) لأن نسبة عالية (حتى النصف) من النيترات التي يحدث لها إزالة نيترة في المفاعل الابتدائي غائب الأكسجين يكون سببها هذا المكون من مياه الصرف الصحي. وإذا كان تركيز RBCOD غير معروف، لا يمكن حساب تركيز النيترات في المياه الخارجة بدقة.

ومع الإزالة البيولوجية المحسنة للفوسفور، يحتاج الأمر معرفة حمل الفوسفور اليومي في مياه الصرف الصحي (كل من الفوسفور الكلي والفوسفور الحمضي) حتى يمكن تحديد المكونات التي تشكل الفوسفور في المياه الداخلة. وفي الإزالة البيولوجية المحسنة للفوسفور يكون تركيز COD القابل للتحلل البيولوجي السريع RBCOD في المياه الداخلة هامًا جدًا ويثبت مدى الإزالة البيولوجية المحسنة للفوسفور الممكن تحقيقها. وإذا لم يكن تركيز RBCOD بالمياه الداخلة معروفا، فإن الإزالة البيولوجية المحسنة للفوسفور التي من الممكن تحقيقها لا يمكن حسابها بدقة. وRBCOD في المياه الداخلة هو – بصورة غير مباشرة – مصدر الغذاء للكائنات المراكمة للفوسفور PAS_S التي تتوسط عملية الإزالة البيولوجية المحسنة للفوسفور. والغرض من المنطقة اللاهوائية، والتي تستقبل مياه الصرف الصحي الداخلة، هو السماح للكائنات المراكمة للفوسفور بأن تمتص الأحماض الدهنية المتطايرة (VFAs) المتولدة عن عملية تخمر RBCOD بالمياه الداخلة. والنيترات (أو الأكسجين المذاب DO) التي تدخل المنطقة اللاهوائية تؤدي إلى استخدام بعض من RBCOD في المياه الداخلة بواسطة الكائنات عضوية التغذية (OHOS)، والذي يقلل نواتج الأحماض الدهنية المتطايرة المتاحة للكائنات المراكمة للفوسفور، وبالتالي الإزالة البيولوجية المحسنة للفوسفور. والفرق بين تركيز الفوسفور في المياه الداخلة والإزالة البيولوجية المحسنة للفوسفور الممكنة، يحدد تركيز الفوسفور في المياه الخارجة.

والتركيزات المنخفضة جدًا من النيترات (والأكسجين المذاب DO) المعاد تدويرها التي تدخل إلى المنطقة اللاهوائية تكون ضرورية لتحقيق أقصى إزالة بيولوجية للفوسفور. وهذا يفرض متطلبات هامة على إزالة النيترة المطلوبة في المنطقة اللاهوائية. إذا كانت نسبة



شكل ٤–١١ خواص مياه الصرف الصحي الهامة المطلوبة لمختلف نظم الحمأة النشطة، تامة التهوية، النيترة/ إزالة النيترة والإزالة البيولوجية المحسنة للفوسفور، والعلاقات البينية التي تؤثر على عمر الحمأة وجودة المياه الخارجة (السيب).

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

تركيز TKN/COD عالية جدًا، فإن التركيزات المنخفضة للنيترات لا يمكن تحقيقها في المنطقة اللاهوائية وقد يحتاج الأمر إضافة جرعات من الميثانول. وتحتاج الإزالة العالية للنيتروجين في المناطق غائبة الأكسجين إلى مفاعلات غائبة الأكسجين كبيرة، والتي مع المنطقة اللاهوائية ينتجان معًا أجزاء كتلة لاهوائية كبيرة، والتي بدورها تحتاج أعمار حمأة طويلة لضمان النيترة. وما لم يتم تطبيق استراتيجيات محددة للحفاظ على عمر الحمأة منخفضًا، مثل النيترة الخارجية أو إضافة وسط ثابت إلى المنطقة الهوائية لخفض حساسية النظام لعمر الحمأة الأدنى للنيترة، فإن نظم النيترة/ إزالة النيترة للإزالة البيولوجية للفوسفور سيكون لها أعمار حمأة طويلة، خاصة حيث تكون درجة الحرارة الأدنى لمياه الصرف الصحي منخفضة.

والاستعراض السابق يوضح أن تحديد خصائص مياه الصرف الصحي هو أهم جانب من جوانب نمذجة محطات معالجة مياه الصرف الصحي، سواء باستخدام نماذج الحالة المستقرة أو الديناميكية. وينتج عن عدم اليقين من خصائص مياه الصرف الصحي (ورسوبية الحمأة) عدم اليقين المساوي له تمامًا من: الطلب على الأكسجين، إنتاج الحمأة، حجم المفاعل وجودة المياه الخارجة. لهذا فإن تحليلات الحساسية/عدم اليقين يجب أن تطبق على خصائص مياه الصرف الصحي بدلاً من المقاييس الحركية ومقاييس اتحادية العناصر. فى الواقع يجب أن لا تتغير المقاييس الحركية ومقاييس اتحادية العناصر فى النموذج إلا نادرًا (ما عدا الحد الأقصى لمعدل النمو النوعي لمسببات النيترة والذي يعد من خصائص مياه الصرف الصحي). ويمكن تحقيق توافق كل تركيزات نوعية المياه الخارجة، وإنتاج الحمأة والطلب على الأكسجين مع بيانات المحطة المعملية والتجريبية وتلك على نطاق كامل وذلك بتغيير خصائص مياه الصرف الصحي، فقط، شريطة أن البيانات تتفق مع اتزانات الكتلة (للمياه و COD والنيتروجين والفوسفور). وكثيرا ما لا يمكن أن نجعل توقعات النموذج تتوافق مع البيانات التي تم قياسها لأن البيانات المقاسة لا تتفق مع توازن الكتلة ومبادئ الاستمرارية. ويجب ألا يتم تغيير مقاييس الارتباط العنصري والحركية للنموذج إلا عندما يعجز توافق البيانات مع توازن الكتلة ومبادئ الاستمرارية وتغير خواص مياه الصرف الصحي عن إنتاج ارتباط جيد بين تنبؤات النموذج والبيانات المقاسة. وهذه التغيرات يجب أن توضع على أساس أساسيات العمليات البيولوجية وليس ببساطة لأنها "تجعل النموذج مناسبًا".

٤-١١-٥ بعض الملاحظات العامة

في أي نظم إزالة بيولوجية لعناصر الغذاء عند أي عمر حمأة، يكون التحكم في التهوية على وجه التحديد مشكلة مربكة تحت ظروف التدفق والتحميل الدوري، لأن النظام يتأثر إما بالتركيزات العالية جدًا أو المنخفضة جدًا من الأكسجين الذائب (DO) في المنطقة الهوائية. فالتركيزات العالية جدًا من DO تكون مكلفة بلا داعٍ وينتج عنها إعادة تدوير الأكسجين إلى المنطقة غائبة الأكسجين (والمنطقة اللاهوائية إن كانت تتضمن الإزالة البيولوجية المحسنة للفوسفور) مما يقلل من إمكانيات إزالة النيتروجين والفوسفور، والتركيزات المنخفضة جدًا من DO تسبب تدهور فعالية النيترة مع احتمال ظهور حمأة ضعيفة الترسب.

فى حين وُضعت بعض التقنيات الجيدة للتحكم في الأكسجين الذائب DO على مدى سنوات، فإن تكلفة توفير قدرة تهوية ومساحة سطح لأحواض الترسيب الثانوية من أجل تدفق الذروة، دفعت الجهود البحثية نحو حلول تحكم بديلة، مثل معادلة التدفق والحمل. وعلاوة على ذلك، فإن معظم الاختلاف اليومي في متغيرات النظام، مثل تركيزات الأمونيا والنيترات والفوسفات لا تتأثر بالعمليات البيولوجية، ولكن باختلاف التدفق الهيدروليكي. ولتقليل الاختلافات الهيدروليكية في حدها الأدنى، فإن حوضًا للمعادلة يتم وضعه في بداية مسار نظام الحمأة النشطة، ويتم التحكم في تدفق هذا الحوض بحيث إن التغيرات الدورية في التدفق والحمل، يتم تثبيطها إلى قيم صغيرة جدًا. ويتم التحكم في الحوض بواسطة كمبيوتر صغير يقوم بحساب تدفق الحوض الذي يحقق أفضل تثبيط للتدفق الداخل خلال ٢٤ ساعة قادمة. وهذا المنهج بمعادلة التصرف تم اختباره في محطة "Goudkoppies " للإزالة البيولوجية للعناصر "الغذائية" BNR (جوهانسبرج) وأظهرت إمكانية كبيرة للحد من مشاكل التهوية ومشاكل التحكم الأخرى في محطات الإزالة البيولوجية للعناصر الغذائية (Dold *et al*., 1982, 1984).

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

المراجع

Barnard J.L. (1976) A review of biological phosphorus removal in the activated sludge process. *Water SA* **2**(3), 136-144.

Bratby J. (1978) Aspects of sludge thickening by dissolved-air flotation. *Wat. Pollut*. Control **77**(3), 421-432.

Brink I.C., Wentzel M.C. and Ekama G.A. (2007) New developments in modelling waste water treatment processes - Using stoichiometry to build a plant wide mass balance based steady state WWTP model. *Procs. 10th IWA conference on Design, Operation and Economics of Large Wastewater Treatment Plants*. Vienna, 9-13 Sept, 243-250.

Bortone G., Saltarelli R., Alonso V., Sorm R., Wanner J. and Tilche A. (1996) Biological anoxic phosphorus removal - The DEPHANOX process. *Wat. Sci. Tech.***34**(1/2), 119-128.

Burke R.A., Wentzel M.C., Dold P.L., Ekama G.A. and Marais, G.v.R. (1989) Biological excess phosphorus removal in short sludge age activated sludge systems. *Procs. 1st biennial WISA Conference*, Cape Town, March.

Chao A.C. and Keinath T.M. (1979) Influence of process loading intensity on sludge clarification and settling characteristics. *Wat. Res.* **13**(12), 1213-1224.

Dold P.L., Buhr H.O. and Marais G.v.R. (1982) *Design and control of equalization tanks*. Research Report No. W 42, Dept. of Civil Eng., Univ of Cape Town, Rondebosch, 7701, RSA.

Dold P.L., Buhr H.O. and Marais G.v.R. (1984) An equalization control strategy for activated sludge process control. *Wat. Sci. Tech.* **17** (Amsterdam), 221-234.

Dick R.I. (1976) Folklore in the design of final settling tanks. *Journal WPCF* **48**(4), 633-644.

Ekama G.A., Dold P.L. and Marais G.v.R. (1986) Procedures for determining influent COD fractions and the maximum specific growth rate of heterotrophs in activated sludge systems. *Wat. Sci. Tech.* **18**(6), 91-114.

Ekama G.A. and Marais G.v.R. (1986) Sludge settleability and secondary settling tank design. *Water Pollut. Control* **85**(2), 100-113.

Ekama G.A., Barnard J.L., Günthert F.W., Krebs P., McCorquodale J.A., Parker D.S., Wahlberg E.J. (1997) Secondary settling tanks: Theory, design, modelling and operation. IAWQ STR No 6, pp216, International Association on Water Quality, London.

Ekama G.A. and Marais P. (2004) Assessing the applicability of the 1D flux theory to full scale secondary settling tank design with a 2D hydrodynamic model. *Wat. Res.* **38**(3), 495-506.

Ekama G.A. and Wentzel M.C. (2004) A predictive model for the reactor inorganic suspended solids concentration in activated sludge systems. *Wat. Res.* **38**(19), 4093-4106.

Garrett M.T. (1958) Hydraulic control of activated sludge growth rate. *Sew. and Ind. Waste* **30,** 253.

Henze M., Dupont R., Grau P. and De La Sola A. (1993) Rising sludge in secondary settlers due to denitrification. *Wat. Res.* **27**(2), 231-236.

Hörler A. (1969) Discussion of "Performance of (activated sludge) secondary settling tanks" by Pflanz P (1969) *Procs. 4th IAWPR Conference*, Prague, Ed. Jenkins SH, Pergamon Press, Oxford, 569-593.

Hu Z.R, Wentzel M.C. and Ekama G.A. (2000) External nitrification in biological nutrient removal activated sludge systems. *Water SA* **26**(2), 225-238.

Korentajer L. (1991) A review of the agricultural use of sewage sludge: Benefits and potential hazards. *Water SA* **17**(3), 189-196.

Mamais D. and Jenkins D. (1992) The effects of MCRT and temperature on enhanced biological phosphorus removal. *Wat. Sci. Tech* **26**(5/6), 955-965.

Marais G.v.R. and Ekama G.A. (1976) The activated sludge process part 1 - Steady state behaviour. *Water SA* **2**(4), 163-200.

Mebrahtu M.K. and Ekama G.A. (2008) Aerobic digestion of waste activated sludge from biological nutrient removal activated sludge systems. *Procs 10th biennial Water Institute of Southern Africa conference*, Suncity, 18-21 May.

Metcalf and Eddy Inc. (1991) Wastewater Engineering: Collection, treatment, disposal and reuse, 3rd Edn., McGraw-Hill, New York.

Muller A.W., Wentzel M.C. and Ekama G.A. (2006) Estimation of nitrification capacity of rock media trickling filters in external nitrification BNR. *Water SA* **32**(5), 611-618.

Nicholls H.A. (1975) Internal Thesis Report, Dept. of Civil Eng., Univ. of Cape Town, Rondebosch, 7701, RSA.

Parker D.S, Kaufman W.J. and Jenkins D. (1971) Physical conditioning of activated sludge floc. *Journal WPCF* **43**(9), 1817-1833.

Pincince A.B., Braley B.G., Sangrey K.H. and Reardon R.D. (1995) Minimizing costs of activated sludge systems: Application to the Deer Island treatment plant, *Procs. 68th Annual WEF Conference and Exposition*, Miami, **1**, 693-699.

Pitman A.R. (1999) Management of biological nutrient removal plant sludges - Change the paradigms? *Wat. Res.* **33**(5), 1141-1146.

Riddel M.D.R., Lee J.S. and Wilson T.E. (1983) Method for estimating the capacity of an activated sludge plant. *Journal WPCF* **55**(4), 360-368.

Samson K.A. and Ekama G.A. (2000) An assessment of sewage sludge stability with a specific oxygen utilization rate (SOUR) test method. *Wat. Sci. Tech.* **42**(9), 37-40.

Setter L.R., Carpenter W.T. and Winslow G.C. (1945) Practical application of modified sewage aeration.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

Sew. Works Jour. **17**(4), 669-691
Sen D., Mitta P. and Randall C.W. (1994) Performance of fixed film media integrated in activated sludge reactors to enhanced nitrogen removal. *Wat. Sci. Tech.* **30**(11), 13-24.
Sorm R., Bortone G., Saltarelli R., Jenicek P., Wanner J. and Tilche A. (1996) Phosphate uptake under anoxic conditions and fixed film nitrification in nutrient removal activated sludge system. *Wat. Res.* **30**(7), 1573-1584.
Sötemann S.W., Wentzel M.C. and Ekama G.A. (2006) Mass balances based plant wide wastewater treatment plant models - Part 4: Aerobic digestion of primary and waste activated sludges. *Water SA* **32**(3), 297-306.
Stofkoper J.A. and Trentelman C.C.M. (1982) Richtlijnen voor het dimensioneren van ronde nabezinktanks voor actiefslibinstallaties. *H2O* **15**(14), 344-354.
Vestner R.J. and Gunthert F.W. (2001) Upgrading of trickling filters for biological nutrient removal with an activated sludge stage. *GWF - Water• Wastewater* **142**(15), 39-46.
Wahlberg E.J., Keinath T.M. and Parker D.S. (1994) The influence of flocculation time on secondary clarification. *Water Environ. Res*. **66**(6), 779-786.
Wanner J., Kucman K. and Grau P. (1988) Activated sludge process with biofilm cultivation. *Wat. Res.* **22**(2), 207-215.
Wentzel M.C., Dold P.L., Ekama G.A. and Marais G.v.R. (1990) Biological excess phosphorus removal - Steady state process design. *Water SA* **16**(1), 29-48.
WRC (1984) Theory, *Design and Operation of Nutrient Removal Activated Sludge Processes*. Water Research Commission, Private Bag X03, Gezina, 0031, RSA.

المصطلحات والرموز

الرمز	الوصف	الوحدة
A	نسبة إعادة تدوير السائل المخلوط	-
A_{SST}	مساحة سطح حوض الترسيب الثانوي	m^2
b_H	معدل الفاقد النوعي للكتلة الذاتية للكائنات عضوية التغذية	d^{-1}
C_{br}	ثابت تكلفة المفاعل البيولوجي	-
C_{sst}	ثابت تكلفة حوض الترسيب الثانوي	-
DSVI	مؤشر حجم الحمأة المخففة	ml/gTSS
f_a	جزء OHO في الحمأة النشطة	mgVSS/mgVSS
f_{at}	جزء OHO في الحمأة كمواد صلبة عالقة كلية TSS	mgVSS/mgTSS
f_{av}	جزء OHO في الحمأة	mgVSS/mgVSS
f_{avOHO}	جزء OHO في الحمأة	mgVSS/mgVSS
f_{cv}	نسبة COD/VSS في الحمأة	mgVSS/mgCOD
f_H	الجزء الغير قابل للتحلل في OHO	mgCOD/mgCOD
f_i	نسبة VSS/TSS في الحمأة	mgVSS/mgTSS
f_{iOHO}	المحتوي غير العضوي في OHO	mgISS/mgCOD
f_q	عامل التدفق الأقصى (التدفق الأقصى الرطب/ متوسط التدفق الأقصى الجاف)	l/l
FO_c	التدفق اليومي للأكسجين المستخدم	mgO_2/d
FS_{bi}	التدفق اليومي للأكسجين الكيميائي الممتص غير القابل للتحلل في المياه الداخلة	mgCOD/d
FS_{te}	تدفق الأكسجين الكيميائي الممتص في المياه الخارجة	g COD/d
FS_{ti}	التدفق اليومي من COD الكلي في المياه الداخلة	mg COD/d
FS_{Xv}	التدفق اليومي للمادة العضوية الجسيمية المنتجة	mg COD/d
$f_{S'up}$	الجزء الجسيمي الغير قابل للتحلل في COD الكلي فى المياه الداخلة	-
$f_{S'us}$	الجزء الذائب الغير قابل للتحلل الحيوي في COD الكلي فى المياه الداخلة	-
FX_{Ii}	التدفق اليومي من COD الجسيمى الغير قابل للتحلل في المياه الداخلة	mgCOD/d

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

FX_{IOi}	التدفق اليومي للمادة غير العضوية الجسيمية فى المياه الداخلة	mgISS/d
FX_{Ivi}	التدفق اليومي للمادة غير القابلة للتحلل الجسيمية فى المياه الداخلة	mgVSS/d
FX_t	التدفق اليومي للمواد الصلبة العالقة الكلية المنتجة	mgTSS/d
FX_v	التدفق اليومي للمواد الصلبة العالقة المتطايرة المنتجة	mgVSS/d
ISS	المواد الصلبة العالقة غير العضوية في الحمأة النشطة	mgISS/l
HRT_a	زمن المكث الهيدروليكي الحقيقي	d
HRT_n	زمن المكث الهيدروليكي الاسمي	d
MX_{BHv}	كتلة OHO فى المفاعل	mgVSS
MX_{EHv}	كتلة البقايا الذاتية في المفاعل البيولوجى	mgVSS
MX_{IO}	كتلة المادة غير العضوية الجسيمية فى المياه الداخلة في المفاعل البيولوجي	mgISS
MX_{Iv}	كتلة المادة الغير القابلة للتحلل فى المياه الداخلة في المفاعل البيولوجي	mgVSS
MX_t	كتلة المواد الصلبة فى المياه الداخلة في المفاعل البيولوجي	mgTSS
MX_v	كتلة المواد الصلبة العالقة المتطايرة في المفاعل البيولوجي	mgVSS
O_c	معدل استخدام الأكسجين الكربوني	mgO_2 /l.d
P_{br}	ثابت تكلفة الطاقة للمفاعل البيولوجي	-
P_{sst}	ثابت تكلفة الطاقة لحوض الترسيب الثانوي	-
Q_a	معدل تدفق إعادة تدوير السائل المخلوط	l/d
Q_e	معدل تدفق المياه الخارجة	l/d
Q_i	معدل تدفق المياه الداخلة	l/d
$Q_{i,ADWF}$	معدل تدفق المياه الداخلة (متوسط الجو الجاف)	l/d
$q_{i,PWWF}$	معدل طفح حوض الترسيب الثانوي في ذروة تصرف الجو الرطب	m/h
$Q_{i,PWWF}$	معدل تدفق حوض الترسيب الثانوي في ذروة تصرف الجو الرطب	m3/h
Q_s	معدل تدفق إعادة تدوير الحمأة	l/d
Q_w	معدل تدفق الفاقد من المفاعل البيولوجي	l/d
r_{hin}	ثابت ترسيب الحمأة	l/g
SRT	زمن مكث الحمأة	d
S	نسبة تدوير إعادة تدوير الحمأة المترسبة	-
S_{bi}	COD القابل للتحلل في المياه الداخلة	mgCOD/l
S_S	COD القابل للتحلل والقابل للذوبان	mgCOD/l
S_{Ie}	COD غير القابل للتحلل والقابل للذوبان في المياه الخارجة	mgCOD/l
S_{Ii}	COD غير القابل للتحلل والقابل للذوبان في المياه الداخلة	mgCOD/l
$SSVI_{3.5}$	مؤشر حجم الحمأة المعملي الخاص في ٣,٥ جم TSS/ لتر	mL/gTSS
S_{te}	COD الكلي في المياه الخارجة	mgCOD/l
$S_{te(filt)}$	COD المرشح فى المياه الخارجة	mgCOD/l
$S_{te(unfilt)}$	COD غير المرشح فى المياه الخارجة	mgCOD/l
S_{ti}	COD الكلي فى المياه الداخلة	mgCOD/l
V_0	سرعة الترسيب الأولية	m/h
V_p	حجم المفاعل البيولوجي	l

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

V_s	سرعة الترسيب في المنطقة	m/h
X	المادة الجسيمية في الحمأة النشطة	mgTSS/l
X_{BHv}	الكتلة الحيوية فى OHO	mgVSS/l
X_{EHv}	البقايا الذاتية من OHO في الحمأة النشطة	mgVSS/l
X_I	المادة الغير قابلة للتحلل في المياه الداخلة بالحمأة النشطة	mgCOD/l
X_{Iv}	المادة الغير قابلة للتحلل في المياه الداخلة بالحمأة النشطة	mgVSS/l
X_{IOi}	تركيز المواد غير العضوية فى المياه الداخلة	mgISS/l
X_{sR}	تركيز المواد الصلبة العالقة في الحمأة المعاد تدويرها من أحواض الترسيب الثانوية	mgTSS/l
X_S	COD الجسيمي بطئ التحلل في المياه الداخلة	mgCOD/l
X_{Si}	COD الجسيمي الغير قابل للتحلل في المياه الداخلة	mgCOD/l
X_t	المادة الجسيمية في الحمأة النشطة	mgTSS/l
X_v	المادة العضوية في الحمأة النشطة	mgVSS/l
X_{ve}	المادة الجسيمية المتطايرة في المياه الخارجة	mgVSS/l
Y_H	إنتاج COD من OHO	mgCOD/mgCOD
Y_{Hv}	إنتاج VSS من OHO	mgVSS/mgCOD

الاختصار	الوصف
ADWF	متوسط التدفق للجو الجاف
AS	الحمأة النشطة
BOD	الأكسجين الحيوي الممتص
BNR	الإزالة البيولوجية لعناصر الغذاء
COD	الأكسجين الكيميائي الممتص
DSVI	مؤشر حجم الحمأة المخففة
DO	الأكسجين المذاب
EBPR	الإزالة البيولوجية المحسنة للفوسفور
ESS	المواد الصلبة العالقة في المياه الخارجة
F/M	نسبة الغذاء إلى الكائنات الدقيقة
HRT	زمن المكث الهيدروليكي
FSA	الأمونيا الملحية والحرة
IDEA	التهوية الممتدة المتقطعة والتي تصب من وحدة لأخرى
ISS	مكون المواد غير العضوية في كتلة المواد الصلبة القابلة للترسيب
LF	عامل الحمل (التحميل)
MLSS	المواد الصلبة العالقة في السائل المخلوط
MLVSS	المواد الصلبة العالقة المتطايرة في السائل المخلوط
OHO_s	الكائنات عضوية التغذية
ND	النيترة/ إزالة النيترة

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

PAO_s	الكائنات المراكمة للفوسفور
PE	مكافئ الفرد
PST	حوض الترسيب الابتدائي
PWWF	تدفق الذروة للجو الرطب
RBCOD	الأكسجين الكيميائي الممتص القابل للتحلل السريع
SRT	زمن مكث الحمأة (عمر الحمأة)
SS	المواد الصلبة العالقة
SST	حوض الترسيب الثانوي
SVI	مؤشر حجم الحمأة
SV	الحجم المترسب
SSVI	مؤشر حجم الحمأة المعملي
TKN	نيتروجين كيلدهال الكلي
TSS	المواد الصلبة العالقة الكلية
VFAs	الأحماض الأمينية المتطايرة
VSS	المواد الصلبة العالقة المتطايرة
WAS	الحمأة النشطة الزائدة

الرموز اليونانية	الشرح	الوحدة
Θ_{bH}	معامل أرهينيوس للحرارة لمعدل التنفس الذاتى للكائنات عضوية التغذية	-
Φ	قطر حوض الترسيب الثانوي	m

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest




٥

إزالة النيتروجين

George A. Ekama and Mark C. Wentzel

٥-١ مقدمة عن النيترة

يصف المصطلح "نيترة" العملية البيولوجية التي بها تتم أكسدة الأمونيا الحرة والملحية (FSA) إلى نيتريت ونيترات. ويتم إحداث عملية النيترة بواسطة كائنات محددة كيميائية وذاتية التغذية ولها خواص سلوكية تختلف بوضوح عن الكائنات عضوية التغذية (OHO). فبينما تحصل الكائنات عضوية التغذية على متطلباتها من الكربون (عملية البناء anabolism) والطاقة (عملية الهدم catabolism) لتكوين الكتلة الحيوية من نفس المركبات العضوية، نجد أن الكائنات ذاتية التغذية المسببة للنيترة تحصل على احتياجاتها من الكربون (عملية البناء) من ثاني أكسيد الكربون الذائب، وعلى احتياجاتها من الطاقة (عملية الهدم) لتكوين الكتلة الحيوية، من أكسدة الأمونيا إلى نيتريت ونيترات. هذا الفرق ينتج عنه أن يكون للكائنات ذاتية التغذية المسببة للنيترة معاملات نمو للكتلة الحيوية أقل بكثير (٥/١) من الكائنات عضوية التغذية. إن أهداف هذا الفصل هي مراجعة الحركية الخاصة بعملية النيترة في إيجاز، وإلقاء الضوء على العوامل التي تؤثر في هذه العملية البيولوجية، ووضع الاجراءات لتصميم نظام حمأة منشطة هوائي للنيترة. وقد ثبت جيدا أن النيترة تتسبب بنوعين من البكتريا ذاتية التغذية، الكائنات المؤكسدة للأمونيا (ANO_s) والكائنات المؤكسدة للنيتريت (NNO_s). وفي الأصل، كان من المعتقد أن النيتروزموناس والنيتروباكتر فقط كانا يتوسطان عملية النيترة ولكن التقنيات الجزيئية الحديثة أظهرت أن هناك عديد من الأنواع من الكائنات التي تحدث النيترة.

وتحدث النيترة في خطوتي أكسدة متتاليتين (i) تقوم الكائنات المؤكسدة للأمونيا (ANO_s) بتحويل الأمونيا الحرة والملحية إلى نيتريت (ii) وتقوم الكائنات المؤكسدة للنيتريت (NNO_s) بتحويل النيتريت إلى نيترات. وتقوم الكائنات المنيترة باستخدام الأمونيا والنيتريت بصورة أساسية لمتطلبات طاقة عملية التكوين الحيوي "Synthesis" (عملية الهدم) ولكن بعض الأمونيا تستخدم أيضًا في عملية البناء لتوفر متطلبات النيتروجين في عملية تكوين كتلة الخلية. واحتياجات عملية التكوين (synthesis) من الأمونيا، من ناحية أخرى، تمثل جزءًا مهملاً من إجمالي الأمونيا التي تمت نيترتها إلى نيترات بواسطة الكائنات المنيترة ، وتكون على أقصى تقدير، ١% وبالتالي، فإنه من المعتاد في نماذج الحالة المستقرة أن يتم إهمال متطلبات التكوين الحيوي من النيتروجين، وأن يتم النظر ببساطة إلى الكائنات المنيترة بأنها تعمل كعوامل حيوية محفزة في عملية النيترة. وهذا المدخل القائم على حسابات اتحادية العناصر (العلاقات العنصرية

© 2008 George A. Ekama. Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design. Edited by M. Henze, M.C.M. van Loosdrecht, G.A. Ekama and D. Brdjanovic. ISBN: 9781843391883. Published by IWA Publishing, London, UK.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

Stoichiomenteric) يساعد بدرجة كبيرة على تبسيط وصف حركة العناصر (Kineties) في العملية.

والتفاعلين الأساسيين للأكسدة والاختزال (redox) في النيترة، هما:

$$NH_4^+ + \frac{3}{2} O_2 (ANOs) \rightarrow NO_2^- + H_2O + 2H^+ \quad (5.1a)$$

$$NO_2 + \frac{1}{2} O_2 (NNOs) \rightarrow NO_3^- \quad (5.1b)$$

ووفقًا لحسابات علاقات العناصر فإن متطلبات الأكسجين لأول وثاني تفاعل هي = ٣/٢*٣٢/١٤=٣,٤٣ و ١/٢*٣٢/١٤=١,١٤ مجم O_2/ مجم N (تكتب أيضًا مجم O_2/ مجم FSA – N). إذن فإن حسابات علاقات العناصر تثبت أن تحول الأمونيا إلى نيترات، وكلاهما ممثلاً كنيتروجين، يحتاج ٢*٣٢/١٤=٤,٥٧ مجم O_2/ مجم N مستخدم. وعند الأخذ في الاعتبار الأمونيا المستخدمة لتكوين كتلة خلايا الكائنات المنيترة ، تكون متطلبات (الأكسجين لكل مجم FAS-N تتم نيترتها) أقل قليلا، فهناك قيم تم رصدها لذلك انخفضت إلى ٤,٣ مجم O_2/ مجم FSA. هذا المدخل يتم تبنيه أو استخدامه في نماذج المحاكاة مثل ASMI (Henze *et al.*, 1987) وهو أحد أسباب الفرق الطفيف في النتائج المستنبطة بين حسابات علاقات عناصر نماذج الحالة الثابتة (المستقرة) ونماذج المحاكاة الأخرى الأكثر تشابكًا.

٥-٢ دراسة حركات الأجسام بيولوجيًا

٥-٢-١ النمو

حتى يمكننا صياغة سلوك النيترة، فإنه من الضروري أن نفهم حركة الأجسام في النمو البيولوجي الأساسي للكائنات المؤكسدة للأمونيا (ANO_s). فمعدل تحول الأمونيا إلى نيتريت بواسطة ANO_s يكون عمومًا أبطأ بكثير من معدل تحول النيتريت إلى نيترات بواسطة الكائنات المؤكسدة للنيتريت (NNO_s). لهذا فإنه في معظم الظروف داخل محطات معالجة مياه الصرف الصحي البلدية، نجد أن أي نيتريت تم تكوينه في النهاية يتحول فورًا إلى نيترات. وكنتيجة لذلك، يلاحظ وجود قليل جدًا من النيتريت (< ١ مجم N/ ل) في المياه الخارجة من محطة تعمل على مياه داخلة لا تحتوي مواد تثبط NNO_S. ولذلك فإن المعدل المحدد في تتابع خطوتي عملية النيترة هو تحول الأمونيا إلى نيتريت بواسطة ANO_S. وبهذا فإنه من وجهة نظر النمذجة للحالة المستقرة (الثابتة)، يحتاج القائم بها لأن يضع في اعتباره دراسة حركية هذه المجموعة من الكائنات فقط. ولأن النيتريت الناتج تتم في النهاية نيترته فورًا إلى نيترات فإنه يتم افتراض أن ANO_S تقوم بنيترة الأمونيا إلى نيترات مباشرة وأن الحركية في عملية النيترة تقلل السلوك الحركي الخاص بـ ANO_S.

وقد أظهرت الفحوص التجريبية بواسطة (Downing *et al.* (1964)) أن معدل النيترة يمكن أن يصاغ في صورة معادلة "مونود". وفي الواقع فإن "حركية مونود" قد تم تطبيقها في عملية النيترة قبل أن يتم تطبيقها لنمذجة حركية تكسير المادة العضوية بواسطة الكائنات عضوية التغذية. وقد شجع التطبيق الناجح في عملية النيترة ((Lawrence and McCarty (1972)) على تطبيقها في نظام الحمأة المنشطة. ووضع "Monod" نظريته القائلة: (i) كتلة الكائنات المتولدة عبارة عن جزء ثابت من كتلة المادة الركيزة - Substrate - (وهي في هذه الحالة: الأمونيا) و(ii) المعدل المحدد للنمو، أي أن معدل النمو لكل وحدة كتلة من الكائنات في كل وحدة زمنية، لها علاقة بتركيز المادة الركيزة المحيطة بهذه الكائنات.

ومن البند (i):

$$M\Delta X_{BA} = Y_A M\Delta N_a \quad (5.2)$$

حيث:

$M\Delta X_{BA}$ كتلة الكائنات المنيترة (مجم VSS)

$M\Delta N_a$ كتلة الأمونيا كنيتروجين مستخدم (مجم FSA-N)

Y_A معامل ناتج الكائن المسبب للنيترة (مجم VSS/ مجم N)

وبأخذ التغيرات على مدى فاصل زمني t وبافتراض أن التغيرات ضئيلة للغاية، يمكن كتابة ما يلي:

$$\frac{dX_{BA}}{dt} = Y_A \left[-\frac{dN_a}{dt} \right] \quad (mgANOVSS/l.d) \quad (5.3)$$

ومن البند (ii)، وضع مونود صيغة العلاقة التالية، والمعروفة بمعادلة مونود

$$\mu_A = \frac{\mu_{Am} N_a}{K_{nT} + N_a} \quad (mgVSS/mgVSS.d) \quad (5.4)$$

حيث:

μ_A معدل النمو المحدد في تركيز الأمونيا N_a (mgANOVSS/mgANOVSS.d)

μ_{Am} الحد الأقصى لمعدل النمو المحدد

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

(mgANOVSS/mgANOVSS.d)

K_n ثابت نصف التشبع أي: التركيز الذي فيه $\mu_A = ½\ \mu_{Am}$ (mgN/l)

N_a تركيز الأمونيا في حجم السائل (mgN/l)

وثوابت مونود: الحد الأقصى لمعدل النمو المحدد μ_{Am} ومعامل نصف التشبع (والمعروف أيضًا بمعامل التآلف) K_n بالنسبة ANOs تكون حساسة للحرارة، وتقل بصورة عامة كلما قلت الحرارة. وإضافة الحرف T بجانب أو أسفل الرموز، يشير إلى درجة الحرارة المئوية (°C) و يتم الحصول على معدل النمو من ناتج معدل النمو المحدد وتركيز ANO (X_{BA}):

$$\frac{dX_{BA}}{dt} = \mu_{AT} X_{BA} = \frac{\mu_{AmT} N_a}{K_{nT} + N_a} X_{BA} \quad \text{(mgANOVSS/l.d)} \quad (5.5)$$

ومعدل تحول الأمونيا يتم إيجاده من ربط المعادلتين 5.3 و5.5، كما يلي:

$$\frac{dN_a}{dt} = -\frac{1}{Y_A} \frac{\mu_{AmT} N_a}{K_{nT} + N_a} X_{BA} \quad \text{(mgFSA-N/l.d)} \quad (5.6)$$

ولأنه في نموذج الحالة المستقرة يتم قبول أن عملية النيترة خاضعة لحسابات اتحادية العناصر (stoichiometric) أي أن الكائنات المنيترة تعمل فقط كعامل محفز في العملية، فإن معدل تكوين النيترات يساوي معدل تحول الأمونيا الحرة والملحية FSA، أي:

$$\frac{dN_n}{dt} = -\frac{dN_a}{dt} = \frac{1}{Y_A} \frac{\mu_{AmT} N_a}{K_{nT} + N_a} X_{BA} \quad \text{(mgNO}_3\text{-N/l.d)} \quad (5.7)$$

حيث:

N_n تركيز النيترات (مجم $NO_3 - N$/ ل)

ومعدل استخدام الأكسجين المرتبط بالنيترة يكون على أساس متطلبات الأكسجين في حسابات اتحاد العناصر وهو ٤,٧٥ مجم O_2/ مجم FSA-N تتم نيترتها إلى نيترات كما هي محسوبة فيما سبق، أي:

$$O_n = 4.57 \frac{dN_a}{dt} = 4.57 \frac{dN_n}{dt} \quad \text{(mgO}_2\text{/l.d)} \quad (5.8)$$

مع افتراض التحول بحسابات اتحاد العناصر من FSA إلى نيترات كما في معادلتي 5.7 و5.8 السابقتين يتجاوز تقدير توليد النيترات إلى حد ما وكذلك استخدام الأكسجين، لأن جزءًا صغيرًا (١%) من FSA المأخوذة بواسطة الكائنات المنيترة يستخدم في تكوين الخلايا. وعلى أساس الصيغة الخاصة بكتلة الكائنات $C_5H_7O_2N$، يبين Brink (*et al.* (2007) أنه مقابل كل ١ مجم FSA-N يتم أخذه، يتم توليد ٠,٩٩ مجم N نيترات و٠,٠٦٧ مجم ANOVSS ويتم استخدام ٤,٤٢ مجم O_2.

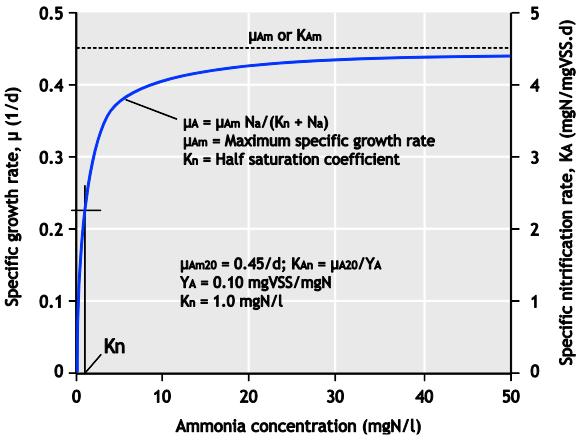
وتطبيق حركية الأجسام في نموذج مونود للنمو على النيترة بواسطة (Downing *et al.* (1964)) تعد غالبًا من أنجح تطبيقات بحوث حركية الأجسام الميكروبولوجية في معالجة مياه الصرف الصحي، وكثيرًا جدًا لدرجة أن حركية الأجسام في نموذج مونود يشيع استخدامها اليوم للتعبير عن معدلات عديدة للعمليات الحيوية في صورة تركيزات المواد المغذية المحددة للنمو. وحركية أجسام مونود تحتاج إلى معرفة ثلاثة ثوابت: معامل الناتج (Y_A) والحد الأقصى لمعدل النمو (μ_{Am}) ومعامل نصف التشبع (K_n).

ويمثل معامل الناتج بالنسبة للكائنات المسببة للنيترة صافي كتلة الكائن المنتجة لكل وحدة كتلة من المادة الركيزة النيتروجينية المستخدمة. ودليل أن هذا المعامل غير ثابت ولكن يمكن أن يختلف باختلاف ظروف النمو قد تم تقديمه في الستينات (١٩٦٠) وذلك عندما تم وضع نموذج النيترة. وعلى أي حال، فإن (Downing *et al.* (1964)) ذكروا أن التركيزات المختلفة للمادة الصلبة المتطايرة VSS التي يتم الحصول عليها من قيم مختلفة لمعامل الناتج (Y_A) ليست نتيجة تابعة لأقصى معدل نمو محدد يتم تحديده معمليًا (μ_{Am}) شريطة أن معامل الناتج وأقصى معدل نمو مستخدمين، يكونان متناسقين. ذلك لأن (μ_{Am}) يتم الحصول عليه من أقصى معدل محدد للنيترة تتم ملاحظته K_{AM} مجم FSA-N تتم نيترته لكل مجم ANOVSS في اليوم والذي يساوي Y_A /(μ_{Am}). فإذا كان Y_A يتم اختياره بقيمة منخفضة، فإن (μ_{Am}) ستكون منخفضة والعكس صحيح. ولتجنب الارتباط أو التشويش بخصوص معدلات (μ_{Am}) المحددة تجريبيًا، فقد تم تبني استخدام معامل Y_A قياسي = ٠,١٠ مجم VSS/ مجم FSA، أو ٠,١٥ مجم COD/ مجم FSA في نماذج الحالة المستقرة والمحكاة الدنياميكية للحمأة المنشطة بمحطات معالجة مياه الصرف الصحي البلدية.

٥-٢-٢ سلوك النمو

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

في شكل ٥–١ تتبين العلاقة بين معدل النمو المحدد (μ_{Am}) ومعدل استخدام المادة الركيزة المحددة FSA أو معدل النيترة K_A, وتركيز FSA في حجم السائل، N_a، كما تم وصفها بمعادلة مونود (معادلة 5.4).



شكل ٥–١ معادلة مونود لمعدل النمو المحدد لعملية النيترة عند ٢٠° م

والثوابت التي تم اختيارها للمعادلات هي μ_{Am20}= ٠,٤٥/ يوم، Y_A = ٠,١٠ مجم ANOVSS مكونة لكل مجم FSA-N تتم نيترتها، فتجعل K_{AM} = ٤,٥ مجم FSA-N /ANOVSS.d وK_{n20}= ١,٠ مجم N/ ل. والظاهرة الملفتة في هذا السلوك لنمو الكائنات المسببة لنيترة هي أنه بسبب أن K_n منخفض جدًا عند ~١ مجم مجم FSA-N/ ل، يكون معدل النيترة في النهاية عند حده الأقصى للتركيزات > ٢ مجم FSA-N/ ل. وعلى أي حال، ففي تركيزات < ٢ مجم N/ ل يتناقص المعدل بسرعة إلى الصفر. ومعنى ذلك أنه عندما تحدث النيترة، ستكون كاملة تقريبًا (شريطة أن يتم الوفاء بكل المتطلبات انظر بالأسفل) ولكن تركيز الأمونيا لا يكون قد اختصر إلى الصفر.

٥–٢–٣ التنفس الباطني (الذاتي)

من المقبول عموما أن تخضع جميع الكائنات لبعض أشكال الفقدان من كتلتها نتيجة لاحتياجات البقاء والطاقة الداخلية. وهذا السلوك يسود عندما تستخدم كتلة حيوية ما جميع موادها الركيزة الخارجية فتقل موادها الصلبة المتطايرة، وتستمر في استخدام الأكسجين مع الوقت. وتسمى هذه العملية التنفس الباطني. والكائنات المختلفة لها معدلات تنفس باطني (ذاتي) مختلفة، فبالنسبة للكائنات عضوية التغذية OHOs تكون عالية تمامًا (b_{H20} = 0.24 /d)، بينما في الكائنات المؤكسدة للأمونيا ANOs تكون منخفضة (b_{H20} = 0.04 /d). وعملية التنفس الباطني للكائنات المؤكسدة للأمونيا تتم نمذجتها تمامًا بنفس الطريقة الخاصة بالكائنات عضوية التغذية، أي:

$$\frac{dX_{BA}}{dt} = -b_{AT} X_{BA} \qquad \text{(mgANOVSS/l.d)} \qquad (5.9)$$

حيث:

b_{AT} معدل فقدان كتلة باطنية محددة للكائنات المنيترة عند درجة حرارة T (°C) (مجم ANOVSS/ مجم d.ANOVSS)

٥–٣ حركية العملية

نظام الحمأة المنشطة الأساسي الذي تمت نمذجته لعملية النيترة هو نظام المفاعل الفردي التام الخلط مع التحكم الهيدروليكي في عمر الحمأة (انظر شكل ٤–٢). ويوفر هذا النظام، في ظل ظروف الحالة المستقرة، المعلومات الضرورية لتصميم عملية النيترة. والحل الأساسي للحالة المستقرة المطلوب لذلك هو تركيز الأمونيا في المياه الخارجة (السيب) (N_{ae}). فهذا الحل يشكل الأساس لتحليل سلوك عملية النيترة ويوفر المعلومات عن تصميم نظام الحمأة المنشطة المتضمن لهذه العملية. هذه المعلومات تكون كافية أيضًا لفهم نمذجة عملية النيترة في نماذج محاكاة الحمأة المنشطة، مثل نموذج ASMI.

٥–٣–١ تركيز الأمونيا في المياه الخارجة (السيب)

نحصل على توازن كتلة ما عند تغيير كتلة المادة المسببة للنيترة $M\Delta X_{BA}$ عبر النظام التام الخلط في حالة مستقرة (شكل ٥–٤) بالمعادلة:

جدول ٥–١ ثوابت الحركية وحساسيتها للحرارة بالنسبة للكائنات المسببة للنيترة ذاتية التغذية **(ANO)** والمقبولة في معظم نماذج الحمأة المنشطة

ثابت الحركية	الرمز	الوحدة	في درجة ٢٠° م	θ
معامل الناتج	Y_A	mgVSS/mgFSA	0.10	1.00
معدل التنفس الداخلي	b_A	/d	0.04	1.029
معامل نصف التشبع	K_n	mgFSA/l	1.0	1.123
الحد الأقصى لمعدل النمو المحدد	μ_{Am}	/d	يختلف	1.123

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

$$M\Delta X_{BA} = V_p \Delta X_{BA} =$$

$$= \frac{\mu_{AmT} N_a}{K_{nT} + N_a} X_{BA} V_p \Delta t - b_{AT} X_{BA} V_p \Delta t - X_{BA} Q_W \Delta t$$

(mgANOVSS)

حيث:

V_p حجم المفاعل (ل)

Q_W معدل تدفق الحمأة الزائدة من المفاعل (ل/ يوم)

وبالقسمة على $V_p \Delta t$ ينتج:

$$\frac{\Delta X_{BA}}{\Delta t} = \frac{\mu_{AmT} N_a}{K_{nT} + N_a} X_{AT} - b_{AT} X_{BA} - \frac{Q_W}{V_p} X_{BA} \quad (5.10)$$

وفي ظل الحالة المستقرة (تدفق وحمل ثابتين) تكون $\Delta X_{BA} / \Delta t$ صفر ومن المعادلة (4.1) نجد أن Q_W / V_p = SRT (عمر الحمأة).

وبالتعويض في المعادلة، للحصول على تركيز الأمونيا بالمفاعل (N_a)، ولذلك أيضًا من تعريف ظروف "التام الخلط"، وتركيز الأمونيا في المياه الخارجة (السيب)، ينتج:

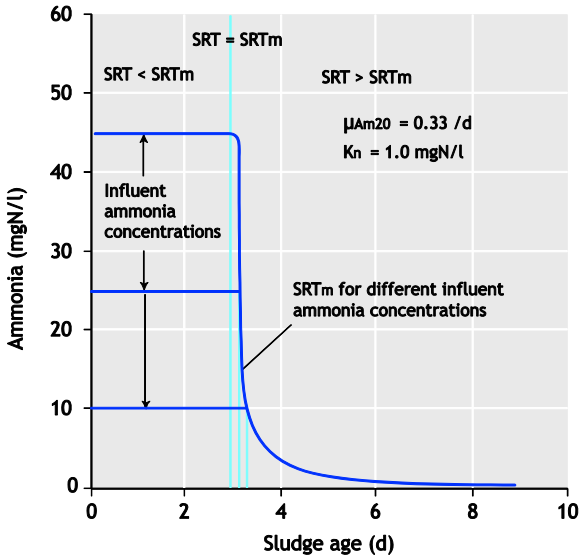
$$N_a = N_{ae} = \frac{K_{nT}(b_{AT} + 1/SRT)}{\mu_{AmT} - (b_{AT} + 1/SRT)} \quad (mgN/l) \quad (5.11)$$

ومن المعادلة 5.11 يكون تركيز الأمونيا (N_a) في المفاعل وفي المياه الخارجة (السيب) (N_{ae}) مستقلين عن معامل الناتج المحدد (Y_A) وتركيز الأمونيا في المياه الداخلة (N_{ai}). وباستخدام μ_{Am20} = 0.33 /d و K_{n20}=1.0 mgN/l في درجة حرارة ٢٠°م، واعتبار b_{AT} = 0.04 /d (جدول ٥-١) ويتبين عرض رسم بياني للمعادلة 5.11 في شكل ٥-٢ به N_{ae} مقابل عمر الحمأة SRT. ونجد أنه في الأعمار الطويلة للحمأة تكون N_{ae} (تركيز الأمونيا في المياه الخارجة) منخفضة جدًا وتبقى كذلك حتى يتم خفض عمر الحمأة إلى حوالي ٤ أيام. وتحت ٤ أيام، تزيد N_{ae} بسرعة، ووفقًا للمعادلة 5.11 يمكن أن تتجاوز تركيز الأمونيا الحرة والملحية FSA في المياه الداخلة (N_{ai}). وهذا، بوضوح، غير ممكن، لهذا فإن صلاحية المعادلة 5.11 تكون N_a=N_{ai}. وباستبدال N_a في معادلة 5.11، وإيجاد عمر الحمأة SRT، تحصل على الحد الأدنى لعمر الحمأة لعملية النيترة SRT_m، فيما يلي، والتي تعني، نظريًا، أن النيترة لا يمكن تحقيقها، أي

$$SRT_m = \frac{1}{(1 + \frac{K_{nT}}{N_{ai}})\mu_{AmT} - b_{AT}} \quad (d) \quad (5.12)$$

هذا الحد الأدنى لعمر الحمأة يختلف قليلاً مع مقدار أو مرتبة N_{ai} (شكل ٥-٢). حيث N_{ai} أعلى يعطي SRT_m أقل قليلاً. وتأثير N_{ai} على SRT_m ضئيل جدًا بسبب أن قيمة K_{nt} صغيرة جدًا بالنسبة إلى N_{ai} (< ٥%). لهذا، فإنه بالنسبة إلى N_{ai} > ٢٠ مجم N/ ل (ويندر أن تكون أقل من ذلك) ومع ملاحظة أن K_{n20}-1 مجم N/ ل، عندئذ تكون K_{nt} /N_{ai} مهملة بالنسبة إلى ١ (< ٥%) وبهذا فبوضع صفر محل K_{nt} /N_{ai} في معادلة ٥-١٢، ينتج:

$$SRT_m = \frac{1}{\mu_{AmT} - b_{AT}} \quad (d) \quad (5.13)$$



شكل ٥-٢ تركيز الأمونيا في المياه الخارجة مقابل عمر الحمأة لنموذج النيترة للوضع الثابت

وبالنسبة لجميع الأغراض العملية، ومع الوضع في الاعتبار الشك في μ_{Am} ، فإن المعادلة 5.13 لا تحدد جيدًا عمر الحمأة الأدنى للحمأة في عملية النيترة. ومن منظور ضمني، فإن معادلة 5.13 تقول أن صافي معدل تكاثر الكائنات المنيترة (عكس صافي معدل الحد الأقصى للنمو، μ_{Am} - b_A) أقل من معدل الناتج للمواد المنيترة عبر معدل تدفق الحمأة الزائدة، عندئذ لا يمكن للمواد المسببة للنيترة أن تبقى في النظام ولا يمكن للنيترة أن تحدث. وفي أعمار الحمأة الأقل من الحد الأدنى للنيترة، يتم استبعاد الكائنات المنيترة خارج النظام، ولهذا تسمى أعمار حمأة "الاستبعاد – washout). هذا المفهوم "للاستبعاد" يمكن تطبيقه على أي مجموعة من الكائنات في مفاعل

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

حيوي، وهو يحدد عمر الحمأة الذي في أقل منه لن تحدث العملية الحيوية، نظرًا لأن الكائنات التي تقوم بها لا يمكن بقاءها في النظام.

والقيمة الثابتة النهائية لعمر الحمأة SRT_n فيما يخص تركيز الأمونيا الحرة والملحية في المياه الداخلة (وبالنسبة لقيم ثابتة لكل من μ_{AmT} و b_A) والنقص السريع في تركيز الأمونيا الحرة والملحية (FSA) بالمياه الداخلة في أعمار حمأة أطول قليلاً من SRT_m، يكون بسبب تركيز نصف تشبع مونود (Monod) المنخفض جدًا، بالنسبة للمواد المسببة للنيترة (K_{n20}). وبسبب هذه الخاصية نجد أنه في محطة معينة عندما يزيد عمر الحمأة، وكما يكون $SRT>SRT_m$، فإن درجة عالية من كفاءة عملية النيترة يمكن ملاحظتها، شريطة أن تكون الأمونيا الحرة والملحية FSA هي المادة الغذائية المحددة لعملية النمو للكائنات المؤكسدة الأمونيا ANO_s، أي أن جميع المتطلبات الأخرى مثل الأكسجين ، قد تم توفيرها. وبالتالي، فإنه تحت ظروف الحالة المستقرة، مع عمر حمأة متزايد، حركيًا، يمكن أن نتوقع أن نظام حمأة منشطة إما أن لا تتم نيترته إطلاقًا، أو، إذا تمت نيترته، أن تتم في النهاية نيترته التامة، اعتمادًا على ما إذا كان عمر الحمأة أقصر أم أطول من الحد الأدنى (SRT_m)، على الترتيب. وبتحفظ، كلما نقص عمر الحمأة، يمكن أن نتوقع أن نظام حمأة منشطة يمكن أن يتم نيترته تمامًا، ثم عندئذ وبصورة مفاجئة تمامًا يتوقف عن النيترة اعتمادا على ما إذا كان عمر الحمأة أقصر أم أطول من الحد الأدنى (SRT_m) على الترتيب. هذا السلوك يحدث أحيانًا في نظم حمأة منشطة كاملة، حيث نجد أنه على مدى عدة سنين يقوم النظام بعملية النيترة بصورة تامة، وفجأة في فصل الشتاء يتوقف عن عملية النيترة وينتج تركيزات عالية جدًا للأمونيا الحرة والملحية في المياه الخارجة (السيب). وبشرط ألا يكون الأكسجين عاملاً محددًا، ما يحدث في هذه الأوضاع هو أنه على مدى السنين يكون حمل الأكسجين الكيميائي الممتص قد زاد، وحتى يمكن الحفاظ على تركيز المواد الصلبة المتطايرة في المفاعل في نفس المستوى، يكون معدل ازالة الحمأة (Q_w) قد تمت زيادته، مما يخفض عمر الحمأة. عندئذ، ومع درجة الحرارة المنخفضة في الشتاء، ينخفض عمر الحمأة لما تحت الحد الأدنى، وتتوقف عملية النيترة. وذلك لا يمكن حدوثه مع التحكم الهيدروليكي في عمر الحمأة، حيث يتم إخراج نسبة ثابتة من حجم المفاعل يوميًا لإحداث عمر حمأة ثابت. وفي نفس الوقت، قد يصبح حوض الترسيب الثانوي (المروق الثانوي) زائد التحميل حيث يزيد تركيز المفاعل من إجمالي المواد الصلبة مع الوقت، اعتمادًا على القابلية للترسيب مع الحمأة المنشطة (انظر الفصل الرابع، الجزء ٤-١٠) لهذا فإن القائم على التشغيل قد يختار الطريقة التي بها يتعطل نظام الحمأة المنشطة مع زيادة الحمل العضوي – فليس واجبًا أن يكون ذلك بعملية النيترة وتوقفها، وكذلك بالنسبة لإزالة النيتروجين.

٤-٥ العوامل المؤثرة في النيترة

من المناقشة السابقة، يمكن إدراك أن هناك عدد من العوامل التي تؤثر في عملية النيترة، والحد الأدنى لعمر الحمأة المطلوب لإتمامها وتركيز الأمونيا الحرة والملحية FSA في المياه الخارجة (السيب) من نظام الحمأة المنشطة، تحديدًا:

١) مقدار ثابت الحركية (μ_{Am20}) لأن هذا المعدل يمكن أن يختلف كثيرًا في مياه الصرف الصحي المختلفة.
٢) الحرارة لأن الحرارة تقلل معدل μ_{Am20} وتزيد من معامل K_{n20}.
٣) المناطق غير المهواة في المفاعل لأن ANO_s كائنات هوائية إلزامية وتنمو في الظروف الهوائية فقط.
٤) تركيز الأكسجين الذائب (DO) حيث إن حركية مونود Monod تفترض أن FSA هي المادة المغذية المحددة للنمو، مما يعني أن مورد الأكسجين يجب أن يكون كافيًا.
٥) ظروف التحميل والتدفق المعاد تدويره ، لأن FSA يكون مذابًا ولهذا فإن تركيزه في المفاعل (والمياه الخارجة) يتأثر بزمن المكث الهيدروليكي الحقيقي واللحظي، فمعظم FSA الذي لا تتم نيترته أثناء زمن المكث الهيدروليكي الحقيقي، يهرب مع المياه الخارجة (السيب).
٦) الأس الهيدروجيني pH في المفاعل، لأن معاملμ_{Am20} يتم تقليله بشدة عند أي قيمة للأس الهيدروجيني pH خارج نطاق من ٧ إلى ٨.

وهذه الستة عوامل تتم مناقشتها فيما يلي.

٤-٥-١ مصدر مياه الصرف الصحي الداخلة

لوحظ أن ثابت الحد الأقصى لمعدل النمو (μ_{AmT}) يكون محددًا لمياه الصرف الصحي وأيضًا يختلف بين مختلف دفعات نفس مصدر مياه الصرف الصحي. هذا التحديد يكون ملحوظًا جدًا بحيث لا يجب تصنيف μ_{AmT} كثابت للحركية، بل كخاصية لمياه الصرف الصحي. ويبدو تأثيره وكأنه ذو طبيعة كابحة (مثبطة) نظرًا لوجود مادة (أو مواد) في مياه الصرف الصحي المتدفقة، والتي لا تظهر كمشكلة تسمم لأن درجة عالية من الكفاءة لعملية النيترة يمكن حدوثها حتى مع قيمة منخفضة μ_{AmT} إذا تمت زيادة عمر الحمأة بصورة فعالة. هذه

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

المواد الكابحة (المثبطة) يحتمل وجودها بصورة أكبر في تدفقات مياه الصرف الصحي البلدية التي يوجد بها بعض المساهمة الصناعية. وعمومًا فكلما زادت حصة التدفقات الصناعية، كلما مالت قيمة μ_{AmT} للانخفاض أكثر، ولكن المركبات الكيميائية التي تسبب خفض μ_{AmT} لم يتم تحديدها بوضوح للآن.

وقد تم استخدام درجة حرارة قياسية مقدارها ٢٠°م لمعرفة معدلات μ_{AmT} لوضع تأثير درجة الحرارة في الاعتبار. وقد تم الحصول على مجال لقيم μ_{AmT} بين ٠,٣٠ إلى ٠,٧٥ / d لمياه الصرف الصحي البلدية، ولهاتين القيمتين تأثير ملحوظ على مقدار الحد الأدنى لعمر الحمأة في عملية النيترة. فنجد أن نظامين لهما هاتين القيمتين μ_{AmT} سيكون لهما قيم عمر حمأة SRT_m يختلفان بنسبة ٢٥٠% وبوضوح، نظرًا للرابط الذي بين عمر الحمأة وμ_{AmT}، فإن قيمة الأخير يجب أن تقدر معمليًا للتصميم الأمثل للنظام دائما. وفي غياب مثل هذا المقياس، فإن قيمة منخفضة ل μ_{AmT} سيلزم اختيارها لضمان أن النيترة يتم حدوثها، فإن كانت القيمة الحقيقية أعلى من هذه القيمة، فإن عمر الحمأة بالنسبة للنظام سيكون أطول وحجم المفاعل أكبر من الضروري. ومع ذلك، فإن استخدام مفاعل أكبر يعتبر استثمارًا لا يضيع، لأنه في المستقبل ستكون المحطة قادرة على معالجة أحمال عضوية أكبر في عمر حمأة أقصر. والإجراءات المعملية لتحديد μ_{AmT} موجودة في الكتب، مثل WRC (١٩٨٤).

ويؤخذ معدل b_{n20} كثابت لجميع تدفقات مياه الصرف الصحي البلدية عند b_{n20}= ٠,٠٤ / d وتأثيره قليل لذلك لا توجد حاجة للبحث الدقيق في جميع العوامل المؤثرة فيها. وهناك معلومات قليلة عن تأثيرات للعوامل الكابحة على K_{nT}، ويحتمل كثيرًا أن K_{nT} سوف يزيد مع الكبح.

٥-٤-٢ درجة الحرارة

الثوابت μ_{AmT} وK_{nT} وb_{AT} حساسة للحرارة مع حساسية للحرارة المرتفعة للاثنين الأولين بالذات، بينما المعدل الباطني (الداخلي) يقبل بأن يكون له نفس حساسية درجة الحرارة المنخفضة مثل تلك الخاصة بالكائنات عضوية التغذية OHO_s، أي:

$$\mu_{AmT} = \mu_{Am20}(\theta_n)^{(T-20)} \quad \text{(/d)} \quad (5.14a)$$

$$K_{nT} = K_{n20}(\theta_n)^{(T-20)} \quad \text{(mgN/l)} \quad (5.14b)$$

$$b_{AT} = b_{A20}(\theta_b)^{(T-20)} \quad \text{(/d)} \quad (5.14c)$$

حيث:

θ_n الحساسية لدرجة الحرارة للنيترة ١,١٢٣

θ_b الحساسية لدرجة الحرارة للتنفس الباطني للكائنات المؤكسدة للأمونيا ANO_s = ١,٠٢٩

وتأثير الحرارة على μ_{AmT} قوي بصورة خاصة. فلكل انخفاض في الحرارة ٦°م ، تنقسم قيمة μ_{AmT} للنصف مما يعني أن الحد الأدنى لعمر الحمأة للنيترة يتضاعف. لهذا، فإن التصميم لنظم النيترة يجب أن يكون على أساس الحد الأدنى المتوقع لحرارة النظام. وحساسية الحرارة بالنسبة إلى K_{nT} تكون قوية أيضًا، وتتضاعف لكل زيادة ٦°م في الحرارة. وهذا لا يؤثر في الحد الأدنى لعمر الحمأة للنيترة، ولكن تؤثر في تركيز الأمونيا الحرة والملحية في المياه الخارجة (FSA) فكلما ارتفعت قيمة K_{nT} كلما زادت FSA في المياه الخارجة (السيب) عند SRT_m>>SRT. ومع ذلك فإن معدل μ_{AmT} الأسرع في درجة الحرارة العالية، يعوض عن قيمة K_{nT} الأعلى بحيث أن FSA في المياه الخارجة ينقص مع زيادة درجة الحرارة.

٥-٤-٣ المناطق غير المهواة

يمكن التعبير عن تأثير المناطق غير المهواة على عملية النيترة على أساس الافتراضات التالية:

١) تنمو الكائنات المنيترة ، باعتبارها كائنات هوائية إلزامية، في المناطق المهواة فقط، من النظام.

٢) فقدان الكتلة الداخلي (الباطني) للكائنات المسببة للنيترة يحدث في كلٍ من الظروف الهوائية وغير المهواة.

٣) نسبة الكائنات المؤكسدة للأمونيا ANO_s في المواد الصلبة المتطايرة في المناطق غير المهواة و المهواة تكون نفس النسبة بحيث إن أجزاء كتلة الحمأة في المناطق المختلفة تعكس أيضًا توزيع كتلة الكائنات المنيترة.

نستنتج من النقاط ١ إلى ٣ أنه إذا كان جزء f_{xt} من إجمالي كتلة الحمأة غير مهوى، أي أن (1-f_{xt}) يتم تهويته، فإن حجم الأمونيا في المياه الخارجة (السيب) يمكن أن يحدد من:

$$N_{ae} = \frac{K_{nT}(b_{AT} + 1/SRT)}{\mu_{AmT}(1 - f_{xt}) - (b_{AT} + 1/SRT)} \quad (5.15)$$

والمعادلة 5.15 مطابقة للمعادلة 5.11 في هيكلها، إذا ما نظرنا إلى تأثير الكتلة غير المهواة (f_{xt}) وهي تخفض من قيمة μ_{AmT} إلى

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

(μ_{AmT} (1-f_{xt})، وهي تتوافق مع الافتراضات الثلاثة المذكورة بعاليه. وهذا المنهج المعتمد على جزئيات الحمأة يتناسق مع حركيات عملية النيترة في نماذج محاكاة الحمأة المنشطة مثل ASM1 و ASM2 (Henze *et al.*, 1987, 1995). ففي هذه النماذج، يتم نمو الكائنات المنيترة فقط في المناطق الهوائية والتنفس الباطني في جميع المناطق. وهذا المدخل (المنهج) المعتمد على جزئيات كتلة الحمأة، لا يتناسق مع مدخل عمر الحمأة الهوائيه، الذي يساهم في بعض نظم الحمأة المنشطة للنيترة/ إزالة النيترة (NDAS) ضمن إجراءات التصميم لها (WEF 1998; Metcalf and Eddy 1991)، ففي مدخل عمر الحمأة الهوائي، يفترض أن النمو وأن العمليات الباطنية للمواد المسببة للنيترة تكون نشطة فقط في المنطقة الهوائية، وأن كلاهما لا ينشطان في المنطقة (المناطق) غير المهواة ، وهذا المنهج لعمر الحمأة الهوائي لا يتسق مع نماذج المحاكاة ASM1 و ASM2 وبهذا يمكن توقع تنبؤات مختلفة بصورة واضحة جدًا بشأن سلوك عملية النيترة من إجراءات التصميم المؤسسة على عمر الحمأة الهوائي ونماذج ASM.

وبإتباع نفس التفكير الاستنتاجي مثل ذلك الذي يسبق المعادلة 5.13، يمكن التوصل إلى أن الحد الأدنى لعمر الحمأة في النيترة SRT_m في نظام نيترة/ إزالة نيترة ND له جزء كتلة غير مهواة $f_{xt,}$، فتكون:

$$SRT_m = \frac{1}{\mu_{AmT}(1 - f_{xt}) - b_{AT}} \qquad (5.16)$$

وبديلاً لذلك، إن كان SRT محددًا، إذن فإن الحد الأدنى لجزء كتلة الحمأة الهوائي (1-f_{xm}) الذي يجب أن يتواجد لعملية النيترة حتى تتم يمكن الحصول عليه من استبدال SRT_m بـ: SRT و f_{xt} بـ: f_{xm}، في معادلة 5.16، وإيجاد (1-f_{xm})، أي:

$$(1 - f_{xm}) = (b_{AT} + 1/SRT)/\mu_{AmT} \qquad (5.17)$$

أو، مساويًا لذلك، من معادلة 5.17، الحد الأقصى لجزء كتلة الحمأة غير المعالجة في عمر الحمأة SRT يكون:

$$f_{xm} = 1 - (b_{AT} + 1/SRT)/\mu_{AmT} \qquad (5.18)$$

وبالنسبة لعمر حمأة ثابت SRT، فإن قيمة التصميم بالنسبة لجزء الحد الأدنى لكتلة الحمأة الهوائي (1-f_{xm}) دائمًا ما يكون أعلى بوضوح من ذلك الذي حصل عليه من معادلة 5.18، لأن النيترة تصبح غير مستقرة ويزيد تركيز الأمونيا في المياه الخارجة عندما يقل جزء كتلة الحمأة المهواة لما يقرب من الحد الأدنى كما حصل عليه من معادلة 5.18. وهذا الوضع يتفاقم بظروف التدفق المعاد تدويره وحمل الأمونيا (انظر ما يلي). وبالتالي، لضمان تركيزات منخفضة للأمونيا في المياه الخارجة، فإن معدل الحد الأقصى المحدد لنمو الكائنات المنيترة يجب أن يخفض بعامل للأمان، (S_f) لإعطاء الحد الأدنى لجزء كتلة الحمأة الهوائي للتصميم، من معادلة 5.18.

$$(1 - f_{xm}) = (b_{AT} + 1/SRT)/(\mu_{AmT}/S_f) \qquad (5.19a)$$

والحد الأقصى لجزء كتلة الحمأة غير المهواة للتصميم المقابل لذلك، من معادلة 5.19a يكون

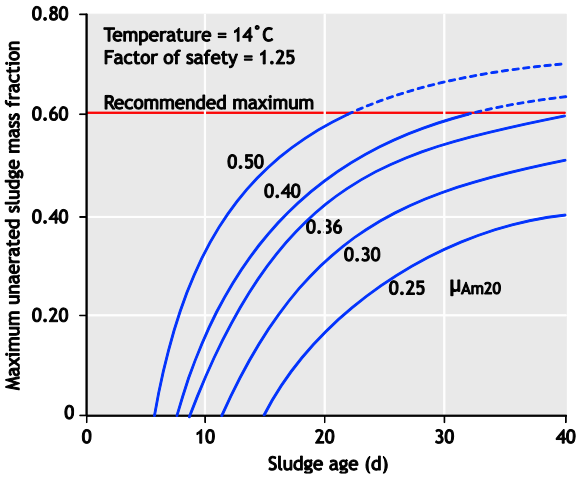
$$f_{xm} = 1 - S_f(b_{AT} + 1/SRT)/\mu_{AmT} \qquad (5.19b)$$

وبمعاونة معادلات الاعتماد على درجة الحرارة لعملية النيترة (معادلة 5.14) فإن الحد الأقصى لجزء كتلة الحماة غير المهواة (f_{xm}) من معادلة 5.19 موضح في شكل ٣-٥ بالنسبة لكل من S_f = ١,٢٥، μ_{AmT} يعد من ٠,٢٥ إلى ٠,٥٠ عند درجة حرارة ١٤°م. وهذا يبين أن f_{xm} يكون حساسًا جدًا لـμ_{AmT}. وما لم يتم إمداد جزء كبير من كتلة الحمأة المهواة (1-f_{xm})، فلن تتم عملية النيترة وبالتالي لن يكون ممكنًا إزالة النيتروجين بالنيترة. وفي الحقيقة فإن اختيار الحد الأقصى لجزء كتلة الحمأة غير المهواة لتحقيق ما يقرب من النيترة التامة مع درجة مطلوبة من إزالة النيتروجين هو القرار الوحيد الهام الذي يتم اتخاذه عند تصميم نظام الحمأة المنشطة للإزالة البيولوجية للمواد المغذية (BNR)، لأنه يحدد عمر الحمأة للنظام، وبالنسبة لتركيز مختار للمواد الصلبة العالقة في محلول مخلوط (MLSS)، يمكن أن يحدد أيضًا حجم المفاعل.

ومن معادلة 5.15 ومعادلة 5.19، يمكن بيان أنه بالنسبة لتدفق ثابت وحمل أمونيا ثابت (أي ظروف الحالة مستقرة):

$$N_{ae} = K_{nT}/(S_f - 1) \qquad (\text{mgN/l}) \quad (5.20)$$

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



شكل رقم ٥-٣ الحد الأقصى لجزء كتلة الحمأة غير المهواة المطلوب لضمان النيترة، مقابل عمر الحمأة للحد الأقصى لمعدلات نمو محددة للكائنات المنيترة μ_{AmT} بقيم ٠,٢٥ إلى ٠,٥٠ / d في درجة حرارة ١٤°م بالنسبة لـ S_f = ١,٢٥

ومن معادلة 5.20، إن كانت S_f تم اختيارها مثلاً عند ١,٢٥ أو أكثر في الحد الأدنى لدرجة حرارة مياه الصرف الصحي، سيكون تركيز الأمونيا في المياه الخارجة (N_{ae}) أقل من ٢ مجم FSA-N/ ل عند درجة حرارة ١٤°م بالنسبة إلى K_{n20} = ١,٠ مجم N/ ل. وبالرغم من أن K_n يكون أعلى في درجات الحرارة الأكثر ارتفاعا، فإن N_{ae} سوف ينقص مع زيادة الحرارة لأنه عند عمر حمأة ثابت، يزيد S_f مع زيادة في μ_{AmT}. وبالتالي، بالنسبة للتصميم، يجب اختيار أقل درجة حرارة متوقعة لتحديد عمر الحمأة وجزء الكتلة الهوائية. فإذا تم ذلك، باستخدام مثلاً S_f = ١,٢٥، عندئذ يمكن قبول أن تركيز الأمونيا في المياه الخارجة أقل من ٢ مجم N/ ل عند أقل حرارة وحوالي ١ مجم N/ ل عند درجة حرارة ٢٠°م، من المعادلة 5.20. بهذه الطريقة، فإن حساب N_{ae} باستخدام معادلة 5.15 بشكل صريح ليس ضروريًا لأن توفير ما يقترب من النيترة الكاملة قد أمكن تحقيقه بواسطة اختيار S_f. واختيار قيم μ_{Am20} وS_f بوضوح له تبعات رئيسية على تركيز FSA في المياه الخارجة واقتصاديات نظام النيترة/ إزالة النيترة للحمأة المنشطة.

٥-٤-٣-١ الحد الأقصى المسموح لجزء الكتلة غير المهواة

المعادلة المذكورة آنفًا تسمح باتخاذ أهم قرارين في تصميم نظام الحمأة المنشطة للنيترة/ إزالة النيترة (NDAS): الحد الأقصى لجزء كتلة الحمأة غير المهواة، وعمر الحمأة، لضمان ما يقرب من النيترة الكاملة. والدليل على ذلك من شكل ٥-٣، بالنسبة إلى μ_{Am20} > ٠,٥٠ يمكن أن يكون جزء الكتلة غير المهواة عند درجة حرارة ١٤°

أكبر من ٠,٧ عند عمر حمأة ٤٠ يومًا ومثل هذا الجزء الكبير للكتلة غير المهواة، يمكن ظاهريًا قبوله عند عمر حمأة (SRT) = ١٠ أيام أو أكثر، عند درجة حرارة ٢٠°م.

ومع ذلك، فإن هناك اعتبارات إضافية والتي تعيق اختيار جزء الكتلة غير المهواة/ عمر الحمأة:

١) أظهرت خبرات القياس المعملي لنظم النيترة/ إزالة النيترة (وأيضًا الإزالة البيولوجية المزادة للفوسفور والنيترة/ إزالة النيترة NDEBPR) أنه عند أجزاء الكتلة غير المهواة الأكبر من ٠,٤٠ يمكن أن يصبح الانتفاخ الخيطي مشكلة، خاصة عند درجات الحرارة المنخفضة (١٦°م). وتظهر النظم ذات أجزاء الكتلة غير المهواة < ٠,٣٠ ميلاً أكبر لمعدلات ترسب حمأة جيدة (Musvoto *et al.*, 1994; Ekama *et al.*,1999; Tsai *et al.*, 2003).

٢) في تصميم محطات الإزالة البيولوجية للمواد المغذية (BNR) لإزالة عالية للنيتروجين والفوسفور، يحتاج جزء الكتلة غير المهواة للحمأة f_{xm} عادة لأن يكون عاليًا (>٤٠%) وإن كانت قيمة μ_{Am20} منخفضة (< ٠,٤٠/ d، والتي ستكون الحالة المعتادة في التصميم عندما لا تتوافر معلومات كافية متاحة عن μ_{Am20}) فسوف يتم الحصول على قيم f_{xm} الضرورية والعالية، فقط عند أداء أعمار حمأة عالية (شكل ٥-٣). على سبيل المثال، إذا كانت μ_{Am20} = ٠,٣٥/ d، عندئذ، مع S_f = ١,٣ عند T_{min} = ١٤° و f_{xm} = ٠,٤٥ (معادلة 5.19b) نحصل على عمر حمأة ٢٥ يومًا، وبالنسبة إلى f_{xm} = ٠,٥٥، نحصل على عمر حمأة ٣٧ يومًا. وعمر الحمأة الأطول يحتاج أحجام مفاعل أكبر، فبزيادة عمر الحمأة من ٢٥ إلى ٣٧ يومًا يزيد حجم المفاعل بمقدار ٤٠%، بينما يكون f_{xm} قد زاد فقط بمقدار ٢٢%. أيضًا، بالنسبة لنفس محتوى الفوسفور في كتلة الحمأة، تقل إزالة الفوسفور مع زيادة عمر الحمأة لأن كتلة الحمأة الفائضة يوميًا تقل مع زيادة عمر الحمأة. وبالتالي، بالنسبة إلى قيم μ_{Am20} المنخفضة، فإن الزيادة في إزالة النيتروجين والفوسفور التي يمكن الحصول عليها بزيادة جزء كتلة الحمأة غير المهواة لأكثر من ٠,٥٠ إلى ٠,٦٠ قد لا تكون اقتصادية، نظرًا لزيادة حجم المفاعل الذي يحتاجه ذلك بل وقد تكون معاكسة للإنتاجية بقدر ما تؤثر به في إزالة الفوسفور وعمر حمأة مقداره ٣٠ يومًا يحتمل أن يكون قريبًا من حدود الإمكانية العملية الاقتصادية، والتي سوف تحدد جزء كتلة الحمأة غير المهواة بالنسبة لقيم μ_{Am14}= ٠,١٦ بحوالي ٠,٥، وعند قيم

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

μ_{Am14} أعلى، فإن أعمار الحمأة التي تسمح ب ٥٠% أجزاء كتلة حمأة غير مهواة، تقل بصورة ملحوظة مرة أخرى، مبينةً مميزات التحديد التجريبي لقيم μ_{Am20} لفحص ما إذا كانت القيم الأعلى من ذلك مقبولة أم لا.

٣) يكون جليًا أيضًا أن هناك حدًا أعلى لجزء الكتلة غير المهواة من خلال النمذجة التجريبية والنظرية لنظام الإزالة البيولوجية للمواد المغذية BNR. وتجريبيًا، عند درجة حرارة ٢٠°م وعمر حمأة SRT = ٢٠ يومًا، إن كانت f_{xm} > ٠,٧٠، وجد أن كتلة الحمأة المتولدة تزيد بحدة، ونظريًا، يحدث ذلك في f_{xm} > ٠,٦٠ عند درجة حرارة ١٤°م وعمر حمأة SRT = ٢٠ يومًا، والسبب هو أن لمثل هذه القيمة العالية لـ f_{xm}، يصبح تعرض الحمأة للظروف الهوائية غير كافٍ لاستخدام المواد العضوية الجزيئية القابلة للتحلل الحيوي التي تم امتصاصها واحتجازها. هذا يؤدي إلى نقص في الكتلة النشطة والطلب على الأكسجين وبناء مواد عضوية غير متحللة ومحتجزة. وعندما يحدث ذلك، يظل النظام يعمل بحيث تتم إزالة الأكسجين الكيميائي الممتص من مياه الصرف الصحي، ولكن تحلل هذا الأكسجين الكيميائي الممتص (COD) ينقص، ويبدأ النظام في التصرف كأنه مفاعل تلامس لنظام تلامس– تثبيت، أي عملية تنديف حيوي بحد أدنى من التحلل. هذا الوضع الحرج يظهر عند f_{xm} منخفض مع انخفاض درجة الحرارة وتقليل عمر الحمأة.

ومن المناقشة المذكورة، يبدو أن جزء الكتلة المهواة يجب ألا يزيد عن حد أعلى قدرة حوالي ٦٠%، كما مبين في شكل ٥–٣، ما لم يكن هناك سبب خاص جدًا لهذا.

٥–٤–٤ تركيز الأكسجين المذاب

لا يبدو أن هناك أثرًا ملحوظًا لتركيزات الأكسجين المذاب العالية، حتى ٣٣ مجم O_2/ ل على معدلات النيترة. ومع هذا، فإن تركيزات الأكسجين المنخفضة تخفض معدلات النيترة. وقد اقترح (Stenstrom and Poduska (1980)) صياغة هذا التأثير كما يلي:

$$\mu_{AO} = \mu_{AmO} \frac{O_2}{K_O + O_2} \quad (/d) \quad (5.21)$$

حيث

O_2 تركيز الأكسجين في السائل (mgO_2/l)

K_o ثابت نصف التشبع (mgO_2/l)

μ_{Am20} الحد الأقصى لمعدل النمو المحدد (/d)

μ_{AO} معدل النمو المحدد عند DO الخاص بـ O (مجم/ ل)

وقيمة K_0 تتراوح من ٠,٣ إلى ٢ مجم O_2/ ل أي أنه عند قيم DO تحت K_0 سوف يهبط معدل النمو إلى أقل من نصف المعدل حيث يكون الأكسجين موجودًا بتركيزات كافية. والمجال الواسع لـ K_0 غالبًا ما يكون قد نشأ بسبب أن تركيز DO في كتلة السائل ليس بالضرورة مثل ذلك الذي داخل الكتلة المتلبدة الحيوية حيث يتم استهلاك الأكسجين. وبالتالي فإن القيمة سوف تعتمد على حجم الكتلة المتلبدة، وكثافة عملية الخلط ومعدل انتشار الأكسجين. علاوة على ذلك، فإن DO في مفاعل كامل النطاق سوف يختلف عبر حجم المفاعل نظرًا للنقاط المجزأة لمدخلات الأكسجين (مع التهوية الآلية) واستحالة تحقيق خلط فوري وتام. ولهذه الأسباب، فإنه ليس ممكنًا في الواقع وضع حد أدنى لقيمة أوكسجين قابلة للتطبيق – فكل مفاعل سيكون له قيمة محددة بالظروف السائدة فيه – ففي مفاعلات النيترة ذات التهوية بالفقاعات نجد أن الحد المنخفض الشائع لـ DO، لضمان نيترة بلا عوائق، يكون ٢ مجم O_2/ ل عند سطح السائل المخلوط.

وتحت ظروف الحمل والتدفق المعاد تدويرها، تتضاعف صعوبات ضمان إمداد الأكسجين المناسب للطلب على الأكسجين، وحد أقل للأكسجين المذاب DO (انظر الفصل الرابع جزء ٤–٨–٢). وعندما تكون تدفقات مياه الأمطار ليست ذات مدة طويلة، تكون موازنة التدفق أسلوبًا عمليًا لتسهيل التحكم في تركيز DO بالمفاعل. وفي الحقيقة فإن معظم الاختلاف اليومي في التركيزات الذائبة بالمفاعل تكون نتيجة– مترتبة مباشرة– للاختلاف في التدفقات اليومية، وقليل مهمل منها يكون بسبب معدلات حركية العمليات البيولوجية، خاصة في الأعمار الطويلة للحمأة. وفي غياب موازنة التدفق، فإن تحسين التأثيرات السلبية لتركيزات DO المنخفضة، أثناء فترات ذروة الطلب على الأكسجين، يكون بواسطة زيادة عمر الحمأة وذلك ليكون أطول بصورة واضحة عن الحد الأدنى الضروري للنيترة، أي زيادة S_f.

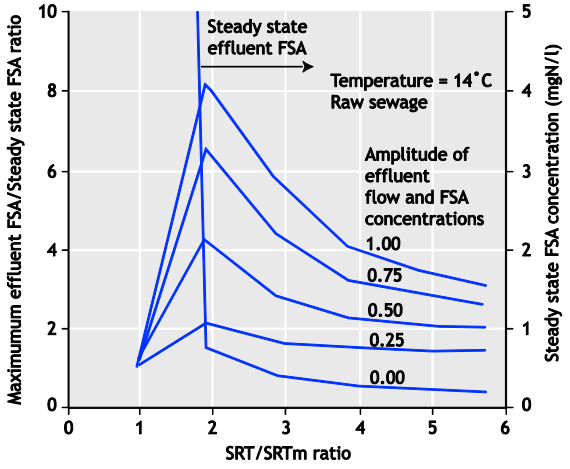
٥–٤–٥ التدفق والحمل الدوري

من المعروف جيدا نظريًا وتجريبيًا في نماذج المحاكاة أنه تحت ظروف التدفق والحمل الدوري، تقل كفاءة عملية النيترة لنظام الحمأة المنشطة، مقارنة بمثلها في ظروف الحالة المستقرة (الثابتة). ومن دراسات المحاكاة، نجد أنه أثناء فترة التدفق العالية/ أو الحمل العالي،

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

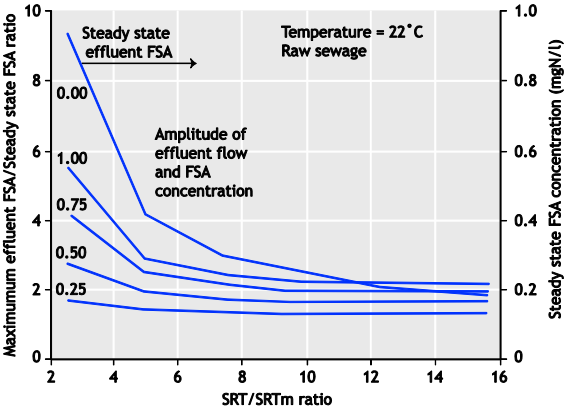
حتى وعندما تكون الكائنات المنيترة تعمل بأقصى معدلاتها، فإنه لا يكون ممكنًا أن تتم أكسدة جميع الأمونيا الموجودة، ويتم صرف تركيز أمونيا زائد في المياه الخارجة. هذا بدوره يخفض كتلة المواد المسببة للنيترة المتكونة في النظام. ومساويًا لذلك، فإن تأثير الاختلاف اليومي في التدفق والحمل يكون خفض عمر الحمأة في النظام. لهذا فإن متوسط تركيز الأمونيا بالمياه الخارجة من أي نظام تحت ظروف التدفق والحمل الدوري أعلى من ذلك الذي في نفس النظام تحت ظروف التدفق والحمل الثابت (ظروف الحالة المستقرة أو الثابتة). وتصبح الآثار السلبية لاختلاف التدفق اليومي ملحوظة أكثر عندما تزيد اختلافات السعات الجزئية للتدفق والحمل، وتتحسن عندما يزيد عامل السلامة S_f. وتُظهر دراسات المحاكاة لتأثير التدفق اليومي توجهًا متناسقًا بين كلٍ من الحد الأقصى والمتوسط لتركيزات الأمونيا الحرة والملحية في المياه الخارجة تحت الظروف اليومية، كنسبة بين تركيز الأمونيا في المياه الخارجة في الحالة المستقرة، وعمر الحمأة في النظام كنسبة بين الحد الأدنى لعمر الحمأة لعملية النيترة (SRT/SRT_m). وبالنسبة إلى μ_{Am20} = ٠,٤٥/ d (الثوابت الأخرى في جدول ٥–١) فإن شكلي ٥–٤ و٥–٥ يظهران الحد الأقصى (المتوسط ليس مبينًا فيهما) لتركيز الأمونيا الحرة والملحية FSA بالمياه الخارجة كنسبة بين تركيز الأمونيا في المياه الخارجة في الحالة المستقرة، مقابل عمر الحمأة في النظام كنسبة للحد الأدنى لعمر الحمأة للنيترة (SRT/SRT_m) لنظام هوائي كامل لمفاعل واحد يتلقى تدفقًا دوريًا داخلا وحمل أمونيا في مراحل كمنحنى متغير للتدفق وتركيز الأمونيا، كلاهما بقيمة ٠,٢٥، ٠,٥٠، ٠,٧٥، ١,٠٠ وصفر (في الحالة المستقرة) عند درجة حرارة ١٤°م (شكل ٥–٤) ودرجة حرارة ٢٢°م (شكل ٥–٥). على سبيل المثال: عند درجة حرارة ١٤°م (شكل ٥–٤) إذا كان عمر الحمأة بالنظام ضعف الحد الأدنى لعملية النيترة، يكون تركيز الأمونيا في المياه الخارجة ثمانية أضعاف قيمة الحالة المستقرة. ومن شكل ٥–٤، يكون الأخير ٠,٨ مجم n/ ل لهذا يكون الحد الأقصى ٠,٨×٨ = ٦,٤ N/ ل.

ومن شكل ٥–٤ وشكل ٥–٥ كلما زادت الاختلافات اليومية للتدفق أو انخفضت الحرارة، كلما ارتفع الحد الأقصى (والمتوسط) لتركيزات الأمونيا بالمياه الخارجة، بوضوح. هذا يمكن تعويضه بزيادة S_f، والذي له تأثير زيادة عمر الحمأة أو إنقاص جزء الكتلة غير المهواة للنظام بشكل واضح. هذا، بداهة، له تأثير على نوعية المياه الخارجة و/ أو اقتصاديات النظام.



شكل ٥–٤ نسبة تركيز الأمونيا في المياه الخارجة من الحد الأقصى إلى الحالة المستقرة، مقابل نسبة عمر الحمأة إلى الحد الأدنى لعمر الحمأة للنيترة بالنسبة لتدفق المياه الخارجة وقيمة تركيز الأمونيا (في مراحل) قدرها ٠,٠ (حالة مستقرة) ٠,٢٥، ٠,٥٠، ٠,٧٥ و١,٠ عند درجة حرارة ١٤°م.

وأهمية اختيار μ_{Am} لا يجوز المبالغة في التركيز عليها. فإن كانت قيمة μ_{Am} المختارة أعلى من القيمة الحقيقية، حتى في وجود عامل الأمان S_f الذي قيمته ١,٢٥ حتى ١,٣٥، فإن المحطة يحتمل أن تنتج تركيز أمونيا متفاوت في المياه الخارجة، مع متوسط فعالية ناقص بالنسبة للنيترة. وهنا، فإن التقديرات المنخفضة بالنسبة إلى μ_{Am} (منخفضة) وS_f (عالية) تعتبر أساسية لضمان النيترة وتركيزات منخفضة للأمونيا في المياه الخارجة.



شكل ٥–٥ نسبة تركيز الأمونيا في المياه الخارجة من الحد الأقصى إلى الحالة المستقرة، مقابل نسبة عمر الحمأة إلى الحد الأدنى لعمر الحمأة للنيترة بالنسبة لتدفق المياه الخارجة وقيمة تركيز الأمونيا (في مراحل) قدرها ٠,٠ (حالة مستقرة) ٠,٢٥، ٠,٥٠، ٠,٧٥ و١,٠ عند درجة حرارة ٢٢°م.

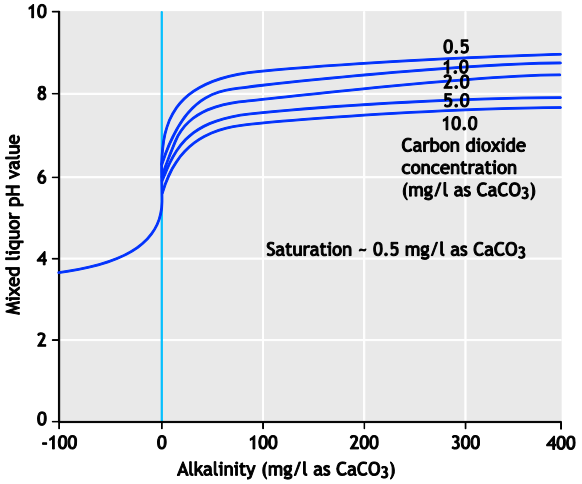
Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

٥-٤-٦ الأس الهيدروجيني والقلوية

يكون معدل μ_{Am} حساسًا للغاية للأس الهيدروجيني (pH) للسائل المخلوط خارج نطاق ٧-٨ ويبدو أن أنشطة كل من أيونات الهيدروجين (H^+) والهيدروكسيل (OH^-) تكون حاجبة (مثبطة) عندما تزيد تركيزاتها الخاصة كثيرًا جدًا. هذا يحدث عندما يزيد الأس الهيدروجيني فوق ٨,٥ (بزيادة OH^-) أو ينقص تحت ٧ (بزيادة H^+). ويتوقع أن تكون المعدلات الأمثل للنيترة ٧ < pH < ٨,٥ مع تناقص حاد خارج هذا النطاق.

ومن المعادلات المحسوب مكوناتها الإجمالية لعملية النيترة (معادلة 5.1a) فإن النيترة تطلق أيونات الهيدروجين والتي بدورها تقلل من قلوية السائل المخلوط. ولكل ١ مجم أمونيا حرة وملحية التي تتم نيترتها ٢×١٤/٥٠ = ٧,١٤ مجم قلوية (في صورة $CaCO_3$) يتم استهلاكها. وعلى أساس كيمياء التوازن لنظام الكربون (Loewenthal and Marais,1977) فإن التفاعلات التي تربط الأس الهيدروجيني بالقلوية لأي تركيز لثاني أكسيد الكربون المذاب، يمكن أن يتم وضعها. هذه العلاقات مبينة في شكل ٥-٦. فعند هبوط القلوية لأقل من حوالي ٤٠ مجم/ ل في صورة $CaCO_3$، عندئذ، وبغض النظر عن تركيز ثاني أكسيد الكربون، يصبح الأس الهيدروجيني غير مستقر ويقل لقيم منخفضة. وعمومًا إذا سببت النيترة خفض القلوية لأقل من ٤٠ مجم/ ل (في صورة $CaCO_3$) فالمشاكل المرتبطة بالأس الهيدروجيني المنخفض سوف تنشأ في محطة المعالجة، مثل ضعف كفاءة النيترة ومياه خارجة عدوانية بالنسبة للخرسانات وإمكانية نشوء التكتل (الترسيب الضعيف) في الحمأة (Jenkins *et al.*, 1993).

وبالنسبة لأي مياه صرف صحي معينة، يكون من الممكن تقدير تأثير النيترة على الأس الهيدروجيني كما يلي. على سبيل المثال، إن كان لمياه الصرف الصحي قلوية ٢٠٠ جم/ ل في صورة $CaCO_3$، والإنتاج المتوقع من النيترات ٢٤ مجم N/ ل، عندئذ ستكون القلوية المتوقعة في المياه الخارجة: (٢٠٠ – ٢٤×٧,١٤) = ٢٩ مجم/ ل في صورة $CaCO_3$. ومن شكل ٥-٦ سيكون لمثل هذه المياه الخارجة pH > ٧,٠.



شكل ٥-٦ الأس الهيدروجيني للسائل المخلوط مقابل القلوية للتركيزات المختلفة من ثاني أكسيد الكربون

ومياه الصرف الصحي التي لها قلوية منخفضة غالبًا ما تتواجد حيث تكون مصادرها البلدية مسحوبة من مناطق مبطنة بصخور رملية. والمنهج العملي لمعالجة مثل هذه المياه هو (١) وضع جرعات من الجير أو من الأفضل (٢) إنشاء مناطق غائبة الأكسجين لإزالة بعض أو جميع النترات التي تولدت. وبعكس النيترة، فإن إزالة النيترة تأخذ أيونات الهيدروجين، وهو ما يساوي توليد القلوية. وباعتبار النيترات قابلةً للإلكترونات، يمكن توضيح أن لكل مجم نيترات تزال نيترته، يكون هناك زيادة مقدارها ١×١٤/٥٠ = ٣,٥٧ مجم قلوية في صورة $CaCO_3$. ومن هنا، فإن إدخال إزالة النيترة على نظام نيترة، يسبب خفض صافي فاقد القلوية، عادة بصورة كافية، لأن تحفظ القلوية فوق ٤٠ مجم/ ل، وبالتالي الأس الهيدروجيني فوق ٧. وفي المثال السابق، حيث إن القلوية في النظام يتوقع أن تهبط إلى ٢٩ مجم/ ل في صورة $CaCO_3$ فلو تمت إزالة نيترة ٥٠% من النيترات، فإن الزيادة القلوية يمكن أن تكون (٠,٥×٢٤×٣,٥٧) = ٤٣ مجم/ ل في صورة $CaCO_3$، وسوف ينتج عنها قلوية قدرها (٢٩+٤٣) = ٧٢ مجم/ ل في صورة $CaCO_3$ في النظام. في هذا الحدث، سوف يبقى الأس الهيدروجيني فوق٧. وبالنسبة لمياه الصرف الصحي منخفضة القلوية، يكون ضروريا- لهذا السبب- أن يتم بناء إزالة النيترة في محطات النيترة حتى لو كانت إزالة النيتروجين ليست مطلوبة. وإدخال المناطق غير المهواة على النظام يؤثر على عمر الحمأة للنظام الذي تحدث عنده النيترة، بحيث يلزم إدراك تأثير المنطقة غير المهواة أو غائبة الأكسجين في وضع عمر الحمأة بالنسبة لمحطة نيترة/ إزالة نيترة (جزء ٥-٤-٤ بعاليه).

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

وفي نظم الحمأة المنشطة التي تعالج بصورة معقولة مياه الصرف الصحي المحتجزة جيدًا، يكون تحديد مقدار تأثير الأس الهيدروجيني على النيترة غير حرج، لأن خفض الأس الهيدروجيني يمكن أن يكون محدودًا أو يتم تحاشيه تمامًا بإنشاء المناطق غائبة الأكسجين وبالتالي ضمان استعادة القلوية من خلال إزالة النيترة. وعلى كل حال فإنه في مياه الصرف الصحي ضعيفة ثبات الأس الهيدروجيني أو مياه الصرف الصحي عالية النيتروجين في المياه الداخلة (كما في سوائل الهاضمات اللاهوائية) فإن التداخل بين العمليات البيولوجية والأس الهيدروجيني والنيترة يكون أهم واحدٍ بالنسبة لنظام الحمأة المنشطة لإزالة النيتروجين. ومن هنا، فإنه من الضروري ضم تأثير الأس الهيدروجيني على معدل النيترة لمثل هذا النوع من مياه الصرف الصحي لتحديد مقدار هذا التفاعل الهام.

ومن المعادلة ٥-٤، فإن معدل النمو المحدد للكائنات المؤكسدة للأمونيا ANO_s μ_{Am} يكون دالة لكل من μ_{Am} وK_n. وقد بينا فيما سبق أن الحد الأدنى لعمر الحمأة يتحكم فيه حجم قيمة μ_{AmT} وهو يتأثر بصورة ضعيفة جدًا بقيمة K_{nT}. وعند $SRT >> SRT_m$، يكون تركيز الأمونيا في المياه الخارجة N_{ae}، بصورة نسبية وبرغم كونه منخفضًا، أعلى بصورة واضحة للقيم الأعلى لـ K_{nT}: على سبيل المثال، إذا كانت K_{nT} تزيد بمعدل اثنين فإن الأمونيا في المياه الخارجة سيزيد تركيزها بنفس المعدل في المقابل (معادلة 5.15). وبالتالي فإن قيمة K_{nT} تكون هامة بقدر تحكمها في تركيز الأمونيا بالمياه الخارجة إذا حدثت النيترة عند $SRT >> SRT_m$.

وقد تمت العديد من الفحوص لفهم تأثير الأس الهيدروجيني (pH) على μ_{AmT} وعمومًا، فلم تفصل هذه الفحوص بين تأثير μ_{AmT} وK_{nT} بحيث إن معظم البيانات في حقيقتها أجملت – بدون تمييز – تقديرات لمعايير μ_{AmT}. وتقريبًا لا توجد معلومات متاحة عن تأثير pH على K_{nT} بذاتها. وقد كانت إعاقة النمذجة الكمية لتأثير pH على μ_{Am} بسبب صعوبة القياس الدقيق لتأثيرات pH على عملية النيترة. وقد بينت الدراسات أن μ_{Am} يمكن أن يعبر عنها كنسبة مئوية من أعلى قيمة الأس الهيدروجيني pH. وبقبول هذا المنهج بأن تكون μ_{Am} في أعلى قيمة لها وتبقى تقريبًا ثابتة عند معدل pH: ٧,٢ < pH < ٨، ولكن تقل مع انخفاض pH تحت ٧,٢ (Downing *et al.*, 1964; Loveless and Painter 1968; Sötemann *et al.*, 2005) وتمت نمذجة درجة اعتماد μ_A على pH كالآتي: (بالنسبة إلى ٥ > pH > ٧,٢):

$$\mu_{AmpH} = \mu_{Am7.2}\theta_{ns}^{(pH-7.2)} \qquad (5.22a)$$

حيث:

θ_{ns} معامل الحساسية بالنسبة إلى pH هو 2.35

والقيم المتناقصة من μ_{Am} عند pH > ٨ تمت ملاحظتها ووجد أن النيترة تتوقف فعليًا عند pH حوالي ٩,٥ (Malan and Gouws, 1966; Wild *et al.*, 1971; Antoniou *et al.*, 1990)، وبالتالي، فإنه بالنسبة إلى pH > ٧,٢ اقترح (Sötemann *et al.* (2005)) المعادلة 5.22b لنمذجة التناقص في μ_{Am} من pH > ٧,٨ إلى ٩,٥، كدالة $\mu_{Am7.2}$ باستخدام حركية التثبيط كما يلي:

$$\mu_{AmpH} = \mu_{Am7.2} K_I \frac{K_{max} - pH}{K_{max} + K_{II} - pH} \qquad (5.22b)$$

حيث:

K_I 1.13

K_{max} 9.5

K_{II} ≈ 0.3

والتأثير الإجمالي للأس الهيدروجيني pH على μ_{Am} تتم نمذجته بربط المعادلتين 5.22a و5.22b، وذلك ممثلاً في معادلة 5.22c ومبينًا في الشكل ٥-٧. ويمكن ملاحظة أنه في نطاق pH ٧,٢ إلى ٨,٣، يكون التغير في μ_{AmpH} ضئيلاً حيث $\mu_{AmpH}/\mu_{Am7.2} > 0.9$:

$$\mu_{AmpH} = \mu_{Am7.2} 2.35^{(pH-7.2)} K_I \frac{K_{max} - pH}{K_{max} + K_{II} - pH} \qquad (5.22c)$$

حيث:

$2.35^{(pH-7.2)}$ is set = 1 for pH > 7.2,

$$K_I \frac{K_{max} - pH}{K_{max} + K_{II} - pH} = 1 \quad for\ pH < 7.2$$

و

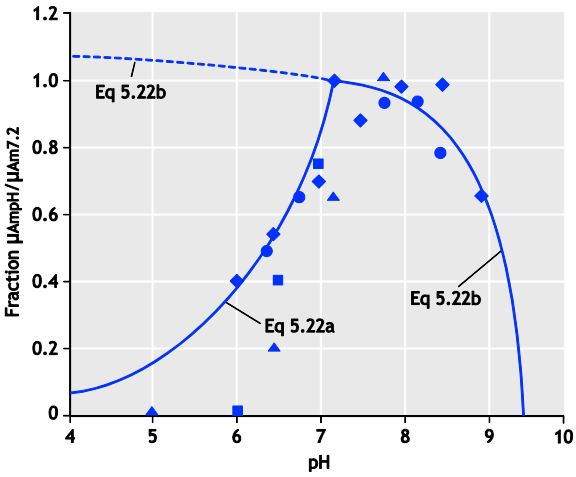
μ_{AmpH} 0 for pH > 9.5

والبيانات التجريبية من الأدبيات، أيضًا، مبينة في شكل ٥-٧ لتوفير بعض المساندة الكمية للمعادلة 5.22c. فعند pH منخفض (<٧,٢) نجد البيانات حسب (Wild *et al.* (1971) and Antoniou *et al.* (1990))، تناسب المعادلة بصورة معقولة تمامًا. وهناك بيانات ضئيلة جدًا متاحة ل pH > ٨,٥، ولكن بعض النقاط القليلة من (Antoniou *et al.* (1990)) تظهر اتفاقًا معقولاً مع معادلة 5.22c.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

ووفقًا لذلك، فإن المعادلة 5.22c تم قبولها لحساب μ_{AmpH} في نطاق pH ما بين ٥,٥ حتى ٩,٥. ومن معادلة 5.22c، فإن الحد الأدنى لعمر الحمأة لعملية النيترة (SRT_m) في pH مختلفة وحرارة مختلفة T وفي جزء كتلة غير مهواة (f_{xm}) يمكن الحصول عليها من:

$$SRT_m = 1/[\mu_{ApHT}(1 - f_{xm}) - b_{AT}] \quad \text{(d)} \quad (5.23)$$



شكل ٥-٧ معدل النمو الأقصى المحدد للكائنات المسببة للنيترة، كجزء من المعدل عند pH ٧,٢، مقابل pH الخاصة بالسائل المخلوط. واستنتاجات النموذج مبينة بالخط غير المتقطع في الرسم. البيانات مأخوذه من (Malan and Gouws (1966); Downing *et al.* (1964); Wild *et al.* (1971); Antoniou *et al.* (1990)).

والمشكلة في عملية النيترة بالنسبة لمياه الصرف الصحي منخفضة القاعدية تكون في أن pH التي يتم الحصول عليها لا تكون معروفة لأنها تكون قد تم إيجادها بصورة تفاعلية ما بين درجة من النيترة وفقدان للقاعدية وأس هيدروجيني وμ_{AmpH}. ولدراسة هذا التداخل التفاعلي، تم إحداث التكامل (الدمج) بين نموذج الحركية البيولوجية ASM1 لإزالة الكربون (C) والنيتروجين (N) بواسطة Sötemann *et al.* (2005) ونموذج حركية كيمياء لمخلوط مرحلتين (مائي-غاز) حمض/ قاعدة ضعيف، ليتم مد استخدام ASM1 ليشمل الأوضاع التي يكون فيها تقدير pH في المفاعل الحيوي ذا أهمية. هذا الدمج، والذي شمل غازي ثاني أكسيد الكربون (CO_2) والنيتروجين (N_2) المتولدين من العمليات البيولوجية وإزالتهما بالتهوية، سبب عددًا من الإضافات على ASM1، وفي جملتها التأثير المذكور لـ pH على الكائنات المنيترة ذاتية التغذية (ANO_s). ومن محاكاة نظام NDAS (نيترة/ إزالة نيترة) ذي عمر حمأة طويل مع مياه داخلة متزايدة في نقصان قاعدية H_2CO_3، وعندما تكون قاعدية HCO_3 للمياه الخارجة قد هبطت لأقل من ٥٠ مجم/ ل في صورة $CaCO_3$، فإن pH للمفاعل الهوائي تهبط إلى أقل من ٦,٣، مما يؤخر بصورة كبيرة عملية النيترة ويسبب زيادة الحد الأدنى لعمر الحمأة للنيترة (SRT_m) إلى مستوى عمر الحمأة الخاص بتشغيل النظام. وقد أكدت عملية المحاكاة الاستنتاج الأسبق بأنه عند معالجة مياه الصرف الصحي ذات قاعدية H_2CO_3 منخفضة:

(١) يختلف الحد الأدنى لعمر الحمأة للنيترة (SRT_m) مع درجة الحرارة و pH الخاصة بالمفاعل. (٢) بالنسبة للمياه الخارجة منخفضة قاعدية H_2CO_3 (< ٥٠ مجم/ ل في صورة $CaCO_3$)، تصبح النيترة غير مستقرة وحساسة لديناميكية التحميل ينتج عنها زيادةً في تركيز الأمونيا بالمياه الخارجة، وخفضًا في فعالية عملية النيترة، وكنتيجة لذلك إزالة أقل للنيتروجين. وبالنسبة لقاعدية H_2CO_3 > ٥٠ مجم/ ل، يجب أن يتم وضع جرعة من الجير يضاف إلى المياه الداخلة لرفع pH الخاص بالمفاعل الهوائي وإيجاد الاستقرار في النيترة وإزالة النيتروجين

٥-٥ متطلبات المادة الغذائية لإنتاج الحمأة

تحوي جميع المواد الحيوية وبعض المركبات العضوية الغير قابلة للتحلل الحيوي النيتروجين (N) والفوسفور (P). وتحوي الكتلة الحيوية للحمأة (VSS) التي تتراكم داخل المفاعل الحيوي كائنات نشطة (X_{BH})، وراسب داخلي (X_{EH}) ومواد عضوية جزيئية غير قابلة للتحلل الحيوي (X_I)، وكل منها يحتوي على نيتروجين وفوسفور. ومن اختبارات TKN و VSS التي أجريت على الحمأة المنشطة، وُجد أن محتوى النيتروجين (N) (ممثلاً في صورة N فيما يخص f_m و VSS مجم N/ مجم VSS) يتراوح بين ٠,٠٩ و ٠,١٢ بمتوسط قدره حوالي ٠,١٠ مجم N/ مجم VSS. وبنفس الطريقة، من إجمالي الفوسفور (P) واختبارات VSS، وجد أن محتوى (P) (ممثلاً في صورة P فيما يخص $f_{p,}$ و VSS مجم P/ مجم VSS) للحمأة المنشطة في النظم الهوائية تمامًا أو الهوائية غائبة الأكسجين، يتراوح فيما بين ٠,٠١ و ٠,٠٣ بمتوسط قدره حوالي ٠,٠٢٥ مجم P/ مجم VSS. من نموذج الحالة المستقرة، فإن النسب التقريبية للكائنات النشطة (X_{BH})، والراسب الداخلي (X_{EH}) والمواد العضوية الجزيئية غير القابلة للتحلل الحيوي (X_t) تتغير مع عمر الحمأة. ومع ذلك فقد وجد أن قيمة f_n بالنسبة إلى VSS تكون ثابتة نسبيًا عند ٠,٠١٠ مجم N/ مجم VSS. وهذا يبين أن محتوى النيتروجين (N) للكائنات النشطة (X_{BH}) والراسب الداخلي (X_{EH}) والمواد العضوية الجزيئية غير القابلة للتحلل الحيوي (X_t) تكون واحدة بصورة وثيقة، ولو كانوا

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

مختلفين كثيرًا، لوجدنا أن f_n تتغير في نمط متناسق مع عمر الحمأة. ومثل ذلك، بالنسبة للنظم كاملة التهوية، يكون محتوى P للثلاثة مكونات للحمأة المنشطة تقريبًا متشابهًا عند ٠,٠٢٥ مجم P/ مجم VSS.

٥-٥-١ متطلبات النيتروجين

يتم حساب كتلة النيتروجين (N) أو الفوسفور (P) الداخلة في كتلة الحمأة من توازن للنيتروجين (N) على نظام حمأة منشطة تام الامتزاج (شكل ٤-٢) تحت ظروف مستقرة على مدى يوم واحد.

كتلة نيتروجين كلدهال الخارجة = كتلة نيتروجين كلدهال الداخلة

كتلة نيتروجين كلدهال الداخلة = FN_{ti} (mgN/d) = $Q_i N_{ti}$

كتلة نيتروجين كلدهال الخارجة = TKN mass Q_e and Q_w

$$= N_{te} Q_e + N_{te} Q_w + f_n X_v Q_w$$

مع ملاحظة أن $Q_i = Q_e + Q_w$ و $Q_w = V_p/SRT$ ينتج:

$$Q_i N_{te} = Q_i N_{ti} - f_n X_v V_p / SRT$$

ومن ذلك:

$$N_{te} = N_{ti} - f_n MX_v/(Q_i SRT) \quad \text{(mgN/l)} \quad (5.24)$$

حيث:

N_{te} هي تركيز إجمالي نيتروجين كلدهال (TKN) في المياه الداخلة (مجم N/ ل)

والجزء الأخير في معادلة 5.24 تم ترميزه N_s وهو تركيز إجمالي نيتروجين كلدهال في المياه الداخلة (مجم N/ ل) والذي يتم إندماجه ضمن كتلة الحمأة ويزال من النظام متحدًا في الكتلة الجزيئية للحمأة في تدفق المخلفات Q_w،

$$N_s = f_n MX_v/(Q_i SRT) \quad \text{(mgN/l}_{\text{influent}}\text{)} \quad (5.25)$$

ومن توازن كتلة N، لا يتضمن هذا التركيز N_s النيتروجين في صورة مذابة بتدفق المخلفات، وتركيز إجمالي نيتروجين كلدهال في تدفق المخلفات يكون تمامًا مثل تركيز إجمالي نيتروجين كلدهال في المياه الخارجة N_{te}، وهو نيتروجين ذائب في صورة أمونيا N_{ae} ونيتروجين عضوي ذائب غير قابل للتحلل الحيوي (N_{ouse}). وبهذا، فمن المعادلة 5.24، بشرط أن تكون الكائنات المنيترة غير مدعومة في الحمأة المنشطة بالمفاعل بحيث إن النيترة من أمونيا إلى نيترات لا تتم، يمكننا الحصول على تركيز TKN في المياه الخارجة (N_{te}) من المعادلة:

$$N_{te} = N_{ti} - N_s \quad \text{(mgN/mgCOD)} \quad (5.26)$$

ومن المعادلة 5.24، في ظل ظروف يومية متوسطة، يكون تركيز النيتروجين في المياه الداخلة المطلوبة لإدخالها ضمن كتلة الحمأة مساويًا لمحتوى النيتروجين لكتلة الحمأة (VSS) الزائدة في اليوم، مقسومًا على تدفق المياه الداخلة. وبالتعويض في المعادلة 4.12، بنسب كتلة الحمأة (VSS) في المفاعل (MX_v) إلى متوسط الحمل العضوي اليومي على المفاعل (FS_{ti}) وإلغاء Q_i والقسمة على S_{ti} ينتج عنه تركيز (N) المطلوب لكل مياه داخلة لإنتاج حمأة لكل مجم COD/ ل من الحمل العضوي على المفاعل، أي:

$$\frac{N_s}{S_{ti}} = f_n\left[\frac{(1 - f_{S'us} - f_{S'up})Y_{Hv}}{(1 + b_H SRT)}(1 + f_H b_H SRT) + \frac{f_{S'up}}{f_{cv}}\right]$$

$$\text{(mgN/mgCOD)} \quad (5.27)$$

ويحوي إجمالي نيتروجين كلدهال TKN في المياه الداخلة الأمونيا والنيتروجين مرتبطين في المركبات العضوية في شكل ذائب وجزيئي وقابل للتحلل الحيوي وغير قابل للتحلل الحيوي. ولا تتحلل المواد العضوية غير القابلة للتحلل الحيوي، وبعضها يحوي النيتروجين، داخل نظام الحمأة المنشطة. ويخرج النيتروجين (N) العضوي الذائب وغير القابل للتحلل (N_{ousi}) من النظام مع تدفقات المياه الخارجة (وتدفق المخلفات) وتكون المواد العضوية الغير قابلة للتحلل محتجزة في كتلة الحمأة في المفاعل، ولذلك فإن (N) المرتبط بهذه المواد العضوية يخرج عادة من النظام عبر الحمأة الخارجة يوميًا (الزائدة – VSS) التي يتم جمعها من النظام. ويتم إطلاق المجموعة المرتبطة بالنيتروجين في المواد العضوية القابلة للتحلل الحيوي (N_{obsi} وN_{obpi}) في صورة أمونيا حرة وملحية FSA عندما يتم تحلل هذه المواد العضوية. وهذه FSA تضيف إلى FSA الموجودة في المفاعل من المياه الداخلة. ويستهلك بعض من FSA في المفاعل بواسطة الكائنات عضوية التغذية (OHO_s) لتكوين كتلة (OHO) الحيوية. ويتم فقدان جزء من الكتلة الحيوية OHO في المفاعل عبر عملية التنفس الداخلي (الباطني). ويخرج النيتروجين المرتبط بالجزء القابل للتحلل الحيوي من كتلة OHO الحيوية عائدًا إلى تجمع FSA في المفاعل ولكن النيتروجين المرتبط في جزء الراسب الداخلي الغير قابل للتحلل الحيوي يبقى كمجموعة نيتروجين عضوي في كتلة VSS

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

الخاصة بالراسب الداخلي. ونتيجة لهذه التداخلات فإنه يمكن أن يكون تركيز الأمونيا الحرة والملحية FSA في المياه الخارجة من نظام حمأة منشطة بدون نيترة، أعلى من تركيز الأمونيا الحرة والملحية FSA في المياه الداخلة. هذا يحدث عندما يحتوي إجمالي نيتروجين كلدهال (TKN) للمياه الداخلة على جزء كبير من النيتروجين العضوي القابل للتحلل الحيوي. وإن كانت الظروف مواتية لعملية النيترة، يكون صافي تركيز FSA في المفاعل متاحًا للكائنات المؤكسدة للنيتروجين لكي تنمو مع عملية توليد النيترات المصاحبة لذلك.

وما لم يتم تناول FSA بواسطة الكائنات عضوية التغذية OHO_s لعملية النمو أو تتم نيترته، فإنه سيبقى على حالته ويخرج من النظام مع المياه الخارجة. وبهذا فإنه في غياب عملية النيترة، يتم الحصول على تركيز الأمونيا في المياه الخارجة (N_{ae}) بواسطة المعادلة:

$$N_{ae} = N_{ai} + N_{obsi} + N_{obpi} - (N_s - N_{oupi}) \quad (\text{mgN/l}) \quad (5.28)$$

وتركيز إجمالي نيتروجين كلدهال TKN في المياه الخارجة بواسطة معادلة:

$$N_{te} = N_{ouse} + N_{ae} \quad (\text{mgN/l}) \quad (5.29)$$

ويطبق نفس المنهج بالنسبة لمتطلبات الفوسفور لإنتاج الحمأة. وبقبول فكرة أن محتوى الفوسفور (P) للحمأة المنشطة في نظام تام التهوية بدون إزالة بيولوجية للفوسفور الزائد يكون ٠,٠٢٥ مجم P/ مجم VSS، يكون تركيز إجمالي الفوسفور بالمياه الخارجة (TP) P_{te} كما في المعادلة

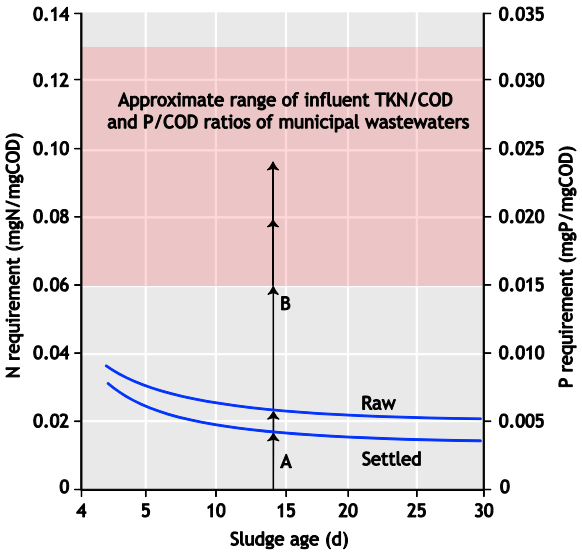
$$P_{te} = P_{ti} - P_s \quad (\text{mgP/l}) \quad (5.30)$$

حيث:

$$\frac{P_s}{S_{ti}} = f_p \frac{MX_v}{Q_i SRT} = \frac{f_p N_s}{f_n S_{ti}} \quad (\text{mgP/l}_{\text{influent}}) \quad (5.31)$$

٥-٥-٢ إزالة النيتروجين (N) و(P) بإنتاج الحمأة

في شكل ٥-٨ نجد رسمًا بيانيًا للمعادلتين ٥-٢٧، ٥-٣١ مقابل عمر الحمأة حيث f_n = ٠,١٠ مجم N/ مجم VSS وf_p = ٠,٠٢٥ مجم P/ مجم VSS لمثال مياه الصرف الصحي الخام والمترسبة. ومن البديهي أن تركيزات إجمالي النيتروجين وإجمالي الفوسفور تكون مطلوبة لإنتاج الحمأة للمياه الخام أكثر منها للمياه التي تمت ترسيبها. ذلك لأن كميات أكبر من الحمأة يتم إنتاجها لكل مجم COD في الحمل العضوي بالمفاعل في نفس عمر الحمأة عند معالجة مياه الصرف الصحي الخام (انظر الفصل الرابع، جزء ٤-٩). أيضًا، تقل متطلبات N، P مع زيادة عمر الحمأة لأن صافي إنتاج الحمأة يقل مع زيادة عمر الحمأة. وبصورة عامة، بالنسبة لأعمار الحمأة الأكثر من ١٠ أيام فإن إزالة النيتروجين من مياه الصرف الصحي التي تعزى إلى صافي إنتاج الحمأة هي أقل من ٠,٠٢٥ مجم N/ مجم COD حمل على المفاعل. وحيث إن نسب TKN /COD في المياه الداخلة لمياه الصرف الصحي البلدية تكون في النطاق التقريبي ٠,٠٧ إلى ٠,١٣ (شكل ٥-٨) فإنه من الواضح أنه مجرد فقط جزء صغير من TKN في المياه الداخلة (أ في الشكل ٥-٨) تتم إزالته بإدخاله ضمن كتلة الحمأة. والإزالة الإضافية للنيتروجين (ب في الشكل ٥-٨) يتم الحصول عليها من تحويل النيتروجين من الصورة الذائبة في الحالة السائلة إلى الحالة الغازية من خلال النيترة الذاتية والنيترة العضوية، والتي تحول النيترات إلى غاز النيتروجين في المفاعلات غائبة الأكسجين (غير المهواة). وتفاصيل النيترة العضوية تشرح فيما يلي.



شكل ٥-٨ الحد الأدنى التقريبي لمتطلبات المغذيات (النيتروجين والفوسفور) في صورة مجم N/ $KNL_{influent}$ ومجم P/ $TPL_{influent}$ لكل مجم COD/ ل حمل عضوي على مفاعل حمأة منشطة مقابل عمر حمأة لمثال مياه الصرف الصحي الخام ومثال مياه الصرف الصحي التي تم ترسيبها عند درجة حرارة ٣٠°م وتركيزات معدلات نسب لكل من TP وTKN إلى COD في المياه الداخلة لمياه الصرف الصحي البلدية.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

من شكل ٥–٨، تكون إزالة الفوسفور العادية بإدخاله ضمن كتلة حمأة محدودة عند حوالي ٠,٠٠٦ و ٠,٠٠٤ مجم P/ مجم COD لمياه الصرف الصحي الخام والتي تمت ترسيبها، وبالترتيب المذكور، مما ينتج عنه إزالة لإجمالي الفوسفور بين ٢٠% إلى ٢٥% من مياه الصرف الصحي البلدية العادية. وحيث إن تحول الفوسفور الحمضي الذائب إلى الصورة الغازية مستحيل، فزيادة إزالة الفوسفور من الحالة السائلة، تحتاج أي تركيزات إضافية للفوسفور الحمضي لأن يتم إدخالها ضمن كتلة الحمأة وهذا يمكن تحقيقه بطريقتين (i) كيميائيًا و/ أو (ii) بيولوجيا. ففي الإزالة الكيميائية للفوسفور تستخدم كلوريدات أو سلفات الحديد أو الألمونيوم بجرعات تضاف للمياه الداخلة (ترسيب قبلي)، أو إلى مفاعل الحمأة المنشطة (ترسيب متزامن) أو إلى المياه الخارجة (السيب) النهائي (الترسيب البعدي). ومن عيوب الإزالة الكيميائية للفوسفور هي أنها تزيد بصورة واضحة من (i) ملوحة مياه الصرف الصحي المعالجة (ii) إنتاج الحمأة، نتيجة للمواد الصلبة غير العضوية المتكونة و(iii) تعقيد وارتفاع تكلفة محطة معالجة مياه الصرف الصحي.

وفي الإزالة البيولوجية للفوسفور، يتم تصميم الظروف البيئية في المفاعل الحيوي بطريقة تسمح بأن تنمو مجموعة معينة من الكائنات عضوية التغذية (وتسمى الكائنات المراكمة للفوسفور PAO_s) في مفاعل الحمأة المنشطة، ومع تراكم الفوسفاتات المتعددة يكون محتوى الفوسفور في هذه الكائنات أعلى كثيرًا منه في الكائنات عضوية التغذية الأخرى (OHO_s) تصل إلى ٠,٣٨ مجم P/ مجم PAOVSS(Wentzel *et al.* ١٩٩٠). وكلما زاد نمو هذه الكائنات (PAO_s) في المفاعل، كلما زاد متوسط محتوى P في VSS بكتلة الحمأة في المفاعل، وكذلك تزيد إزالة الفوسفور عبر الحمأة الزائدة. ومع وجود كتلة ملحوظة من PAO_s، يمكن لمتوسط محتوى الفوسفور في VSS بكتلة الحمأة أن يزيد من ٠,٠٢٥ مجم P/ مجم VSS في النظم الهوائية (aerobic systems) إلى ٠,١٠ حتى ٠,١٥ P/ مجم VSS في نظم إزالة النيتروجين والفوسفور البيولوجية. ومميزات الإزالة البيولوجية للفوسفور على الإزالة الكيميائية للفوسفور هي: (i) لا تزيد ملوحة مياه الصرف الصحي المعالجة (ii) يزيد إنتاج الحمأة بين ١٠% و١٥% و(iii) يكون النظام أقل تعقيدًا واقتصاديا في تشغيله وعيب الإزالة البيولوجية للفوسفور هو أنها، لأنها عملية حيوية، تكون أكثر تغيرًا من الإزالة الكيميائية وتقل الثقة في الاعتماد عليها. والعمليات البيولوجية التي تؤدي الإزالة البيولوجية للنيتروجين والفوسفور في نظم الحمأة المنشطة ومختلف تكوينات المفاعلات التي يحدث فيها ذلك، يجري وصفها في الفصل السابع (٧).

٥–٦ الاعتبارات التصميمية

تعد المعادلات الحركية التي تصف التفاعلات بين الأمونيا الحرة والملحية FSA والنيتروجين العضوي معقدة وتم وضعها في صورة (النمو – الموت – التجدد العضوي) في نماذج محاكاة الحمأة المنشطة مثل ASM1 و ASM2. وعلى ذلك، بالنسبة لظروف الحالة المستقرة وبافتراض (i) أن جميع الكائنات القابلة للتحلل العضوي بالمفاعل يتم استخدامها (ii) وجود توازن كتلة TKN على مدى نظام الحمأة المنشطة، فإنه يمكن إنشاء نموذج للنيترة في الحالة المستقرة من المعادلات الحركية للنيترة ومتطلبات النيتروجين لإنتاج الحمأة التي شرحت من قبل. وهذا النموذج يكون مناسبًا لتصميم الحالة المستقرة، ومنه يمكن وضع بعض الأشكال التصورية كما هو مبين فيما يلي، بمثالي مياه الصرف الصحي الخام والتي تم ترسيبها. ويمكن تحديد استجابات لنظم تفصيلية مع نماذج المحاكاة، طالما (i) أن تصميم نظام الحمأة المنشطة وعمر الحمأة وأحجام المفاعل ومناطقه وتدفقات التدوير، معروفة جميعها (ii) يكون حساب تركيزات الحالة المستقرة (تستخدم كظروف مبدئية للمحاكاة) قد تم.

وفي تصميم نظم الحمأة المنشطة للنيترة، يتطلب الأمر أن يكون قد تم حساب (i) تركيزات FSA و TKN والنيترات في المياه الخارجة (ii) الطلب على الأكسجين في عملية النيترة.

٥–٦–١ تركيز TKN في المياه الخارجة

يتضمن إجمالي نيتروجين كلدهال TKN للمياه الخارجة (N_{te}) الأمونيا الحرة والملحية FSA (N_{ae}) والنيتروجين العضوي الذائب الغير قابل للتحلل (N_{ouse}). وعندما يتم اختيار f_{xt}, وμ_{Am20} و SRT و S_f، تكون معادلات هذه التركيزات، كما يلي:

١) FSA للمياه الخارجة (N_{ae}): نحصل على N_{ae} من معادلة 5.15، والتي تطبق فقط إذا كان $SRT > SRT_{m,}$ والتي ستكون الحالة بالنسبة إلى S_f < ١,٠.

٢) تركيز النيتروجين العضوي المذاب والقابل للتحلل الحيوي في المياه الخارجة (N_{obse}): يتم تحلل المواد العضوية القابلة للتحلل الحيوي (الذائبة والجزيئية) بواسطة الكائنات عضوية التغذية OHO_s لتطلق النيتروجين المرتبط عضويًا في صورة FSA. وفي نموذج الحالة المستقرة يفترض أن جميع المواد العضوية القابلة للتحلل الحيوي قد استخدمت. هنا فإن تركيز النيتروجين العضوي المذاب القابل للتحلل (N_{obe}) يكون صفرًا.

٣) تركيز النيتروجين العضوي المذاب غير القابل للتحلل الحيوي في المياه الخارجة (N_{ouse}): لكونه غير قابل للتحلل الحيوي، هذا

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

التركيز للنيتروجين العضوي ينساب خلال نظام الحمأة المنشطة وتكون النتيجة أن التركيز بالمياه الخارجة (N_{ouse}) يساوي التركيز في المياه الداخلة (N_{ousi})، أي:

$$N_{ouse} = N_{ousi} \quad (5.32)$$

حيث:

N_{ousi} النيتروجين العضوي الذائب غير القابل للتحلل الحيوي في المياه الداخلة مجم mgOrgN-N/ ل = $f_{N'ous}\ N_{ti}$ حيث $f_{N'ous}$ هو جزء N العضوي الذائب غير القابل للتحلل الحيوي من TKN للمياه الداخلة (N_{ti})

وكل من التركيزين غير الصفريين (Non-Zero) لإجمالي نيتروجين كلدهال TKN (FSA, N_{ae} و $OrgN, N_{ouse}$) قابلان للذوبان وبهذا يهربان مع المياه الخارجة (وتدفق المخلفات). وإجمالي نيتروجين كلدهال TKN الذائب (المرشح) في المياه الخارجة N_{te} يحصل عليه من مجموعهما، أي:

$$N_{te} = N_{ae} + N_{ousi} \quad \text{(filtered TKN)} \quad (5.33)$$

وإن كانت عينة المياه الخارجة غير مرشحة، سيكون TKN في المياه الخارجة أكثر بتركيز TKN في VSS المياه الخارجة، أي:

$$N_{te} = N_{ae} + N_{ouse} + f_n X_{ve} \quad \text{(unfiltered TKN)} \quad (5.34)$$

حيث:

X_{ve} تركيز VSS في المياه الخارجة (مجم VSS/ ل)

f_n محتوى N في VSS ~ 0.1 (مجم OrgN-N/ مجم VSS)

٥-٦-٢ قدرة (سعة) النيترة

يمكن الحصول على تركيز النيترات المتولدة في النظام (N_{te}) من موازنة كتلة TKN على نظام الحمأة المنشطة و $SRT > SRT_m$، فيما يختص بتدفق المياه الداخلة، وذلك من TKN للمياه الداخلة (N_{ti}) ناقصًا TKN الذائب في المياه الخارجة (N_{te}) وتركيز TKN الداخل في الحمأة الخارجة يوميًا من نظام الحمأة المنشطة (N_s)، أي:

$$N_{ne} = N_c = N_{ti} - N_{te} - N_s \quad (5.35)$$

ويتحدد تركيز N_s من كتلة N الداخلة في كتلة VSS الناتجة من المفاعل في اليوم الواحد (معادلة 5.27). وكتلة VSS في المفاعل (M_{xv}) لا يلزم أن تتضمن كتلة VSS للكائنات المسببة للنيترة لأن هذه الكتلة، كما ذكر من قبل، لا يعتد بها (< ٢,٤%).

وفي المعادلة 5.35، يحدد N_e قدرة النيترة بالنسبة لنظام الحمأة المنشطة. فقدرة (أو سعة) النيترة (N_e) هي كتلة النيترات المنتجة من عملية النيترة لكل وحدة متوسط تدفق مياه داخلة. وفي معادلة 5.27، يعتمد تركيز TKN للمياه الخارجة (N_{te}) على كفاءة عملية النيترة. وعند إجراء حساب الحد الأقصى لجزء كتلة الحمأة غير المهواة (f_{xm}) في عمر حمأة معين، إن كان عامل الأمان S_f تم اختياره ليكون > ١,٢٥ إلى ١,٣٥ عند أقل درجة حرارة متوقعة (T_{min})، تكون كفاءة النيترة عالية (> ٩٥%) وتكون N_{ae} أقل بصورة عامة من ١ إلى ٢ مجم N/ ل وأيضًا مع $S_f > 1,25$ عند T_{min} ستكون N_{ae}، في النهاية، غير معتمدة على كل من تركيبة النظام وتقسيم كتلة الحمأة إلى أجزاء كتل مهواة أو غير مهواة. وبالتالي، بالنسبة لعملية التصميم، مع $S_f > 1,25$، سيكون N_{te} حوالي ٣ إلى ٤ مجم N/ ل، شريطة أن يكون هناك ضمان معقول بأن القيمة الحقيقية μ_{Am20} لن تكون أقل من القيمة المقبولة للتصميم وأن يكون هناك سعة تهوية بحيث لا يتم حجب النيترة بسبب عدم كفاية الأكسجين. وبقبول قيمة f_{xm} المحسوبة وعمر الحمأة SRT المختارة في درجة حرارة أقل، فإنه عند درجات الحرارة الأعلى، ستزيد كل من كفاءة النيترة وعامل الأمان (S_f) بحيث إنه في درجات حرارة الصيف (T_{max})، ستكون N_{te} أقل، لحوالي ٢-٣ مجم N/ ل.

وبقسمة المعادلة 5.35 بإجمالي تركيز COD للمياه الداخلة (S_{ti})، تنتج قدرة النيترة لكل مجم COD، يدخل على المفاعل البيولوجي N_e/S_{ti}.

$$N_c / S_{ti} = N_{ti} / S_{ti} - N_{te} / S_{ti} - N_s / S_{ti} \quad (5.36)$$

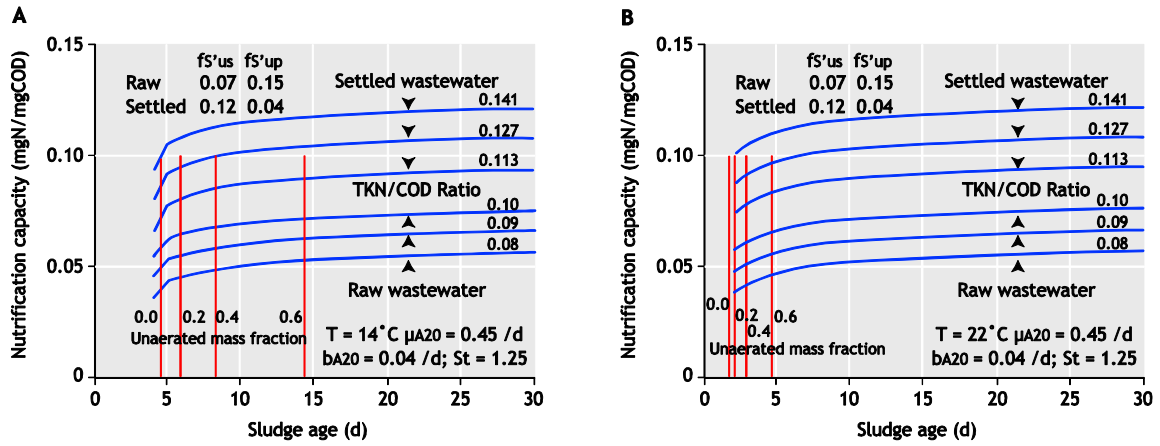
حيث:

N_c/S_{ti} قدرة النيترة لكل مجم COD يدخل في نظام الحمأة المنشطة AS (مجم N/ مجمCOD)

N_{ti}/S_{ti} نسبة تركيز COD/ لمياه الصرف الصحي

N_s/S_{ti} النيتروجين المطلوب لإنتاج الحمأة لكل مجم COD داخل (من المعادلة 5.27)

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



شكل ٥–٩ قدرة (سعة) النيترة لكل مجم COD يضاف إلى المفاعل الحيوي، مقابل عمر الحمأة لمختلف نسب تركيزات TKN /COD في المياه الداخلة في عينات مياه الصرف الصحي الخام أو التام ترسيبها عند درجة حرارة ١٤°م (أ) و ٢٢°م (ب). ومبين أيضًا كخطوط عمودية الحد الأدنى لأعمار الحمأة المطلوبة لتحقيق النيترة بالنسبة إلى S_f = ١,٢٥ لأجزاء كتلة الحمأة غير المهواة ٠,٠، ٠,٢، ٠,٤ و ٠,٦.

ويمكن تقدير نسبة قدرة النيترة إلى نسبة تركيز COD بالمياه الداخلة (N_e /S_{ti}) لنظام ما تقريبيًا بتقييم كل من المصطلحات الواردة في معادلة 5.36، كما يلي:

N_{ti}/S_{ti} هذه النسبة تعد خاصية لمياه الصرف الصحي يتم الحصول عليها من تركيزات تم قياسها لكل من TKN و COD للمياه الداخلة. ويمكن أن تتراوح بين ٠,٠٧ إلى ٠,١٠ في مياه الصرف الصحي الخام و٠,١٠ إلى ٠,١٤ في المياه التام ترسيبها.

N_{te}/S_{ti} شريطة استيفاء القيود للنيترة الفعالة عند أقل درجة حرارة (T_{min})، يكون TKN بالمياه الداخلة عند T_{min} (N_{te}) منخفضًا عند من ٢–٣ مجم N/ ل، أي أن بالنسبة لتركيزات COD في المياه الداخلة (S_{ti}) بين ١٠٠٠ إلى ٥٠٠، ستتراوح N_{te} /S_{ti} بين ٠,٠٠٥ إلى ٠,٠١٠ عند T_{max} و N_{ae} ١–٢ مجم N/ ل مخفضة نسبة N_{te} /S_{ti}.

N_s/S_{ti} معطاة بالمعادلة 5.27.

والأهمية النسبية لتلك النسب الثلاثة إلى قدرة النيترة (N_c/S_{ti}) موضحة بيانيًا في الاشكال ٥–٩ (أ) عند ١٤°م و٥–٩ (ب) عند ٢٢°م وقد تم إنشاؤها بتوقيعها بيانيًا في صورة N_c /S_{ti} مقابل عمر الحمأة لنسب مختارة من TKN /COD (N_{ti} /S_{ti}) في المياه الداخلة قيمتها ٠,٠٧، ٠,٠٨ و ٠,٠٩ لأمثلة مياه صرف صحي خام ومياه صرف صحي تم ترسيبها عند نسب مئوية ٤٠% إزالة COD و١٥% إزالة TKN في عملية الترسيب الابتدائي، أي: ٠,١١٣، ٠,١٢٧ و ٠,١٤١. وكذلك مبين في الشكل الحد الأدنى لأعمار الحمأة للنيترة في أجزاء كتلة الحمأة غير المهواة: ٠,٠، ٠,٢، ٠,٤ و٠,٦. للمثال μ_{Am20} الذي قيمته ٠,٤٥/ يوم. وبالنسبة لجزء كتلة حمأة غير مهواة محدد، تكون القيم الموقعة بيانيًا بالنسبة إلى N_e /S_{ti} سارية فقط عند أعمار حمأة أطول من الحد الأدنى لعمر الحمأة المناظر لها. هذه الأرقام تبين الأحجام التقريبية للشروط الثلاثة التي تؤثر في قدرة النيترة مقابل عمر الحمأة ودرجة الحرارة.

١) درجة الحرارة: للحصول على نيترة تامة عند ١٤°م (بالنسبة إلى F_{xm} مختارة)، فإن عمر الحمأة المطلوب يكون أكثر من ضعف ذلك الذي يكون عند ٢٢°م. وتظهر قدرات النيترة المناظرة لكل COD مياه داخلة عند ١٤°م خفضًا هامشيًا بالنسبة لتلك التي عند ٢٢°م، لأن إنتاج الحمأة عند ١٤°م يكون أكثر قليلاً عنه عند ٢٢°م نتيجة للانخفاض في معدل التنفس الداخلي للكائنات عضوية التغذية OHO_s.

٢) عمر الحمأة: عند نسبة مختارة TKN /COD في المياه الداخلة (N_{ti} /S_{ti})، تزيد قدرة النيترة (N_e /S_{ti}) كلما زاد عمر الحمأة لأن النيتروجين المطلوب لإنتاج الحمأة يتناقص مع عمر الحمأة، جاعلاً مزيدًا من FSA متوافرًا لعملية النيترة. ومع ذلك فإن الزيادة تكون هامشية لعمر حمأة (SRT) > ١٠ أيام.

٣) نسبة TKN /COD في المياه الداخلة (N_{ti} /S_{ti}): تكون قدرة النيترة (N_e /S_{ti}) لكل من مياه الصرف الصحي الخام ومياه الصرف التام ترسيبها بوضوح، وعند أي عمر حمأة مختار، حساسة جدًا لنسبة TKN /COD بالمياه الداخلة (N_{ti} /S_{ti}).

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

جدول ٥-٢ خواص مياه الصرف الصحي الخام والتي تم ترسيبها المطلوبة لحساب تركيزات النيتروجين في المياه الخارجة من نظم نيترة الحمأة المنشطة

خاصية المياه الداخلة للصرف الصحي	الرمز	الوحدة	مجاري خام	مجاري تم ترسيبها(١)
إجمالي نيتروجين كلدهال للمياه الداخلة	N_{ti}	mgN/l	60	51
نسبة TKN /COD في المياه الداخلة	f_{ns}		0.08	0.113
جزء الأمونيا الحرة والملحية في المياه الداخلة	$f_{N'a}$		0.75	0.88
جزء النيتروجين العضوي الذائب غير القابل للتحلل الحيوي	$f_{N'ous}$		0.03	0.034
محتوى النيتروجين الجزيئي في VSS غير القابل للتحلل الحيوي	f_n		0.1	0.1
الأس الهيدروجيني للمياه الداخلة			7.5	7.5
القلوية للمياه الداخلة	Alk	mg/l as $CaCO_3$	200	200
الحد الأقصى لمعدل النمو المحدد الخاص بالكائنات المؤكسدة للأمونيا عند ٢٠°	μ_{Am}		0.45	0.45
معدل تدفق المياه الداخلة	Q_i	Ml/d	15	15

(١) يجب أن يتم حساب/ اختبار خواص مياه الصرف الصحي التام ترسيبها بحيث تتناسق مع تلك الخاصة بمياه الصرف الصحي الخام وأن تتوازن الكتلة مع أحواض الترسيب الابتدائي. مثال ذلك: يجب أن تكون التركيزات الذائبة في مياه الصرف الصحي التام ترسيبها مماثلة تمامًا لتلك التي في المياه الخام.

وزيادة ٠,٠١ في نسبة N_{ti}/S_{ti} تحدث زيادة متساوية في N_e/S_{ti} قيمتها ٠,٠١. وتكون قدرة النيترة بالنسبة لنفس نسبة (N_{ti}/S_{ti}) للمياه الخام والمياه تامة الترسيب أقل في المياه الخام منها في المياه التام ترسيبها، لأن مزيدًا من VSS الحمأة في كل وحدة حمل COD ينتج من المياه الخام عنه في المياه التام ترسيبها، نتيجة لأن جزء COD الجزيئي الغير قابل للتحلل الحيوي ($F_{s,up}$) في المياه الخام يكون أعلى منه في المياه التام ترسيبها. بعيدًا عن هذا الفارق، فإن زيادة نسبة TKN /COD في المياه الداخلة سوف ينتج عنه زيادة مساوية لتركيز النيترات (قدرة النيترة) في كل COD بالمياه الداخلة. ذلك يخفض احتمال، أو يجعل من المستحيل، الحصول على نيترة تامة باستخدام المواد العضوية بمياه الصرف الصحي كمانحات للإلكترونات. وهذا سيكون واضحًا عندما تعتبر النيترة منخفضة. ولأن الترسيب الابتدائي يزيد نسبة TKN /COD في المياه الداخلة، تكون إزالة النيتروجين عبر النيترة/ إزالة النيترة دائمًا أقل في المياه التام ترسيبها منها في المياه الخام. وعلى ذلك، فإن الإزالة المنخفضة للنيتروجين تأتي معها بميزة الحاجة لمفاعل حيوي أصغر حجمًا وطلب أقل للأكسجين مسببًا ذلك وفورات ملحوظة في تكاليف المفاعل وعملية الأكسجة.

٥-٧ مثال لتصميم عملية النيترة

يعتبر تصميم نظام حمأة منشطة منترت بدون إزالة النيترة أقل من المطلوب. ولغرض المقارنة، يصمم نظام نيترة الحمأة المنشطة لنفس تدفق مياه الصرف الصحي والخواص المقبولة لتصميم نظام إزالة المواد العضوية (COD) للحمأة المنشطة (انظر الفصل الرابع جزء ٤-٥). فخواص مياه الصرف الصحي بالنسبة للمياه الخام والتام ترسيبها مكتوبة في قائمة بجدول ٤-٣، وهناك خواص إضافية مطلوبة للنيترة موجودة في جدول ٥-٢.

٥-٧-١ تأثير النيترة على الأس الهيدروجيني (pH) للسائل المخلوط

أحد الاعتبارات الأولية الهامة هو التأثير المحتمل للأس الهيدروجيني للسائل المخلوط على قيمة μ_{Am20}. في الجزء ٥-٤-٦ بعاليه، تم بيان أن النيترة تستهلك القلوية – ٧,١٤ مجم/ ل في صورة $CaCO_3$ لكل مجم N/ ل FSA تتم نيترته إلى نيترات – وإذا كان هناك نقص في القلوية في المياه الداخلة، فإن قراءة الأس الهيدروجيني pH للسائل المخلوط تهبط لأقل من ٧ مسببة خفضًا في μ_{Am20} (معادلة 5.22).

تكون نسبة TKN /COD في المياه الداخلة لمياه الصرف الصحي ٠,٠٨ مجم COD (جدول ٥-٢) ومعدل μ_{Am20} منخفض نسبيًا قدره ٠,٤٥/ يوم، يحتاج عمر الحمأة لأن يكون ٧ أيام أو أكثر لضمان حدوث النيترة (S_f = ١,٣) عند حد أدنى للحرارة ١٤° في عملية هوائية خالصة (f_{xm} = ٠,٠) (معادلة 5.19). في هذا العمر للحماة، تكون قدره النيترة حوالي ٠,٠٣٧ مجم N/ مجم COD لنسبة COD/ TKN تبلغ ٠,٠٨ مجم N/ مجم COD (شكل ٥-٩ (أ)). هنا،

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

سيكون تركيز النيترات الناتج (لكل لتر مياه داخلة) حوالي ٠,٠٣٧ × ٧٥٠ = ٢٨ مجم N/ ل. هذا سوف يسبب خفض القلوية ٧,١٤ × ٢٨ = ٢٠٠ مجم/ ل في صورة $CaCO_3$، وسوف تنخفض قلوية السائل المخلوط لأقل من ٤٠ مجم/ ل في صورة $CaCO_3$، مسببة خفض الأس الهيدروجيني للسائل المخلوط إلى أقل من ٧ (شكل ٥-٦) وسوف تسبب القلوية المنخفضة للسائل المخلوط، ضمن جملة أمور أخرى، نيترة غير مستقرة وغير تامة وتنتج مياه خارجة عدوانية والتي على مدى سنوات عديدة يمكن أن تسبب تلفيات كبيرة في الأسطح الخرسانية لمحطة التنقية (ارجع إلى جزء ٥-٤-٦ بعاليه). وهذه العملية الحسابية التقريبية البسيطة يمكن أن تجعل المصمم واعيًا بالنتائج السلبية لتصميم مقترح في مرحلة مبكرة. وبالاستمرار في هذا المثال، يجب أن يعطى الاهتمام لتصميم نظام نيترة/ إزالة نيرة (ND) لاستعادة بعض القلوية والحفاظ على أس هيدروجيني قريب من التعادل. فإذا تم نيترة مقدار قليل مثل ١٢ مجم N/ ل (~ نصف) من النيترات في مفاعل غائب الأكسجين Anoxic، ستبقى قلوية المياه الخارجة فوق ٥٠ مجم/ ل في صورة $CaCO_3$. وعمومًا فنسبة عالية TKN /COD مع قلوية منخفضة في المياه الداخلة تعتبر مؤشرات تحذير لمشاكل محتملة في نظم النيترة الهوائية.

٥-٧-٢ الحد الأدنى لعمر الحمأة للنيترة

لأغراض البيان العملي للنيترة تحت ظروف هوائية خالصة، سيكون من المقبول أن قلوية المياه الداخلة أعلى بدرجة كافية للحفاظ على قلوية المياه الداخلة فوق ٥٠ مجم/ ل في صورة $CaCO_3$. ولن يتم تعديل ل μ_{Am20} بالنسبة للأس الهيدروجيني. وتعديل ثوابت الحركية للكائنات المؤكسدة للأمونيا بالنسبة للحرارة معطاة في جدول ٥-٣.

وبالنسبة لنظام هوائي تام ($f_{xm} = 0$) و μ_{Am20} = ٠,٤٥/ يوم و S_f = ١,٣ يوجد الحد الأدنى لعمر الحمأة للنيترة (SRT_m) من المعادلة 5.19.

$$SRT_m = S_f / (\mu_{AmT} - b_{AT}) =$$
$$= 2.5\,d \text{ at } 22^oC \ \ (1.9\,d \text{ with } S_f = 0.0)$$
$$= 6.9\,d \text{ at } 14^oC \ \ (5.3\,d \text{ with } S_f = 0.0)$$

وبوضوح، لضمان النيترة على مدى العام كله بالنسبة لمعدل μ_{Am20} منخفض نسبيًا قدره ٠,٤٥/ يوم، يجب أن يكون عمر الحمأة لعملية هوائية تمامًا ٨-١٠ أيام.

٥-٧-٣ تركيزات النيتروجين في مياه الصرف الصحي الخام

يكون تركيز TKN في المياه الداخلة لمياه الصرف الصحي الخام ٦٠ مجم N/ ل (جدول ٥-٢). وباعتبار جزء FSA للمياه الداخلة ($f_{N'a}$) = ٠,٧٥ وجزء النيتروجين العضوي الذائب غير القابل للتحلل الحيوي ($f_{N'ous}$) = ٠,٠٣ لمياه الصرف الصحي الخام، نحصل على تركيز أمونيا في المياه الداخلة (N_{ai}) كالتالي:

$$N_{ai} = f_{N'a}\, N_{ti} = 0.75 \bullet 60 = 45\ mgN/l$$

وتركيز نيتروجين عضوي ذائب غير قابل للتحلل الحيوي N_{ousi} كالتالي:

$$N_{ousi} = f_{N'ous}\, N_{ti} = 0.03 \bullet 60 = 1.80\ mgN/l$$

وباعتبار أن محتوى N في المواد العضوية الجزيئية غير القابلة للتحلل الحيوي بالمياه الداخلة (f_n) = ٠,١٠ مجم N/ مجم VSS، يكون تركيز OrgN مرتبطًا مع المواد العضوية الجزيئية غير القابلة للتحلل (N_{ousi}):

$$N_{oupi} = f_n\, f_{S'up} S_{ti} / f_{cv} = 0.10\ (0.15 \bullet 750)/1.48 = 7.6\ mgN/l$$

وهنا، يكون تركيز النيتروجين العضوي القابل للتحلل الحيوي بالمياه الداخلة (N_{obi})، ذائب وجزئي ($N_{obsi} + N_{obpi} = N_{obi}$) والذي تحول إلى أمونيا، كما يلي:

جدول ٥-٣ تعديل الثوابت الحركية لعملية النيترة بالنسبة لدرجة الحرارة

الثابت	20°C	(θ) معامل الحساسية	22°C	14°C
(μ_{Am20}) الحد الأقصى لمعدل النمو المحدد للكائنات المسببة للنيترة عند ٢٠°م	0.45	1.123	0.568	0.224
(k_{n20}) نصف ثابت التشبع للكائنات المسببة للنيترة عند ٢٠°م	1	1.123	1.26	0.5
(b_{A20}) معدل التنفس الداخلي المحدد للكائنات المسببة للنيترة عند ٢٠°م	0.04	1.029	0.0425	0.034

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

$N_{obi} = 60\ (1 - 0.75 - 0.03) - 7.6 = 5.6$ mgN/l

٥-٧-٤ مياه الصرف الصحي التام ترسيبها

وباتباع نفس الإجراءات المذكورة في حالة المياه التام ترسيبها أي أن $f_{N'a}$ = ٠,٨٣، $f_{N'ous}$ = ٠,٠٣٤ (انظر جدول ٥-٢)، تحصل على:

N_{ti} = 51.0 mgN/l
N_{ai} = 0.88 • 51.0 = 45.0 mgN/l
N_{ousi} = 0.035 • 51.0 = 1.80 mgN/l
N_{oupi} = 0.10 (0.04 • 450)/1.48 = 1.2 mgN/l
N_{obi} = 51.0 - 45.0 - 1.8 - 1.2 = 3.0 mgN/l

ولأن المياه التام ترسيبها تنتج من المياه الخام، فإن تركيز المواد الذائبة يجب أن يكون نفس الشيء مثلما في المياه الخام. ولأن تركيزات COD و TKN تتغير مع الترسيب الابتدائي، فإن جزء المكونات الذائبة يزيد مع الترسيب الابتدائي.

٥-٧-٥ سلوك عملية النيترة

في ظروف الحالة المستقرة، يعتبر أن جميع المواد العضوية القابلة للتحلل الحيوي تتحلل إلى محتوى نيتروجين يطلق في صورة أمونيا. ولهذا يكون تركيز النيتروجين العضوي القابل للتحلل الحيوي في المياه الخارجة (N_{obse}) مساويًا صفر، ومن معادلة ٥-٣٢ يكون النيتروجين العضوي غير القابل للتحلل الحيوي في المياه الخارجة (للمياه الخام والتام ترسيبها):

$$N_{ouse} = N_{ousi} = 1.8 \qquad \text{(mgN/l)} \quad (5.37)$$

وتركيز الأمونيا المتاح للنيترة (N_{an}) هو تركيز TKN في المياه الداخلة (N_{ti}) ناقصًا تركيز N المطلوب لإنتاج الحمأة (N_s) (معادلة ٥-٢٧) وتركيز النيتروجين العضوي الذائب في المياه الخارجة (N_{ouse})، أي:

$$N_{an} = N_{ti} - N_s - N_{ouse} \qquad \text{(mgN/l)} \quad (5.38)$$

وإن كان عمر الحمأة في النظام أقصر من الحد الأدنى المطلوب للنيترة (SRT_m > SRT) فلن تتم أي نيترة ويكون تركيز النيترات في المياه الخارجة (N_{ne}) = صفر. وتركيز الأمونيا في المياه الخارجة (N_{ae}) يكون مساويًا للنيتروجين المتاح للنيترة (معادلة 5.38، N_{an}) وإن كانت SRT_m < SRT بالنسبة إلى S_f = ١,٠، فإن معظم FSA المتاحة لعملية النيترة تتم نيترتها إلى نيترات ويكون تركيز النيترات في المياه الخارجة (N_{ne}) هو الفارق بين N_{an} (معادلة 5.38) وتركيز FSA في المياه الخارجة الناتج من المعادلة5.15. وبالنسبة لكلٍ من SRT_m > SRT و SRT > SRT_m يكون تركيز TKN في المياه الخارجة (N_{te}) هو مجموع أمونيا المياه الخارجة وتركيزات النيتروجين العضوي الذائب غير القابل للتحلل الحيوي (N_{te} = N_{ae} + N_{ouse}).

وبالنسبة إلى SRT_m > SRT فلا تحدث نيترة وبالتالي يكون تركيز نيترات المياه الخارجة (N_{ne}) = صفر.

$$N_{ne} = 0.0 \qquad \text{(mgN/l)} \quad (5.39a)$$

وتركيز أمونيا المياه الخارجة (N_{ae}):

$$N_{ae} = N_{an} = N_{ti} - N_s - N_{ouse} \qquad \text{(mgN/l)} \quad (5.40a)$$

وتركيز TKN للمياه الخارجة (N_{te}):

$$N_{te} = N_{ae} + N_{ouse} \qquad \text{(mgN/l)} \quad (5.41a)$$

وكتلة الحمأة للكائنات المسببة للنيترة (MX_A) والطلب على الأكسجين لعملية النيترة (FO_a) يكون كل منهما = صفر

$$MX_A = 0 \qquad \text{(mgVSS)} \quad (5.42a)$$

$$FO_n = 0 \qquad \text{(mgO}_2\text{/d)} \quad (5.43a)$$

ومع تزايد عمر الحمأة بدءًا من SRT = صفر، N_{ae} من المعادلة 5.15 يكون أولاً سالب (والذي يكون مستحيلاً بالطبع) ثم > N_{ae} (وهو غير ممكن أيضا). وبالنسبة لعمر حمأة أطول قليلاً من SRT_m، يهبط N_{ae} لأقل من N_{an}. ومن هذا العمر للحمأة، تحدث عملية النيترة. وبالنسبة لأية زيادة أكثر (حتى لو قليلة) في عمر الحمأة، تتناقص N_{ae} بسرعة إلى قيم منخفضة < (٤ مجم N/ ل). هنا، بالنسبة إلى SRT_m < SRT:

يكون تركيز الأمونيا في المياه الخارجة (N_{ae}):

$$N_{ae} = \frac{K_{nT}(b_{AT} + 1/SRT)}{\mu_{AmT}(1 - f_{xt}) - (b_{AT} + 1/SRT)} \qquad \text{(mgN/l)} \quad (5.40b)$$

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

وتركيز TKN في المياه الخارجة (N_{te}) يكون:

$$N_{te} = N_{ae} + N_{ouse} \quad \text{(mgN/l)} \quad (5.41b)$$

وتركيز النيترات في المياه الخارجة (N_{ne}) يكون:

$$N_{ne} = N_{an} - N_{ae} = \\ = N_{ti} - N_s - N_{te} \quad \text{(mgN/l)} \quad (5.39b)$$

ومناظرًا لتركيز الكائنات عضوية التغذية النشطة (انظر معادلة 4.9)، فإن كتلة الكائنات المنيترة تعطي من:

$$MX_A = FN_{ne}Y_A SRT/(1+b_{AT}SRT) \quad \text{(mgVSS)} \quad (5.42b)$$

حيث

FN_{ne} كتلة النيترات المتولدة في اليوم =

$$(Q_e + Q_w)N_{ne} = Q_i\, N_{ne} \text{ (mgN/d)}$$

والطلب على الأكسجين لعملية النيترة هو ٤,٥٧ مجم O/ مجم N مضروبًا في كتلة النيترات المنتجة في اليوم، أي:

$$FO_n = 4.57FN_{ne} \quad \text{(mgO}_2\text{/d)} \quad (5.43b)$$

وبالتعويض عن تركيزات النيتروجين في مياه الصرف الصحي الخام والتام ترسيبها، وقيم الثوابت الحركية عند ١٤°م في معادلات 5.38 حتى 5.43، تم حساب النتائج عند أعمار حمأة مختلفة. في شكل ٥–١٠(أ) بيان تقديم مختلف تركيزات النيتروجين في المياه الخارجة من النظام مقابل عمر الحمأة في مياه الصرف الصحي الخام والتام ترسيبها، عند درجة حرارة ١٤°م. وفي شكل ٥–١٠(ج) يتم تقديم كتلة حمأة الكائنات المنيترة (كنسبة % من كتلة المادة الصلبة للمفاعل VSS) والطلب على الأكسجين لعملية النيترة لمياه الصرف الصحي الخام والتام ترسيبها، عند درجة حرارة ١٤°م. أيضًا في شكل ٥–١٠ (ج) يتم بيان الطلب على الأكسجين الكربوني والإجمالي لمياه الصرف الصحي الخام والتام ترسيبها عند درجة ١٤°م. وأعيدت العمليات الحسابية عند ٢٢°م في شكلي ٥–١٠ (ب) و٥–١٠ (د).

وفي شكلي ٥–١٠ (أ) و٥–١٠ (ب) يتم بيان أنه عندما يكون عمر الحمأة تقريبًا ٢٥% أطول من الحد الأدنى المطلوب للنيترة، تكون النيترة قد أصبحت تامة (بالنسبة لظروف الحالة المستقرة) وبمقارنة النتائج للمياه الخام والمياه التام ترسيبها، يكون هناك فارق صغير بين الطلب على الأكسجين للنيترة وتركيزات الأمونيا والنيترات و TKN في المياه الخارجة. وأسباب هذا السلوك المتشابه هي: (i) يزيل حوض الترسيب الابتدائي جزءًا صغيرًا فقط من TKN في المياه الداخلة و(ii) ينتج عن مياه الصرف التام ترسيبها إنتاج حمأة أقل، وبالتالي يكون النيتروجين (FSA) المتاح لعملية النيترة في كل من المياه الخام والتام ترسيبها نفس الشيء تقريبا. وعند حدوث النيترة، يصبح لدرجة الحرارة تأثير قليل نسبيًا على مختلف تركيزات المياه الخارجة. ومع ذلك، فإن تغييرًا في درجة الحرارة يُحدث تغييرًا ملحوظًا في الحد الأدنى لعمر الحمأة لعملية النيترة.

وبالنظر في شكلي ٥–١٠ (أ) و٥–١٠ (ب)، بالنسبة إلى $SRT < SRT_m$ يزيد تركيز الأمونيا في المياه الخارجة (N_{ae}) وبالتالي تركيز TKN في المياه الخارجة (N_{te}) يزيد مع عمر الحمأة المتزايد حتى SRT_m لأن N ينقص للزيادة في SRT. وبالنسبة إلى $SRT < SRT_m$، ينقص N_{ae} بسرعة إلى < ٢ مجم N/ ل بحيث إنه بالنسبة إلى $SRT < 1{,}3 \bullet SRT_m$، يكون تركيز TKN بالمياه الخارجة < ٤ مجم N/ ل. والزيادة في تركيز النيترات (N_{ne}) مع الزيادة في عمر الحمأة وبالنسبة $SRT > 1{,}3 \bullet SRT_m$ سببها أساسًا هو انخفاض مقدار النيتروجين المطلوب لإنتاج الحمأة (N_s). وهذا أمر هام بالنسبة لنظم الإزالة البيولوجية للمواد المغذية BNR – فزيادة عمر الحمأة يزيد قدرة النيترة (انظر الجزء ٥–٥–٢ بعاليه) وبهذا فإن مزيدًا من النيترات يجب أن تتم إزالة نيترتها لتحقيق نفس الإزالة للنيتروجين.

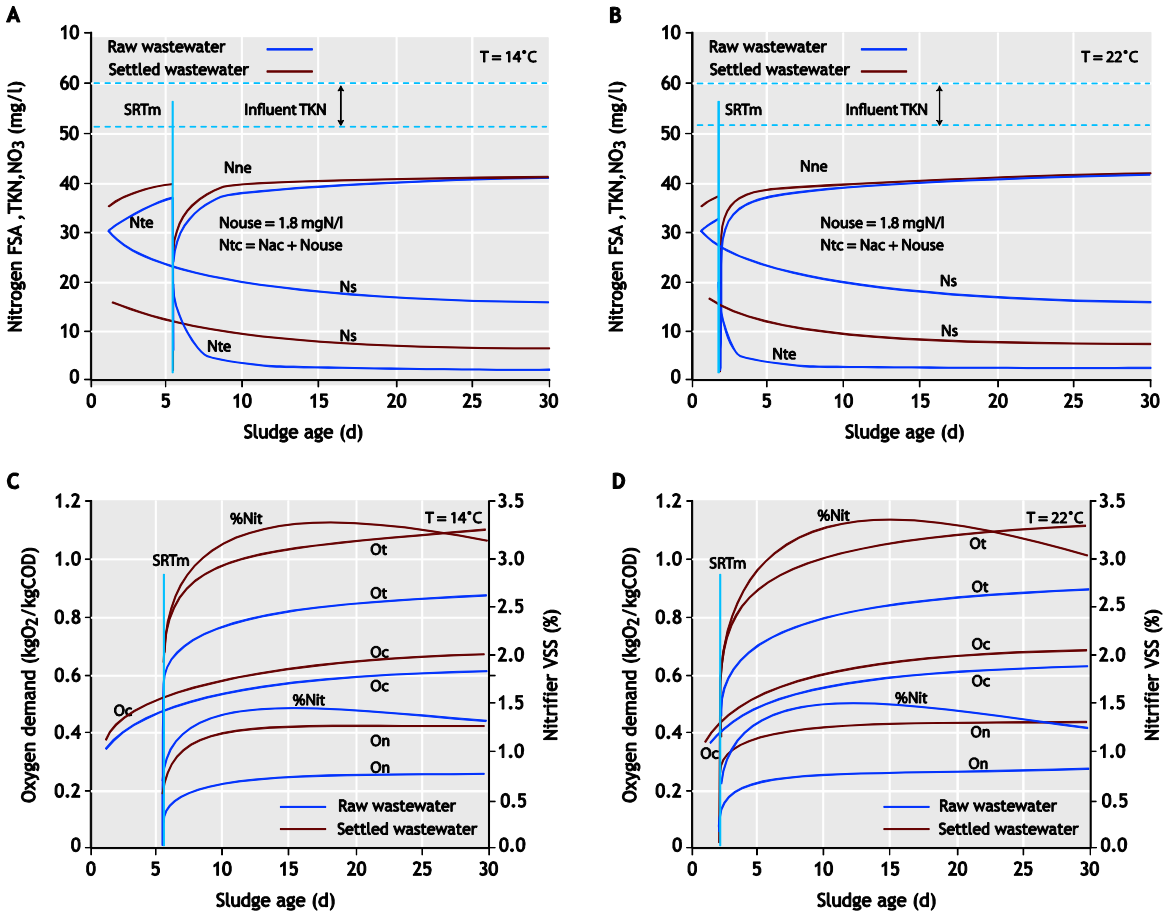
وشكلي ٥–١٠ (ج) و ٥–١٠ (د) يبينان أن الطلب على الأكسجين لعملية النيترة يزيد بسرعة طالما $SRT < SRT_m$، ولكن بالنسبة إلى $SRT > 1{,}3 \bullet SRT_m$ فإن الزيادات الأخرى تكون هامشية، بغض النظر عن درجة الحرارة ونوعية مياه الصرف الصحي، أي بين عمر حمأة قدرة ١٠ و ٣٠ يومًا يكون مطلوبًا بين ٢,٦٠٠ إلى ٢,٩٠٠ كجم أكسجين/ يوم لعملية النيترة. ويمثل هذا الطلب على الأكسجين للنيترة زيادة قدرها ٤٠% و٦٥% فوق الطلب على الأكسجين الكربوني (COD) لمياه الصرف الصحي الخام والتام ترسيبها. ومع ذلك فإن إجمالي الطلب على الأكسجين لمعالجة مياه الصرف الصحي التام ترسيبها تكون ٧٥% من ذلك المطلوب لمعالجة مياه الصرف الصحي الخام.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

وحتى يمكن أن تمضي عملية النيترة بدون تثبيط بسبب محدودية الأكسجين، فإنه من المهم أن تكون معدات التهوية مصممة بما يكفي لإمداد إجمالي الطلب على الأكسجين، والمعروف عمومًا أن نمو الكائنات عضوية التغذية يأخذ الأسبقية على نمو الكائنات المنيترة . عندما يصبح مورد الأكسجين محدودًا، وذلك لأن الكائنات عضوية التغذية يمكن أن تنمو بدرجة كافية مع تركيزات أكسجين مذاب قدرها ٠,٥ حتى ١,٠ مجم O_2/ ل، بينما الكائنات المنيترة تحتاج حدًا أدنى من التركيز ١,٠٠ إلى ٢,٠٠ مجم O_2/ ل.

وبنفس الطريقة التي ينقص فيها تركيز FSA في المياه الخارجة بسرعة بالنسبة إلى SRT_m < SRT، أيضًا تزيد كتلة الحمأة بسرعة عندما يكون SRT_m > SRT أعلى قليلاً عند ١٤°م عنه عند ٢٢°م نتيجة لمعدل التنفس الداخلي (الباطني) الأقل، ويكون تقريبًا نفس الشيء بالنسبة لمياه الصرف الصحي الخام أو المترسبة (٤٢٠ و٩٤٠ كجم VSS عند ١٠ و ٣٠ يوم عمر حمأة). وبمقارنة كتلة الحمأة للكائنات المسببة للنيترة بكتلة الحمأة للكائنات عضوية التغذية كما في شكلي ٥-١٠ (ج) و ٥-١٠ (د)، حتى عند النسب المرتفعة TKN /COD للمياه المترسبة، تحتوي كتلة الحماة للكائنات المسببة للنيترة < ٤% من كتلة VSS، وبالتالي يتم تجاهلها في عملية تحديد تركيز VSS في مفاعل الحمأة المنشطة لمعالجة مياه الصرف الصحي البلدية.

والأمر يستحق أن نعيد قول أن الترسيب الابتدائي يزيل، فقط، جزءًا ضئيلاً من TKN ولكن جزءًا ملحوظًا من COD (١٥% و ٤٠% في هذا المثال). حتى مع أن المياه التام ترسيبها لها تركيز TKN أقل من المياه الخام، فإن تركيز النيترات في المياه الخارجة لا يعكس



أشكال ٥-١٠: تركيزات كل من الأمونيا (N_{ae}) , TKN (N_{te}) والنيترات (N_{ne}) في المياه الخارجة والنيتروجين المطلوب لإنتاج الحمأة (N_s) مقابل عمر الحمأة عند ١٤°م (أ) ٢٢°م (ب) والطلب على الأكسجين للنيترة (O_n) والكربوني (O_c) والإجمالي (O_t) في حمل kgCOD / kgO_2 وكتلة المادة الصلبة للكائنات المسببة للنيترة (%) مقابل عمر الحمأة عند ١٤°م (ج) و٢٢°م (د) بالنسبة لمثال مياه الصرف الصحي الخام.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

هذا الفرق. وذلك بسبب أن إزالة النيتروجين لإنتاج الحمأة، يكون أقل في المياه المترسبة عنه في المياه الخام.

وبالتالي، يكون تركيز النيترات بالنسبة للمياه الخام التام ترسيبها تقريبًا هو نفسه بالنسبة للمياه الخام. وبالنسبة لخواص مياه الصرف الصحي المختلفة، فقد يكون أعلى من المياه الخام. وعلى العكس، فإن الحد الأقصى لإزالة النيتروجين بعملية إزالة النيترة باستخدام المواد العضوية لمياه الصرف الصحي كمانح للإلكترونات، والمسمى "احتمالية النيترة"، يعتمد على تركيز COD بالمياه الخارجة وهذا التركيز يقل بصورة ملحوظة بالترسيب الابتدائي. وهذا قد ينتج عنه وضعًا يكون من المحتمل فيه إمكانية الحصول على إزالة كاملة للنيترات عند معالجة مياه الصرف الصحي الخام، ولكن ليس عند معالجة مياه مترسبة. فالفارق في COD وإزالة TKN في أحواض الترسيب الابتدائي لهذا، لها تأثير واضح على تصميم نظم الإزالة البيولوجية للمواد المغذية (BNR).

٥-٨ الإزالة البيولوجية للنيتروجين

٥-٨-١ التداخل بين النيترة وإزالة النيتروجين

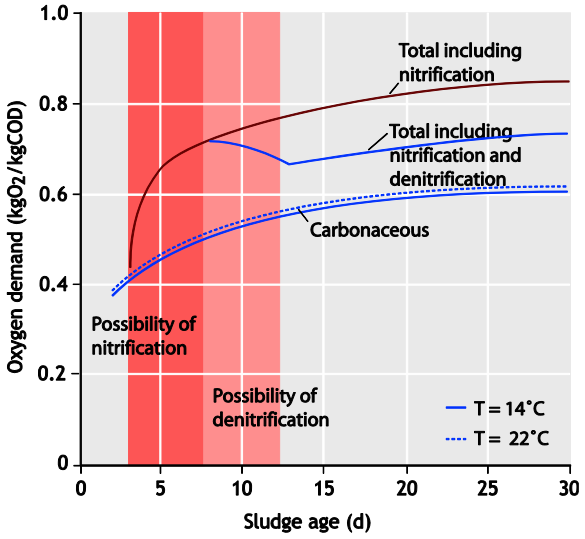
تعد النيترة مطلبًا مبدئيًا لإزالة النيترة وبدونها لا يمكن الإزالة البيولوجية للنيتروجين. وعند حدوث النيترة، تصبح إزالة النيتروجين بإزالة النيترة ممكنة، ويجب أن يتضمنها النظام حتى لو كانت إزالة النيتروجين غير مطلوبة (انظر الفصل الرابع، جزء ٤-١١) وذلك بإدخال مناطق غير مهواة، عمدًا، في تشكيل المفاعل. ولأن الكائنات المنيترة هوائية تحتاج الأكسجين في نموها، لا تحدث النيترة في المناطق غير المهواة، وحتى يتم تعويض ذلك، فإن عمر حمأة النظام تحتاج لزيادتها للحالات التي تكون فيها النيترة مطلوبة. وبالنسبة للنظم التامة التهوية، ودرجة حرارة ١٤°م لمياه الصرف الصحي، يمكن أن يكون عمر حمأة قدره ٥-٧ أيام كافيًا للنيترة الكاملة، آخذين في الاعتبار أن يكون تركيز FSA في المياه الخارجة منخفضًا حتى تحت ظروف مثل تدوير التدفقات والأحمال (S_f > ١,٣). وبالنسبة للنظم الهوائية – غائبة الأكسجين، قد يكون عمر الحمأة بين ١٥ إلى ٢٠ يومًا مطلوبًا عند إضافة جزء كتلة غير مهواة قدره ٥٠ % (شكل ٥-٣). لهذا، بالنسبة للمحطات التي تكون فيها إزالة النيتروجين مطلوبة، يبقى عمر الحمأة طويلاً بصورة ثابتة، بسبب: (i) عدم التأكد من قيمة μ_{Am20} (ii) الحاجة إلى المنطقة غير المهواة و(iii) ضمان النيترة عند متوسط الحد الأدنى لدرجة حرارة الشتاء (T_{min}) وبالنسبة للمحطات التي تكون النيترة فيها أحد الاحتمالات وليست إلزامية، لا يكون عدم التأكد من قيمة μ_{Am20} هامًا ويمكن أن تكون المنطقة المهواة أصغر، والنتيجة أن أعمار الحمأة يمكن أن تكون بين معدلات عمر الحمأة القصيرة تامة التهوية من ٣ إلى ٦ أيام فقط. والمناطق غير المهواة تظل ضرورية في أن تدخل في النظام لتحرك فوائد إزالة النيترة في حالة عدم حدوث النيترة. وإن لم تحدث، تصبح المنطقة غير المهواة "لاهوائية" أي لا مدخلات من الأكسجين الذائب أو (النيترات) بدلاً من كونها غائبة الأكسجين، وقد يحدث شيء من الإزالة البيولوجية للفوسفور (EBPR) ولأن EBPR غير مطلوبة وبالتالي لا تستغل تمامًا، فسواء حدثت أم لا فهي غير هامة لأنها لا تؤثر في أداء النظام كثيرًا. ومع شيء من EBPR، سيكون إنتاج الحمأة أعلى قليلاً (< ٥%) لكل حمل COD، وكل من نسبة VSS/TSS والطلب على الأكسجين أقل لحد ما (حوالي ٥ %). ومع هذا، فإن EBPR قد تسبب مشاكل في ترسب المعادن في منشآت معالجة الحمأة إذا كانت الحمأة المنشطة الزائدة مهضومة لاهوائيًا.

٥-٨-٢ فوائد إزالة النيترة

في تصميم النظم تامة التهوية الذي تمت مناقشته بعاليه، تم افتراض أنه عندما تكون النيترة غير إلزامية ولكن احتمالية، يجب أن تبقى المناطق غير المهواة داخلة في تصميم النظام لتحريك فوائد إزالة النيترة. هذه الفوائد تتضمن: (i) خفض تركيز الأمونيا مما يحسن الوضع في مشكلة ارتفاع الحمأة من إزالة النيترة في حوض الترسيب الثانوي (الفصل الرابع – جزء ٤-١١) (ii) استعادة القلوية (جزء ٥-٤-٦) و(iii) خفض الطلب على الأكسجين. وفيما يتعلق بالنقطة (iii) وتحت الظروف غائبة الأكسجين، تقوم النيترات بدور متلقي الإلكترونات بدلاً من الأكسجين المذاب في تحلل المواد العضوية (COD) بواسطة الكائنات عضوية التغذية الاختيارية. ومكافئ الأكسجين من النيترات هو ٢,٨٦ مجم O_2/ مجم NO_3-N، مما يعني أن ١ مجم NO_3-N تتم نيترته إلى غاز نيتروجين N_2 له نفس قدرة تلقي الإلكترونات مثل ٢,٨٦ مجم من الأكسجين. وفي النيترة إلى نيترات، تعطي FSA ٨ إلكترونات (e^-)/ مول، ويتحول النيتروجين من حالة e^- -٣ إلى +٥. وفي إزالة النيترة إلى N_2، يتلقى النيترات ٥ إلكترونات/ مول، ويتحول النيتروجين من حالة e^- +٥ إلى صفر. ولأن ٤,٥٧ مجم O_2/ مجم FSA-N يكونوا مطلوبين لعملية النيترة، ومكافئ الأكسجين للنيترات في إزالة النيترة إلى N_2 يكون ٨/٥*٤,٥٧=٢,٨٦ O/ مجم NO_3-N (جدول ٥-٤). لهذا، فإنه لكل ١ مجم NO_3-N تزال نيترته إلى غاز N_2 في المنطقة غائبة

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

الأكسجين، والتي يحدث خلالها استخدام حوالي ٢,٨٦/ (Y_H – ١) = ٨,٦ مجم COD، يلزم إمداد أكسجين أقل بمقدار ٢,٨٦ مجم إلى المنطقة اللاهوائية. لأن متطلبات الأكسجين لتكوين النيترات من الأمونيا تكون ٤,٥٧ مجم O_2/ مجم NO_3-N، ويتم "استعادة" ٢,٨٦ مجم O_2/ مجم NO_3-N في عملية إزالة النيترة إلى غاز النيتروجين، فإن حد أقصى قدره ٢,٨٦/ ٤,٥٧ أو ٨/٥ = ٠,٦٣٣ من الطلب على الأكسجين لعملية النيترة يمكن استعادته. وهناك مقارنة بين تفاعلات النيترة وإزالة النيترة متوافرة في جدول ٥–٤. وتحت ظروف التشغيل، لا يكون من الممكن دائمًا إزالة نيترة جميع النيترات المتكونة، وينتج أن استعادة أكسجين النيترة بعملية إزالة النيترة يكون حوالي ٥٠% (انظر شكل ٥–١١).



شكل ٥–١١ الطلب على الأكسجين : الكلي متضمنًا النيترة، والكلي متضمنًا النيترة وإزالة النيترة، والكربوني لكل وحدة حمل COD في المفاعل الحيوي مقابل عمر الحمأة لمثال مياه الصرف الصحي الخام.

لهذا، فإنه عندما تتاح إمكانية النيترة، فإنه من المجدي أن نضع في الاعتبار إدخال إزالة النيترة المقصودة لأجل استعادة القلوية والأكسجين، وفيما يتعلق بالأكسجين، إن كان مصدر الأكسجين غير كافٍ لمقابلة احتياجات المتطلبات الكربونية والنيترة المرتبطين، ستصبح بعض المناطق في المفاعل الهوائي غائبة الأكسجين، وفي ظل ظروف الأكسجين المحدود، يكون جزء الكتلة الهوائية في المفاعل

جدول ٥–٤ مقارنة بين عمليتي النيترة وإزالة النيترة في نظم الحمأة المنشطة الفردية

	النيترة	إزالة النيترة
الشكل:	أمونيا (NH_4^+)	نيترات (NO_3^-)
الوظيفة:	مانح إلكترونات	متلقي إلكترونات
نصف التفاعل:	أكسدة	اختزال
الكائنات الحية	ذاتية التغذية	
البيئة:	هوائية	غائب الأكسجين

المركب:	أمونيا NH_4^+	نيتروجين N_2	أكسيد نيتروجين NO_2^-	نيترات NO_3^-
حالة الأكسدة:	-3	0	+3	+5

النيترة (أكسدة)

8 e^- atom N = 4.57 mgO_2/mgN

صافي الفاقد

إزالة النيترة (اختزال)

5 e^- atom N = 2.86 mgO_2/mgN

النيترة ٤,٥٧ mgO_2/ مجم NH_4-N منيترة إلى NO_3–N

إزالة النيترة: ٢,٨٦ mgO_2 مستردة mg NO_3-N منيترة إلى غاز النيتروجين N_2

لهذا: إزالة النيترة تسمح في أفضل الأحوال 62.5% (5/8 or 2.86/4.57) استرداد للطلب على الأكسجين في عملية النيترة

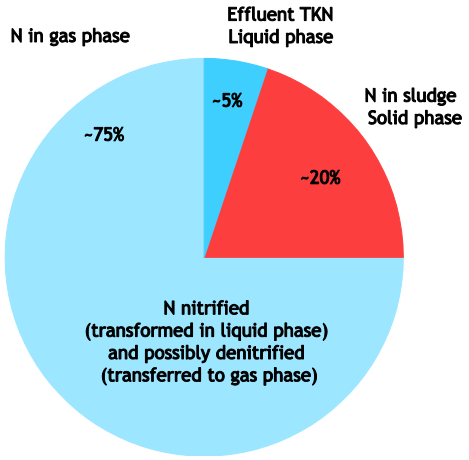
Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

"الهوائي" مختلفًا، اعتمادًا على حمل COD و TKN على المحطة خلال اليوم. وعند الحد الأدنى للحمل، قد يكون مصدر الأكسجين كافيًا وبالتالي قد تصبح النيترة كاملة، بينما عند ذروة الحمل، قد لا يكون مصدر الأكسجين كافيًا وبالتالي تتوقف النيترة (جزئيًا أو كليًا) وتحدث إزالة النيترة على النيترات المتراكمة. هذا السلوك يتم استغلاله في تشكيل تصميمات المفاعل الفردي للنيترة/ إزالة النيترة، مثل نظم القناة (الخندق) أو كاروسيل.

٥-٨-٣ إزالة النيتروجين بعملية إزالة النيترة

في نظم الإزالة البيولوجية للنيتروجين، يزال النيتروجين بواسطة النقل من الحالة السائلة إلى الحالات الصلبة أو الغازية. وحوالي ٢٠% من النيتروجين في المياه الخارجة يدخل في كتلة الحمأة (شكل ٥-٨) ولكن معظم حجم *النيتروجين* (حوالي ٧٥%)، إذا كانت النيترة الكاملة ممكنة، تتم إزالته بالتحول إلى الحالة الغازية عبر عملية النيترة وإزالة النيترة (شكل ٥-١٢). وفي خطوة النيترة، يبقى النيتروجين في الحالة السائلة لأنه يتحول من الأمونيا إلى النيترات. وفي خطوة إزالة النيترة يتحول من الحالة السائلة إلى الحالة الغازية، ويهرب إلى الجو. وعند حدوث النيترة الكاملة، يبقى جزء صغير من TKN في المياه الخارجة (~ ٥%) في الحالة السائلة ويهرب في صورة إجمالي نيتروجين (TKN + Nitrate) مع المياه الخارجة.

وبالنسبة للظروف الهوائية، تكون مشكلة القائمين بالتصميم هي حساب كتلة متلقي إلكترونات الأكسجين المطلوب للكائنات عضوية التغذية (OHO_s) والكائنات المؤكسدة للأمونيا ANO_s، لاستخدام الكتلة المعطاة من المواد العضوية المانحة للإلكترونات (المواد العضوية والأمونيا)، المتاحة. وبالنسبة للظروف غائبة الأكسجين، تكون المشكلة هي العكس، فهنا المشكلة هي حساب كتلة مانحات الإلكترونات (COD) المطلوبة لإزالة نيترة كتلة معطاة من النيترات متلقية الإلكترونات. فإن لم يتوافر مانحات إلكترونات (COD) كافية، عندئذ لا تتم النيترة. وحسابات إزالة النيتروجين هي أساسًا عملية توافق ما بين متلقيات الإلكترونات (النيترات) أو مانحات الإلكترونات (COD) مع الاعتبار الواجب لكل من: (i) الحركيات البيولوجية لعملية إزالة النيترة و (ii) قياسات تشغيل النظام (مثل نسب التدوير وأحجام المفاعل غائبة الأكسجين) والتي في ظلها يتقيد حدوث النيترة.



شكل ٥-١٢ مسارات الخروج للنيتروجين في نظم حمأة منشطة فردية للنيترة – إزالة النيترة.

ومانحات الإلكترونات (أو COD أو الطاقة) لإزالة النيترة يمكن أن تأتي من مصدرين: (i) داخلي أو (ii) خارجي من نظام الحمأة المنشطة. والأول هو المصادر داخل النظام نفسه أي مياه الصرف الصحي الداخلة أو المتولدة داخل المفاعل الحيوي بواسطة الحمأة المنشطة نفسها. والآخر هو المواد العضوية الموردة إلى نظام الحمأة المنشطة والداخلة في جرعات إلى المناطق غائبة الأكسجين خصيصًا، لتعزيز إزالة النيترة مثل الميثانول والأسيتات والمولاس ... إلخ (Monteith *et al.*, 1980). وهنا يكون التركيز على موارد COD الداخلية لإزالة النيترة، ولكن المبادئ والإجراءات عامة بدرجة كافية قابلة للتكيف لتتضمن أيضا مصادر COD خارجية (طاقة).

٥-٨-٤ حركيات عملية إزالة النيترة:

هناك ٣ مصادر داخلية للمواد العضوية، اثنين من مياه الصرف الصحي وواحد من كتلة الحمأة المنشطة نفسها. والاثنين الموجودين في مياه الصرف الصحي هما الشكلين الرئيسين للمواد العضوية، أي المواد العضوية القابلة للتحلل الحيوي السريع (RBCOD) والمواد العضوية القابلة للتحلل الحيوي البطيء (SBCOD) والمصدر الثالث هو المواد العضوية القابلة للتحلل الحيوي البطيء المتولدة من الكتلة الحيوية ذاتها من خلال موت أو تفسخ كتلة الكائنات الحية (والمعروف أيضًا بفاقد الكتلة الباطني/ التنفس الباطني). و SBCOD هذا المتولد داخليًا يستخدم بنفس الطريقة مثل SBCOD من مياه الصرف الصحي، ولكن يتم التعرف عليه منفصلاً بسبب مصدره المختلف ومعدل إمداده مقارنًا بذلك القادم من المياه الداخلة. ويتم

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

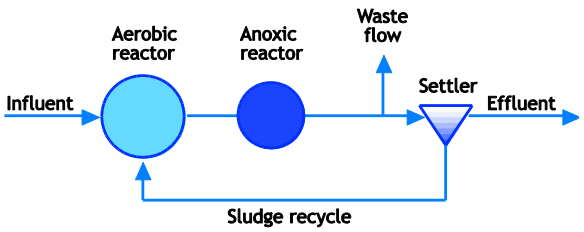
تحلل RBCOD و SBCOD (من المياه الداخلة أو المتكونة ذاتيًا) عبر آليات مختلفة تؤدى بواسطة الكائنات عضوية التغذية OHO_s.

وتؤدي مختلف آليات تحلل RBCOD و SBCOD إلى معدلات مختلفة للاستخدام. فنجد أن RBCOD يحوي مركبات عضوية صغيرة وبسيطة مذابة وتمر مباشرة خلال جدار الخلية إلى الكائن، مثل السكريات والأحماض الدهنية قصيرة السلسلة. وبالتالي فإن RBCOD يمكن أن تستخدم بمعدل عالي والذي لا يتغير كثيرًا سواء كانت النيترات أو الأكسجين هي التي تعمل كمتلقٍ للإلكترونات (Ekama *et al.*,1996) وتستخدم نماذج المحاكاة معادلة مونود لنمذجة استخدام RBCOD بواسطة OHO_s تحت كل من الظروف الهوائية والأخرى غائبة الأكسجين. وتحوي SBCOD مركبات كبيرة عضوية جزيئية أو غروية، كبيرة جدًا لدرجة أنها لا تمر إلى داخل الكائنات مباشرة. هذه المواد العضوية يجب أن تتكسر (أي تحليلها مائيًا) في الطبقة اللزجة (الغروية) المحيطة بالكائنات إلى مكونات أصغر والتي يمكن نقلها إلى داخل الكائن واستخدامها. ومعدل التحلل المائي خارج الخلية بالنسبة إلى SBCOD يكون بطيئًا ويشكل المعدل المحدد في استخدام SBCOD. ومعدل التحلل المائي هذا يكون أكثر بطئا تحت الظروف غائبة الأكسجين منه في الظروف الهوائية، فقط حوالي ٣/١ (Stern and Marais, 1974; van Haandel *et al.*, 1981) وهذا يدخل عامل اختزال (η) في معادلة معدل التحلل المائي فيما يخص SBCOD للظروف غائبة الأكسجين (معادلة ٥-٤٥ فيما يلي) وقد بينت الأبحاث أن استخدام RBCOD يتزامن مع التحلل المائي لـ SBCOD. أيضًا يكون معدل استخدام RBCOD أسرع كثيرًا (٧-١٠ أمثال) من معدل التحلل المائي لـ SBCOD وبالتالي فمعدل إزالة النيترة مع RBCOD للمياه الداخلة يكون أسرع كثيرًا عنه مع SBCOD. ولهذا فإن RBCOD بالمياه الداخلة هو المادة العضوية المفضلة لإزالة النيترة وكلما زاد هذا التركيز في المياه الداخلة فيما يخص إجمالي COD، كلما زادت إزالة النيتروجين.

٥-٨-٥ نظم إزالة النيترة

نتيجة لاختلاف آليات التحلل البيولوجي ومعدلات استخدام RBCOD و SBCOD يؤثر موقع المنطقة غائبة الأكسجين في المفاعل البيولوجي بصورة واضحة في إزالة النيترة الممكن تحقيقها. فهناك العديد من التشكيلات المختلفة لنظم الحمأة الفردية للنيترة/ إزالة النيترة (ND). ولكن من وجهة نظر مصدر المواد العضوية (مانحات الإلكترونات)، وهذا يمكن تبسيطة إلى نوعين أساسيين من إزالة النيترة أو تركيبات منها. والنوعان الأساسيان اللذان يستخدمان المواد العضوية الداخلية هما: (i) ما بعد النيترة، والتي تستخدم المواد العضوية الذاتية التولد داخليًا و(ii) ما قبل النيترة، وهي التي تستخدم المواد العضوية في مياه الصرف الصحي الداخلة.

فمع ما بعد النيترة (شكل ٥-١٣ أ) يكون المفاعل الأول هوائيًا والثاني غير مهوى. وتدفق المياه الداخلة على المفاعل الهوائي حيث يتم النمو الهوائي لكل من الكائنات عضوية التغذية والكائنات المنيترة . وشريطة أن يكون عمر الحمأة طويلاً بدرجة كافية وأن الجزء الهوائي في النظام كبير بدرجة كافية، ستكون النيترة كاملة في المفاعل الأول. والسائل المخلوط من المفاعل الهوائي يمر إلى المفاعل غائب الأكسجين، ويسمى أيضًا المفاعل الثانوي غائب الأكسجين، حيث يتم خلطه بواسطة التقليب. ويمر التدفق الخارج من المفاعل غائب الأكسجين خلال حوض ترسيب ثانوي (SST) ويتم إعادة تدوير التدفق السفلي إلى المفاعل الهوائي مرة أخرى.



شكل ٥-١٣ أ نظام الحمأة الفردي لما بعد إزالة النيترة في الإزالة البيولوجية للنيتروجين

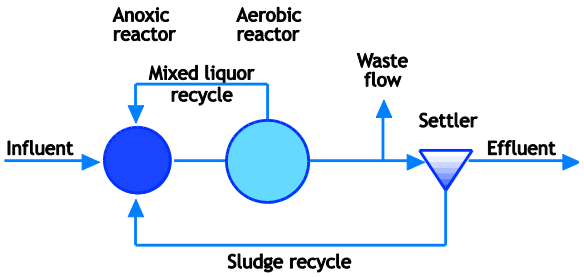
وتوفر المواد العضوية في SBCOD والتي تنطلق من كتلة الحمأة عبر الكائنات الدقيقة مصدر الطاقة لعملية إزالة النيترة في المفاعل غائب الأكسجين. ومع ذلك، فإن معدل إطلاق الطاقة يكون منخفضًا، بحيث يكون معدل إزالة النيترة منخفضًا أيضًا. لهذا، من أجل الحصول على اختزال كافٍ للنيترات، يجب أن يكون جزء الكتلة غائب الأكسجين في النظام، أي جزء كتلة الحمأة في النظام في المفاعل غائب الأكسجين كبيرًا، وهذا يمكن أن يسبب، اعتمادًا على عمر الحمأة، انقطاع عملية النيترة. وهكذا، فإنه برغم أن النظام نظريًا له إمكانية إزالة جميع النيترات، فإن هذا من وجهة النظر العملية غير ممكنًا لأن جزء الكتلة غائب الأكسجين سوف يحتاج لأن يكون كبيرًا جدًا بحيث إن شروط النيترة لا يمكن الوفاء بها وبوجه خاص إذا كانت الحرارة منخفضة (< ١٥°م). وفوق ذلك، ففي المفاعل غائب الأكسجين تنطلق الأمونيا من خلال موت وتفسخ الكائنات الدقيقة،

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

وبعض منها يمر مع المياه الخارجة وبالتالي يخفض إجمالي النيتروجين المزال من النظام ولتقليل الأمونيا في المياه الخارجة لأدنى حد، يتم أحيانًا وضع مفاعل لإعادة التهوية (سريع) بين المفاعل غائب الأكسجين و SST. وفي هذا المفاعل السريع، يتم نزع غاز النيتروجين N_2 من السائل المخلوط لتجنب المشاكل المحتملة لطفو الحمأة في SST وتتم نيترة الأمونيا إلى نيترات لتساعد في الالتزام بمستويات الأمونيا المطلوبة، ولكنه يخفض من القدرة الإجمالية لاختزال النيترات في النظام. لهذه الأسباب، لم يتم تطبيق عملية "ما بعد النيترة" بصورة واسعة، إلا عند استخدامها مرتبطة مع إضافة مواد كيماوية.

٥-٨-٥-١ نظام "Ludzack and Ettinger"

كان (Ludzack and Ettinger (1962 أول من اقترحا نظام حمأة فردي للنيترة/ إزالة النيترة يستخدم المواد العضوية القابلة للتحلل الحيوي في المياه الداخلة كمواد عضوية لإزالة النيترة. وكان يتكون من مفاعلين على التوالي، ومنفصلين جزئيًا عن بعضهما. وكانت المياه الداخلة تصرف على المفاعل الأول "الابتدائي غائب الأكسجين" والذي كان يبقى في وضع غياب الأكسجين بالخلط بدون تهوية. وكان المفاعل الثاني تتم تهويته كما كانت النيترة تتم فيه. وكان التدفق الخارج من المفاعل الهوائي يمر إلى SST (حوض الترسيب الثانوي – المروق) وكان التدفق الزائد من SST يعاد إلى المفاعل الهوائي (الثاني) ونتيجة لعملية الخلط في كلا المفاعلين، يتم حث تبادل السوائل المخلوطة المنيترة أو غائبة الأكسجين. فكانت النيترات الداخلة إلى المفاعل الابتدائي غائب الأكسجين تزال نيترتها لتكون غاز النيتروجين. وقد أفاد كل من Ludzack and Ettinger أن نظامهما أعطى نتائج مختلفة لإزالة النيترة، غالبًا بسبب غياب التحكم في التبادل بين محتويات المفاعلين. وفي ١٩٧٣ اقترح Barnard تحسينًا على مفاعل Ludzack-Ettinger بالفصل التام بين المفاعلين الهوائي وغائب الأكسجين وإعادة تدوير التدفق السفلي من SST إلى المفاعل الابتدائي (الأول) غائب الأكسجين وإمداد سائل مخلوط يعاد تدويره من المفاعل الهوائي إلى المفاعل الابتدائي غائب الأكسجين (شكل ٥-١٣ ب).



شكل ٥-١٣ ب نظام Ludzack and Ettinger المعدل الفردي للحمأة للإزالة البيولوجية والمقترح بواسطة ((Barnard (1973 محتويًا على مفاعل ابتدائي غائب الأكسجين فقط.

هذه التعديلات أحدثت تحسينات ملحوظة على التحكم في أداء نظام إزالة النيتروجين للنظام، مع إعادة تدوير تدفق السائل المخلوط. وقد حفزت المواد العضوية RBCOD و SBCOD من المياه الداخلة معدلات عالية من إزالة النيترة في المفاعل الابتدائي غائب الأكسجين ويمكن تحقيق معدلات أعلى كثيرًا في اختزال النيترات أكثر مما يكون في "ما بعد النيترة" حتى عندما كان مفاعل "ما قبل النيترة" لهذا النظام صغيرًا بوضوح عن مفاعل "ما بعد النيترة" وفي هذا النظام المسمى "نظام لودزلك – إتنجر المعدل" (MLE) لا يمكن تحقيق الإزالة الكاملة للنيترات لأن جزءًا من إجمالي التدفق من المفاعل الهوائي لا تتم إعادة تدويره إلى المفاعل غائب الأكسجين ولكن يخرج من النظام مع المياه الخارجة. ولتقليل احتمال طفو الحمأة في SST نتيجة لإزالة نيترة النيترات المتبقية، يكون مطلوبًا أن يكون تراكم الحمأة في SST عند أدنى حد له. وتم تحقيق ذلك من خلال الحصول على إعادة تدوير للتدفق الزائد عالي النسبة من SST، ومساويًا لمتوسط تدفق المياه الداخلة (١:١).

٥-٨-٥-٢ نظام بارديفو ذو الأربعة مراحل

للتغلب على النقص في الكفاءة بالإزالة غير الكاملة للنيترات في نظام MLE، اقترح ((Barnard (1973 إدخال مفاعل ثانوي غائب الأكسجين على النظام وسماه "نظام بارديفو ذو الأربعة مراحل" (شكل ٥-١٣ ج).

واعتبر بارنارد أن التركيز المنخفض للنيترات المنصرف من المفاعل الهوائي على المفاعل الثانوي غائب الأكسجين ستتم إزالة نيترته لإنتاج مياه خارجة خالية نسبيًا من النيترات. وأدخل مفاعل سريع لإعادة التهوية لنزع غاز النيتروجين ولنيترة الأمونيا الخارجة أثناء عملية إزالة النيترة.

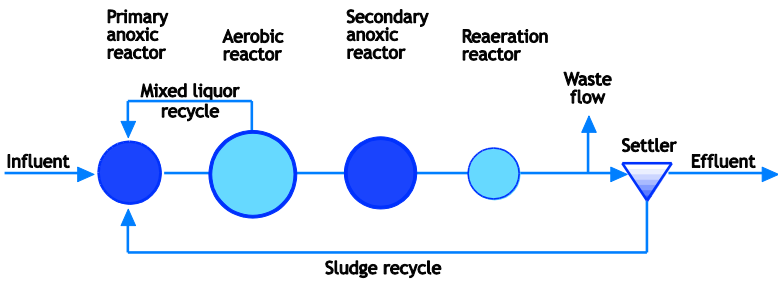
Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

وبالرغم أنه، ضمنيًا، يكون لدى مفاعل باردينفو إمكانية الإزالة الكاملة للنيترات، فعليًا لا يكون هذا ممكنًا، ما عدا في حالة ما تكون نسبة COD /TKN للمياه الداخلة منخفضة تمامًا، < ٠,٠٩ مجم N/ مجم COD بالنسبة لمياه الصرف الصحي البلدية العادية عند ١٤°م. وينتج عادة عن معدل إزالة النيترة المنخفض وإطلاق الأمونيا المنخفض (حوالي ٢٠% من النيترات المزال نيترتها) استخدامًا غير فعال لجزء كتلة الحمأة الثانوية غائبة الأكسجين وكنتيجة للتنافس بين أجزاء كتلة الحمأة المهواة وغير المهواة على متطلبات النيترة (انظر جزء ٥-٤-٣)، يكون من المفضل عادة أن يعزل المفاعل الابتدائي غائب الأكسجين ويزاد معدل إعادة تدوير السائل المخلوط.

٥-٨-٦ معدلات إزالة النيترة

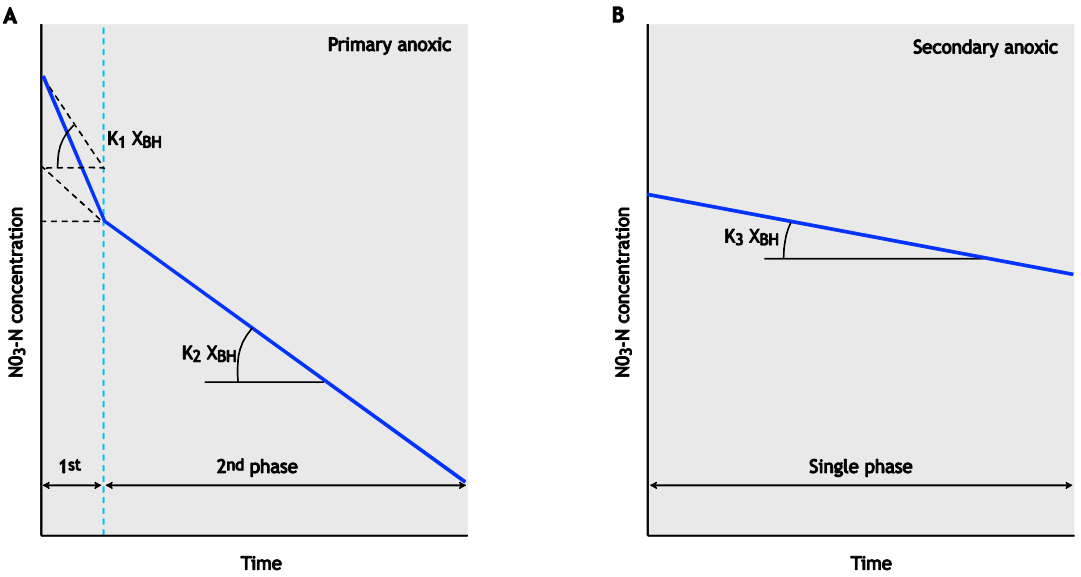
يأتي أفضل شرح لسلوك عملية إزالة النيترة في المناطق غائبة الأكسجين الابتدائية والثانوية عند اعتبار هذه المفاعلات أنها مفاعلات تدفق كتلي. وعلى كل حال فإن هذا التفسير يسري أيضًا على المفاعلات تامة الخلط لأن دراسة حركيات عملية النيترة تكون أساسًا صفر فيما يتعلق بتركيز النيترات (van Haandel *et al.*, 1981; Ekama and Wentzel, 1999). وبسبب النوعين المختلفين من COD القابل للتحلل الحيوي (BRCOD و SRCOD) في مياه الصرف الصحي الداخلة، فإن إزالة النيترة في المفاعل الابتدائي غائب الأكسجين تسلك مرحلتين (شكل ٥-١٤ أ) – مرحلة أولية سريعة حيث يعرف المعدل بالاستخدام المتزامن لكل من RBCOD و SBCOD ($K_2 + K_1$) ومرحلة أخرى أبطأ حيث يعرف معدل إزالة النيترة المحدد (K_2) باستخدام SBCOD فقط التي منشؤها من المياه الداخلة والمتولد ذاتيًا من الحمأة خلال موت وتفسخ الكائنات. وفي المفاعل الثانوي غائب الأكسجين يحدث فقط مرحلة فردية بطيئة من إزالة النيترة (شكل ٥-١٤ ب)، ويكون المعدل المحدد (K_3) حوالي ٣/٢ من المعدل البطيء (K_2) في المفاعل الابتدائي غائب الأكسجين (Stern and Marais 1974; Van Haandel *et al.*, 1981). وفي المفاعل الهوائي الأسبق (الأول) يكون كل RBCOD ومعظم SBCOD للمياه الداخلة قد تم استخدامها وينتج أنه في المفاعل الثانوي غائب الأكسجين يكون COD المتاح والقابل للتحلل الحيوي هو SBCOD من تحلل وتفسخ الكائنات، وأن المعدل البطيء لإمداد SBCOD هذا يحكم معدل K_3 ويكون سببًا لأن يكون هذا المعدل أقل من معدل K_2 موجودة في جدول ٥-٥.

وهناك معدل K محدد آخر (K_4) تم تحديده لعملية إزالة النيترة في الهضم الهوائي غائب الأكسجين اللاهوائي المتقطع للحمأة المنشطة الزائدة (WAS) (Warner *et al.*, 1986). هذا المعدل يساوي فقط ٣/٢ من معدل K_3 في المفاعل الثانوي غائب الأكسجين (جدول ٥-٥). ولكن غالبًا بدرجة كافية لإزالة نيترة جميع النيترات المتولدة في الهضم الهوائي للحمأة المنشطة الزائدة (WAS) إن كانت دورة التهوية ٤-٦ ساعات ٥٠% غائبة الأكسجين و ٥٠% هوائية. وإزالة النيترة في الهضم غائب الأكسجين – الهوائي يضيف إلى فوائد إزالة النيترة لهذا النظام أي: صفر استهلاك للقلوية، واسترداد للأكسجين وتحكم جيد في الأس الهيدروجيني وجرعات كيماوية منخفضة (Dold *et al.*, 1985) وبالإضافة لذلك، سائل ناتج عن التخفيف خالٍ من النيتروجين، وهذه الميزة الأخيرة مميزة جدًا عند اعتبار المحتوى العالي للنيتروجين في WAS مقارنة بالحمأة الابتدائية.



شكل ٥-١٣ ج نظام باردينفو ذو الأربعة مراحل الفردي للحمأة للإزالة البيولوجية للنيتروجين شاملاً مفاعلات ابتدائية وثانوية غائبة الأكسجين .

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



شكل ٥-١٤ تركيز النيترات مقابل الزمن في مفاعلات تدفق كتلي، ابتدائية غائبة الأكسجين (أ) وثانوية غائبة الأكسجين (ب) وبيان الثلاث مراحل لإزالة النيترة المرتبطة بمعدلات K_1 و K_2 و K_3. في الابتدائي غائب الأكسجين يرجع المعدل المبدئي السريع K_1 إلى استخدام RBCOD للمياه الداخلة والمعدل الثاني الأبطأ K_2 يرجع إلى استخدام SBCOD من مياه الصرف الصحي الداخلة والأخرى المتولدة ذاتيًا بموت وتحلل الكائنات. وفي الثانوي غائب الأكسجين يكون المعدل K_3 راجعًا إلى استخدام SBCOD المتولد ذاتيًا فقط.

وثبات معدلات النيترة المحددة K_1 و K_2 و K_3 (و K_4) في ظروف تدفق وحمل ثابتين يمكن شرحه بلغة الحسابات الحركية لاستخدام المواد العضوية سريعة التحلل العضوي وبطيئة التحلل العضوي (SB و RB) الموجودة في نماذج الحمأة المنشطة مثل ASM1 التي ستوضع فيما بعد (الفصل ١٤ جزء ١٤-٤). واستخدام المواد العضوية RB تتم نمذجته باستخدام معادلة مونود، والتعبير عن معدل K_1 بهذه اللغة، يعطي:

$$K_1 = \frac{(1-Y_H)f_{cv}\mu_H}{2.86Y_H}\frac{S_s}{K_s+S_s} \quad (\text{mgNO}_3\text{-N/mgOHOVSS.d}) \quad (5.44)$$

حيث:

$$\frac{S_s}{K_s+S_s} \approx 1$$

وفي المفاعل الابتدائي للتدفق المحكوم غائب الأكسجين وتام الخلط، يبقى شرط مونود $S_S/(K_S+S_S)$ قريبًا من ١ نزولاً إلى تركيزات RBCOD المنخفضة لأن تركيز نصف التشبع (K_s) منخفض وبقبول أن Y_H = ٠,٦٧ مجم COD/ مجم COD وأن f_{cv} = ١,٤٨ مجم COD/ مجم VSS ينتج لنا K_1 = ٠,٢٦ μ_H مجم NO_3-N/ مجم OHOVSS/ يوم. وهكذا، بالنسبة إلى K_1 التي تم قياسها = ٠,٧٢ مجم NO_3-N/ مجم OHOVSS/ يوم (جدول ٥-٥) ويجب أن يتم تقريب μ_H ٢,٨/ يوم. وهذا المعدل μ_H يكون في مجال معدلات μ_H المقاسة في نظم الحمأة المنشطة. وفي عمليات فحص قياسات حركية استخدام RBCOD في مفاعلات الانتقاء الهوائية وغائبة الأكسجين وجد كل من Still *et al.* (1996) and Ekama (*et al.* (1996) أن قيم μ_H تتراوح بين ١,٠/ يوم في نظم المفاعلات تامة الخلط و٤,٥/ يوم في نظم مفاعلات الانتقاء، يمكن أن تنتج معدلات إزالة نيترة K_1 حوالي ٠,٢٦ مجم NO_3-N/ مجم

جدول ٥-٥ معدلات إزالة النيترة وحساسية درجات حرارتها

الرمز	20ºC	θ	14ºC	22ºC
$^aK_{120}$	0.720	1.20	0.241	1.036
$^aK_{220}$	0.101	1.080	0.064	0.118
$^aK_{320}$	0.072	1.029	0.061	0.076
$^aK_{420}$	0.048	1.029	0.040	0.051

[a] وحدات: $mgNO_3$-N/mgOHOVSS.d

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

OHOVSS/ يوم بالنسبة لنظم المفاعلات تامة الخلط و١,١٧ مجم NO_3-N/ مجم OHOVSS/ يوم في النظم التي يكون فيها تأثير أجهزة الانتقاء قد تم تحفيزها (μ_H عالية) في الكتلة الحيوية OHO.

واستهلاك SBCOD يعبر عنه في صورة حسابات حركية التحليل المائي لسطح الموقع النشط والذي له صيغة لمعادلة مونود، عدا أن المتغير هو نسبة SBCOD إلى OHO النشط (X_s/X_{BH})، وليس تركيز كتلة سائل SBCOD.

هنا، تعطى معدلات K_2 و K_3 (و K_4) كما يلي:

$$K_2 = K_3 = K_4 = \frac{(1-Y_H)f_{cv}}{2.86Y_H}\frac{\eta K_h(X_s/X_{BH})}{[K_x+(X_s/X_{BH})]} \quad (mgNO_3\text{-}N/mgOHOVSS.d) \quad (5.45)$$

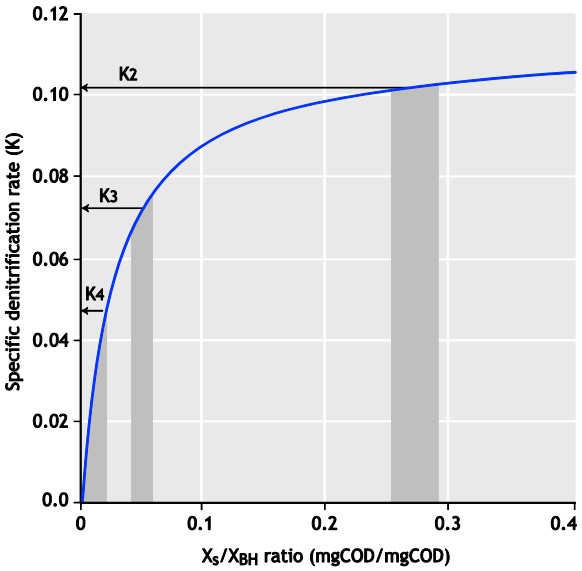
حيث:

X_S/X_{BH} تكون أقل بصورة متزايدة في الهضم الابتدائي (K_2) والثانوي (K_3) وغائب الأكسجين الهوائي (K_4).

وفي مفاعلات التدفق الكتلي الابتدائية والثانوية غائبة الأكسجين ثابتة التدفق والحمل الأكسجين، تتغير نسبة (X_S/X_{BH}) قليلاً جدًا بسبب معدل التحلل المائي المنخفض. والسبب في كون K_2 أعلى من K_3 ينشأ من التركيزات المختلفة للمواد العضوية SB الممتزة (الملتصقة بالسطح) نسبة إلى تركيز OHO النشطة، (X_S/X_{HB}) شكل ٥-١٥. ففي المفاعل الابتدائي غائب الأكسجين تكون النسبة عالية لأن SBCOD الممتزة تنشأ من موت OHO ومن المياه الداخلة. وفي المفاعل الثانوي غائب الأكسجين تكون النسبة أقل لأن SBCOD الممتزة تنشأ فقط من موت OHO. وبالنسبة لمعدلات إزالة النيترة K_2 و K_3 لا توجد هناك علاقة مبسطة بين معدلات K و ηK_h لأن نسبة SBCOD الممتزة إلى OHO (X_S/X_{BH}) تكون مختلفة في المفاعلات الابتدائية والثانوية غائبة الأكسجين (والهاضم الهوائي) وتختلف لحد ما مع عمر الحمأة في جزء كتلة الحمأة غير المهواة.

وقد تم التوصل إلى الاستنتاج بأن "ثوابت" إزالة النيترة K_1 و K_2 و K_3 و K_4 ليست لها أهمية حركية مباشرة، وأن ثباتها هو نتيجة لترابط التفاعلات الحركية التي تظهر اختلافًا قليلاً مع عمر الحمأة في المجال بين ١٠ إلى ٣٠ يومًا (شكل ٥-١٥).

والحرارة تؤثر في معدلات K ولكن فور ضبط هذه المعدلات على درجات الحرارة، تظهر معدلات K مرة أخرى اختلافًا طفيفًا في مختلف أعمار الحمأة (van Haandel *et al.*, 1981). ويمكن من خلال كل من الملاحظة التجريبية وحسابات الحركة النظرية استخلاص أن قبول ثوابت معدلات K_2 و K_3 يكون مقبولاً لتصميم الحالة المستقرة. وهذا في الحقيقة يتم لتقدير إمكانية إزالة النيترة (D_p) لمفاعل غائب الأكسجين عند ظروف تدفق وحمل ثابتين.



شكل ٥-١٥ معدل النيترة المحدد (K) مقابل نسبة تركيز المواد العضوية SB إلى الكتلة الحيوية OHO (X_S/X_{BH})، مبينة معدلات إزالة النيتروجين المحددة للهضم الابتدائي غائب الأكسجين (K_2) والثانوي غائب الأكسجين (K_3) وغائب الأكسجين – الهوائي.

وبالنسبة إلى K_1، فهذا المعدل يمكن أن يتغير بصورة واضحة لأن معدل استخدام RBCOD يمكن أن يتغير بصورة ملموسة اعتمادًا على نظام الخلط في المفاعل غائب الأكسجين (أو الهوائي) (Ekama *et al.*, 1986,1996 and Still *et al.*, 1996). ومع ذلك، فإن اختلافها لا يؤثر في تصميم النيترة/ إزالة النيترة كثيرًا لأنه من الطبيعي أن تكون المفاعلات الابتدائية غائبة الأكسجين كبيرة بدرجة كافية لكي تسمح بالاستخدام الكامل لـ RBCOD حتى عندما يكون معدل الاستخدام (μ_H) منخفضًا. وفي الحقيقة فإن إجراءات تصميم نظام إزالة النيترة يتطلب أن يتم استخدام كافة RBCOD في المفاعل الابتدائي غائب الأكسجين الذي يدخل حد أدنى كجزء كتلة حمأة ابتدائية غائبة الأكسجين (f_{x1min}) وحد أدنى لنسبة إعادة التدوير (a_{min}) لضمان ذلك. هذه المفاهيم يمكن أن تستخدم أيضًا لتصميم

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

مفاعل الانتقاء غائب الأكسجين (Ekama *et al.*, 1996). وقد تم تطبيق نموذج المحاكاة أيضًا على الهضم غائب الأكسجين – الهوائي للحمأة المنشطة الزائدة WAS ووجد أن النموذج توقع بدقة سلوك الهاضم الهوائي وغائب الأكسجين – الهوائي تحت ظروف تدفق وحمل ثابت ودوري، وأثبت صلاحية معدل إزالة النيترة المحدد K_4 (Warner *et al.*, 1986)، ولم تكن هناك ضرورة لتعديل ملحوظ في قيم ثوابت الحسابات الحركية.

٥-٨-٧ جهد (إمكانية) إزالة النيترة

يوصف تركيز النيترات (في كل لتر من تدفق المياه الداخلة Qi)، والذي يمكن لمفاعل غائب الأكسجين أن يزيل نيترته بيولوجيًا، بأنه "قدرة المفاعل على إزالة النيترة". وهو يسمى "إمكانية" لأن تحقيقه من عدمه يعتمد على حمل النيترات على المفاعل (المفاعلات) غائب الأكسجين. فلو تم تدوير قليل جدًا من النيترات إلى المفاعل غائب الأكسجين، فإن كامل النيترات المعاد تدويرها ستزال نيترتها والإزالة الحقيقية للنيترات، أي أداء إزالة النيترة، سيكون أقل مما هو ممكن (الإمكانية). في هذه الحالة تكون إزالة النيترة محدودة بالنظام (أو بإعادة التدوير) وأية زيادة في نسب إعادة التدوير بالنظام ستزيد حمل النيترات على المفاعل غائب الأكسجين، وبالتالي أيضًا، عملية إزالة النيترة. وعندما تجعل معدلات التدوير حمل النيترات على المفاعل (المفاعلات) غائب الأكسجين مساويًا لإمكانية إزالة النيترة للمفاعل، عندئذ يصبح أداء إزالة النيترة لنظام في وضعه الأمثل وتكون معدلات التدوير عند قيمها المثلى. وعند هذه النقطة يكون المفاعل غائب الأكسجين وتركيزات النيترات في التدفق الخارج منه مجرد صفر وأقل تركيز ممكن، على الترتيب. وزيادة معدلات إعادة التدوير فوق الدرجة المثلى تزيد من تركيز النيترات في التدفق الخارج من المفاعل غائب الأكسجين لفوق الصفر، ولكن هذا لا يحسن أداء إزالة النيترة لأن النظام يصبح في هذه الحالة محدودًا بيولوجيًا أو حركيًا. وتم تحقيق إمكانية إزالة النيترة للمفاعل غائب الأكسجين، ولا يمكن إزالة نيترة مزيدًا من النيترات بواسطة مفاعلات غائبة الأكسجين ومياه صرف صحي معينة. وبلا شك، فإن الزيادة في معدلات إعادة التدوير فوق القيم المثلى ليست اقتصادية، نتيجة لتكاليف الضخ غير الضرورية وإدخال أكسجين ذائب غير ضروري إلى المفاعلات غائبة الأكسجين ، مما يسبب خفضا غير مرغوب على أداء إزالة النيترة ويزيد تركيز النيترات في المياه الخارجة. لهذا يدور الأساس المبدئي لتصميم إزالة النيترة حول: (i) حساب جهد (إمكانية) إزالة النيترة للمفاعل غائب الأكسجين (ii) وضع حمل النيترات المفروض على المفاعل غائب الأكسجين مساويًا لجهد إزالة النيترة (iii) حساب معدلات إعادة التدوير المرتبطة بهذا الظرف. ومعدلات إعادة التدوير هي القيم المثلى.

ومن المناقشة السابقة يتضح أن حساب حمل النيترات وجهد إزالة النيترة أمر حاسم في تصميم إزالة النيترة. وحمل النيترات يحسب من قدرة (سعة) النيترة، التي هي تركيز النيترات في تدفق المياه الداخلة (Q_i) المتولدة من النيترة (جزء ٥-٦-٢ معادلة 5.35). وقدرة النيترة (N_c, $mgN/l_{influent}$) تم توضيحها فيما سبق بأنها تتناسب تقريبًا مع تركيز TKN للمياه الداخلة (N_{ti}). ويتم حساب جهد إزالة النيترة منفصلاً لاستخدام كل من RBCOD و SBCOD على حدة. فينشأ عن RBCOD معدل إزالة النيترة سريع بحيث يمكن افتراض أنها كلها قد تم استخدامها في المفاعل الابتدائي غائب الأكسجين. وهذا في حقيقة الأمر هدف بذاته في عملية التصميم. وبالتالي، فإن مساهمة RBCOD في جهد إزالة النيترة هي ببساطة المكون الهدمي (catabolic) في قدرته على منح الإلكترونات في لغة النيترات بصورة N. لهذا، عند الاستخدام التام لما في المياه الداخلة من RBCOD سيتم منح نسبة ثابتة ($1 - Y_H$) من الإلكترونات RBCOD (المكون الهدمي) إلى NO_3، مختزلاً إياه إلى N_2. وهكذا، معرفة تركيز RBCOD للمياه الداخلة وافتراض أنها استخدمت جميعها، يكون جهد (إمكانية) إزالة النيترة بالنسبة إلى RBCOD يمكن الحصول عليه من:

$$D_{p1\,RBCOD} = f_{Sb's} S_{bi}(1 - f_{cv} Y_{Hv})/2.86 \quad (mgNO_3\text{-}N/l_{influent}) \quad (5.46)$$

حيث

$D_{p1\,RBCOD}$	جهد إزالة النيترة بالنسبة إلى RBCOD في المفاعل الابتدائي غائب الأكسجين
S_{bi}	COD القابل للتحلل الحيوي في المياه الداخلة (مجم COD/ ل)
$f_{S'bs}$	جزء RBCOD في S_{bi}
Y_{Hv}	ناتج OHO (٠,٤٥ مجم VSS/ مجم COD)
2.86	مكافئ الأكسجين للنيترات

وبالنسبة إلى SBCOD، فإن هذه المادة الركيزة تساهم في إزالة النيترة في المفاعل الابتدائي غائب الأكسجين والمفاعل الثانوي غائب الأكسجين. وتتم صياغة جهد (إمكانية) إزالة النيترة بالنسبة إلى

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

SBCOD على أساس معدلات إزالة النيترة المحددة K_2 و K_3، على التوالي. ومعدلات K هذه هي تبسيط لمعادلات الحسابات الحركية التي تصف استخدام SBCOD من المياه الداخلة و/ أو من موت وتفسخ الكائنات، ولها أساس في الحسابات الحركية البيولوجية الأساسية الداخلة في نماذج محاكاة الحمأة المنشطة مثل ASM1 (van Haandel *et al.*, 1981; Henze *et al.*, 1987). ومعدلات K تحدد معدل إزالة النيترة في صورة مجم NO_3-N تزال نيترته في اليوم في كل مجم كتلة OHOVSS في المفاعل غائب الأكسجين. وهكذا، لتحديد جهد (إمكانية) إزالة النيترة الذي تساهم به SBCOD، يحتاج الأمر إلى حساب كتلة OHOVSS المنتجة في تدفق المياه الداخلة ونسبة هذه الكتلة في المفاعل الابتدائي و/ أو الثانوي غائب الأكسجين، ثم يضرب هذا في قيمة معدلات K_2 أو K_3.

ومن نموذج الحالة المستقرة للحمأة المنشطة لإزالة المواد العضوية (الفصل الرابع جزء ٤-٤-٢-١) يتم حساب كتلة OHO في النظام (MX_v) من حمل COD القابل للتحلل الحيوي (معادلة 4.9) ومن هذه الكتلة (MX_{BHV}) يوجد بصورة دائمة جزء f_x و/ أو f_{x3} في المفاعل غائب الأكسجين الابتدائي و/ أو الثانوي، على التوالي، أي f_{x1} , f_{x3} هي أجزاء كتلة الحمأة غائبة الأكسجين الابتدائية والثانوية، على التوالي. ولهذا، فإن كتلة OHOVSS في المفاعلات غائبة الأكسجين الابتدائية و/ أو الثانوية لكل تدفق مياه داخلة يحصل عليها بالتالي بواسطة:

$$f_{x1}MX_{BHv}/Q_i = f_{x1}S_{bi}Y_{Hv}SRT/(1+b_H SRT)$$

(mgOHOVSS/l)

مياه داخلة في المفاعل غائب الأكسجين الابتدائي

$$f_{x3}MX_{BHv}/Q_i = f_{x3}S_{bi}Y_{Hv}SRT/(1+b_H SRT)$$

(mgOHOVSS/l)

مياه داخلة في المفاعل غائب الأكسجين الثانوي

وبضرب هذه الكتل في معدلات K المرتبطة بكل منها، تحصل على قدرات (إمكانيات) إزالة النيترة لكل من المفاعل غائب الأكسجين الابتدائي والثانوي، منسوبة إلى SBCOD ($D_{p1\ SBCOD}$ $D_{p3\ SBCOD}$)

$$D_{p1\,SBCOD} = K_2 f_{x1}MX_{BH}/Q_i = \\ = D_{p3\,SBCOD} = K_2 f_{x1}S_{bi}Y_{Hv}SRT/(1+b_H SRT) \quad (5.47)$$

$$D_{p3\,SBCOD} = K_3 f_{x3}S_{bi}Y_{Hv}SRT/(1+b_H SRT) \quad (5.48)$$

هذا المنهج له صلاحيته لأن معدلات K_2 و K_3 تكون مستمرة طوال مدة استقرار الحمأة في المفاعل غائب الأكسجين، شريطة أن يكون تركيز النيترات لا ينقص إلى الصفر (شكل ٥-١٤). وبربط جهد إزالة النيترة فيما يخص مكوناته من RBCOD و SBCOD ينتج لنا إجمالي جهد إزالة النيترة للمفاعلات غائبة الأكسجين الابتدائية والثانوية.

$$D_{p1} = D_{p1RBCOD} + D_{p1SBCOD}$$
$$= f_{Sb's}S_{bi}(1-f_{cv})/2.86 + S_{bi}K_2 f_{x1}f_{cv}SRT/(1+b_H SRT)$$
$$= S_{bi}\{f_{Sb's}(1-f_{cv})/8.6 + K_2 f_{x1}f_{cv}SRT/(1+b_H SRT)\}$$

(mgN/$l_{influent}$) (5.49)

$$D_{p3} = D_{p3\,RBCOD} + D_{p3\,SBCOD}$$
$$= 0 + S_{bi}K_3 f_{x3}Y_{Hv}SRT/(1+b_H SRT)$$

(mgN/$l_{influent}$) (5.50)

وفي معادلتي 5.49 و 5.50 تكون معدلات K_2 و K_3 و b_H حساسة للحرارة وتتناقص مع نقص الحرارة. والحساسية للحرارة في هذه المعادلات تم قياسها ومحددة في جدول ٥-٥ وكذلك جدول ٤-٢ (الفصل الرابع). ومن معادلتي 5.49 و 5.50 يمكن ملاحظة أن جهود إزالة النيترة تتناسب طرديًا مع تركيز COD القابل للتحلل الحيوي لمياه الصرف الصحي (S_{bi}). وهذا أمر متوقع لأنه بنفس الطريقة التي يكون بها الطلب على الأكسجين مرتبطًا مباشرة مع حمل COD، كذلك يكون أيضًا الطلب على النيترات (والذي يسمى جهد إزالة النيترة) حيث إن كلاً من الأكسجين والنيترات يعمل كمتلقٍ للإلكترونات في نفس تفاعلات التحلل العضوي. ولنفس حجم المفاعل غائب الأكسجين، يكون الابتدائي غائب الأكسجين له جهد إزالة نيترة أكبر كثيرًا (٢ إلى ٣ أضعاف) من الثانوي غائب الأكسجين، لأن: (i) K_2 أكبر من K_3 و(ii) بصورة أهم، يساهم RBCOD بصورة واضحة في جهد إزالة النيترة في المفاعل الابتدائي غائب الأكسجين . ولهذا السبب يحتاج RBCOD لأن يتم تحديده بدقة لضمان تقديرات يعتمد عليها لإزالة النيتروجين الذي يمكن تحقيقه. وبالنسبة لمياه صرف صحي بلدية عادية بها جزء RBCOD ($f_{Sb's}$) حوالي ٢٥% (فيما يخص COD القابل للتحلل الحيوي) يساهم RBCOD بمقدار ٣/١ إلى ٢/١ D_{p1}، اعتمادًا على حجم المفاعل الابتدائي غائب الأكسجين ودرجة الحرارة. وفي نظام يكون مطلوبًا فيه درجة أعلى من إزالة النيتروجين فيجب أن يتم الوفاء بما بين ٤/١ و ٣/١ الطلب على الأكسجين الكربوني من عملية إزالة النيترة، مما يخفض الطلب على الأكسجين الكربوني في المفاعل الهوائي بنفس المقدار،

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

وكما ذكر من قبل أن هذا الخفض يمثل حوالي نصف الأكسجين الذي كان مطلوبًا لإنتاج النيترات بواسطة إزالة النيترة (انظر شكل ٥-١١).

ومن المعادلة 5.54 سنجد أن مساهمة RBCOD بالمياه الداخلة في جهد إزالة النيترة للمفاعل الثانوي غائب الأكسجين تساوى صفر. وهذا لأن جميع RBCOD يتم استخدامه في أي من المفاعلات الأسبق له الابتدائي غائب الأكسجين و/ أو المفاعل الهوائي. ومع هذا، فإن بند D_{p3} RBCOD قد تم وضعه ضمن معادلة 5.50 في حالة مصدر خارجي للكربون مثل الميثانول أو حمض الأسيتيك أو مياه الصرف الصحي قوية المادة العضوية، يتم إدخالها في المفاعل الثانوي غائب الأكسجين لتحسين عملية إزالة النيترة. و$D_{p3RBCOD}$ مطابق تمامًا للمعادلة 5.46 حيث $f_{Sb's}S_{bi}$ تكون هي تركيز COD المادة العضوية الداخلة بوحدة مجم COD/ ل من المياه الداخلة. ومع الميثانول تكون قيمة Y_{Hv} منخفضة بوضوح عند ٠,٥٦ مجم VSS/ مجم COD.

ومنهج جزء كتلة لحمأة المذكور سابقا يكون صالحًا لأن جزء VSS (MX_v) أو TSS (MX_t) الموجود في كتلة OHO (MX_{BHv}) يكون ثابتًا بالنسبة لخواص مياه صرف صحي وعمر حمأة محددين ومساويين للجزء النشط (f_{at} أو f_{av} معادلة 4.26 و 4.27) ونفس الشيء بصورة قريبة جدًا في المفاعلات غائبة الأكسجين والهوائية في النظام. لهذا فإن جزء كتلة الحمأة غائبة الأكسجين أو الهوائية يكونا نفس الشيء سواء تم حسابهما من كتل VSS أو TSS أو OHO مثلما في نظام MLE بأحجام مفاعلات غائبة الأكسجين وهوائية = ٣,٠٠٠ م^3 و ٦,٠٠٠ م^3 على الترتيب، يكون قريبًا جدًا من ٣/١ OHO أو VSS أو TSS من النظام في المفاعل غائب الأكسجين ومن هنا يكون جزء كتلة الحمأة غائب الأكسجين ٠,٣٣.

٥-٨-٨ الحد الأدنى لجزء كتلة الحمأة الابتدائية غائبة الأكسجين

في المعادلة 5.49، يفترض أن المعدل المبدئي السريع لإزالة النيترة يكون تامًا دائمًا أي أن زمن المكث الحقيقي في المفاعل الابتدائي غائب الأكسجين يكون دائمًا أطول من الزمن المطلوب لاستخدام RBCOD في المياه الداخلة. ذلك لأنه في معادلة 5.49 نجد أن إزالة النيترة المنسوبة إلى RBCOD في المياه الداخلة يكون معبرًا عنها بحسابات تفاعل العناصر كيميائيًا، وليس حسابات الحركية، وذلك يعطي تركيز النيترات الذي يزيله معدل K_1 عندما يسمح له بزمن كافٍ للوصول إلى الاكتمال. وباعتبار زمن المكث الواقعي (نقول t_1) المطلوب لإتمام المرحلة الأولى من إزالة النيترة (شكل ٥-١٤ أ) ومع ملاحظة أن t_1 (١ + s + a) يكون عندئذ هو الحد الأدنى لزمن المكث الهيدروليكي الأسمى لتحقيق هذا، يمكن بيان الحد الأدنى لجزء كتلة الحمأة الابتدائية غائبة الأكسجين f_{x1min} لإزالة جميع RBCOD في المياه الداخلة بمعدل K_1 مجم NO_3-N/ مجم OHOVSS/ يوم ويكون:

$$f_{x1min} = \frac{f_{Sb's}(1 - f_{cv}Y_{Hv})(1 + b_{HT}SRT)}{2.86K_{1T}Y_{Hv}SRT} \qquad (5.51)$$

وبالتعويض عن قيم ثوابت الحركة في المعادلة 5.51، ينتج لنا f_{x1min} < ٠,٠٨ بالنسبة SRT > ١٠ أيام عند ١٤°م. هذه القيمة أقل كثيرًا من معظم المفاعلات الابتدائية غائبة الأكسجين، عمليًا، لذلك ستكون معادلة 5.51 صالحة في معظم الحالات. ومعادلة 5.51 أيضًا تنطبق على تحديد حجم أدوات الانتقاء غائبة الأكسجين شريطة أن يكون K_1 (أو μ_H) قد تم اختياره جيدًا (انظر الجزء ٥-٨-٦ معادلة 5.44).

٥-٨-٩ تأثير إزالة النيترة على حجم المفاعل والطلب على الأكسجين

من منهج التصميم لعملية النيترة (معادلة 5.19) وإزالة النيترة (معادلات 5.49 و 5.50) يمكن ملاحظة أن تصميم إزالة النيتروجين يتم كله باستخدام أجزاء كتلة الحمأة ولا يحتاج لأن يكون حجم المفاعل معروفًا. ويحصل على حجم المفاعل في نمط مطابق للنظام تام التهوية ويتبع اختيار تركيز TSS (X_t) للمفاعل (الفصل الرابع جزء ٤-٧). وحجم المفاعل الذي يتم الحصول عليه يتم تقسيمه عندئذ متناسبًا مع أجزاء كتلة الحمأة الابتدائية و/ أو الحمأة الهوائية وغائبة الأكسجين الثانوية التي تم حسابها. وبالتالي، فإن تصميم إزالة النيتروجين يتم تطعيمه مباشرة في تصميم النظام الهوائي، وبالنسبة لنفس تركيز TSS في المفاعل وعمر الحمأة المستخدمة للتصميم، فإن حجم المفاعل في النظام الهوائي التام والنظام غائب الأكسجين – الهوائي، لإزالة النيتروجين سوف يكون هو نفسه.

وقد بينت الأبحاث أن هناك العديد من العوامل التي تؤثر على كتلة الحمأة المتولدة لعمر حمأة معين ومتوسط حمل COD يومي، وتعديل الظروف غائبة الأكسجين – الهوائية واحد من العوامل. ومع ذلك،

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

وتمشيًا مع عدم التأكد من الحمل العضوي COD وجزء COD الجزيئي غير القابل للتحلل البيولوجي واختلافهما اليومي أو الموسمي، فهذه التأثيرات ليست كبيرة بصورة كافية من وجهة النظر التصميمية حتى تعطي اهتمامًا معينًا في عملية التصميم. فمن وجهة نظر تصميمية، يكون الفارق الوحيد الملحوظ بين الظروف الهوائية والظروف غائبة الأكسجين – الهوائية هو الطلب على الأكسجين ، وهذا الفارق يتطلب أخذه في الاعتبار لتصميم اقتصادي (شكل ٥–١١).

٥–٩ وضع وبيان إجراءات التصميم عمليًا:

خلصنا فيما سبق إلى أن خواص مياه الصرف الصحي الداخلة التي يجب أن تكون معروفة بدقة هي نسبة TKN /COD في المياه الداخلة وجزء RBCOD. هذه يكون لها تأثير رئيس على قدرة (سعة) النيترة وإمكانية إزالة النيترة، على الترتيب، وبالتالي أداء إزالة النيتروجين والحد الأدنى لتركيز النيترات في المياه الخارجة التي يمكن تحقيقها بإزالة النيترة حيويًا.

وتأثير هاتين الخاصيتين لمياه الصرف الصحي على التصميم سيتم بيانهما عمليًا فيما يلي بأمثلة رقمية ومستخرجة من مثال لمياه الصرف الصحي الخام والمياه المترسبة، مع تركيزات مختلفة لجزئي TKN و RBCOD في المياه الداخلة.

إن تصميم الإزالة البيولوجية للنيتروجين موضوعة ومبينة عمليًا فيما يلي بالاستمرار في العمليات الحسابية بالنسبة لمثال مياه الصرف الصحي الخام والمياه المترسبة. وخواص مياه الصرف الصحي مبينة في جدولي ٤–٣ و ٥–٢، والخواص الإضافية المطلوبة لتصميم إزالة النيترة هي فقط جزء RBCOD للمياه الداخلة ($f_{Sb's}$)، والذي يساوي ٠,٢٥ و ٠,٣٨٥ من COD القابل للتحلل الحيوي (S_{bi}) بالنسبة لمثال مياه الخام والمترسبة، على الترتيب. والنتائج التي تم الحصول عليها حتى الآن لحسابات إزالة COD وعملية النيترة مبينة في جدول ٥–٦.

٥–٩–١ مراجعة العمليات الحسابية

بالنسبة لخواص مياه الصرف الصحي الخام (أي: $f_{S'up}$ = ٠,١٥ مجم COD/ مجم COD، $f_{S'us}$ = ٠,٠٧ مجم COD/ مجم COD، T_{min} = ١٤°م، S_{ti} = ٧٥٠ مجم COD/ ل. انظر جدول ٤–٣) و ٢٠ يوم عمر حمأة. ومع قبول أن محتوى النيتروجين للمواد الصلبة المتطايرة (f_n) يكون ٠,١٠ مجم N/ مجم VSS، يكون النيتروجين المطلوب لإنتاج الحمأة = ١٧,٠ مجم N/ ل (معادلة 5.27).

ومن الجزء ٥–٧–٥ تكون تركيزات النيتروجين العضوي الذائب القابل للتحلل الحيوي وغير القابل للتحلل الحيوي (N_{obsi} و N_{ouse} – معادلة 5.37) مساوية ٠,٠ و ١,٨٠ مجم N/ ل، على التوالي. من معادلة 5.15 يكون تركيز الأمونيا في المياه الخارجة (N_{ae}) = ٢,٠ مجم N/ ل. ويكون تركيز TKN في المياه الخارجة (N_{te}) هو مجموع N_{ouse} و N_{ae} (معادلة 5.33)، ومن هنا يكون N_{te} = ٣,٨ مجم N/ ل (جدول ٥–٦).

وقدرة النيترة (N_c) توجد من المعادلة 5.35 وبالنسبة لمثال مياه الصرف الصحي الخام (N_{ti} = ٤٨,٠ مجم N/ ل، TKN /COD = ٠,٠٨ مجم N/ COD) عند درجة حرارة ١٤°م تكون:

$$N_c = 48.0\text{-}17.0\text{-}3.8 = 39.2 \text{ mgN/l}$$

والطلب على الأكسجين لعملية النيترة FO_n يحسب من معادلة 5.43، أي:

$$FO_n = 4.57 \cdot N_c.Q_I = 4.57 \bullet 39.2 \bullet 1{,}510^6 \text{ mgO}_2\text{/d} = 2687 \text{ kgO}_2\text{/d}$$

وكتلة الكائنات المنيترة VSS في المفاعل تعطي بالمعادلة 5.42، أي:

$$MX_A = 0.1 \bullet 20 / (1 + 0.034 \bullet 20) \bullet 39.2 \bullet 15 \bullet 10^6 = 702 \text{ kgVSS}$$

والعمليات الحسابية المذكورة لكل من N_s, وN_{ae}, وN_{te}, وN_c وFO_n وMX_A بالنسبة لمياه الصرف الصحي الخام والمترسبة عند ١٤°م و ٢٢°م مذكورة في جدول ٥–٦.

وفي عملية التصميم، بسبب أنها مقصود بها خفض تركيز النيترات بقدر الإمكان، سيتم وضع تغير القلوية في مياه الصرف الصحي عند حده الأدنى، بافتراض أن ٨٠% من النيترات المتكونة أُزيلت نيترتها، سيكون تغير H_2CO_3 المصاحب = ٣,٥٧ + N_c ٧,١٤ (النيترات المزال نيترتها) = – ٧,١٤ * ٣٩,٢ + ٣,٥٧ * ٠,٥٧ * ٣٩,٢ =

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

–١٦٨ مجم/ ل في صورة $CaCO_3$ مع قلوية H_2CO_3 في المياه الخارجة = ٢٥٠ – ١٦٨ = ٨٢ مجم/ ل في صورة $CaCO_3$، والذي، من شكل ٥–٦ سيحافظ على pH فوق ٧ (انظر الجزء ٥–٤–٦).

٥–٩–٢ توزيع جزء كتلة الحمأة غير المهواة

في نظم إزالة النيتروجين، يمكن أن يوضع الحد الأقصى لجزء كتلة الحمأة غير المهواة المتاح لإزالة النيترة (f_{xdm}) مساويًا للحد الأقصى لجزء كتلة الحمأة غير المهواة f_{xdm} عند أدنى درجة حرارة، أي:

$$f_{xdm} = f_{xm} \quad (5.52)$$

حيث إن f_{xm} معطاة في المعادلة 5.19 ل SRT وμ_{AmT} وT_{min} مختارة.

وهذا لأنه بالنسبة إلى نظم إزالة النيتروجين، لا توجد حاجة لوضع كتلة الحمأة غير المهواة جانبًا بالنسبة للمفاعل اللاهوائي. وفي نظم إزالة النيتروجين والفوسفور يحتاج بعض من كتلة الحمأة غير المهواة (٠,١٢ – ٠,٢٥) لأن يوضع جانبًا حتى يمكن للمفاعل اللاهوائي أن يحفز الإزالة البيولوجية للفوسفور EBPR. وهذا الجزء من كتلة الحمأة، يسمى جزء كتلة الحمأة اللاهوائي ويرمز له f_{xa}، لا يمكن استخدامه لإزالة النيترة. وحتى تكون EBPR أعلى ما يمكن، لا يجب تدوير أي نيترات للمفاعل اللاهوائي حتى يتحقق صفر إزالة النيترات في هذا المفاعل. وهكذا فبالنسبة لأغراض هذا الوضع والبيان العملي لسلوك إزالة النيترة، سيكون مقبولاً أن الحد الأقصى لجزء كتلة الحمأة غير المهواة المتاح عند عمر حمأة ٢٠ يومًا (f_{xm}) يكون كله مخصصًا للظروف غائبة الأكسجين أي: $f_{xm} = f_{xdm}$ = ٠,٥٣٤

٥–٩–٣ أداء إزالة النيترة في نظام MLE:

٥–٩–٣–١ نسبة تدوير السائل المخلوط المثلي

في نظام MLE يكون جزء كتلة الحمأة غائب الأكسجين كله في صورة مفاعل ابتدائي غائب الأكسجين أي أن: $f_{x1} = f_{xdm} = f_{xm}$. ويتم حساب جهد (إمكانية) إزالة النيتروجين للمفاعل الابتدائي غائب الأكسجين (D_{p1}) من معادلة 5.49، أي بالنسبة لمثال مياه الصرف الصحي الخام عند ١٤°م و $f_{xm} = f_{xdm} = f_{x1}$ = ٠,٥٣٤، = ٥٢,٥ مجم N/ ل. وقيم D_{p1} لمثال مياه الصرف الصحي الخام والمترسبة عند ١٤°م و ٢٢°م مبينة في جدول ٥–٧.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

جدول ٥–٦ موجز بالعمليات الحسابية الخاصة بإزالة **COD** وتصميم النيترة لإزالة النيتروجين عند عمر حمأة ٢٠ يومًا ودرجة حرارة ١٤°م و٢٢°م لمثال مياه الصرف الصحي الخام والمترسبة (انظر جدول ٤–٣ و ٥–٢ عن خواص مياه الصرف الصحي)

المقياس	الرمز	الوحدة	مياه صرف صحي خام		مياه صرف صحي مترسبة	
خواص مياه الصرف الصحي						
تدفق المياه الداخلة	Q_i	Ml/d	15.00		14.93	
تركيز COD في المياه الداخلة	S_{ti}	mgCOD/l	750		450	
تركيز TKN في المياه الداخلة	N_{ti}	mgN/l	60		51	
نسبة TKN/COD	f_{ns}	mgTKN/mgCOD	0.080		0.113	
جزء RBCOD	$f_{Sb's}$	mgCOD/mgCOD	0.25		0.385	
درجة حرارة مياه الصرف الصحي	T	°C	22	14	22	14
إزالة المواد الكربونية (الفصل الرابع)						
كتلة COD القابلة للتحلل الحيوي في المياه الداخلة	FS_{bi}	kgCOD/d	8,775	8,775	5,664	5,664
كتلة COD القابلة للتحلل الحيوي والمترسبة	FS_b	kgCOD/d	0	0	0	0
كتلة الكائنات النشطة	MX_{BH}	kgVSS	12,984	15,659	8,381	10,107
كتلة الراسب الداخلي	MX_{EH}	kgVSS	13,198	12,663	8,519	8,174
كتلة المادة العضوية غير القابلة للتحلل الحيوي	MX_I	kgVSS	22,804	22,804	3,649	3,649
كتلة المادة الصلبة العالقة المتطايرة	MX_v	kgVSS	48,986	51,126	20,549	21,930
كتلة إجمالي المادة الصلبة العالقة	MX_t	kgTSS	65,315	68,168	24,757	26,421
الجزء النشط من المادة الصلبة العالقة المتطايرة	f_{av}		0.265	0.306	0.408	0.461
الجزء النشط من المادة الصلبة العالقة	f_{av}		0.199	0.230	0.339	0.383
كتلة الأكسجين الكربوني المطلوب	FO_c	kgO_2/d	6,838	6,679	4,413	4,311
كتلة النيتروجين إلى إنتاج الحمأة	FN_s	kgN/d	244.9	255.6	102.7	109.7
كتلة إجمالي المادة الصلبة العالقة الزائدة	FX_t	kgTSS/d	3,266	3,408	1,238	1,321
عملية النيترة (جزء ٥–٦)						
جزء كتلة الحمأة غير المهواة المسموحة	f_{xm}		0.80	0.534	0.80	0.534
جزء كتلة الحمأة غير المهواة المستخدم للتصميم	f_{xt}		0.534	0.534	0.534	0.534
عامل الأمان	S_f		2.88	1.25	2.88	1.25
النيتروجين العضوي القابل للتحلل الحيوي في المياه الخارجة	N_{obe}	mgN/l	0.0	0.0	0.0	0.0
النيتروجين العضوي غير القابل للتحلل الحيوي في المياه الخارجة	N_{ouse}	mgN/l	1.80	1.80	1.80	1.80
الأمونيا في المياه الخارجة	N_{ae}	mgN/l	0.7	2.0	0.7	2.0
إجمالي نيتروجين كيلدهال في المياه الخارجة	N_{te}	mgN/l	2.5	3.8	2.5	3.8
تركيز النيتروجين في عملية إنتاج الحمأة	N_s	mgN/l	16.3	17.0	6.9	7.4
قدرة النيترة	N_c	mgN/l	41.2	39.2	41.6	39.9
كتلة الكائنات المنيترة	MX_A	kgVSS	669	702	673	711
الطلب على الأكسجين لعملية النيترة	FO_n	kgO_2/d	2,824	2,685	2,840	2,719
إجمالي الطلب على الأكسجين	FO_t	kgO_2/d	9,661	9,364	7,254	7,030

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

وفي نظام MLE، إن كان تركيز النيترات في تدفق المفاعل غائب الأكسجين صفرًا، عندئذ يكون تركيز النيترات في المفاعل الهوائي (N_{nar}) مساويًا لقيمة (N_c /(a+s+1)) أي أن قدرة النيترة في مجم N/ ل من تدفق المياه الداخلة مخففًا بإجمالي التدفق (غير المحتوي على N) الداخل إلى المفاعل الهوائي الذي هو (a+s+1) مضروبًا في تدفق المياه الداخلة حيث تكون a و s هما السائل المخلوط ونسب تدوير التدفق الزائد (فيما يتعلق بمتوسط تدفق المياه الداخلة في الجو الجاف Q_i) على التوالي. وبقبول أنه لا توجد إزالة نيترة في أحواض الترسيب الثانوي (والتي تحتاج إلى وضعها في حدها الأدنى نتيجة لمشكلة ارتفاع الحمأة)، تكون تركيزات النيترات في كل من المفاعل الهوائي والمياه الخارجة للنظام (N_{nar} و N_{ne} على الترتيب) متساوية ويحصل عليها من:

$$N_{ne} = N_{nar} = N_c /(a+s+1) \qquad (5.53)$$

وبمعرفة N_{ne} و N_{nar} والأخذ في الاعتبار تركيزات DO في تدوير كل من a و s ، أي O_a و O_s مجم O_2/ ل على التوالي، يكون حمل النيترات المكافئ على المفاعل الابتدائي غائب الأكسجين (N_{nlp}) من تدوير كل من a و s:

$$N_{nlp} = [\, N_{nar} + \frac{O_a}{2.86} \,] a + [\, N_{ne} + \frac{Os}{2.86} \,] s \qquad (5.54)$$

والحد الأمثل لإزالة النيترة، أي أقل تركيز في المياه الخارجة، يمكن الحصول عليه عندما يكون حمل النيترات المكافئ على المفاعل غائب الأكسجين مساوٍ لجهد (إمكانية) إزالة النيترة للمفاعل غائب الأكسجين ، أي: $D_{p1} = N_{nlp}$، أي:

$$D_{p1} = [\, \frac{N_c}{(a+s+1)} + \frac{O_a}{2.86} \,] a + [\, \frac{N_c}{(a+s+1)} + \frac{O_s}{2.86} \,] s \qquad (5.55)$$

وحل معادلة 5.55 بالنسبة إلى a يعطينا نسبة تدوير a والتي تحمل بالضبط المفاعل الابتدائي غائب الأكسجين جهده لإزالة النيترة مع النيترات و DO.

وقيمة a هذه هي الأمثل لأنه ينتج عنها أقل N_{ne}، أي:

$$a_{opt} = [\, -B + \sqrt{B^2 + 4AC} \,] /(2A) \qquad (5.56)$$

حيث:

A	$O_a/2.86$
B	$N_c - D_{p1} + \{(s+1)O_a + s\, O_s\}/2.86$
C	$(s+1)(D_{pp} - s\, O_s/2.86) - s\, N_c$

و

$$N_{ne\,min} = N_{neaopt} = N_c /(a_{opt} + s + 1) \quad \text{(mgN/l)} \qquad (5.57)$$

وبالنسبة إلى $a = a_{opt}$، تكون المعادلة 5.57 بالنسبة إلى N_{ne} صالحة وسوف تعطي الحد الأدنى N_{ne} الممكن الحصول عليه. وعندما تكون $a \geq a_{opt}$، تكون المعادلة 5.57 أيضًا صالحة لأن الافتراض الذي قامت عليه معادلة 5.56 صالح أيضًا، أي أن $N_{n1p} \geq D_{p1}$ أو، بدرجة متساوية، تركيز نيترات صفر في تدفق المفاعل غائب الأكسجين. وبالنسبة إلى $a < a_{opt}$ لا يكون هذا الافتراض صالحًا وتزيد N_{ne} مع زيادة نسبة التدوير بسبب زيادة معدلات تدفق كتلة DO الداخلة إلى المفاعل غائب الأكسجين. وبالنسبة إلى $a \geq a_{opt}$ تعطي N_{ne} من الفارق بين مكافئ حمل النيترات على المفاعل غائب الأكسجين (وهو مجموع قدرة النيترة N_c ومكافئ النيترات كتركيز الأكسجين فيما يتعلق بتدفق المياه الداخلة) وجهد إزالة النيترة D_p، أي:

$$N_{ne} = N_c + \frac{aO_a}{2.86} + \frac{sO_s}{2.86} - D_{p1} \quad \text{(mgN/l)} \qquad (5.58)$$

ولأن N_c و D_{p1} و O_s و O_a جميعها ثوابت، تكون الزيادة في N_{ne} مع زيادة a فوق a_{opt} خطية مع ميل Oa/ ٢,٨٦ مجم N/ ل. وعند $a = a_{opt}$، تعطي معادلتي 5.57 و 5.58 نفس تركيزات N_{ne}

وبقبول أن عمر الحمأة للتصميم هو ٢٠ يوم، والذي يسمح بحدٍ أقصى لكتلة الحمأة غير المهواة f_{xm} قدره ٠,٥٣٤، تجد سلوك إزالة النيترة بالنسبة لنظام MLE موضحًا أدناه لمثال مياه الصرف الصحي الخام والمترسبة عند درجة حرارة ١٤°م و ٢٢°م. وفي حسابات تركيزات DO في عمليات تدوير a و s و O_a و O_s = ٢، ١ مجم O_2/ ل على التوالي، ونسبة تدوير التيار الزائد ١ : ١. وهذه النسبة للتدوير s دائمًا ثابتة عند قيمة تسمح بأن يتم الحصول على تشغيل كافٍ لحوض الترسيب الثانوي. وتفاصيل نظرية عمل حوض الترسيب الثانوي وتصميمه ونمذجته وتشغيله تتم مناقشتها بواسطة (Ekama *et al.* (1997)) ومقدمة هنا في الفصل ١٢.

وبالتعويض بقيم قدرة النيتروجين N_c وجهد إزالة النيترة D_{p1} (من جدولي ٥-٦ و ٥-٧) في المعادلة 5.56 والمعادلة 5.57، يمكن الحصول على نسبة التدوير المثلى للسائل المخلوط a_{opt} والحد الأدنى

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

جدول ٥–٧ ملخص حسابات تصميم إزالة النيترة لنظام Ludzack and Ettinger المعدل لإزالة النيتروجين في عمر حمأة ٢٠ يوم و ١٤°م لمثال مياه الصرف الصحي الخام والمترسبة (انظر جدول ٤–٣ و ٥–٢ للخواص الأخرى)

المقياس	الرمز	الوحدة	مياه الصرف الصحي الخام		مياه الصرف الصحي المترسبة	
خواص مياه الصرف الصحي						
تدفق المياه الداخلة	Q_i	Ml/d	15.00		14.93	
تركيز COD في المياه الداخلة	S_{ti},	mgCOD/l	750		450	
تركيز TKN في المياه الداخلة	N_{ti}	mgN/l	60		51	
نسبة TKN/COD	f_{ns}	mgTKN/mgCOD	0.080		0.113	
جزء RBCOD	$f_{Sb's}$	mgCOD/mgCOD	0.25		0.385	
درجة حرارة مياه الصرف الصحي		°C	14	22	14	22
ملامح تصميم نظام Ludzack and Ettinger المعدل (MLE)						
جزء الكتلة الابتدائية غائبة الأكسجين	f_{x1}		0.534	0.534	0.534	0.534
جهد (إمكانية) إزالة النيترة	D_{p1}	mgN/l	52.5	71.5	40.1	52.4
الحد الأدنى لجزء الكتلة الابتدائية غائبة الأكسجين	f_{x1min}		0.068	0.019	0.105	0.029
الأكسجين الذائب في تدوير السائل المخلوط من المفاعل الهوائي إلى غائب الأكسجين	O_a	mgO_2/l	2.0	2.0	2.0	2.0
الأكسجين الذائب في تدوير فائض الحمأة من حوض الترسيب الثانوي إلى غائب الأكسجين	O_s	mgO_2/l	1.0	1.0	1.0	1.0
نسبة تدوير التدفق السفلي	s		1.0	1.0	1.0	1.0
الأداء: عند نسبة *TKN/COD* للمثال			0.080	0.080	0.113	0.113
النسبة المثلى لتدوير السائل المخلوط من المفاعل الهوائي إلى غائب الأكسجين	a_{opt}		21.6	44.1	6.5	17.9
النيترات في المياه الخارجة في الحد الأمثل لنسبة التدوير من المفاعل الهوائي إلى غائب الأكسجين	$N_{ne,aopt}$	mgN/l	1.7	0.9	4.7	2.1
نسبة التدوير العملية من المفاعل الهوائي إلى غائب الأكسجين	a_{prac}		5.0	5.0	5.0	5.0
النيترات في المياه الخارجة عند الحد الأقصى لنسبة التدوير	$N_{ne,aprac}$	mgN/l	5.6	5.9	5.7	5.9
الأكسجين المعاد بإزالة النيترة	FO_d	kgO_2/d	1,440	1,515	1,458	1,524
صافي الطلب على الأكسجين	FO_{td}	kgO_2/d	7,924	8,147	5,572	5,730
عند: نسبة *TKN/COD*: (متوازنة) عند تساوي نسب التدوير			0.104	0.132	0.119	0.148
النيتريت في المياه الخارجة عند في الحد الأمثل لنسبة التدوير في المفاعل الهوائي كغائب الأكسجين	$N_{ne,aopt}$	mgN/l	8.1	11.3	6.0	8.1
TKN في المياه الخارجة	N_{te}	mgN/l	4.3	3.6	3.9	3.0
إجمالي N في المياه الخارجة		mgN/l	12.4	14.9	9.9	11.1
النسبة المئوية لإزالة النيتروجين			84.1	84.9	81.5	83.3
الطلب على الأكسجين لعملية النيترة	FO_n	kgO_2/d	3,894	5,411	2,884	3,862
الأكسجين المعاد خلال إزالة النيترة	FO_d	kgO_2/d	2,089	2,902	1,547	2,072
صافي إجمالي الطلب على الأكسجين	FO_{td}	kgO_2/d	8,485	9,346	5,648	6,204

لتركيز النيترات في المياه الخارجة N_{aeopt}. على سبيل المثال، بالنسبة لمياه الصرف الصحي المترسبة عند ١٤°م:

A = 2/2.86 = 0.70

B = 39.6 - 40.1 + {(1 + 1)2 + 1 1}/2.86
= + 1.52

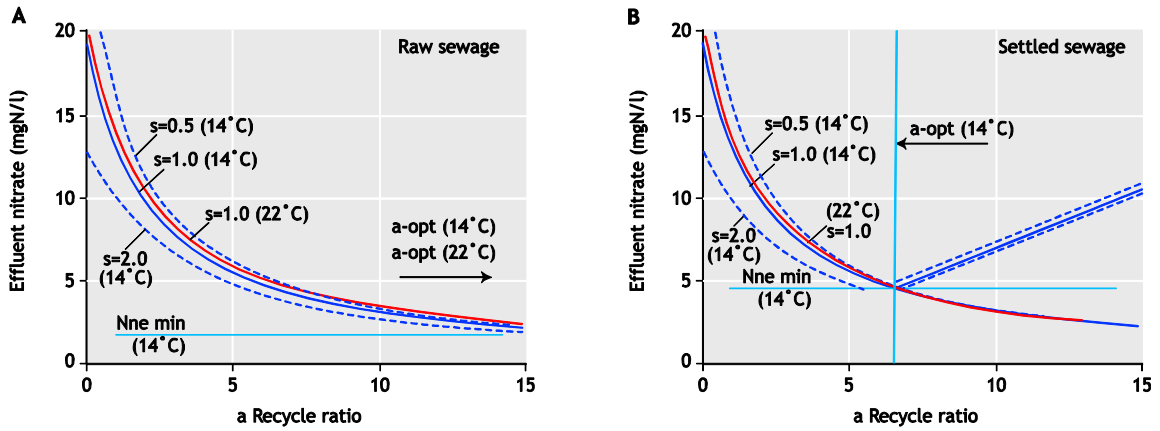
C = (1 + 1)(40.1 - 1 1/2.86) - 1 39.6
= + 39.61

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

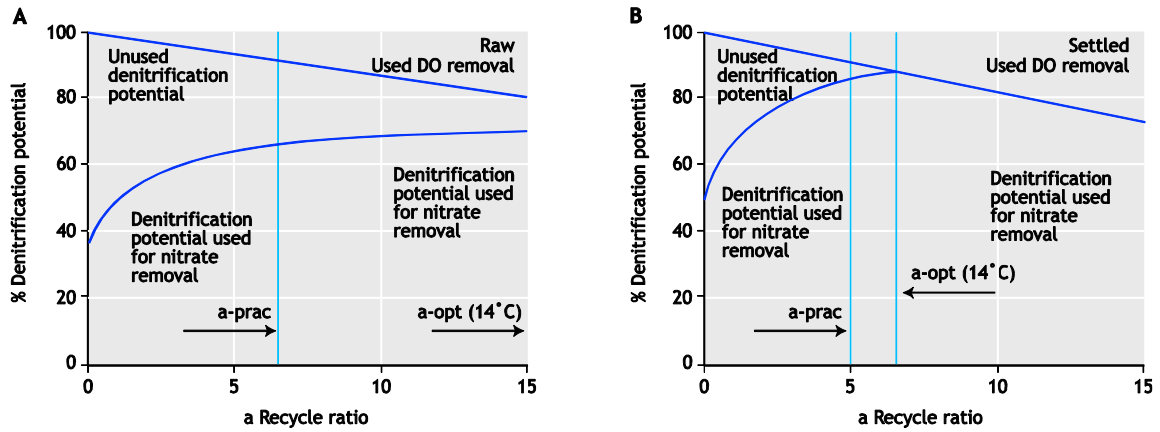
هنا، a_{opt} = ٦,٥ وN_{nemin} = ٤,٧ مجم N/ ل. والنتائج المذكورة، بالإضافة إلى تلك الخاصة بمثال مياه الصرف الصحي الخام والمترسبة عند ١٤°م و ٢٢°م. موضوعة في جدول ٥-٧.

والنتائج في جدول ٥-٧ تظهر أنه لجميع الحالات الأربعة، يتعدى a_{opt} ٥. وبرغم أن العمليات الحسابية تتضمن صرف DO إلى المفاعل غائب الأكسجين، نجد أن نسب التدوير فوق ٥ إلى ٦ لا تكون اقتصادية. والنقص الصغير في N_{ne} الذي يتم الحصول عليه حتى في حالة الزيادة الكبيرة لمعدل التدوير فوق حوالي ٥ : ١ لا يبرر تكاليف الضخ الإضافية.

هذا مبين عمليًا في شكل ٥-١٦ والذي يظهر N_{ne} مقابل نسبة تدوير لمثال المياه الخام (شكل ٥-١٦ أ) والمترسبة (شكل ٥-١٦ ب) عند درجة ١٤°م و ٢٢°م مرسومة بيانيًا من معادلتي 5.57، 5.58. وبالنسبة للمياه المترسبة (شكل ٥-١٦ ب) عند ١٤°م و s = ١:١، بالنسبة إلى a_{opt} > a، نجد المفاعل غائب الأكسجين ناقص التحميل بالنيترات و DO، وكلما زاد تدوير a حتى a_{opt}، يزيد أيضًا الحمل المكافئ للنيترات تجاه جهد إزالة النيترة للمفاعل غائب الأكسجين . ومبدئيًا، ينقص N_{ne} بحدة للزيادة في a، ولكن كلما زاد a أيضًا يصبح النقص في N_{ne} أقل. وعند ١٤°م مع a_{opt} = ٦,٥، يتم تحميل المفاعل غائب الأكسجين إلى حد جهده لإزالة النيترة بواسطة تدوير a و s، ويتم تحقيق N_{neaopt} = N_{nemin} = ٤,٧ مجم N/ ل. وعند A_{OPT} = A = ٦,٥، يتم استخدام أكبر نسبة من جهد إزالة النيترة للمفاعل غائب الأكسجين لعملية إزالة النيترة. لهذا ينتج



شكل ٥-١٦ تركيز الأمونيا في المياه الخارجة مقابل نسبة تدوير السائل المخلوط لمثال مياه الصرف الصحي الخام (أ) والمترسبة (ب) لنسبة تدوير التدفق السفلي ١:١ عند ١٤°م (الخط الأزرق) و ٢٢°م (الخط الأحمر) ونسبة تدوير الحمأة الزائدة من حوض الترسيب الثانوي = ٥: ١ و ٢: ١ عند ١٤°م (الخطوط المتقطعة)



شكل ٥-١٧ النسبة المئوية لجهد إزالة النيترة غير المستخدم، والمستخدم بواسطة الأكسجين الذائب في إعادة التدوير ولإزالة النيترة مقابل نسبة تدوير a لمثال مياه الصرف الصحي الخام (أ) والمترسبة (ب) لنسبة تدوير التدفق السفلي (s) ١:١ عند درجة حرارة ١٤°م.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

الحد الأدنى من تركيز النترات في المياه الخارجة (N_{neaopt}). وهذا مبين في شكل ٥-١٧ أ و شكل ٥-١٧ ب لمياه الصرف الصحي الخام والمترسبة عند ١٤°م. وبالنسبة لمياه الصرف الصحي المترسبة عند ١٤°م (شكل ٥-١٧ ب) عند a_{aopt} = ٦,٥ يكون ٨٨ % من حمل النترات المكافئ (أي N_{nemin} (s + a) = ٣٥,٢ مجم N/ ل من D_{p1} = ٤٠,١ مجم N/ ل) في صورة نيترات، ولهذا يتم استخدام ٨٨ % من جهد إزالة النيترة للمفاعل غائب الأكسجين في إزالة النيترة، و ١٢% لإزالة DO. وكلما ارتفعت نسبة التدوير، كلما كبرت نسبة جهد إزالة النيترة المستخدمة لإزالة DO. وعند ١٤°م، بالنسبة إلى a > a_{opt}، يتجاوز الحمل المكافئ للنيترات جهد إزالة النيترة وكلما زاد تدوير a يزيد N_{ne} بسبب تدفق DO الزائد إلى المفاعل غائب الأكسجين ومن معادلة 5.58 عند a = ١٥، N_{ne} = ١٠,٦ مجم N/ ل و ٢٧% من جهد إزالة النيترة يكون مطلوبًا لإزالة DO، تاركًا فقط ٧٣ % لإزالة النيترة (أشكال ٥-١٦ ب، ٥-١٧ ب).

وبالنسبة لدرجة حرارة ١٤°م، نجد في شكل ٥-١٦ رسمًا بيانيًا يوضح N_{ne} مقابل a عند نسب تدوير تدفق سفلي s ٠,٥ :١ و ٢: ١ وتبين أن a_{opt} ليست مختلفة بصورة واضحة عند نسب تدوير s مختلفة. أيضًا، عند نسب تدوير منخفضة يكون للتغير في s تأثيرًا ملموسًا على N_{ne} ولكن عند نسب تدوير عالية، حتى التغيرات الملموسة في s لا تغير N_{ne} بصورة ملموسة. هذا بسبب أنه عند a عالية، يتم تدوير معظم النيترات إلى المفاعل غائب الأكسجين بواسطة إعادة تدوير a، بحيث إن التغيرات في s لا تغير بصورة ملموسة حمل النيترات على المفاعل غائب الأكسجين. هنا، بالنسبة لمفاعل MLE، النقص في s يمكن تعويضه بالزيادة في a. هذه تسبب فرقًا قليلاً والذي يجعل التدوير يأتي بالنيترات إلى المفاعل غائب الأكسجين طالما أن هذا المفاعل محملاً بما يقترب عمليًا وبقدر الإمكان من جهده لإزالة النيترة، لجعل N_{ne} عند حده الأدنى.

وبالنسبة لمياه الصرف الصحي المترسبة عند ٢٢° وs = ١ : ١ (شكل ٥-١٦ ب)، N_{ne} مقابل a يشبه ذلك الخاص بنفس الشيء عند ١٤°م حتى a = ٦,٥. وهذا بسبب أن N_c عند ١٤°م و ٢٢°م لمثال مياه الصرف الصحي الخام والمترسبة يكون نفس الشيء تقريبًا (أي ٣٩,٩ و ٤١,٦ مجم N/ ل عند ١٤°م و ٢٢°م على الترتيب، انظر جدول ٥-٦). ومع ذلك، عند ٢٢°م يكون جهد إزالة النيترة أعلى بصورة ملموسة منه عند ١٤°م (٤٠,١ مجم N/ ل عند ١٤°م و ٥٢,٤ مجم N/ ل ٢٢°م. انظر جدول ٥-٧) بحيث إن a_{opt} أعلى يكون مطلوبًا (بمعنى ١٧,٩) عند ٢٢°م لتحميل المفاعل غائب الأكسجين لدرجة إمكانيته لإزالة النيترة عند ١٤°م. لذلك، عند ٢٢°م، مع زيادة تدوير a فوق ٦,٥، يستمر N_{ne} في النقصان حتى الوصول إلى a_{opt} = ١٧,٩. والزيادة في a من ٦,٥ إلى ١٧,٩ تخفض N_{ne} من ٤,٩ إلى ٢,١، أي ٢,٨ مجم N/ ل. هذا النقص الصغير في N_{ne} لا يستحق الزيادة الكبيرة في ضخ التكاليف المطلوبة لإنتاجها. وبالتالي ولأسباب اقتصادية، تكون نسبة تدوير a محدودة في حد أقصى عملي (a_{prac}) حوالي ٥: ١ والذي يثبت الحد الأدنى لتركيز النيترات العملي في المياه الخارجة (N_{neprac}) من نظام MLE بين ٥ و ١٠ مجم N/ ل اعتمادًا على نسبة TKN /COD في المياه الداخلة.

ومن إجراءات التصميم الموضحة حتى الآن، من الواضح أن الإجراءات تدور حول موازنة الحمل المكافئ للنيترات مع إمكانية إزالة النيترة بالاختيار المناسب لنسبة التدوير. وبالنسبة لقياسات تصميم نظام معين (عمر الحمأة، جزء الكتلة غائب الأكسجين، نسبة تدوير التدفق السفلي ... إلخ) وخصائص مياه الصرف الصحي (الحرارة، جزء COD القابل للتحلل الحيوي السريع، نسبة TKN /COD ... إلخ) يكون جهد إزالة النيترة لنظام MLE ثابتًا. ومع ثبات كل المذكور بعاليه، يتم التحكم في أداء إزالة النيترة للنظام من خلال نسبة تدوير a، ويكون هذا الأداء في وضعه الأمثل عندما تضبط نسبة تدوير a عند a_{opt} الأمثل. بالنسبة إلى a > a_{opt} سيكون الأداء أقل من الأمثل لأن الحمل المكافئ للنيترات يكون أقل من إمكانية إزالة النيترة (شكل ٥-١٧). وبالنسبة إلى a = a_{opt} يكون الأداء مثاليًا لأن الحمل المكافئ للنيترات يكون مساويًا لإمكانية إزالة النيترة، وبالنسبة إلى a < a_{opt} سيكون الأداء أقل من المثالي مرة أخرى، لأن الحمل المكافئ للنيترات الآن أكبر من إمكانية إزالة النيترة ويتم تدوير DO أكثر من اللازم إلى المفاعل غائب الأكسجين، مما يخفض إزالة النيترة (انظر أشكال ٥-١٦، ٥-١٧).

وإذا وُضع حد عملي على a عند مثلاً a_{prac} = ٥: ١ و a_{opt}. أعلى بصورة ملموسة، عندئذ لا يتم استخدام نسبة ملموسة من إمكانية إزالة نيترة المفاعل غائب الأكسجين (شكل ٥-١٧).

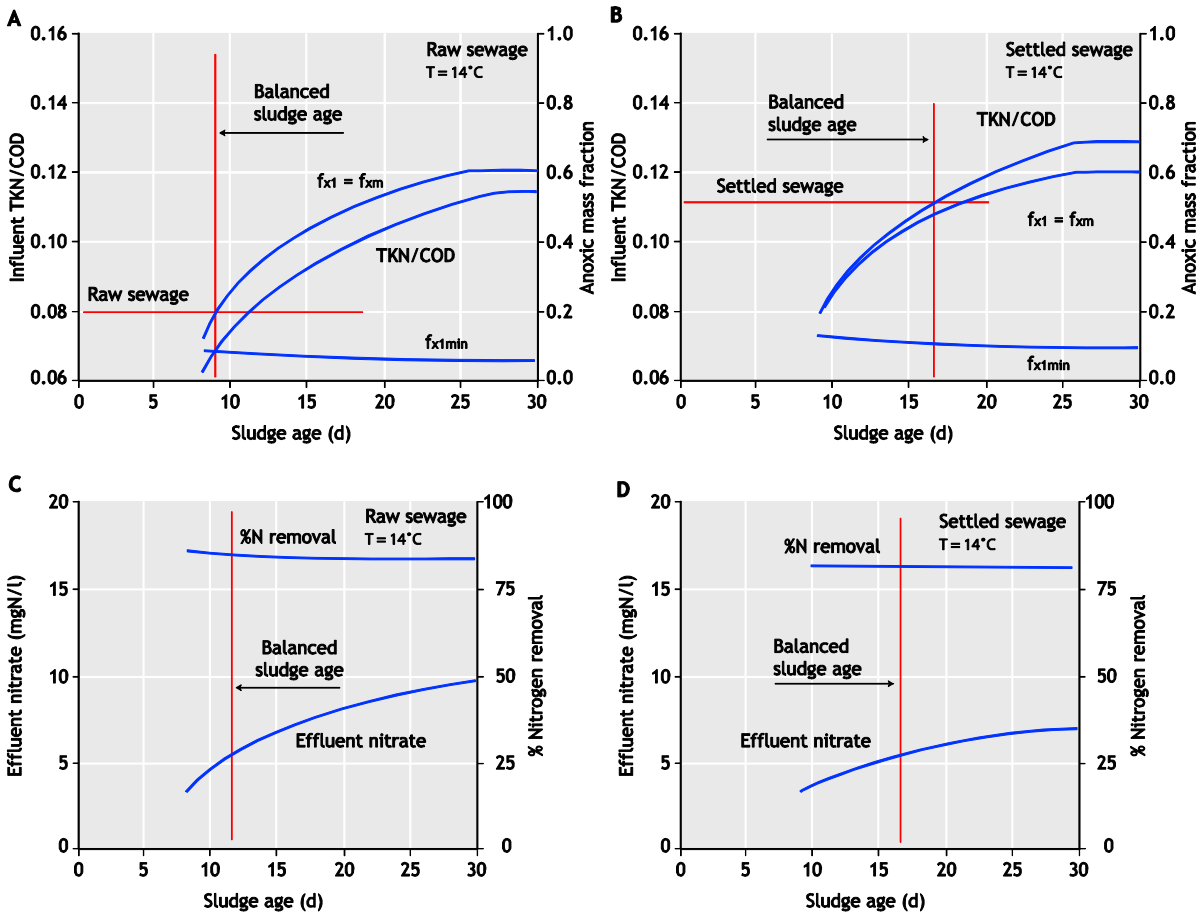
وهناك بديلان للتعامل مع هذا الجهد لإزالة النيترة غير المستخدم. (١) تغيير التصميم، أي إنقاص عمر الحمأة (SRT) و/ أو جزء كتلة الحمأة غير المهواة (f_{xm}) أو (٢) ترك النظام كما تم تصميمه، (أي SRT = ٢٠ يوم وf_{xm} = ٠,٥٣٤) والحفاظ على جهد إزالة النيترة غير المستخدم في الاحتياطي كعامل أمان ضد التغيرات في خواص

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

مياه الصرف الصحي، مثل: (i) الحمل العضوي الزائد، والذي سوف يحتاج إلى خفض في عمر الحمأة (ii) نسبة TKN /COD زائدة والتي سوف تحمل المفاعل غائب الأكسجين بالنيترات عند نسب تدوير أقل، أو (iii) جزء RBCOD متناقص مما ينقص جهد إزالة النيترة للمفاعل غائب الأكسجين .

٥-٩-٣-٢ نظام MLE المتوازن

مع البديل (١) ينقص جزء كتلة الحمأة غائب الأكسجين f_{x1} للتخلص من جهد إزالة النيترة غير المستخدم. ويزيد النقص في f_{x1} من جزء الكتلة المهواة وبالتالي عامل الأمان (S_f) على عملية النيترة. وللحفاظ على نفس S_f، يمكن إنقاص عمر حمأة النظام إلى القيمة التي عندها تكون f_{x1} الأقل مساوية للحد الأقصى المسموح من جزء كتلة الحمأة غير المهواة (f_{xm}) (أي $f_{xm} = f_{x1}$) بالنسبة إلى μ_{Am20} و T_{min} مختارين. ونظام MLE بعمر حمأة (SRT) وتركيز TKN في المياه الداخلة إليه (N_{ti}) تكون فيه $f_{xm} = f_{x1}$ و $a_{prac} = a_{opt.}$ (ولنقل ٥: ١) بحيث تقوم a_{prac} هذه بتحميل المفاعل غائب الأكسجين تمامًا بجهده لإزالة النيترة، يسمى نظام MLE متوازن. وهذا المنهج لتصميم نظام MLE تم اقتراحه من جانب van Haandel *et al.* (1982)) ويوفر أكثر تصميمات مفاعلات الحمأة المنشطة اقتصادًا، أي: أقل أعمار الحمأة، وبالتالي أقل حجم للمفاعل وأعلى إزالة للنيترة مع نسبة تدوير a ثابتة عند الحد الأقصى للحد العملي. ونجد نسبة TKN /COD في المياه الداخلة، $f_{x1} = f_{xm}$، f_{xmin}، N_{ne} ونسبة % لإزالة النيتروجين (N_{rem} %) مقابل عمر الحمأة، بالنسبة لنظم MLE المتوازنة بالنسبة لمثال مياه الصرف الصحي الخام والمترسبة عند ١٤°م و ٢٢°م، مبينة جميعها في شكلي ٥-١٨ و ٥-١٩ على



شكل ٥-١٨ نسبة TKN /COD في المياه الداخلة (TKN /COD)، ونسب كتل الحمأة القصوى غير المهواة (f_{xm}) والابتدائية غائبة الأكسجين (f_{x1}) والدنيا للابتدائية غائبة الأكسجين (fx_{1min}) (أ، ب). وتركيز النيترات في المياه الخارجة والنسبة % لإزالة النيتروجين (ج، د) لنظم MLE المتوازنة، مع أعلى حد عملي لنسبة تدوير a بالنسبة لمثال المياه الخام (أ، ج) والمياه المترسبة (ب، د) عند درجة حرارة ١٤°م.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

التوالي.

وعمر الحمأة الذي يوازن نظام MLE لخواص مياه صرف صحي محددة وa_{prac} لا يمكن حسابه مباشرة. والأسهل هو حساب تركيز TKN بالمياه الداخلة لسلسلة من أعمار الحمأة واختيار عمر الحمأة الذي يتوافق مع تركيز TKN في مياه الصرف الصحي (N_{ti}). و تكون إجراءات حسابات n_{ti} لنظام MLE متوازن كما يلي: من التصميم يتم حساب f_{xm} من μ_{Am20}، T_{min} و s_f وعمر حمأة مختار بالمعادلة 5.19. وشريطة أن تكون $f_{x`min} > f_{xm}$ (معادلة 5.51)، f_{x1} توضع مساوية f_{xm}. وبمعرفة f_{x1} وخواص مياه الصرف الصحي، يتم حساب D_{p1} من معادلة 5.49. وهذه D_{p1} مع قيمة مختارة a_{prac} يتم عندئذ استبدالهما في معادلة 5.55، مما يضع الحمل المكافئ للنيترات على المفاعل غائب الأكسجين مساويًا لجهد إزالة النيترة، وبالتالي ستكون a_{opt} مساوية a_{prac} المختارة. ومع معرفة كل من D_{p1} و a، يتم حساب N_c من معادلة 5.55. وعندما تعرف N_c، يتم حساب N_{ti} من: $N_{ti} = N_{te} + N_s + N_c$ (معادلة 5.35) حيث $N_{te} = N_{ouse} + N_{ae}$ (معادلة 5.33) وN_{ae} تعطى من المعادلة (5.21) لأنه مع ثبات S_f، تكون علاقة $SRT - f_{xm}$ ثابتة. ومع معرفة N_c و N_{ti} يمكن إيجاد تركيز النيترات في المياه الخارجة N_{ne} والنسبة % لإزالة النيتروجين ($N_{rem.}$) من المعادلة 5.57 و $N_{rem} = ١٠٠ (N_{te} + N_{ne} + N_{ti})/ N_{ti}$، على الترتيب. هذه الحسابات تعاد لأعمار حمأة مختلفة وأقصر عمر حمأة مسموح به هو ذلك الذي يعطي $f_{xi} = f_{xm} = f_{x1min}$.

وفي شكل ٥–١٨ عند ١٤°م، لمياه الصرف الصحي الخام (شكل ٥–١٨ أ، ج) يمكن ملاحظة أن ($f_{xm} =$) f_{x1} تزيد من حوالي ٠,٠٩ عند عمر حمأة ٨ أيام، والذي عنده تكون f_{xm} أكبر من f_{x1min} إلى ٠,٦٠ عند عمر حمأة ٢٦ يومًا، والذي عنده f_{xm} تساوي الحد الأعلى الموضوع لها. وكلما زادت f_{x1} بحيث تزيد نسبة TKN /COD في المياه الخارجة من ٠,٠٦١ عند عمر حمأة ٨ أيام إلى ٠,١١٥ عند عمر حمأة ٢٦ يومًا. ومع الزيادة في نسبة TKN /COD، تزيد قدرة إزالة النيترة (N_c) وبالتالي N_{ne} تزيد من حوالي ٣,٢ مجم N/ ل عند عمر حمأة ٨ أيام إلى ٩,٣ مجم N/ ل عند عمر حمأة ٢٦ يومًا لأن نسب تدوير s و a تبقى عند ٥: ١ و ١: ١ على الترتيب (انظر معادلة 5.58). والنسبة % لإزالة النيتروجين، والتي تشمل N المزال عبر فائض الحمأة (N_s)، ينقص هامشيًا من ٨٥ إلى ٨٢% مع زيادة TKN /COD في المياه الداخلة وزيادة عمر الحمأة بالنسبة لنظام MLE المتوازن.

وبالنسبة لمياه الصرف الصحي المترسبة، عند ١٤°م (شكل ٥–١٨ ب، د) تكون نتائج نسبة TKN /COD في المياه الداخلة، f_{x1} و f_{x1min} مشابهة لتلك الخاصة بمياه الصرف الصحي الخام، أي أنه بالنسبة لنفس عمر الحمأة تقريبًا تحسب نفس نسبة TKN /COD لنظام MLE المتوازن. وبالنسبة لمياه الصرف الصحي المترسبة تكون N_{ne} أقل قليلاً، بزيادة من ٣,٢ إلى ٦,٧ مجم N/ ل من ٨ أيام إلى ٢٦ يوم عمر حمأة، كذلك النسبة % لإزالة N تكون لحد ما أقل، حوالي ٧٨ % في الغالب بسبب إزالة النيتروجين الأقل عبر فائض الحمأة N_s. ومع هذا فيجب أن نتذكر أن نسبة TKN /COD وجزء RBCOD لمياه الصرف الصحي المترسبة تكون أكثر من مثيلاتها في مياه الصرف الصحي الخام التي تنتج منها، أي: نسبة COD/ TKN ٠,١١٣ و ٠,٠٨٠ مجم COD/ مجم N، وجزء RBCOD ($f_{sb's}$) ٠,٢٥ و ٠,٣٨٥ لمثال مياه الصرف الصحي المترسبة والخام، على الترتيب. لهذا، عند ١٤°م، بينما يمكن أن تعالج مياه الصرف الصحي الخام في نظام MLE متوازن عند عمر حمأة حوالي ١١ يومًا (شكل ٥–١٨ أ) يكون عمر الحمأة لمياه الصرف الصحي المترسبة في نظام MLE متوازنًا حوالي ١٧ يومًا (شكل ٥–١٨ ب). وهناك مقارنة بين نظم MLE متوازنة لمثال مياه الصرف الصحي الخام والمترسبة في جدول ٥–٨.

ومن جدول ٥–٨ يمكن ملاحظة أن N_{ne} تكون أعلى بما يقل عن ١ مجم N/ ل في مياه الصرف الصحي المترسبة ولكن حجم المفاعل والطلب على الأكسجين أقل بوضوح مقارنةً بمياه الصرف الصحي الخام. لهذا، من وجهة نظر نظام حمأة منشطة، فإن معالجة مياه الصرف الصحي المترسبة يمكن أن تكون أكثر اقتصادًا من معالجة مياه الصرف الصحي الخام بالنسبة لنوعية مياه خارجة تقبل المقارنة. وأيضًا، كلا النظامين يحتاج معالجة الحمأة، بالنسبة لمياه الصرف الصحي الخام لأن عمر حمأة ١١ يومًا لفائض الحمأة لا يكون مستقرًا (جزء نشط عالي، f_{at}) وبالنسبة لمياه الصرف الصحي المترسبة تحتاج الحمأة الابتدائية لأن تستقر. والحمأة الزائدة عند عمر حمأة ١١ يومًا يمكن أن تستقر بالهضم غائب الأكسجين – الهوائي والذي يسمح للنيتروجين الذي ينطلق في عملية الهضم بأن تتم نيترته وتزال نيترته (Brink *et al.*,2007 ، Warner *et al.*,1986) والحمأة الابتدائية يمكن أن تهضم لاهوائيًا لتفيد من توليد الغاز. ولذلك فاختيار معالجة مياه صرف صحي خام أو المترسبة لا يعتمد كثيرًا على نوعية المياه الخارجة أو اقتصاديات نظام الحمأة المنشطة نفسه، ولكن على إجمالي الجوانب الاقتصادية لمحطة معالجة مياه الصرف الصحي، شاملاً معالجة الحمأة. ولأن الحد الأدنى لدرجة حرارة مياه الصرف الصحي (T_{min}) تحكم تصميم نظام الحمأة المنشطة (ومعالجة الحمأة) تكون نتائج نظام MLE المتوازن لدرجة حرارة ٢٢°م غير مرتبطة،

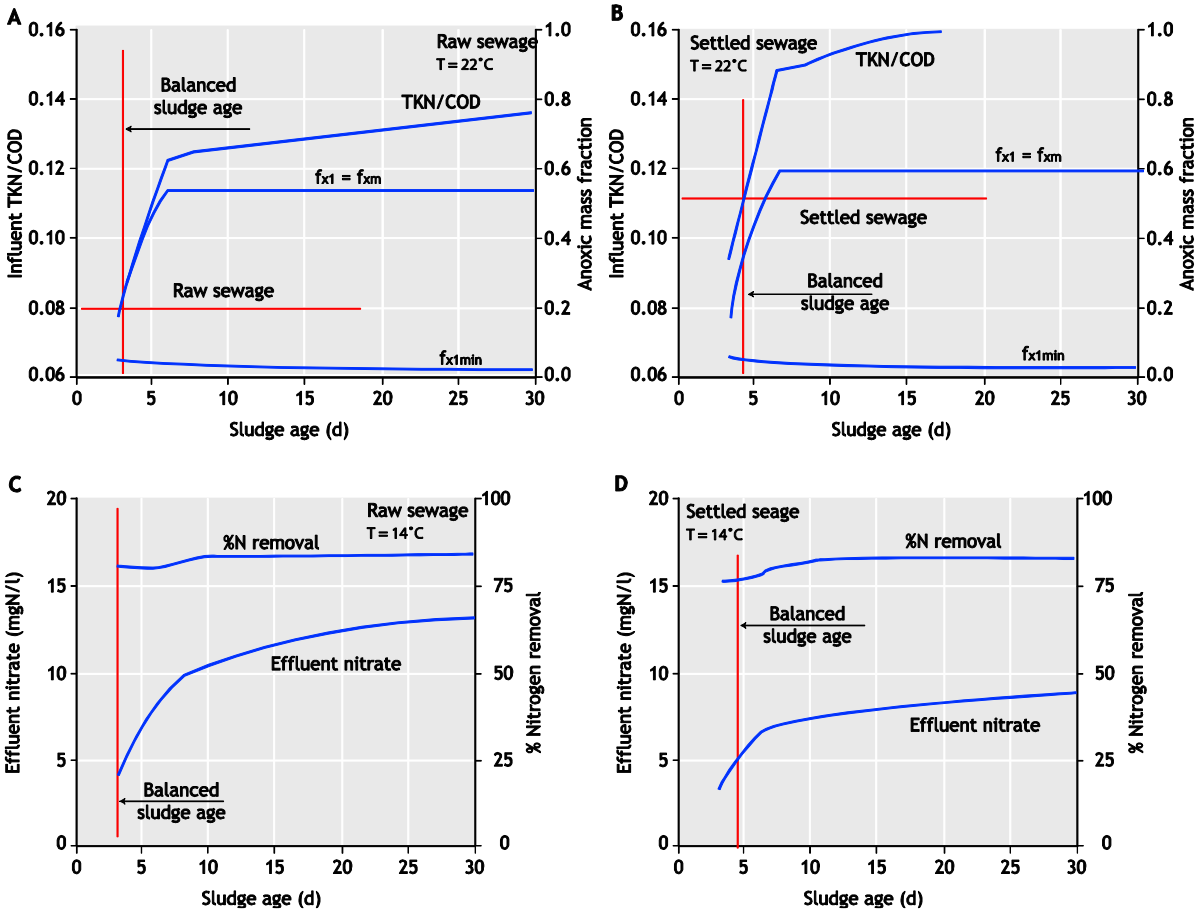
Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

تحديدًا، بمناطق المناخ المعتدل. ومع ذلك، في المناطق الاستوائية والمدارية حيث أصبحت معالجة مياه الصرف الصحي أمرًا تتزايد أهميته، يلاحظ ارتفاع درجات حرارة مياه الصرف الصحي. ولهذا السبب وأيضًا لأغراض البيان العملي، يتم عرض نتائج MLE المتوازن بالنسبة لمياه الصرف الصحي الخام والمترسبة في شكل ٥-١٩.

وبالمقارنة مع ١٤°م، يتم الوصول إلى الحد الأعلى f_{xm} = ٠,٦٠ عند عمر حمأة ٧ أيام و ٢٢°م ونسب TKN /COD في المياه الداخلة عالية بصورة ملموسة، ويمكن المعالجة في أعمار حمأة متساوية وينتج عن هذه النسب العالية TKN /COD قيمًا أعلى من N_{ne} والتي ترتبط في مياه الصرف الصحي الخام من ٣ إلى ١٣ مجم N/ ل وفي مياه الصرف المترسبة من ٣ إلى ٩ مجم N/ ل بالنسبة للزيادة في عمر الحمأة من ٤ إلى ٣٠ يومًا. وإن كانت T_{min} ٢٢°م، يمكن معالجة مثال مياه الصرف الصحي الخام والمترسبة عند عمر حمأة ٣ و ٤ أيام، على الترتيب، منتجًا ذلك N_{ne} ٥ و ٦,٥ مجم N/ ل على الترتيب، أيضًا. هذا يدعم الاستنتاج الوارد في جزء ٥-٨-١ بأنه في المناخ الاستوائي والمداري يكون محتملاً جدًا أن محطات الحمأة المنشطة ستقوم بالنيترة حتى في أعمار حمأة قصيرة جدًا (١-٢ يوم) ولهذا يكون التصميم لإزالة النيترة لأسباب تشغيلية وليس لأسباب نوعية المياه الخارجة المطلوبة.

٥-٩-٣-٣ تأثير نسبة TKN /COD في المياه الداخلة

عندما يحتفظ بجهد إزالة النيترة غير المستخدم في المفاعل غائب الأكسجين كعامل أمان (البديل ٢)، لا يتغير عمر الحمأة أو جزء



٥-١٩ نسبة TKN /COD في المياه الداخلة (TKN /COD)، ونسب كتل الحمأة القصوى غير المهواة (f_{xm}) والابتدائية غائبة الأكسجين (f_{x1}) والدنيا للابتدائية غائبة الأكسجين (f_{min}) (أ، ب). وتركيز النيتروجين في المياه الخارجة والنسبة % لإزالة النيتروجين (ج، د) لنظم MLE المتوازنة عند الحد الاعلى للتدوير a : ١ لنسبة تدوير a لمثال مياه الصرف الصحي الخام (أ، ج) والمترسبة (ب، د) عند ٢٢°م.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

الكتلة غير المهواة (غائبة الأكسجين). ولهذا الوضع، يكون مفيدًا أن يكون لدينا تحليل حساسية لملاحظة تأثير تغيير نسبة TKN /COD في المياه الداخلة وجزء RBCOD على نسبة تدوير a وتركيز النيترات في المياه الخارجة. واستمرارًا في تصميم مثال مياه الصرف الصحي الخام والمترسبة لعمر حمأة ثابت عند ٢٠ يوم وجزء كتلة غير مهواة (غائبة الأكسجين) ٠,٥٤٣، هناك رسم بياني لنسبة تدوير a المثلى (a_{opt}) والحد الأدنى لتركيز النيترات في المياه الخارجة (N_{neaopt}) لنسب تدوير التدفق السفلي s ٠,٥ ، ١,٠ و ٢ مقابل نسب TKN /COD في المياه الداخلة من ٠,٠٦ حتى ٠,١٦ في الشكل ٥-٢٠ بالنسبة لمياه الصرف الصحي الخام (أ و ج) والمترسبة (ب و د) عند درجة حرارة ١٤°م (أ و ب) و ٢٢°م (ج و د).

ومن الشكل ٥-٢٠ يمكن ملاحظة أن TKN /COD في المياه الداخلة يزيد وبالتالي ينقص a_{opt} ويزيد N_{neaopt}. وتعطي خطوط N_{neaopt}.a_{opt} في شكل ٥-٢٠ أداء إزالة النيترة في النظام عندما يكون جهد إزالة النيترة في المفاعل غائب الأكسجين مستخدما بصورة كاملة أي أن أداء إزالة النيترة للنظام مساوٍ لجهده لإزالة النيترة وأن تركيز النيترات أقل ما يمكن. أيضًا الزيادة الكبيرة في نسبة تدوير التدفق السفلي الفائض s (أي من ٠,٥٠ : ١ إلى ١,٠ : ١ أو ١,٠ : ١ إلى ٢,٠ : ١) يقلل من a_{opt} ولكنها لا تغير N_{neaopt} لأن DO في تدوير a و s لا يختلف كثيرًا في تأثيره على المفاعل غائب الأكسجين. ولهذا فالأهمية ضئيلة في شأن أي تدوير تدفق يأتي بحمل النيترات إلى المفاعل غائب الأكسجين. وطالما أن المفاعل غائب الأكسجين محمل تقريبًا إلى حد جهده لإزالة النيترة، سيتم الحصول على نفس الحد الأدنى من تركيز النيترات في المياه الخارجة (N_{neaopt}) عند a_{opt}. لهذا فإن خطوط a_{opt}-N_{neaopt} تعطينا أداء إزالة النيترة للنظام عندما يكون جهد إزالة النيترة للمفاعل غائب الأكسجين مستخدمًا بصورة كاملة (شكل ٥-١٧ ب) أي أن أداء النظام في إزالة النيترة يكون مساويًا لجهده. ولا يكون أداء أفضل لإزالة النيترة ممكنًا – فإزالة النيترة محدودة حركيًا والكتلة الحيوية (وكذلك النظام) يبذلان أفضل جهد ممكن (بالنسبة إلى معدل إزالة النيترة K_2 المحدد).

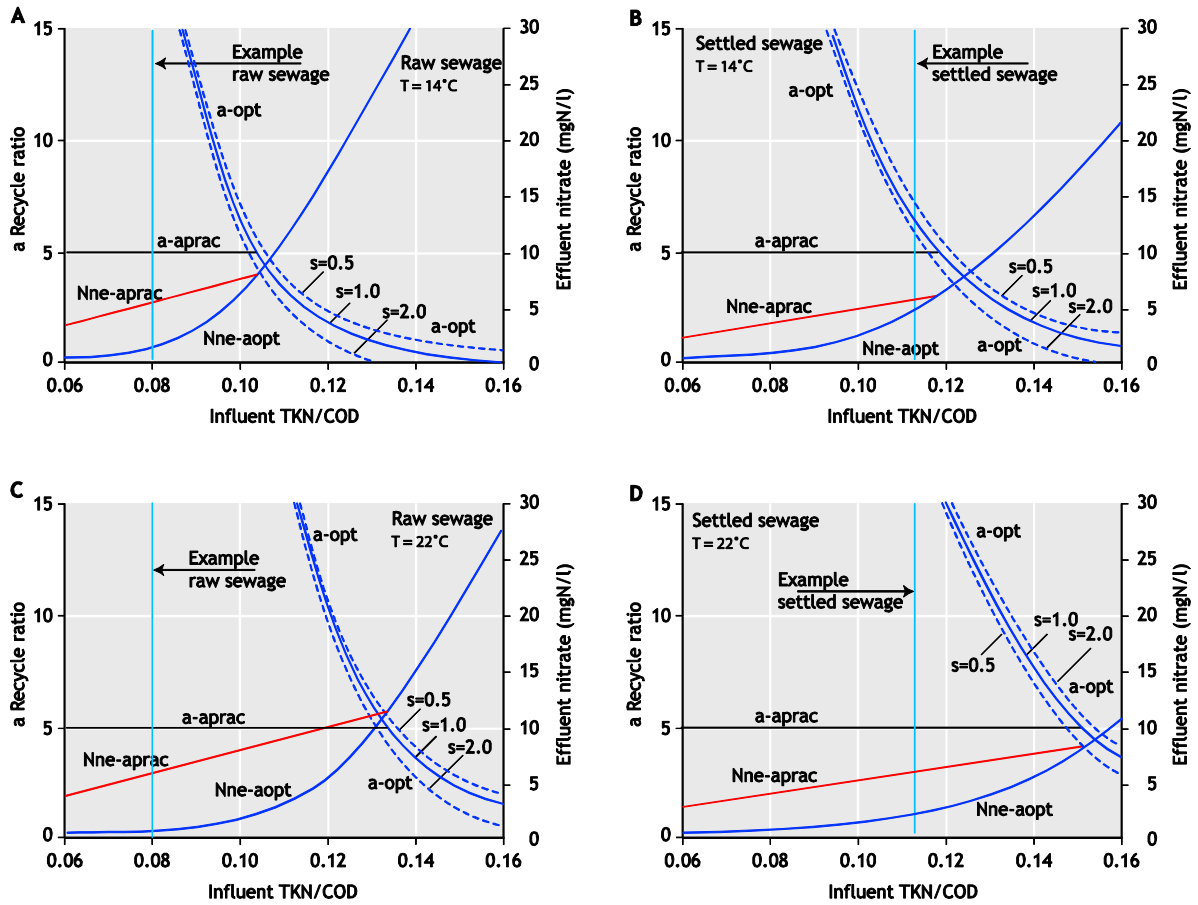
جدول ٥-٨ مقارنة بين نظم **MLE** المتوازن التي تعالج مثال مياه الصرف الصحي الخام والمترسبة عند ١٤°م

المقياس	الرمز	الوحدة	مياه الصرف الصحي الخام	مياه الصرف الصحي المترسبة
نسبة TKN /COD في المياه الداخلة			0.080	0.113
جزء RBCOD في المياه الداخلة	$f_{Sb's}$		0.25	0.385
جزء الكتلة غير المهواة	f_{xm}		0.306	0.485
جزء الكتلة غائبة الأكسجين	f_{x1}		0.306	0.485
الحد الأدنى لجزء الكتلة غائبة الأكسجين	f_{x1min}		0.079	0.108
نسبة تدوير a ($a_{prac} = a_{opt}$)	a		5:1	5:1
عمر الحمأة	SRT	d	11	17
النيترات في المياه الخارجة	N_{ne}	mgN/l	5.1	5.7
TKN في المياه الخارجة	N_{te}	mgN/l	4.3	4.1
إجمالي نيتروجين المياه الخارجة (N_{ne}+N_{te})		mgN/l	9.4	9.8
حجم المفاعل عند ٤,٥ جم TSS/ ل		m^3	9,484	5,264
الطلب على الأكسجين الكربوني	FO_c	kgO_2/d	6,156	4,251
الطلب على الأكسجين للنيترة	FO_n	kgO_2/d	2,492	2,685
الأكسجين المستعاد	FO_d	kgO_2/d	1,327	1,437
إجمالي الطلب على الأكسجين	FO_{td}	kgO_2/d	7,321	5,499
النسبة % لإزالة النيتروجين			84.3	80.9
كتلة TSS الزائدة	FX_t		3,880	1,394
الجزء النشط فيما يخص TSS	f_{at}		0.316	0.414

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

من المعادلة 5.57 يتم بيان أداء إزالة النيترة للنظام مع تزايد نسبة TKN /COD في المياه الداخلة عند التشغيل بنسبة تدوير ثابتة عملية a (a_{prac}) ٥ : ١ ومبين أيضا في شكل ٥–٢٠ كخطوط a_{prac} و $N_{neaprac}$. ويمكن ملاحظة أن $N_{neapeac}$ تزيد طرديًا مع الزيادة في نسبة TKN /COD للمياه الداخلة. وبالنسبة للنسب المنخفضة في TKN /COD للمياه الداخلة، a_{prac} تكون منخفضة بصورة كبيرة عن a_{opt} ويكون أداء النظام في إزالة النيترة منخفضًا عن جهده لإزالة النيترة. وهذا يكون واضحًا من كون $N_{neaprac}$ أكبر من N_{neaopt}. وكلما زادت نسبة TKN /COD، يقل a_{opt} حتى $a_{opt} = a_{prac}$ = ٥,٠ : ١ وبالنسبة لمياه الصرف الصحي الخام عند ١٤°م (شكل ٥–٢٠ أ) يحدث ذلك عند نسبة TKN /COD في المياه الداخلة ٠,١٠٤ وهذه هي نسبة TKN /COD في المياه الداخلة التي توازن نظام MLE بالنسبة لشروط التصميم المختارة، أي: ٢٠ يوم عمر حمأة، f_{xm} = ٠,٥٣٤ و a_{prac} = ٥ : ١ بالنسبة لمثال مياه الصرف الصحي الخام عند ١٤°م. وبالنسبة لنسب TKN /COD في المياه الداخلة > ٠,١٠٤، يجب وضع نسب تدوير a عند a_{opt}، والتي تستخدم بصورة كاملة جهد إزالة النيترة للمفاعل غائب الأكسجين وتكون الآن أقل من a_{prac} = ٥ : ١. لذلك فبالنسبة إلى a_{prac} موضوعة عند ٥ : ١، يستخدم جهد إزالة النيترة للمفاعل غائب الأكسجين بصورة كاملة فقط عندما تكون نسبة TKN /COD < ٠,١٠٤.

ونفس هذا الاستنتاج يمكن التوصل إليه من شكل ٥–١٨ أ عند عمر حمأة ٢٠ يومًا، أي: f_{xm} = ٠,٥٣٤ ونسبة TKN /COD =



شكل ٥–٢٠ الحد الأعلى الأمثل (a_{opt}) والعملي (a_{prac}5:1) لنسب التدوير (الخطوط المتصلة) وتركيز النيترات في المياه الخارجة عند a_{opt} (N_{neaopt}) بالخط الأزرق) و a_{prac} (N_{neaopt}) بالخط الأحمر)، مقابل نسبة TKN /COD في المياه الخارجة عند نسبة دوران تدفق سفلي (s) ١:١ بالنسبة لمثال مياه الصرف الصحي الخام (أ و ج) والمترسبة (ب و د) عند ١٤°م (أ و ب) و ٢٢°م (ج و د). والنسبة الأمثل لتدوير a (a_{opt}) في نسب تدوير تدفق سفلي زائدة ٥ : ١ و ٢ : ١ مبينة أيضًا (الخطوط المتقطعة)

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

٠,١٠٤ لذلك، لنسب TKN /COD بالمياه الداخلة < ٠,١٠٤، بينما $a_{prac} > a_{opt}$، يكون أداء النظام لإزالة النيترة أقل من جهده لإزالة النيترة لأن جهد إزالة النيترة للمفاعل غائب الأكسجين ليس هو المستخدم. وعند زيادة نسبة TKN /COD فوق القيمة التي توازن نظام MLE، تكون $a_{opt} > a_{prac}$ ويجب أن توضع a عند a_{opt} لتحقيق أقل تركيز نيترات في المياه الخارجة (N_{neaopt}). وبالنسبة لهذه النسب TKN /COD في المياه الداخلة، يتم الاستخدام الكامل لجهد إزالة النيترة للمفاعل غائب الأكسجين، ويتم تحديد أداء إزالة النيترة للنظام بواسطة خطوط N_{neaopt} - a_{opt}.

وشكل ٥-٢٠ له فائدته، لأنه يربط أداء إزالة النيترة للنظام (خطوط $N_{neaprac}$ – a_{prac}) وجهد إزالة النيترة (خطوط N_{neaopt} – a_{opt}) في نفس المخطط، مع زيادة نسبة TKN /COD بالمياه الداخلة لمياه صرف صحي محددة وتصميم نظام محدد (SRT = ٢٠ يوم و f_{xm} = ٠,٥٣٤) ونقطة تقاطع المستقيم $N_{neaprac}$ والخط المنحنى N_{neaopt}، أي أنه عند a_{opt} = ٥ : ١، نحصل على نسبة TKN /COD في المياه الداخلة بالنسبة لنظام MLE متوازن وذلك عند a_{prac} مختارة = ٥ : ١. وأداء النظام عند نسب TKN /COD التي تحقق التوازن للنظام عند عمر حمأة ٢٠ يومًا وf_{xm} = ٠,٥٣٤ عند ١٤°م و ٢٢°م لمثال مياه الصرف الصحي الخام والمترسبة معطاة في جدول ٥-٧.

ومن جدول ٥-٧ وشكل ٥-٢٠ أ، بالنسبة لمياه الصرف الصحي الخام عند ١٤°م، يمكن لنظام MLE (عند عمر حمأة ٢٠ يومًا وf_{xm} = ٠,٥٣٤) بنسبة تدوير a = ٥ : ١، أن يحافظ على تركيز نيترات في المياه الخارجة تحت ٨,١ (إجمالي N ١٢,٤ مجم N/ ل لنسب TKN /COD في المياه الداخلة تحت ٠,١٠٤) (N_{ti} = ٧٨,٠ مجم N/ ل). ومع مياه صرف صحي مترسبة عند ١٤°م (شكل ٥-٢٠ ب) يمكن لنظام MLE عند ١٤°م مع a = ٥ : ١ أن يحافظ على تركيزات في المياه الخارجة تحت ١١,٣ (إجمالي N ١٤,٩ مجم N/ ل بالنسبة إلى نسب TKN /COD في المياه الداخلة حتى ٠,١٣٢ (N_{ti} = ٥٩,٤ مجم N/ ل) ومثل ذلك، من الأشكال ٥-٢٠ ج و د، مع مياه الصرف الصحي الخام ومترسبة عند ٢٢°م، يمكن لنظام MLE مع a = ٥ : ١ أن يحافظ على تركيزات نيترات في المياه الخارجة تحت ٦,٠ و ٨,١ مجم N/ ل (إجمالي N ٩,٩ و ١١,١ مجم N/ ل) بالنسبة لتركيزات TKN /COD في المياه الداخلة حتى ٠,١١٩ (N_{ti} = ٨٩,٣ مجم N/ ل) و ٠,١٨٤ (N_{ti} = ٦٦,٦ مجم/ ل). هذه النتائج تبين أن نظام MLE الذي يعالج مياه الصرف الصحي المترسبة يعطي N_{ne} منخفضة (بمقدار ٢-٣ مجم N/ ل) عن تلك الخاصة بمعالجة مياه الصرف الصحي الخام وعند نسب TKN /COD في المياه الداخلة أعلى بصورة واضحة. ومع ذلك فيجب ملاحظة أن: (i) تركيزات TKN في المياه الداخلة (التي ذكرت بالأعلى) في مياه الصرف الصحي الخام تكون أعلى بوضوح من تلك الخاصة بالمياه المترسبة (ii) قد تنتج مياه صرف صحي مترسبة بنسبة TKN /COD ٠,١٢٩ (١٤°م) أو ٠,١٤٨ (٢٢°م) من مياه صرف صحي خام لها نسبة أقل كثيرًا من TKN /COD عن ٠,١٠٤ (١٤°م) و ٠,١٣٢ (٢٢°م).

٥-٩-٣-٤ الشكل البياني لحساسية MLE:

في شكل ٥-٢٠، يرتبط أداء إزالة النيترة للنظام عند a_{prac} مختارة = ٥ بإمكانية إزالة النيترة للنظم عند a = a_{opt} بالنسبة لنسب مختلفة من TKN /COD في المياه الداخلة وقيمة وحيدة لجزء RBCOD في المياه الداخلة. وهذا الشكل التخطيطي لحساسية نسبة TKN /COD في المياه الداخلة يمكن مده بإضافة خطوط N_{neaopt} للأجزاء الأخرى من RBCOD للمياه الداخلة. إن تحليلاً لحساسية النظام عند مرحلة التصميم يعد أمرًا مفيدًا لتقييم أداء إزالة النيترة عند نسب COD/ TKN مختلفة في المياه الداخلة وأجزاء RBCOD. وهاتين الخاصيتين لمياه الصرف الصحي يمكن اختلافهما بصورة واضحة خلال مراحل عمر المحطة ولها تأثير رئيس على أداء النظام في إزالة النيتروجين.

وجهد إزالة النيترة وأداء النظام يرتبطان في مختلف نسب COD/ TKN بالمياه الداخلة وجزء RBCOD في شكل ٥-٢١. وبالنسبة للمقاييس الثابتة لتصميم النظام (أي: SRT = ٢٠ يومًا، f_{xdm} = f_{xm} = ٠,٥٣٤ ، s = ١,٠) تعطى الخطوط المنحنية (أزرق داكن) N_{neaopt} عندما يكون المفاعل غائب الأكسجين محملاً لدرجة جهده لإزالة النيترة، أي: N_{ne} بالنسبة إلى a_{opt} = a فيما يخص نسب مختلفة TKN /COD من ٠,٠٦ إلى ٠,١٦ وأجزاء RBCOD من ٠,١٠ إلى ٠,٣٥، بالنسبة لمثال مياه الصرف الصحي الخام والمترسبة عند ١٤°م (شكل ٥-٢١ أ ، ب) و ٢٢°م (شكل ٥-٢١ ج ، د). وتعطي نفس خطوط N_{neaopt} في أشكال ٥-٢٠ أ ، ج لجزء RBCOD لمياه الصرف الصحي الخام ($f_{sb's}$) = ٠,٢٥. هذه الخطوط N_{neaopt} محسوبة من معادلتي 5.56 و 5.57. والخطوط المستقيمة في شكل ٥-٢١ تعطي $N_{neapeac}$ بالنسبة لنسب تدوير a ثابتة عند قيم مبينة في قيم تتراوح من ٠,٠ : ١ إلى 10 : ١. هذه الخطوط المستقيمة $N_{neaprac}$ تعطي أداء النظام لبعض نسب تدوير a المختارة ويتم حسابها بمساعدة معادلة 5.57 من قيمة قدرة إزالة النيترة

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

عند نسبة TKN /COD معطاة، ونسبة تدوير s ثابتة عند ١,٠ : ١ ونسبة تدوير a المختارة.

وخطوط $N_{neaprac}$ بالنسبة إلى a_{prac} = a ٥ : ١ هي نفسها مثل الخطوط المتقطعة في شكل ٥–٢٠. وعند نقط التقاطع للخط المستقيم $N_{neaprac}$ والخط المنحنى N_{neaopt}، يكون أداء النظام مساويًا لجهد إزالة النيترة ويمثل تصميمات MLE متوازنة، أي أن $a_{opt} = a_{prac}$. على سبيل المثال، بالنسبة لمياه الصرف الصحي الخام عند ١٤°م، عند a = ٥,٠ : ١ و $f_{sb's}$ = ٠,٢٥، تحتاج نسبة TKN /COD لأن تكون ٠,١٠٤ لتعطي تصميمًا مثاليًا، أي : a_{opt} = ٥ : ١ وعند هذه النسبة في TKN /COD، N_{ne} = ٨,١ مجم N/ ل. وهذه هي نسبة TKN /COD التي توازن نظام MLE عند عمر حمأة SRT = ٢٠ يومًا و f_{xm} = ٠,٥٣٤ (انظر شكل ٥–١٨ أ ، ج).

وبالنسبة إلى نسب TKN /COD < ٠,١٠٤، يزيد a_{opt} فوق ٥ : ١ ، ولكن إذا تم الحفاظ على a عند ٥ : ١ (أي أن a_{prac} = a = ٥ : ١)، عندئذ N_{ne} مقابل نسبة TKN /COD تعطي من الخط المستقيم $N_{neaprac}$ للقيمة المعطاة a = ٥ : ١. وبالنسبة إلى نسب TKN /COD < ٠,١٠٤، ينقص a_{opt} تحت ٥ : ١ و N_{ne} مقابل نسبة TKN /COD تعطي من الخط المنحني N_{neaopt} (الأزرق الداكن). وتعطى قيمة a_{opt} عند نسبة TKN /COD محددة من قيمة نسبة تدوير a عند نقطة التقاطع بين الخط الرأسي لنسبة TKN /COD في المياه الداخلة والخط المنحنى N_{neaopt}، مثل مثال مياه الصرف الصحي الخام. (f_{bs} = ٠,٢٥) عند درجة حرارة ١٤°م (شكل ٥–٢١ أ) عند نسبة TKN /COD قيمتها ٠,١٢، a_{opt} = ٢ : ١ وتكون N_{ne} ١٦,٠ مجم N/ ل.

وفائدة شكل ٥–٢١ هي أنه يعطي تقييمًا لأداء نظام MLE عند عمر حمأة محدد وجزء كتلة غائبة الأكسجين لنسب مختلفة لكل من TKN /COD في المياه الداخلة وجزء RBCOD بها، وعمل حساب حد أعلى لنسبة تدوير a_{opt} = a. وبالنسبة لمثال مياه الصرف الصحي الخام عند ٢٢°م مع جزء RBCOD ($f_{sb's}$) = ٠,١٠ (شكل ٥–٢١ ج)، تحتاج نسبة TKN /COD بالمياه الداخلة لأن تكون أكثر من ٠,١١٣، بالنسبة إلى a حتى تكون < ٦,٠ : ١. وإذا كانت a مثبتة عند a_{opt} = ٦,٠ : ١ ونسبة TKN /COD < ٠,١١٣، عندئذ يكون المفاعل غائب الأكسجين ناقص التحميل بالنيترات ولا يتحقق جهد إزالة النيترة. وأداء النظام بالنسبة إلى TKN /COD < ٠,١١٣ تعطي من الخط المستقيم N_{ne} للقيمة المعطاة a = ٦ : ١.

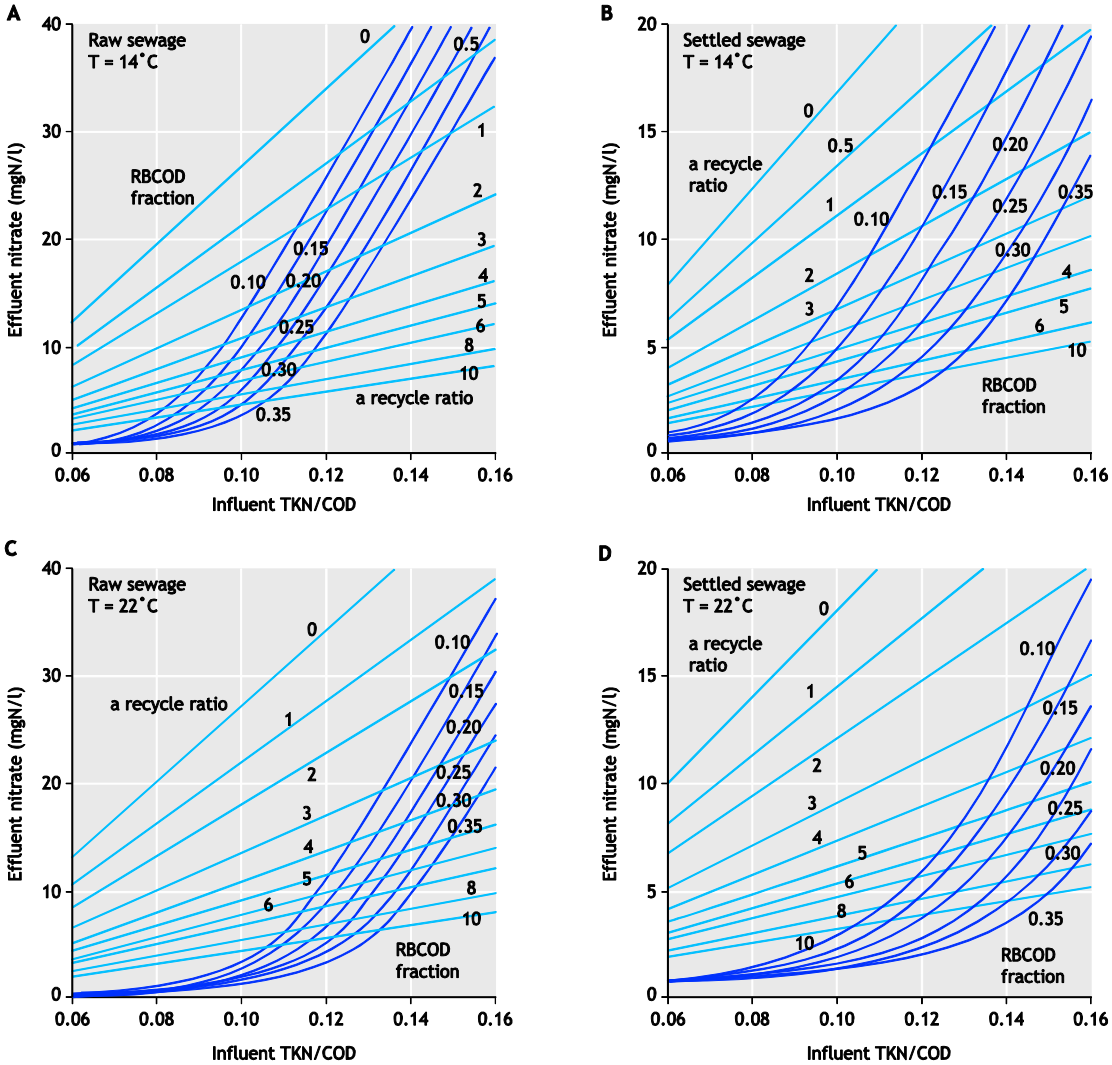
وعند TKN /COD في المياه الداخلة = ٠,١١٣، يقطع الخط المستقيم N_{ne} للقيمة المعطاة a = ٦ : ١ الخط المنحنى N_{neaopt} ، a = a_{opt} = ٦ : ١ ويكون أداء النظام مساويًا لجهد إزالة النيترة. وإذا كانت a مثبتة عند ٦ : ١ بالنسبة إلى TKN /COD > ٠,١١٣، عندئذ، يكون المفاعل غائب الأكسجين زائد التحميل بالنيترات ولا تتحقق إزالة النيترة المثلى نظرًا لحمل DO العالي بلا ضرورة على المفاعل غائب الأكسجين. (مشابهًا لذلك المبين في شكل ٥–١٦ ب بالنسبة إلى a > ٦,٧). ولهذا فإن نسبة تدوير a يجب أن تخفض إلى a_{opt} بالنسبة لنسب TKN /COD في المياه الداخلة > ٠,١١٣ حيث تعطي a_{opt} على طول الخط المنحنى N_{ne} للقيمة المعطاة a، والتي تمثل أداء النظام مساويًا لجهد إزالة النيترة. على سبيل المثال، إن كانت نسبة TKN /COD = ٠,١٢٠، a_{opt} = a = ٤ : ١ وهذه النسبة لتدوير a تحمل المفاعل غائب الأكسجين ليصل إلى جهده لإزالة النيترة، معطيًا N_{ne} = ١٢,٠ مجم N/ ل. لهذا بالنسبة لنسبة TKN /COD > ٠,١١٣، يعطي أداء النظام و N_{ne} بالخط المنحنى N_{ne} شريطة أن تكون نسبة التدوير a موضوعة عند a_{opt} والتي تعطي بخط نسبة تدوير a والذي يمر خلال نقطة تقاطع الخط الرأسي لنسبة TKN /COD والخط المنحنى N_{ne}.

ومما سبق يمكن ملاحظة أنه فقط على الخط المنحنى N_{ne} بالنسبة إلى جزء RBCOD محدد، يكون أداء النظام مساويًا لجهد إزالة النيترة و a_{opt} الذي يحقق ذلك يعطى بخط نسبة تدوير a الذي يمر خلال نقطة تقاطع خط نسبة TKN /COD الرأسي وخط N_{ne} المنحنى. وهذا الخط المنحنى N_{ne} (والذي له تكون a_{opt} = a) يبين الحد الفاصل بين ظروف نقص التحميل وزيادة التحميل في المفاعل غائب الأكسجين. وفي العرض السابق يكون الخط المنحنى N_{ne} لمفاعل غائب الأكسجين ناقص التحميل يسار a_{opt} في أشكال ٥–١٦ و ٥–١٧) ويعطي أداء النظام N_{ne} بالنسبة لنسبة TKN /COD محددة بنقطة التقاطع للخط الرأسي لنسبة TKN /COD والخط المستقيم لنسبة تدوير a. وفي العرض التالي الخط المنحنى N_{ne}، يكون المفاعل غائب الأكسجين زائد التحميل (على يمين a_{opt} في أشكال ٥–١٦ و ٥–١٧). وقيم N_{ne} التي يتم الحصول عليها من هذا العرض لا تكون سارية، ولكن إذا خفضت نسبة التدوير a إلى a_{opt} (أي عندما تكون قيمة a في نقطة تقاطع الخط الرأسي لنسبة TKN/COD وخط N_{ne} المائل)، عندئذ تكون قيمة N_{ne} سارية. ولهذا فإن قيم N_{ne} لأداء النظام معطاة في الشكل ٥–٢١ فقط على أو فوق خط حدود N_{ne} المنحنى. من شكل ٥–٢١ يمكن ملاحظة أنه بالنسبة لنظام MLE يصمم عند عمر حمأة قدره ٢٠ يومًا و f_{xm} = ٠,٥٣٤

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

ونسبة تدوير محدودة عند ٥ : ١ ، ولأسباب اقتصادية، يكون النظام عندئذ مناسبًا بشكل أفضل لمعالجة نسب عالية من TKN /COD ، اعتمادًا على جزء RBCOD > ٠,٠٩١ بالنسبة إلى $f_{sb's}$ = ٠,١٠ و > ٠,١١٧ بالنسبة إلى $f_{sb's}$ = ٠,٣٥ و هذا لأنه فقط مع مفاعل حيوي غائب الأكسجين لا يمكن لنظام MLE أن ينتج تركيز نيترات منخفضة في المياه الخارجة (< ٤ إلى ٦ مجم N/ ل) عند نسبة تدوير محدودة عند ٥,١ : ١ .

وإن كان الحصول على تركيزات نيترات منخفضة في المياه الخارجة غير مطلوب عند نسب TKN /COD منخفضة، عندئذ يمكن اختيار تصميم MLE متوازن بخفض عمر الحمأة كما هو مبين في شكلي ٥-١٨ و ٥-١٩. وإن كان من المهم الحصول على تركيزات نيترات منخفضة في المياه الخارجة عند نسب TKN /COD منخفضة (< ٠,١٠)، عندئذ يمكن تحقيق ذلك عند نسب تدوير a عالية (a_{prac} < a_{opt}) في نظم MLE أو عند نسب تدوير a منخفضة بإدخال مفاعل ثانوي غائب الأكسجين. وإدخال مفاعل ثانوي غائب الأكسجين (ومفاعل إعادة تهوية لأسباب عملية – انظر جزء ٥-٨-٥) ينشأ عنه نظام بارادينفو ذو الأربع مراحل (شكل ٥-١٣ ج). ومع ذلك، ولأن معدل إزالة النيترة K_3 منخفض جدًا ويحتاج لأن يتم خفضه بمقدار ٢٠% على الأقل لحساب الأمونيا التي تنطلق خلال إزالة



شكل ٥-٢١ تركيز النيترات في المياه الخارجة مقابل نسبة TKN /COD في المياه الداخلة بالنسبة لأجزاء RBCOD القابلة للتحلل الحيوي السريع = ٠,١٠، ٠,١٥، ٠,٢٠، ٠,٢٥، ٠,٣٠، ٠,٣٥ ونسبة تدوير سائل مخلوط a من صفر إلى ١٠ لمثال مياه الصرف الصحي الخام (أ ، ج) و المترسبة (ب ، د) عند ١٤°م (ا ، ب) و ٢٢°م (ج ، د).

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

النيترة الذاتية (والتي تعاد نيترتها في مفاعل إعادة التهوية) يكون صافي إزالة النيترات الإضافي الذي تحقق في مفاعل ثانوي غائب الأكسجين منخفضًا جدًا، ومنخفض جدًا بالنسبة لأن يشمل نظام إزالة نيتروجين مفاعلات ثانوية غائبة الأكسجين، ما لم تكون نسبة COD/ TKN في المياه الداخلة منخفضة بصورة غير معتادة. والمفاعلات الثانوية غائبة الأكسجين عادةً يتم وصفها ضمن النظام حيثما يكون مطلوبًا وضع جرعات ميثانول لتحقيق تركيزات إجمالي نيتروجين في المياه الخارجة منخفضة جدًا (< ٥ مجم N/ ل).

٥-١٠ حجم النظام والطلب على الأكسجين

٥-١٠-١ حجم النظام

بعد تمام تحديد عملية تقسيم كتلة الحمأة إلى أجزاء غائبة الأكسجين أو هوائية لتحقيق الإزالة المطلوبة للنيتروجين، تحتاج الكتلة الحقيقية للحمأة في النظام لأن تحسب لتحديد أحجام مختلف المفاعلات. وكتلة الحمأة مع إجمالي MLSS أو MLVSS في النظام، بالنسبة لعمر حمأة مختار وخواص مياه صرف صحي لنظم إزالة النيتروجين، تكون نفس الشيء مع تلك الخاصة للنظم تامة التهوية (إزالة COD) لهذا فالمعادلة التي أعطيت في الفصل الرابع، جزء ٤-٤-٢ تطبق على نظم إزالة النيتروجين. أيضًا، فبالنسبة لمثال مياه الصرف الصحي الخام والمترسبة يتم عرض قائمة بمقاييس التصميم لنظام MLE في جدول ٥-٩. وكتلة MLSS في النظام عند عمر حمأة ٢٠ يومًا و ١٤°م يكون ٦٨,١٦٨، ٢٦,٤٢٢ كجم TSS، على التوالي. واختيار تركيز MLSS ٤,٥٠٠ مجم/ ل (٤ كجم/ م^3) (انظر الفصل الرابع جزء ٤-٧) يجعل حجم النظام الذي يعالج مياه صرف صحي خام ١٥,١٤٨ م^3 وذلك الذي يعالج مياه صرف صحي مترسبة ٥,٨٧١ م^3. ولأن كتلة الحمأة في نظم إزالة النيترة تكون عادةً موزعة بانتظام داخل هذا النظام أي أن كل مفاعل في النظام به نفس تركيز MLSS، يكون جزء الحجم لكل مفاعل مساويًا لجزء الحمأة الخاص به. وبالنسبة لمثال مياه الصرف الصحي الخام والمترسبة عند ١٤°م تكون أحجام المفاعلات غائبة الأكسجين ٠,٥٣٤ × ١٥,١٤٨ = ٨,٠٨٩ م^3 و ٠,٥٣٤ × ٥,٨٧١ = ٣,١٣٥ م^3 على الترتيب. وبالنسبة إلى كل من زمن المكث الهيدروليكي الفعلي والإسمي لكل من المفاعلين غائب الأكسجين والهوائي فيتم حسابهما من أحجام المفاعلات مقسومة على التدفقات الإسمية (المياه الداخلة) والإجمالية المارة من خلالهما (معادلتي 4.2 و 4.3 وجدول ٥-٩). ويلاحظ أن زمن المكث الإسمي للمفاعل يكون نتيجة مترتبة على كتلة الحمأة المتولدة من حمل COD في المياه الداخلة والتركيز المختار MLSS وجزء كتلة الحمأة – وزمن المكث في الثانية ليس له أهمية في حسابات حركية التصميم للنيترة وإزالة النيترة (انظر الفصل الرابع جزء ٤-٤-٤).

٥-١٠-٢ المتوسط اليومي للطلب على الأكسجين

إن إجمالي الطلب على الأكسجين في نظام إزالة النيتروجين هو مجموع ذلك المطلوب لتحلل المادة العضوية (COD) وعملية النيترة، ناقصًا ما يتم استعادته بعملية إزالة النيترة. والمتوسط اليومي للطلب على الأكسجين بالنسبة إلى (i) المادة العضوية المزالة (FO_c) معطاة بالمعادلة 4.18 (انظر الفصل ٤ الجزء ٤-٤-٢-٤) و (ii) للنيترة (FO_n) معطاة بالمعادلة 5.43 (انظر الفصل ٥ جزء ٥-٧-٥). وهذه الطلبات على الأكسجين في نظام MLE عند عمر حمأة ٢٠ يومًا لمثال مياه الصرف الصحي الخام والمترسبة عند ١٤°م و ٢٢°م تكون ٩,٣٦٤ و ٧,٠٣٠ كجم O_2/ يوم (جدول ٥-٩).

والأكسجين المستعاد بإزالة النيترة (FO_d) يعطى من ضرب ٢,٨٦ × كتلة النيترات المزال نيترتها (جزء ٥-٨-٢) حيث إن تيار النيترات المزال نيترته هو ناتج المتوسط اليومي للتدفق الداخل Q_i وتركيز النيترات المزال نيترتها. ويعطى تركيز النيترات المزال نيترتها من الفرق بين قدرة النيترة N_c وتركيز النيترات في المياه الداخلة. هنا:

$$FO_d = 2.86(N_c - N_{ne})Q_i \qquad (mgO_2/d) \qquad (5.62)$$

ومن أداء إزالة النيترة لنظام MLE في جدول ٥-٩، يكون الأكسجين المستعاد بإزالة النيترة لمثال مياه الصرف الصحي الخام والمترسبة عند ١٤°م ١٤٤٠ و ١٤٨٥ مجم O_2/ يوم (جدول ٥-٩).

وبالنسبة لمياه الصرف الصحي الخام، يبين جدول ٥-٩ أن: (i) الطلب على الأكسجين للنيترة (FO_n) يكون حوالي ٤٠ % من ذلك المطلوب لإزالة COD (FO_c)، (ii) حوالي ٥٥ % من FO_n يمكن استعادته بإدخال عملية النيترة، (iii) الطلب الإضافي على الأكسجين بإدخال النيترة وإزالة النيترة تكون فقط ٢٠ % من ذلك المطلوب لإزالة COD فقط و(iv) تأثير الحرارة على إجمالي الطلب على الأكسجين يكون هامشيًا – أقل من ٣ % (انظر أيضًا شكل ٥-١١).

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

جدول ٥–٩ تفاصيل التصميم لنظم **MLE** لمعالجة مثال مياه الصرف الصحي الخام والمترسبة عند ١٤°م وعمر حمأة ٢٠ يومًا و ٠,٥٣٤ جزء كتلة حمأة غير مهواة

المقياس	الرمز	الوحدة	الخام	المترسبة
نسبة TKN /COD في المياه الداخلة			0.080	0.113
جزء RBCOD في المياه الداخلة	$f_{Sb's}$		0.25	0.385
جزء الكتلة غير المهواة	f_{xm}		0.534	0.534
جزء الكتلة غائبة الأكسجين	f_{x1}		0.534	0.534
الحد الأدنى لجزء الكتلة غائبة الأكسجين	f_{x1min}		0.068	0.105
نسبة تدوير a ($a_{prac} = a_{opt}$)			5:1	5:1
عمر الحمأة	SRT	D	20	20
النيترات في المياه الخارجة	N_{ne}	mgN/l	5.16	5.7
TKN في المياه الخارجة	N_{te}	mgN/l	3.8	3.8
إجمالي نيتروجين المياه الخارجة ($N_{ne}+N_{te}$)		mgN/l	9.4	9.5
حجم النظام عند ٤,٥ جم TSS		m^3	15,148	5,871
حجم غائب الأكسجين		m^3	8,089	3,135
زمن المكث الهيدروليكي الإسمي للنظام	HRT_n	H	24.2	9.4
زمن المكث الهيدروليكي الهوائي الإسمي	HRT_n^{AER}	H	11.2	4.4
زمن المكث الهيدروليكي الهوائي الفعلي	HRT_a^{AER}	H	1.60	0.63
زمن المكث الهيدروليكي غائب الأكسجين الإسمي	HRT_n^{AX}	h	12.9	5.0
زمن المكث الهيدروليكي غائب الأكسجين الفعلي	HRT_a^{AX}	h	1.85	0.72
الطلب على الأكسجين الكربوني	FO_c	kgO_2/d	6,679	4,311
الكلب على الأكسجين للنيترة	FO_n	kgO_2/d	2,685	2,719
الأكسجين المستعاد	FO_d	kgO_2/d	1,440	1,458
إجمالي الطلب على الأكسجين	FO_{td}	kgO_2/d	7,924	5,572
النسبة % لإزالة النيتروجين			84.4	81.4
كتلة TSS الزائدة	$M\Delta X_t$		3,408	1,321
الجزء النشط فيما يخص TSS	f_{at}		0.230	0.383

وبالنسبة لمياه الصرف الصحي المترسبة، يبين جدول ٥–٩ أن: (i) يكون الطلب على الأكسجين للنيترة حوالي ٦٣% من ذلك المطلوب لإزالة COD، (ii) حوالي ٥٤% من الطلب على الأكسجين يمكن استعادته بإزالة النيترة، (iii) الطلب الإضافي على الأكسجين بإدخال النيترة وإزالة النيترة يكون حوالي ٣٠ % من ذلك المطلوب لإزالة COD فقط و (iv) تأثير الحرارة على إجمالي الطلب على الأكسجين يكون هامشيًا – أقل من ٣ % أكثر عند درجات الحرارة الأقل.

وبمقارنة الطلب على الأكسجين لمياه الصرف الصحي الخام والمترسبة، يكون إجمالي الطلب على الأكسجين للأخيرة حوالي ٣٠ % أقل من تلك الخاصة بالأولى (الخام). هذا التوفير ممكن لأن الترويق الابتدائي يزيل ٣٥ % إلى ٤٥ % من COD بالمياه الخام، وأكثر من ذلك، بالنسبة للمياه المترسبة، يكون الطلب على الأكسجين للنيترة أكبر نسبة في الإجمالي. أيضًا، يكون الطلب على الأكسجين المستعاد بإزالة النيترة أقل مقارنة بذلك المسترد في المياه الخام. هذه التأثيرات تكون بسبب النسبة الأعلى في TKN /COD في المياه المترسبة.

وبمعرفة المتوسط اليومي لإجمالي الطلب على الأكسجين، يمكن التقدير التقريبي لذروة إجمالي الطلب على الأكسجين بواسطة قاعدة تصميم بسيطة (Musvoto *et al.*, 2002). فمن خلال عديد من محاكاة ASM1، وجد أنه، شريطة أن يكون عامل الأمان على النيترة (S_f) أكبر من ١,٢٥ إلى ١,٣٥، يكون الحجم التقريبي (أي ذروة

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

المتوسط/ المتوسط) لاختلاف إجمالي الطلب على الأكسجين جزءًا قدره ٠,٣٣ من الحجم التقريبي لإجمالي الطلب على الأكسجين (TOD) بالنسبة إلى COD بالمياه الداخلة وحمل TKN (أي: Q (S_{ti} + ٤,٥٧ N_{ti})). على سبيل المثال: في حالة مياه الصرف الصحي الخام، إذا تم الحصول على ذروة جهد (إمكانية) إجمالي الطلب على الأكسجين للمياه الداخلة في وقت من النهار عندما يكون معدل تدفق المياه الداخلة وتركيزات COD و TKN ٢٥ م ل/ يوم و ١,٢٥٠ مجم COD/ ل و ٩٠ مجم N/ ل على الترتيب، أي ٢٥ × (١,٢٥٠ + ٤,٥٧ × ٩٠) = ٤١,٥٣٢ كجم O_2/ يوم، ويكون إجمالي متوسط جهد الطلب على الأكسجين ١٥ × (٧٥٠ + ٤,٥٧ × ٦٠) = ١٥,٣٦٣ كجم O_2/ يوم، والحجم التقريبي لإجمالي الطلب على الأكسجين للمياه الداخلة يكون (٤١,٥٣٢ – ١٥,٣٦٣)/ ١٥,٣٦٣ = ١,٧٠، وهنا يكون الحجم التقريبي لإجمالي الطلب على الأكسجين حوالي ٠,٣٣ × ١,٧٠ = ٠,٥٦. ومن جدول ٥–٩ يكون المتوسط اليومي لإجمالي الطلب على الأكسجين ٧,٩٢٤ مجم O_2/ يوم وهنا تكون ذروة الطلب على الأكسجين(١ + ٠,٥٦) × ٧,٩٢٤ = ١٢,٣٧٨ كجم O_2/ يوم. وكما هو الأمر مع قواعد التصميم المبسطة، فالقاعدة السابقة يجب أن تستخدم بحذر وتعقل، وحيثما أمكن، يتم تقدير ذروة إجمالي الطلب على الأكسجين بأحسن الطرق بواسطة نماذج محاكاة الحمأة المنشطة.

ويوصى بضرورة أن تقارن مخرجات نماذج المحاكاة مع نتائج نموذج الحالة المستقرة وعندما يكون هناك فروق، يجب أن توضح مصادر أسباب الاختلافات. وهذه طريقة جيدة لإيجاد الأخطاء في نتائج المحاكاة ونموذج الحالة المستقرة.

٥–١١ تصميم النظام، التشغيل والتحكم

لأن أحوال الحالة المستقرة لعملية النيترة وإزالة النيترة تتوافق وتتكامل تمامًا مع نموذج إزالة المواد العضوية، فإن جميع موضوعات التصميم والتشغيل والتحكم التي تمت مناقشتها في الفصل الرابع بين أجزاء ٤–٩ حتى ٤–١١ لنظام الحمأة المنشطة تامة التهوية تطبق تمامًا على نظم النيترة – إزالة النيترة ويجب العودة إليها.

المراجع

Ekama G.A., Wentzel M.C., Casey T.G. and Marais G.v.R. (1996) Filamentous organism bulking in nutrient removal activated sludge systems. Paper 3: Stimulation of the selector effect under anoxic conditions. *Wat. SA*, **22**(2), 119-126.

Ekama G.A., Casey T.G., Wentzel M.C. and Marais G.v.R. (1996) Filamentous organism bulking in nutrient removal activated sludge systems. Paper 6: Review, evaluation and consolidation of results. *Wat. SA* **22**(2) 147-152.

Ekama G.A., Barnard J.L., Guenthert F.W., Krebs P., McCorquodale J.A., Parker D.S. and Wahlberg E.J. (1997) Secondary settling tanks: Theory, design, modelling and operation. IAWQ STR No 6, pp216, International Association on Water Quality, London.

Ekama G.A. and Wentzel M.C. (1999) Denitrification kinetics in biological N & P removal activated sludge systems treating municipal wastewaters. *Wat. Sci. Tech.* **39**(6), 69-77.

Henze M., Grady C.P.L., Gujer W., Marais G.v.R. and Matsuo T. (1987). *Activated sludge model No.1. IAWPRC Scientific and Technical Reports No 1*, International Association on Water Pollution Research and Control, IAWPRC, London, ISSN 1010-707X. 33pp.

Henze M., Gujer W., Mino T., Matsuo T., Wentzel M.C and Marais, G.v.R. (1995) *Activated sludge model*

Antoniou P., Hamilton J., Koopman B., Jain R., Holloway B. Lyberatos G. and Svoronos SA. (1990) Effect of temperature and pH on the effective maximum specific growth rate of nitrifying bacteria. Wat. Res.24(1), 97-101.

Barnard J.L. (1973) Biological denitrification. *Water Pollut. Control* **72**(6), 705-720.

Brink I.C., Wentzel M.C. and Ekama G.A. (2007) A plant wide stoichiometric steady state WWTP model. Procs.10th IWA Specialized conference Design, Operation and Economics of large WWTP, Vienna, 9-13 sept, 243-250.

Dold P.L., Ekama G.A. and Marais G.v.R. (1985) pH control and cost savings in aerobic digestion. Procs. IAWPRC specialized seminar on wastewater systems control, Houston, April. *In Advances in Water Pollution Control: Instrumentation and Control of Water and Wastewater and Transport Systems*. (Ed. R.A.R. Drake), pp 375-382. Pergamon Press, Oxford.

Downing A.L., Painter H.A. and Knowles G. (1964) Nitrification in the activated sludge process. *J. Proc. Inst. Sewage Purif.*, 130-153.

Ekama G.A., Dold P.L. and Marais G.v.R. (1986) Procedures for determining influent COD fractions and the maximum specific growth rate of heterotrophs in activated sludge systems. *Wat. Sci. Tech.*1**8**(6), 91-114.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

No.2, IAWQ Scientific and Technical Report No 3. IAWQ, London. ISSN 1025-0913, 32pp.

Jenkins D., Daigger G.T. and Richard M.G. (1993) Manual on the causes and control of activated sludge bulking and foaming. 2nd Edition, Lewis Publishers, Chelsea, MI., USA.

Lawrence and McCarty (1972) Unified basis for biological treatment design and operation. *J. Sanit. Eng. Div*. - ASCE **96**(SA3) 757-778.

Loewenthal R.E. and Marais G.v.R. (1977) Carbonate chemistry of aquatic systems: Theory and application. Ann Arbor Science, Michigan, USA.

Loveless J.E. and Painter H.A. (1968) The influence of metal ion concentration and pH value in the growth of Nitrosomonas strain isolated from activated sludge. *J. Gen. Micro*. 52 1 -14.

Ludzack F.J. and Ettinger M.B. (1962) Controlling operation to minimize activated sludge effluent nitrogen. *JWPCF* **34** 920-931.

Malan W.N. and Gouws E.P. (1966) Geaktiveerde slyk vir rioolwatersuiwering op Bellville. Research report, Council for Scientific and Industrial Research, Nov. 1966.

Metcalf & Eddy (1991) *Wastewater engineering: Treatment, disposal, reuse*. McGrw-Hill Intnl Series, New York.

Monteith H.D., Bridle T.R., Sutton P.M. (1980) Industrial waste carbon sources for biological denitrification. *Prog. Wat. Tech*, **12(**Tor) 127- 141.

Musvoto E.V., Samson K., Taljard M., Fawcett K. and Alexander W.V. (2002) Calculation of peak oxygen demand in the design of full scale nitrogen removal activated sludge plants. *Wat SA*, Special Edn Wisa 2002, 56-60.

Musvoto E.V., Casey T.G., Ekama G.A., Wentzel M.C. and Marais G.v.R. (1994) The effect of incomplete denitrification on anoxic-aerobic (low F/M) filament bulking in nutrient removal activated sludge systems. *Wat. Sci. Tech*. **29**(7) 295-299.

Sötemann S.W., Musvoto E.V., Wentzel M.C. and Ekama G.A. (2005) Integrated chemical, physical and biological processes modelling Part 1 - Anoxic aerobic C and N removal in the activated sludge system. *Wat. SA* (4) 529-544.

Stenstrom M.K. and Poduska R.A. (1980) The effect of dissolved oxygen concentration on nitrification. *Wat. Res.* **14**(6) 643-649.

Stern L.B. and Marais G.v.R (1974) Sewage as the electron donor in biological denitrification. Research Report W7, Dept. of Civil Eng., Univ. of Cape Town, Rondebosch, 7701, Cape, RSA.

Still D.A., Ekama G.A. Wentzel M.C. Casey T.G. and Marais G.v.R. (1996) Filamentous organism bulking in nutrient removal activated sludge systems. Paper 2: Stimulation of the selector effect under aerobic conditions. *Wat. SA*, **22**(2), 97-118.

Tsai M-W. Wentzel M.C. and Ekama G.A. (2003) The effect of residual ammonia concentration under aerobic conditions on the growth of Microthrix parvicella in biological nutrient removal plants. *Wat. Res.* **37**(12) 3009-3015.

van Haandel A.C., Dold P.L. and Marais G.v.R (1982) Optimization of nitrogen removal in the single sludge activated sludge process. *Wat. Sci. Tech.* **14** 443.

van Haandel A.C. Ekama G.A. and Marais G.v.R. (1981) The activated sludge process part 3 -Single sludge denitrification. *Wat. Res.* **15** 1135-1152.

Warner A.P.C., Ekama G.A. and Marais G.v.R. (1986) The activated sludge process Part 4 -Application of the general kinetic model to anoxic-aerobic digestion of waste activated sludge. *Wat. Res.* **20**(8), 943-958.

WEF (1998) *Design of Municipal WWTP*, 4th Edn., Water Environment Federation (WEF) Manual of Practice MOP 8, WEF, Alexandria, VA, American Society of Civil Engineers (ASCE) Manual and Report on Engineering Practice No 76, ASCE Vol 3, ASCE, Reston.

Wentzel M.C., Ekama G.A., Dold P.L. and Marais G.v.R. (1990) Biological excess phosphorus removal - steady state process design. *Wat. SA* **16**(1) 29-48

Wild H.E., Sawyer C.N. and McMahon T.C. (1971) Factors affecting nitrification kinetics. J. *Water Pollut. Control Fed*., September.

WRC (1984) *Theory, design and operation of nutrient removal activated sludge processes*. Published by the Water Research Commission, Private Bag X03, Gezina, 0031, South Africa.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

مجموعة المصطلحات

الرمز	الوصف	الوحدة
a	نسبة تدوير السائل المخلوط من المفاعل الهوائي إلى المفاعل الابتدائي غائب الأكسجين	
Alk	القاعدية فيما يخص السائل القياسي للكربونات	mg/l as $CaCO_3$
a_{min}	الحد الأدنى لنسبة التدوير لاستخدم جميع الأكسجين الكيميائي غير القابل للتحلل العضوي في المفاعل غائب الأكسجين	
a_{opt}	الحد الأمثل لنسبة التدوير من المفاعل الهوائي إلى المفاعل الابتدائي غائب الأكسجين	
a_{prac}	الحد الأقصى لنسبة التدوير العملي	
b_{A20}	معدل التنفس الداخلي المحدد للكائنات المسببة للنيترة عند ٢٠°م	/d
b_{AT}	معدل التنفس الداخلي المحدد للكائنات المسببة للنيترة عند درجة الحرارة المحددة	/d
b_H	معدل فقدان الكتلة الداخلي للكائنات عضوية التغذية العادية	/d
b_{H20}	معدل التنفس الداخلي المحدد للكائنات عضوية التغذية عند ٢٠°م	/d
b_{HT}	معدل التنفس الداخلي المحدد للكائنات عضوية التغذية عند درجة الحرارة المحددة	/d
D_p	جهد (إمكانية) إزالة النيترة	mgN/l
D_{p1}	جهد إزالة النيترة الابتدائي غائب الأكسجين	mgN/l
$D_{p1RBCOD}$	جهد إزالة النيترة الابتدائي غائب الأكسجين نتيجة RBCOD	mgN/l
$D_{p1SBCOD}$	جهد إزالة النيترة الابتدائي غائب الأكسجين نتيجة SBCOD	mgN/l
D_{p3}	جهد إزالة النيترة الثانوي غائب الأكسجين	mgN/l
$D_{p3RBCOD}$	جهد إزالة النيترة الابتدائي غائب الأكسجين نتيجة جرعات RBCOD	mgN/l
$D_{p3SBCOD}$	جهد إزالة النيترة الثانوي غائب الأكسجين نتيجة SBCOD	mgN/l
f_{at}	جزء الكائنات عضوية التغذية في كتلة الحمأة بصورة إجمالي مواد صلبة	mgVSS/mgTSS
f_{av}	جزء الكائنات عضوية التغذية في كتلة الحمأة بصورة مادة صلبة متطايرة	mgVSS/mgVSS
f_{cv}	نسبة COD إلى VSS في الحمأة	mgVSS/mgCOD
f_H	جزء الكائنات عضوية التغذية غير القابل للتحلل الحيوي	mgCOD/mgCOD
f_n	محتوى النيتروجين في المادة الصلبة المتطايرة	mgN/mgVSS
$f_{N'a}$	نسبة تركيز الأمونيا إلى إجمالي نيتروجين كلدهال في المياه الداخلة	mgN/mgN
$f_{N'ous}$	جزء إجمالي نيتروجين كلدهال في المياه الداخلة بصورة نيتروجين عضوي غائب غير قابل للتحلل العضوي	
FN_a	الكتلة في اليوم (دفق) من الأمونيا الحرة والملحية عند استخدام النيتروجين	mgN/d
FN_{ne}	الكتلة في اليوم (دفق) من النيترات عند إنتاج النيتروجين بالنيترة	$kgNO_3$-N/d
f_{ns}	نسبة تركيز TKN /COD في المياه الداخلة للصرف الصحي	mgN/mgCOD
FN_S	الكتلة في اليوم (دفق) النيتروجين المطلوب لإنتاج الحمأة	kgN/d
FO_c	الكتلة في اليوم (دفق) الأكسجين المطلوب لإزالة المواد العضوية (COD)	kgO_2/d
FO_d	الكتلة في اليوم (دفق) الأكسجين المطلوب استعادته بإزالة النيترة	kgO_2/d
FO_n	الكتلة في اليوم (دفق) الأكسجين المطلوب للنيترة	kgO_2/d
FO_{td}	إجمالي الكتلة في اليوم (دفق) الأكسجين المطلوب عدا ذلك الذي تمت استعادته بإزالة النيترة	kgO_2/d
f_p	محتوى الفوسفور في المواد الصلبة المتطايرة	gP/mgVSS
$f_{Sb's}$	جزء المادة العضوية القابلة للتحلل الحيوي السريع في المادة العضوية القابلة للتحلل الحيوي السريع بالمياه الداخلة	
$f_{S'up}$	جزء المادة الجزيئية غير القابلة للتحلل الحيوي في المادة العضوية بالمياه الداخلة	
$f_{S'us}$	جزء المادة الذائبة غير القابلة للتحلل الحيوي في المادة العضوية بالمياه الداخلة	

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

FS_b	دفق المادة العضوية القابلة للتحلل الحيوي في المفاعل القائم	kgCOD/d
FS_{bi}	دفق المادة العضوية في المياه الداخلة والقابل للتحلل الحيوي والداخل إلى المفاعل	kgCOD/d
f_{x1}	جزء كتلة الحمأة الابتدائي غائب الأكسجين	
f_{x1min}	الحد الأدنى لجزء كتلة الحمأة الابتدائي غائب الأكسجين	
f_{x3}	جزء كتلة الحمأة الثانوي غائب الأكسجين	
FX_A	الكتلة في اليوم (دفق) الكائنات المنيترة المتولدة	mgVSS/d
f_{xdm}	الحد الأقصى لجزء كتلة الحمأة غائب الأكسجين	
f_{xm}	الحد الأقصى لجزء كتلة الحمأة غير المهواة	
f_{xt}	جزء إجمالي كتلة الحمأة في المفاعل غير المهواة	
FX_t	الكتلة في اليوم (دفق) إجمالي المادة الصلبة الزائدة من المفاعل	kgTSS/d
K_1	المعدل المبدئي السريع المحدد لإزالة النيترة في المفاعل الابتدائي غائب الأكسجين	$mgNO_3$-N/mgOHOVSS.d
K_2	المعدل المحدد الثاني لإزالة النيترة في المفاعل الابتدائي غائب الأكسجين	$mgNO_3$-N/mgOHOVSS.d
K_3	المعدل المحدد لإزالة النيترة في المفاعل الثانوي غائب الأكسجين	$mgNO_3$-N/mgOHOVSS.d
K_4	المعدل المحدد لإزالة النيترة في الهاضم غائب الأكسجين – الهوائي	$mgNO_3$-N/mgOHOVSS.d
K_A	معدل النيترة المحدد	mgN/mgVSS.d
K_{Am}	الحد الأقصى لمعدل النيترة المحدد	mgN/mgVSS.d
K_h	الحد الأقصى لمعدل تناول SBCOD بواسطة OHO_s في الظروف الهوائية	mgCOD/mgCOD.d
K_I	معامل حساسية الأس الهيدروجيني للنيترة	
K_{II}	معامل حساسية الأس الهيدروجيني للنيترة	
K_{max}	معامل حساسية الأس الهيدروجيني للنيترة	
K_n	ثابت نصف التشبع للكائنات المسببة للنيترة	mgN/l
K_{n20}	نصف ثابت التشبع للكائنات المسببة للنيترة عند ٢٠°م	mgN/l
K_{nT}	نصف ثابت التشبع للكائنات المسببة للنيترة عند درجة حرارة معينة	mgN/l
K_o	نصف ثابت التشبع للأوكسجين المذاب	mgO/l
K_S	نصف تشبع التركيز لاستخدام المادة العضوية القابلة للتحلل الحيوي السريع	mgCOD/l
K_x	نصف تشبع التركيز لاستخدام SBCOD بواسطة OHO_s	mgCOD/mgCOD.d
MX_A	كتلة الكائنات المنيترة في المفاعل	mgVSS
MX_{BHv}	كتلة الكتلة الحيوية للكائنات عضوية التغذية في المفاعل	kgVSS
MX_{EHv}	كتلة الراسب الداخلي في المفاعل	kgVSS
MX_{Iv}	كتلة المواد العضوية غير القابلة للتحلل الحيوي من المياه الداخلة في المفاعل	kgVSS
MX_t	كتلة إجمالي المادة الصلبة الذائبة في المفاعل	mgTSS/l
MX_v	كتلة المواد العضوية في الحمأة المنشطة في المفاعل	gVSS/l
N_a	تركيز الأمونيا في كتلة السائل	mgN/l
N_{ae}	تركيز الأمونيا في المياه الخارجة	mgN/l
N_{ai}	تركيز الأمونيا في المياه الداخلة	mgN/l
N_{an}	تركيز الأمونيا في كل لتر مياه داخلة ومتاحة لعملية النيترة	mgN/l
N_c/S_{ti}	قدرة النيترة لكل مجم COD مضاف إلى المفاعل	mgN/mgCOD
N_c	قدرة النيترة	mgN/l
N_n	تركيز النيترات	mgN/l
N_{nar}	تركيز النيترات في المفاعل الهوائي	mgN/l

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

N_{ne}	تركيز النيترات في المياه الخارجة	mgN/l
N_{neaopt}	تركيز النيترات في المياه الخارجة عند الحد الأمثل لنسبة التدوير من المفاعل الهوائي للمفاعل الابتدائي	mgN/l
$N_{neaprac}$	تركيز النيترات في المياه الخارجة عند الحد الأقصى لنسبة التدوير العملي	mgN/l
N_{nlp}	تركيز النيترات المكافئ المحمل على المفاعل الابتدائي غائب الأكسجين	mgN/l
N_{obe}	النيتروجين العضوي القابل للتحلل الحيوي القابل للترسيب في المياه الخارجة	mgN/l
N_{obi}	النيتروجين العضوي القابل للتحلل الحيوي في المياه الداخلة	mgN/l
N_{obpi}	النيتروجين العضوي الجزيئي القابل للتحلل الحيوي في المياه الداخلة	mgN/l
N_{obse}	النيتروجين العضوي الذائب القابل للتحلل الحيوي في المياه الخارجة	mgN/l
N_{obsi}	النيتروجين العضوي الذائب القابل للتحلل الحيوي في المياه الداخلة	mgN/l
N_{oupi}	النيتروجين العضوي الجزيئي غير القابل للتحلل الحيوي في المياه الداخلة	mgN/l
N_{ouse}	النيتروجين العضوي الذائب غير القابل للتحلل الحيوي في المياه الخارجة	mgN/l
N_{ousi}	النيتروجين العضوي الذائب غير القابل للتحلل الحيوي في المياه الداخلة	mgN/l
N_s	تركيز النيتروجين في المياه الداخلة المطلوب لإنتاج الحمأة	mgN/l
N_s/S_{ti}	نسبة تركيز النيتروجين المطلوب لإنتاج الحمأة إلى تركيز COD في المياه الداخلة	mgN/mgCOD
N_{te}/S_{ti}	نسبة إجمالي نيتروجين كيلدهال إلى تركيز COD في المياه الداخلة	mgN/mgCOD
N_{te}	تركيز إجمالي نيتروجين كيلدهال في المياه الخارجة	gN/l
N_{ti}	تركيز إجمالي نيتروجين كيلدهال في المياه الداخلة	gN/l
N_{ti}/S_{ti}	نسبة تركيز TKN /COD في المياه الداخلة من مياه الصرف الصحي	mgN/mgCOD
O	تركيز الأكسجين المذاب في كتلة السائل	mgO_2/l
O_a	تركيز الأكسجين المذاب في تدوير السائل المخلوط من المفاعل الهوائي إلى غائب الأكسجين	mgO_2/l
O_c	معدل استخدام الأكسجين الكربوني	$mgO_2/l.h$
O_n	معدل استخدام أوكسجين النيترة	$mgO_2/l.h$
O_s	تركيز الأكسجين المذاب في تدوير فائض تصرف الحمأة	mgO_2/l
O_t	إجمالي معدل استخدام الأكسجين	$mgO_2/l.h$
P_s	تركيز الفوسفور في المياه الداخلة المطلوب لإنتاج الحمأة	mgP/l
P_{te}	إجمالي تركيز الفوسفور في المياه الخارجة	mgP/l
P_{ti}	إجمالي تركيز الفوسفور في المياه الداخلة	mgP/l
Q_e	معدل تدفق المياه الخارجة	l/d
Q_i	معدل تدفق المياه الداخلة	l/d
Q_w	معدل تدفق الزائد من المفاعل	l/d
s	نسبة تدوير فائض الحمأة من حوض الترسيب الثانوي إلى المفاعل الثانوي غائب الأكسجين	
S_{bi}	تركيز COD القابل للتحلل الحيوي في المياه الداخلة	mgCOD/l
S_f	عامل الأمان على الحد الأقصى لمعدل نمو محدد للكائنات المسببة للنيترة	
S_S	تركيز COD القابل للتحلل الحيوي السريع الذائب	mgCOD/l
SRT	عمر الحمأة	d
SRT_m	الحد الأدنى لعمر الحمأة في عملية النيترة	d
S_{ti}	إجمالي تركيز الأكسجين الكيميائي الممتص للمياه الداخلة	mgCOD/l
T	درجة الحرارة	^oC
t_1	مدة (زمن المكث الحقيقي) للمرحلة الأولى لعملية إزالة النيترة	d
$t_1(a+s+1)\ d$	مدة (زمن المكث الاسمي) للمرحلة الأولى لعملية إزالة النيترة	d
T_{max}	الحد الأقصى لدرجة حرارة مياه الصرف الصحي	^oC

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

T_{min}	الحد الأدنى لدرجة حرارة مياه الصرف الصحي	^oC
V_p	حجم المفاعل	l
X_{BHi}	تركيز المادة العضوية المتطايرة في الكائنات عضوية التغذية في المفاعل لكل لتر تدفق مياه داخلة	mgOHOVSS/l
X_{BHv}	تركيز الكتلة الحيوية للكائنات عضوية التغذية	mgVSS/l
X_{EHv}	الراسب الداخلي من الكائنات عضوية التغذية في الحمأة المنشطة	mgVSS/l
X_I	المادة غير القابلة للتحلل الحيوي في المياه الداخلة بالحمأة المنشطة	mgVSS/l
X_S/X_{BH}	نسبة تركيز SBCOD /OHO	mgCOD/mgCOD
X_S	تركيز COD (SB) القابل للتحلل الحيوي البطيء	ngCOD/l
X_t	تركيز إجمالي المواد الصلبة الذائبة في المفاعل	mgTSS/l
X_v	تركيز المادة العضوية للحمأة المنشطة في المفاعل	mg VSS/l
X_{ve}	المادة المتطايرة الجزيئية في المياه الخارجة	mg VSS/l
Y_A	معامل الناتج للمواد المسببة للنيترة	mgVSS/mgFSA
Y_H	إنتاج الكائنات عضوية التغذية في صورة مادة عضوية	mgCOD/mgCOD
Y_{Hv}	إنتاج الكائنات عضوية التغذية في صورة مادة صلبة متطايرة	mgVSS/mg COD

الاختصار	الوصف
ANOs	الكائنات المؤكسدة للأمونيا
BNR	الإزالة البيولوجية للمواد المغذية
COD	الأكسجين الكيميائي الممتص
DO	الأكسجين المذاب
EBPR	الإزالة البيولوجية المزادة للفوسفور
HRT	زمن المكث الهيدروليكي
FSA	الأمونيا الحرة والملحية
ISS	المكون غير العضوي في الكتلة الصلبة القابلة للترسيب
MLSS	المواد الصلبة العالقة للسائل المخلوط
MLVSS	المواد الصلبة العالقة المتطايرة للسائل المخلوط
NNOs	الكائنات المؤكسدة للأمونيا
OHOs	الكائنات عضوية التغذية
NDAS	النيترة/ إزالة النيترة للحمأة المنشطة
PAOs	الكائنات المراكمة للفوسفور
PST	حوض الترسيب الابتدائي
RBCOD	الأكسجين الحيوي الممتص القابل للتحلل الحيوي السريع
SBCOD	الأكسجين الحيوي الممتص القابل للتحلل الحيوي البطيء
SRT	مدة مكث الحمأة (عمر الحمأة)
SS	المواد الصلبة العالقة
SST	حوض الترسيب الثانوي
TKN	إجمالي نيتروجين كلدهال
TSS	إجمالي المواد الصلبة العالقة
VFAs	الأحماض الدهنية المتطايرة
VSS	المواد الصلبة العالقة المتطايرة
WAS	الحمأة المنشطة الزائدة

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

الرموز اليونانية	الشرح	الوحدة
η	عامل الاختزال لاستخدام SBCOD في الظروف غائبة الأكسجين	
θ_b	معامل حساسية الحرارة للتنفس الداخلي	
θ_n	معامل حساسية الحرارة لعملية النيترة	
θ_{ns}	معامل حساسية الأس الهيدروجيني لعملية النيترة	
μ_A	معدل النمو المحدد للكائنات المسببة للنيترة	/d
μ_{A20}	معدل النمو المحدد للكائنات المسببة للنيترة عند ٢٠°م	/d
μ_{Am}	الحد الأقصى لمعدل النمو المحدد للكائنات المسببة للنيترة	/d
μ_{Am20}	الحد الأقصى لمعدل النمو المحدد للكائنات المسببة للنيترة عند ٢٠°م	/d
$\mu_{Am7.2}$	الحد الأقصى لمعدل النمو المحدد للكائنات المسببة للنيترة عند الأس الهيدروجيني ٧,٢	/d
μ_{AmpH}	الحد الأقصى لمعدل النمو المحدد للكائنات المسببة للنيترة عند أس هيدروجيني محدد	/d
μ_{AmpHT}	الحد الأقصى لمعدل النمو المحدد للكائنات المسببة للنيترة عند أس هيدروجيني ودرجة حرارة محددة	/d
μ_{AmT}	الحد الأقصى لمعدل النمو المحدد للكائنات المسببة للنيترة عند درجة حرارة معينة	/d
μ_{AO}	الحد الأقصى لمعدل النمو المحدد للكائنات المسببة للنيترة عند صفر مجم O_2/ ل	/d
μ_{AT}	معدل النمو المحدد للكائنات المسببة للنيترة عند درجة حرارة محددة	/d
μ_H	الحد الأقصى لمعدل النمو المحدد للكائنات عضوية التغذية	/d
2.86	ألاكسجين المتلقي للالكترونات المكافيء للنيترات	$mgO_2/mgNO_3$-N
4.57	متطلبات الأكسجين لعملية النيترة للأمونيا الحرة والملحية إلى نيترات	$mgO_2/mgFSA$-N



محطة معالجة مياه صرف صحي، كورتينورد في هولندا: خزانات الحمأة المنشطة مغطاة والهواء الذي يتم تجميعه يعالج (صورة: Hoogheemraadschap Schieland en de Krimpenerwaard)

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



محطة معالجة مياه صرف صحي في زغرب (كرواتيا) مصممة لإزالة COD. وتم توفير إمكانيات التطوير والتوسع المستقبلي (أ). يحدث هضم الحمأة لاهوائيًا في أربعة مفاعلات مصممة بشكل مستقبلي (صورة: Zagrebačke Otpadne Vode d.o.o.)

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



٦

الإزالة المبتكرة للنيتروجين

Mark C.M. van Loosdrecht

٦-١ مقدمة

لأكثر من قرن من الزمان، استخدمت نظم الحمأة المنشطة لإزالة الكربون بنجاح. وفي العقود الماضية، جرى استكشاف عمليات لإزالة العناصر المغذية بالحمأة المنشطة واختبارها وإدخال استخدامها على نطاق واسع. فقد أدى القلق الجماهيري المتزايد بشأن الحماية البيئية إلى تطبيق المعايير المتزايدة باستمرار لمياه الصرف الصحي. وفي المقابل، دفع ذلك إلى بذل الجهود لتحقيق نوعية أفضل من مياه الصرف المعالجة وخاصة فيما يتعلق بإزالة النيتروجين. وتحتاج محطات معالجة مياه الصرف الحالية إلى تطوير وتوسعات كبيرة لمطابقة المعايير الحديثة. ونتيجة لذلك، في العقد الماضي، تزايدت أبحاث التقنيات الحديثة لتطوير محطات المعالجة دون الحاجة إلى توسيع الأحجام الحالية. وتوفر معالجة التدفقات الداخلية لعملية المعالجة عالية التركيز للأمونيا إمكانات جيدة لتطوير محطات المعالجة. وتمثل التدفقات الداخلية في محطات معالجة مياه الصرف الصحي (وخاصة المياه العائدة من معالجة الحمأة المهضومة) نحو ١٠-٣٠ في المائة من إجمالي حمل النيتروجين إلى محطات المعالجة. وفي المحطات الأكبر ذات المنشآت المركزية لمعالجة الحمأة، ترتفع هذه المساهمة في حمل النيتروجين بشكل خاص. وتنشأ هذه التدفقات من على سبيل المثال هاضم مياه الصرف، أو منشآت تجفيف الحمأة. كما أنها يزيد فيها تركيز الأمونيا بدرجة عالية ، وبالتالي ستكون هناك حاجة إلى وحدات معالجة ذات حجم صغير نسبيًا. وعلاوة على ذلك، فإن هذه التدفقات الداخلية ذات درجات حرارة مرتفعة بشكل عام نحو (٢٠-٣٥ درجة مئوية) مقارنة بعملية المعالجة الرئيسة. ونظرًا لارتفاع أقصى معدل نمو للبكتيريا عند ارتفاع درجات الحرارة، يمكن إجراء عملية المعالجة في أوقات قصيرة من زمن مكث الحمأة. وقد تؤدي إزالة الأمونيا من هذه التدفقات الداخلية بواسطة العمليات الفيزيائية أو البيولوجية إلى تحسن ملحوظ في الجودة النهائية لمياه السيب المعالج. وأخيرًا، إذا تمت معالجة الخطوط الجانبية على حدة، فقد يتم تصميم عملية المعالجة وفقًا للحمل المزال بدلاً من جودة مياه الصرف الخارجة (السيب)، وذلك بسبب صرف المياه الخارجة إلى محطة المعالجة الرئيسة. وتسمح كل هذه العوامل بتصميم عمليات مختلفة وفعالة لمعالجة مياه الصرف الناتجة عن معالجة الحمأة.

رغم تركيز هذا الفصل في الأساس على معالجة مياه صرف هاضم الحمأة في معالجة مياه الصرف الصحي البلدية، إلا أنه يمكن أيضًا تطبيق الأساليب المشار إليها على معالجة أي مياه صرف صحي آخر تحتوي على تركيزات عالية من النيتروجين، مثل مياه الصرف الصناعي، والارتشاح أو مياه صرف التخمر اللاهوائي بشكل عام.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

وعبر السنين الماضية، تمت دراسة العديد من العمليات والتقنيات التى أدخلت في سوق الحمأة المنشطة مثل: SHARON® – نظام بسيط لإزالة النيتروجين عن طريق النتريت (Hellinga *et al.*, 1998)، Anammox – إزالة النيتروجين كاملا بواسطة الكائنات ذاتية التغذية (Mulder *et al.*, 1995) ، CANON® – مزيج من عملية النيترة وأكسدة الأمونيا اللاهوائية (Third *et al.*, 2001)، BABE® – الإضافة الحيوية بالكائنات المنترتة باطنية النمو (Salem *et al.*, 2002)، إلخ.

تم تقييم العديد من الأمثلة لعمليات فيزيائية وكيميائية لمعالجة مياه صرف التدفقات الداخلية في محطات المعالجة. ومع ذلك، فإن العمليات الفيزيائية–الكيميائية أقل تفضيلا بشكل عام عن العمليات البيولوجية. وغالبًا ما تكون هناك حاجة إلى المعالجة الأولية من أجل إزالة الكربونات وإلا ستتراكم في معدات التشغيل. ويحتاج ذلك إلى المواد الكيميائية والمزيد من خطوات المعالجة، كما أنه يؤدي إلى إنتاج مزيد من الحمأة الكيميائية في المحطة. وبشكل عام فإن تكلفة التقنيات الفيزيائية الكيميائية تكون أكثر من تكلفة تقنيات المعالجة البيولوجية. وتُقدر تكلفة عملية SHARON® مع الميثانول لتصحيح الأس الهيدروجيني بالنسبة لمحطات معالجة مياه الصرف في هولندا بـ ٠,٩–١,٤ يورو لكل كيلوجرام نيتروجين مزال (STOWA 1996)، بينما تصل تكلفة العمليات الفيزيائية–الكيميائية من ٥–٩ أضعافها. ويكون ذلك وفقًا لاختلافات التكاليف الاستثمارية ومتطلبات القوى العاملة. وأخيرًا، يعتبر الحد من خطوات العملية الفيزيائية في محطة معالجة مياه الصرف البلدية مطلبًا في العديد من أعمال التشغيل والصيانة، مقارنةً بأية إجراءات لعملية المعالجة البيولوجية لأنها قد يترتب عليها الحاجة إلى تدريب المشغلين في محطة المعالجة.

إن التقنية الفيزيائية الأكثر استخدامًا لمعالجة مياه الصرف الصحي التي تحتوي على الأمونيا هي تقنية تطاير الأمونيا (تحريرها من الحالة الذائبة إلى الحالة الغازية). (stripping of ammonia). فبعد أية زيادة في الأس الهيدروجيني، يمكن تطاير الأمونيا واستردادها. كما يمكن قيام هذه العملية بكفاءة أكثر، وذلك برفع درجة حرارة عملية التطاير عن طريق استخدام البخار بدلاً من الهواء العادي. وإذا كانت هناك فواقد حرارة متاحة بالقرب من الموقع فإن ذلك قد يكون بديلاً مجديًا إذا لم يكن هناك استخدام آخر للبخار. وتؤدي زيادة الأس الهيدروجيني إلى ترسيب الكربونات التي قد يتم منعها عن طريق تحميض الماء وتطيير ثاني أكسيد الكربون كمعالجة مبدئية. وعلى كل حال، فإن هذا المنهاج يزيد من استخدام المواد الكيميائية.

كما يُعد ترسيب المغنيسيوم والأمونيوم والفوسفات اختيارًا آخر لإزالة النيتروجين أو الفوسفات. وعلى وجه العموم، فإن نسبة الفوسفات إلى النيتروجين في الماء تكفي لإزالة الفوسفات دون إضافة أية مواد كيميائية. ومن أجل إزالة الأمونيوم، يجب إضافة كمية زائدة من فوسفات المغنيسيوم. كما أنه في هذه الحالة، يجب إزالة الكربونات أولاً، وإلا سينتهي الأمر بها إلى التواجد في رواسب المغنيسيوم والأمونيوم والفوسفات. ويمكن الحد من إضافة فوسفات المغنيسيوم عن طريق إزالة الأمونيوم من حمأة المغنيسيوم والأمونيوم والفوسفات بواسطة المعالجة الحرارية. حيث يتبخر الأمونيوم ويمكن استرداده، في حين أنه يمكن استخدام فوسفات المغنيسيوم مرة أخرى. كما يمكن، من حيث المبدأ، استخدام المغنيسيوم والأمونيوم والفوسفات مرة أخرى.

وعادةً ما يُستخدم استرداد الأمونيوم كمبرر لتطبيق الوسائل الفيزيائية. ولكن المشكلة تكمن في أنه يتم استرداد كمية قليلة نسبيًا من الأمونيوم مقارنة بالاستخدام العام للأمونيوم، كسماد مثلاً. وعلاوة على ذلك، فقد تتطلب هذه التقنيات طاقة أكثر مقارنةً بعمليات النيترة/ إزالة النيترة وإنتاج الأمونيوم في الصناعة. وبسبب كل هذه العوامل، فقد أصبحت معالجة حمل النيتروجين في مياه صرف التدفقات الداخلية هي الاختيار الرئيس للمعالجة.

٦–٢ تأثير عمليات التدفقات الداخلية

يبلغ حمل النيتروجين في التدفقات الداخلية حوالي ١٠–١٥ في المائة من إجمالي حمل النيتروجين فى المياه الداخلة. وفي المحطات التي تتم فيها معالجة حمأة خارجية، ترتفع هذه النسبة بشكل ملحوظ. وعادة ما يبلغ هذا التدفق ١ في المائة فقط أو أقل من معدل تدفق المياه الداخلة. ويعتمد تأثير معالجة النيتروجين على المياه الخارجة على محددات (قيود) إزالة النيتروجين في عملية المعالجة الرئيسة. وإذا لم تتحول الأمونيا بالكامل في العملية الرئيسة فإن ذلك قد يؤدي إلى نقص كيلوجرام من الأمونيا في مياه الصرف الصحي الخارجة لمحطة المعالجة مقابل كل كيلوجرام من الأمونيا تتم إزالته في المعالجة الجانبية. ورغم ذلك، فلا يتساوى نقص النترات مع الحمل المنزوع في عملية التدفق الخارجي. ويعتمد هذا بقوة على الظروف المحلية، إلا إنه سيكون في إطار حمل منخفض يساوي ٤٠–٧٠ في المائة من النيتروجين المنزوع في عملية المعالجة الجانبية.

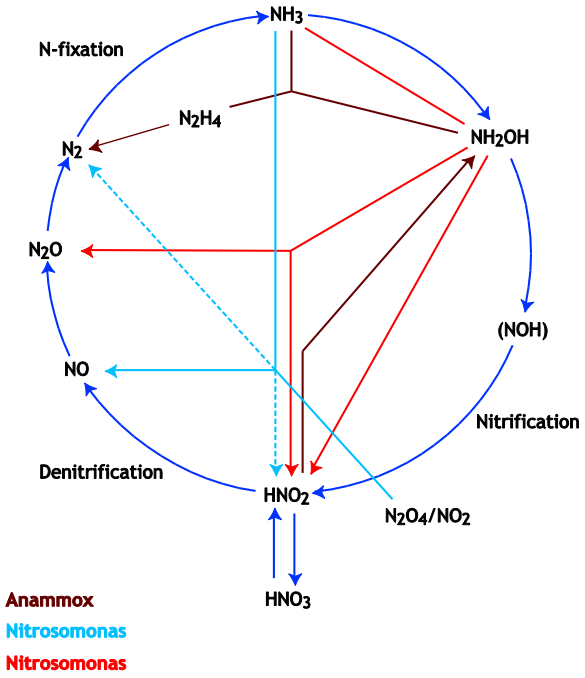
Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

تُعد عمليات المعالجة الجانبية نافعة بصورة خاصة عندما تحتاج المحطات القائمة إلى تحديث نتيجة لزيادة متطلبات المعايير الحديثة لمياه الصرف الصحي الخارجة أو للحمل الزائد. ومع زيادة طفيفة نسبيًا تضاف إلى حجم المفاعل، فقد ينخفض تركيز مياه الصرف الصحي الخارجة. كما يتم اكتساب ميزة إضافية عن طريق إمكانية بناء مفاعل مستقل عن عملية المعالجة الرئيسة، وفي هذه الحالة تكون عملية البناء أبسط من تلك التي تحدث عندما تحتاج الخزانات الحالية إلى توسع.

إضافة إلى ذلك، فإن تطبيق عمليات المعالجة الجانبية يغير من عادات القائمين بالتشغيل تجاه معالجة الحمأة وكيفية التعامل معها. فعلى سبيل المثال، في محطة روتردام لمعالجة مياه الصرف الصحي، تم تركيب مفاعل SHARON® لمعالجة مياه صرف هاضم الحمأة في عام ١٩٩٨. في ذلك الوقت بلغ حمل النيتروجين الذي تمت معالجته ٥٠٠ كيلوجرام في اليوم. ونظرًا لكون إزالة النيتروجين في مفاعل المعالجة الجانبية شيئًا مربحًا، بدأ المشغلون في تحسين إنتاج الحمأة وتداولها. وبعد مرور ثمان سنوات من بدء تشغيل النظام، بلغ حمل النيتروجين المعالج في عملية المعالجة الجانبية ٧٠٠ كيلوجرام في اليوم، بينما لم يتغير إجمالي الحمل في المحطة. هذا، ولم تتم إزالة النيتروجين الزائد في المعالجة الجانبية فحسب، وإنما تم هضم كمية أكبر من الحمأة و ارتفع إنتاج الميثان أيضًا. وباختصار، قد تكون إضافة عملية المعالجة الجانبية أكثر نفعًا عندما تعطي عملية التشغيل اهتمامًا أكثر بزيادة الحمل على الهاضم (عن طريق تطبيق وسائل أفضل لتكثيف الحمأة الابتدائية والثانوية).

٦-٣ دورة النيتروجين

إن اكتشاف كائنات جديدة يجعل دورة النيتروجين تزداد تعقيدًا (كما هو مبين في الشكل رقم ٦-١). وعادة ما يتم وصف دورة النيتروجين بعمليات النيترة (حيث تتأكسد الأمونيا إلى نترات عن طريق النيتريت)، وإزالة النيتروجين (تحول النترات أو النيتريت إلى غاز النيتروجين)، وتثبيت النيتروجين. ومن وجهة النظر الهندسية للعملية، سيكون الاحتفاظ بالنترات خارج هذه الدورة أفضل. وتبين في الآونة الأخيرة أنه بإمكان بكتيريا مؤكسدات الأمونيا الهوائية التقليدية القيام بعمليات أخرى أيضًا.



شكل ٦-١ شبكة النيتروجين

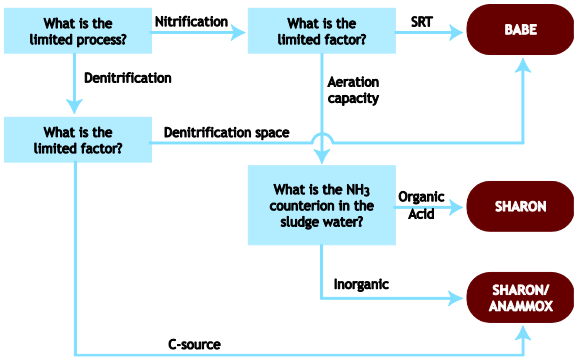
وعندما يكون الأكسجين عاملاً محددًا (في ظروف الكائنات أليفة الهواء القليل)، تتمكن بكتيريا النيتروزوموناس من دمج الأمينو هايدروكسايل مع النيتريت لإعطاء غاز ثاني أكسيد النيتروجين (Bock, 1995). يُشار إلى هذه العملية بالعملية الهوائية لإزالة الأمونيا (Hippen *et al.*, 1997). في ظل ظروف غياب الأكسجين ومع وجود NO_2، قد تحول الكائنات الحية الأمونيا إلى غاز الـ NO مع وجود الـ NO_2 (Schmidt *et al.* 2002). ويؤدي كل من التحويلين إلى إزالة الأمونيا من الحالة الذائبة في الماء، إلا أنها، بوضوح، غير مرغوبة، لاحتواء النتائج النهائية إما على عناصر سامة أو غاز احتباس حراري قوي. وعلاوة على ذلك، فقد تم اكتشاف مجموعة ميكروبية جديدة كاملة وهي: مؤكسدات الأمونيا اللاهوائية أو بكتيريا الأناموكس (Mulder *et al.*, 1995). والتي تقوم بأكسدة الأمونيا إلى غاز ثانى أكسيد النيتروجين مع النيتريت كمادة متلقية للإلكترون تحت الظروف اللاهوائية ، وقد تم اكتشاف هذه الخطوة المختصرة في دورة النيتروجين حديثًا، لكنه تبين أن البكتيريا المستخدمة شائعة جدًا في النظم الطبيعية. ويُفترض أن ٥٠ في المائة أو ما يزيد عن ذلك من إزالة النيتروجين الطبيعية يتم إجرائها عن طريق بكتيريا الأناموكس.

تسمح درجة الحرارة والتركيزات المرتفعة، في على سبيل المثال، مياه صرف هاضم الحمأة بالعديد من البدائل للإزالة البيولوجية للنيتروجين.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

فأولاً، هناك خيارات أفضل لوقف عملية النيترة عند مستوى النيتريت، حيث توفر مصادر الأكسجين والكربون. بل ومن الممكن الإزالة الكاملة للنيتروجين بواسطة الكائنات ذاتية التغذية المسببة للنيترة عن طريق استخدام بكتيريا الأناموكس. كما يمكن استخدام مياه صرف هاضم الحمأة الغنية بالنيتروجين من أجل زراعة البكتيريا المنترتة في التدفق الداخلي، والتي يتم تلقيحها في خط المعالجة الرئيس. ويسمح ذلك بتشغيل عملية المعالجة الرئيسة عند زمن مكث للحمأة الهوائية دون المستوى الأمثل.

إن العدد الهائل من عمليات معالجة مياه صرف معالجة الحمأة تجعل الاختيار المناسب أكثر تعقيدًا. كما أن اختيار عملية معالجة مياه الحمأة سيكون دائمًا محددًا بالموقع بدرجة عالية. وذلك سيعتمد أساسًا على محددات محطة المعالجة. فعلى سبيل المثال، إذا كانت قدرة التهوية في محطة المعالجة محدودة، فإن إزالة الأمونيا ستكون العملية الأنسب للاختيار. بينما إذا كانت زيادة مستويات إزالة النيترة هي الهدف الأساسي الذي يطلب تحقيقه، فإما أن تكون عملية الإزالة الكلية للنيتروجين أو الإضافة الحيوية هي الوسيلة المناسبة. وفي حالة المحطة التي يكون بها عمر الحمأة محدودًا، فقد تكون الإضافة الحيوية فقط هي العملية الأنسب للاختيار. كما أن اختيار المعالجة عن طريق النتريت أو النترات يعتمد على الظروف المحلية وتركيب مياه الحمأة. وإضافة إلى الجوانب الهندسية الخالصة للعملية، فإن هناك جوانب أخرى يجب وضعها في الاعتبار، مثل وقت البدء، ومخاطرة الفشل، والمرونة، إلخ. والقرار الرئيس هو ما إذا كانت عملية النيترة أو إزالة النيترة في عملية المعالجة الرئيسة هى العامل المحدد (كما هو مبين في الشكل ٦-٢). إذا كانت عملية النيترة محددة بزمن مكث الحمأة، أو إذا كانت عملية إزالة النيترة محددة بزمن مكث المنطقة غائبة الأكسجين الحر، فإن الإضافة الحيوية هي الاختيار الأفضل. وفي حالة وجود حيز محدود لعملية إزالة النيتروجين، فإن الإضافة الحيوية تسمح بخفض حجم المنطقة المهواة وزيادة حجم المنطقة غائبة الأكسجين الحر في العملية الرئيسة للحمأة المنشطة. وعلى أية حال، إذا كانت التهوية (النيترة) أو الـCOD (إزالة النيترة) عوامل محددة، فيمكن استخدام المتغيرات التي تعتمد على عملية النيترة الجزئية. وإضافة إلى الاختلاف في الإضافة الحيوية المحتملة، فإن الاختلاف الأهم هو أنه من أجل الإضافة، على المستخدم أن تكون لديه النيترة الكاملة لأن خلاف ذلك قد يؤدي إلى إضافة مؤكسدات الأمونيا فقط، مما يؤدي إلى البناء المحتمل للنتريت في مياه الصرف الصحي الخارجة (السيب) لمحطة المعالجة. ويجب إعطاء اهتمام خاص للأيون المضاد للأمونيا.



شكل ٦-٢ مخطط اختيار لاختيار عملية معالجة مياه صرف هاضم الحمأة

وبطبيعة الحال، فبعد الهضم اللاهوائي المعتاد سيكون الأيون المضاد، هو البيكربونات. ويمكن لهذه البيكربونات توفير ٥٠ في المائة من القلوية المطلوبة لإزالة النيتروجين. وعلى الباقي أن يأتي من خلال عملية إزالة النيترة (إما عن طريق إضافة ميثانول أو عن طريق استخدام COD في الحمأة المعادة في عمليات الإضافة الحيوية). ويُعد التحكم في الرقم الهيدروجيني بإضافة القلوية مباشرة أقل فاعلية من حيث التكلفة من استخدام الميثانول/ عملية إزالة النيترة.

وبالطبع، يمكن استخدام بكتيريا الأناموكس لعملية إزالة النيترة من أجل التحكم في الأس الهيدروجيني أيضًا. ورغم ذلك، ففي بعض الحالات، تؤدي وسائل معالجة الحمأة المستخدمة إلى أيون آخر مضاد للأمونيا. إذا تم استخدام أملاح حديد، في معالجة الحمأة من أجل زيادة معدل التجفيف مثلاً، فسوف تصبح مادة الكلوريد هي الأيون المضاد، مما يؤدي إلى حاجة أكبر للتحكم في القلوية. وفي مثل هذه الحالات، فمن الأفضل تغيير عملية معالجة الحمأة. وإذا كان تجفيف الحمأة مستخدمًا، فعادة سوف تكون الأحماض الدهنية هي الأيونات المضادة المهيمنة. وفي مثل هذه الحالات، لا توجد هناك حاجة إلى إضافة خطوة الأناموكس، نظرًا لوجود COD كافٍ في مياه صرف هاضم الحمأة.

ولا توجد حاجة فعلية لعملية إزالة النيترة عند استخدام عمليات معالجة جانبية من أجل تقليل حمل الأمونيا في المياه الخارجة من المحطة. حيث من المحتمل أن مياه الحمأة التي بها نترات تعود مع المياه الداخلة لمحطة معالجة مياه الصرف الصحي حيث تتم إزالة النيترة فيها. ورغم ذلك، تُعد عملية إزالة النيترة وسيلة ذات فاعلية من حيث التكلفة من أجل التحكم في الأس الهيدروجيني، ودائمًا ما يتم تنفيذها بهذه الطريقة. ونظرًا لإجراء عمليات المعالجة الجانبية تحت تركيزات

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

مرتفعة ودرجة حرارة عالية، فلن تكون هناك حاجة مباشرة لمكث الحمأة عندما يتم تطبيق عملية النيترة/ وإزالة النيترة التقليدية. ربما يؤدي مكث الحمأة إلى مفاعل أصغر نوعًا ما (عامل ٢–٤، اعتمادًا على تركيز الأمونيا)، إلا أنه سوف يؤدي أيضًا إلى عملية أكثر تعقيدًا وأعلى استثمارًا في الأعمال الميكانيكية. يمكن تنفيذ عملية النيترة وإزالة النيترة في نظام الخزانين (خزان هوائي وآخر غائب الأكسجين بإعادة تدوير ضخمة) أو نظام الخزان الواحد (ذو فترات هوائية وغير هوائية متتابعة). إن بناء نظام الخزان الواحد أقل تكلفة، إلا أن الاستثمار في معدات التهوية سيكون أكبر، وذلك نظرًا لعدم استخدام هذا النظام لجزء من الوقت، بينما ينبغي أن يكون إجمالي الأكسجين الداخل مثل ذلك الذي في نظام الخزانين. وكما يختلف التحكم في عملية التشغيل، تختلف نقطة التحكم، على سبيل المثال، الأكسجين المذاب في نظام الخزانين مختلف لأن في كلا الخزانين سيوجد وضعًا ثابتًا للحالة. بينما يمنح نظام الخزان الواحد مرونة أكثر للتحكم في عملية التشغيل نظرًا للظروف الداخلية الديناميكية.

ويمكن شرح عملية الاختيار باستفاضة أكثر باستخدام مثال من محطة Beverwijk في هولندا لمعالجة مياه الصرف الصحي. فهذه المحطة تبلغ سعتها ٣٢٠,٠٠٠ مكافئ سكاني (PE) مع حمل نيتروجين من معالجة الحمأة (هضم الميثان وتجفيف الحمأة الحراري) يبلغ ١,٢٠٠ كيلوجرام نيتروجين في اليوم. ووفقًا لتشريع جديد، لا يتعدى إجمالي نيتروجين مياه الصرف الخارجة ١٠ ميليجرام نتروجين/ لتر أو ٧٥ في المائة إجمالي إزالة النيتروجين. وقد احتاجت محطة المعالجة إلى تطويرها حتى تصل إلى هذا المعيار الجديد. وكانت إزالة محتوى النيتروجين في مياه الحمأة كافية لتحقيق المعايير المطلوبة. ولكن كان السؤال هو: أي عملية معالجة جانبية ، في هذه الحالة، هي الاختيار الأمثل؟ فقد تم إجراء مقارنة شاملة بين الإضافة الحيوية (BABE®)، والنيترة – إزالة النيترة (SHARON®)، وعملية الجمع بين النيترة والأناموكس. والأسيتات هى الأيون المضاد للأمونيا. $NH4^+$ فى مياه صرف هاضم الحمأة، كما أن مياه الحماة هذه تحتوي على أسيتات التي تعمل كأيون مضاد للأمونيا (وهذا يُعد وضعًا طبيعيًا للتجفيف الحراري للحمأة). وأظهرت التجارب المعملية أن مفاعل SHARON® قد قام تحت زمن مكث للحمأة الهوائية مقداره يوم واحد ودون تصحيح الأس الهيدروجيني بعملية النيترة وإزالة النيترة بكفاءة تزيد عن ٩٠ في المائة، عبر مسار النتريت (Schemen *et al.*, 2003).

وإضافة إلى الجوانب الهندسية الخالصة، فهناك العديد من الجوانب الأخرى ذات الأهمية في هذه الحالة وفي معظم الحالات الأخرى اعتبرت مهمة. وهذه الجوانب مثل استخدام الطاقة، والإدارة، والبناء، إلخ موضحة في مصفوفة القرار في الجدول رقم ٦–١ (Schemen

جدول رقم ٦–١ مصفوفة قرار لاختيار عملية معالجة مياه صرف الحمأة في محطة Beverwijk لمعالجة مياه الصرف الصحي

المعيار	الوزن (%)	BABE®	SHARON®	SHARON®/Anammox
استثمار	٢٧	+	++	+
كفاءة إزالة النيتروجين	٥	++	++	+
استخدام الطاقة	١٥	–	٠	++
الرائحة المنبعثة	١	+	+	+
زمن الإنجاز	٢٠	+	+	––
الإدارة	١	+	++	++
البناء	١	٠	٠	٠
المرونة	١٠	–	+	++
الابتكارية	١٠	+	+	++
مخاطرة الفشل	١٠	+	+	–
المجموع	١٠٠	٣,٥	٤,١	٣,٥

ملاحظة: ++=٥؛ +=٤؛ ٠=٣؛ –=٢؛ ––=١ والحد الأقصى خمس نقاط

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

et al., 2003). و بشكل واضح يوجد العديد من معايير القرار ، والتي قد تتغير بحسب كل محطة بعينها. وعلاوة على ذلك، فلكل جانب من جوانب القرار وزن مختلف، ومرة أخرى يكون معتمدًا على الاعتبارات المحلية، كما تم حساب النتيجة الإجمالية لكل نظام معالجة. وبالاستناد على هذه المصفوفة، فقد كان القرار النهائي هو اختيار تكنولوجيا SHARON® من أجل تطبيقها على معالجة مياه الحمأة في محطة Beverwijk (انظر الشكل رقم ٦-٤). تختلف الجوانب التي يجب اعتبارها في مصفوفة القرار من محطة معالجة عن الأخرى، كما أن الأوزان المعطاة لكل جانب من الجوانب تختلف من حالة إلى أخرى، وذلك قد يؤدي إلى اختيارات مختلفة لنفس المحطة في مواقع مختلفة أو تُدار من قبل جهة أخرى.

٦-٤ إزالة النيتروجين اعتمادًا على النتريت

تم اعتبار تقنيات النيترة/ إزالة النيترة بأنها واعدة لفترة طويلة من الزمان. وأثناء عملية النيترة الجزئية، يتم تحول الأمونيا إلى نيتريت، بينما يتم منع المزيد من الأكسدة إلى نترات. إن معادلات القياس المتكافئ للنيترة وإزالة النيترة مذكورة أدناه.

الإزالة التقليدية للأمونيوم:

الخطوة الأولى للنيترة:

$$NH_4^+ + 1.5O_2 \rightarrow NO_2^- + H_2O + 2H^+ \quad (6.1)$$

الخطوة الثانية للنيترة:

$$NO_2^- + 0.5O_2 \rightarrow NO_3^- \quad (6.2)$$

النيترة:

$$NH_4^+ + 2O_2 \rightarrow NO_3^- + H_2O + 2H^+ \quad (6.3)$$

إزالة النيترة:

$$NO_3^- + 4g\ COD + H^+ \rightarrow 0.5N_2 + 1.5g\ sludge \quad (6.4)$$

الخلاصة:

$$NH_4^+ + 2O_2 + 4g\ COD \rightarrow 0.5N_2 + H_2O + H^+ + 1.5g\ sludge \quad (6.5)$$

إزالة الأمونيوم اعتمادًا على النيترة (SHARON®):

الخطوة الأولى للنيترة

$$NH_4^+ + 1.5O_2 \rightarrow NO_2^- + H_2O + 2H^+ \quad (6.1)$$

إزالة النيترة:

$$NO_3^- + 4g\ COD + H^+ \rightarrow 0.5N_2 + 1.5g\ sludge \quad (6.4)$$

الخلاصة:

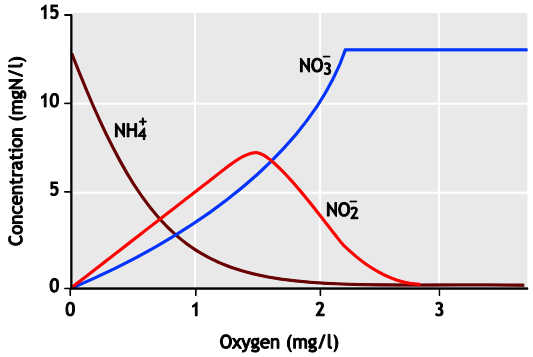
$$NH_4^+ + 1.5O_2 + 2.4g\ COD \rightarrow 0.5N_2 + H_2O + H^+ + 0.9g\ sludge \quad (6.7)$$

إن انخفاض الحاجة إلى الأكسجين تعني أن العملية تحتاج إلى تهوية أقل بنسبة ٢٥ في المائة. ويتطلب اختزال النيتريت إلى غاز نيتروجين إلى مصدر كربون أقل بنسبة ٤٠ في المائة، وبذلك تكون التكلفة أقل عندما تتطلب النسبة المنخفضة للكربون إلى النيتروجين C/N في مياه الصرف الصحي إضافة مانح خارجي للإلكترون، مثل الميثانول. وأخيرًا، فإن كمية الحمأة التي تم إنتاجها في عملية النيترة الجزئية التي تعتمد على النيتريت تقل نحو ٤٠ في المائة تقريبًا.

يمكن إجبار التحويل البيولوجي على اتباع مسار النتريت عن طريق وسيلتين رئيستين هما: (١) استخدام ضغوط انتقائية قوية و(٢) الاحتفاظ بتركيز الأكسجين منخفضًا أو إيجاد درجة الأس الهيدرويجيني ، أو النتريت، أو الأمونيوم دون المستوى الأمثل. وتكون عملية أكسدة الأمونيا أكثر حساسية لتغيرات درجة الحرارة من أكسدة النتريت (Hellinga *et al.*, 1998). وفي ظل درجات الحرارة المرتفعة عن ٢٠ درجة مئوية، فإن البكتيريا المؤكسدة للأمونيوم لديها معدل نمو مرتفع عن البكتيريا المؤكسدة للنتريت. وتستفيد عملية SHARON® من هذا الاختلاف في معدل النمو تحت درجات حرارة أكثر ارتفاعًا، عن طريق اختيار زمن مكث للحمأة يكون بين متطلبات أكسدة الأمونيوم والنتريت. وأحد عوامل الاختيار القوية أيضًا هو ارتفاع تركيز الأمونيوم، أو النتريت، أو الملح في المفاعل، فإن مؤكسدات النتريت لديها قوة تحمل ضعيفة ولا تستطيع النمو في ظل هذه الظروف. ويرتبط ذلك ببعض مياه الصرف الصناعي بوجه خاص. وكما سبق الذكر، فإن الإمكانية الثانية لمنع أكسدة النتريت هي الاحتفاظ بتركيز الأكسجين منخفضًا أو إيجاد الأس الهيدروجيني أو النتريت أو الأمونيوم دون المستوى الأمثل. وفي هذه الحالة، وبشكل عام سوف يتم منع أكسدة النتريت جزئيًا فقط. ومن خلال الجمع بين مثل هذا العامل الضعيف لتثبيط النتريت مع إزالة النيترة، يمكن الحصول على التحويل الكامل عن طريق النتريت. ونتيجة لإزالة النيترة من النتريت، تُصبح البكتيريا المؤكسدة للنتريت محرومة من ركائزها وتخرج من النظام البيولوجي.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

وفي ظل التركيزات المنخفضة للأكسجين، يتم إنتاج النتريت والنترات من خلال الحد من كمية الأكسجين. والتركيز الأمثل الحقيقي لتراكم النتريت في مثل هذه العمليات سوف يكون أقل بالنسبة للأغشية الحيوية الرقيقة والندف الصغيرة أو معدلات الحمل المنخفض (Hao *et al.*, 2002). كما أن التركيز المنخفض للأكسجين وحده لا يكفي نظرًا لأن النترات أيضًا سوف يتم تكوينها (Picioreanu *et al.*, 1997). ويوضح الشكل رقم ٦-٣ كيفية تكوين النتريت/النترات في تركيزات مختلفة من الأكسجين المذاب في نظام الغشاء الحيوي كما تمت ملاحظته تجريبيًا من قِبَل Garrido *et al.* (1997)، وتم شرحه بطريقة نظرية من قِبَل (Picioreanu *et al.*, 1997).



شكل رقم ٦-٣ تأثير الأكسجين على تراكم NO_2-N في نظام غشاء حيوي

إن الطريقة الوحيدة التي يمكن من خلالها توجيه التحويل بالكامل تجاه النتريت هي إخراج أكسدة النتريت من المنافسة عن طريق المنافسة على الأكسجين والنتريت معًا. وهذا يعني ازدواج مباشر لعملية النيترة وإزالة النيترة. ومن الأمثلة على ذلك استخدام عملية تدوير قوية بين المفاعلات الهوائية ومفاعلات الأكسجين المتحد (Van Benthum *et al.*, 1998) أو احتوائها على إزالة النيترة في أعمق طبقات نظام غشاء حيوي (مثلاً Kuai *et al.*, 1998; Hao *et al.*, 2002).

كانت عملية SHARON® (Hellinga *et al.*, 1998) هي الوسيلة الأولى التي تم تطويرها وتوسيعها على نطاق كامل من أجل المعالجة المخصصة للمياه الغنية بالأمونيوم باستخدام النتريت كمرحلة وسيطة. وكلمة SHARON ترمز إلى نظام "المفاعل المفرد لعملية إزالة الأمونيوم عالي النشاط عن طريق النيتريت". وتستفيد العملية من درجة الحرارة المرتفعة لمياه الحمأة، فتمكن من ارتفاع معدلات النمو المحددة، وتقوم بالعملية دون أي مكث ممكن للحمأة (Hellinga *et al.*, 1998; Mulder *et al.*, 2001). وتعتمد العملية على أقصى ارتفاع لمعدل نمو مؤكسدات الأمونيا بالنسبة إلى مؤكسدات النتريت تحت درجات حرارة مرتفعة. ويُعتبر زمن مكث الحمأة قصير نسبيًا (حوالي يوم واحد) لاختيار أكسدة الأمونيا فقط دون السماح بأكسدة النيتريت.



شكل رقم ٦-٤ محطة Beverwijk لمعالجة مياه الصرف الصحي والدائرة الحمراء توضح المنطقة المستخدمة لعملية SHARON® والتي تعالج ١,٢٠٠ كيلوجرام نيتروجين في اليوم.

إن القصر النسبي للزمن المطلوب لمكث الحمأة الهوائية (يوم واحد) يعني إمكانية تشييد العملية دون مكث الكتلة الحيوية. وينتهي الأمر بالحمأة المنتَجة في مياه الصرف الصحي الخارجة ولا يُعد ذلك مشكلة طالما أنه سيتم إرسال مياه الصرف الصحي الخارجة إلى المياه الداخلة لمحطة معالجة مياه الصرف الصحي الرئيسة. وإذا تم تطبيق مكث الكتلة الحيوية، فسوف يصبح زمن التهوية هو العامل المحدد لتصميم المفاعل، وذلك من خلال الحاجة إلى إضافة كمية كبيرة من الأكسجين. وتلك هي الموازنة الاقتصادية النهائية بين حجم المفاعل ومعدات المكث التي تحدد الاختيار المناسب لتطبيق نظام مكث الحمأة. ومن خلال الممارسة العملية، فإنه يبدو أنه في التركيزات التي تزيد عن ٠,٤-٠,٥ جرام نيتروجين/ لتر، يكون النظام بدون مكث الكتلة الحيوية أقل تكلفة. وإضافة إلى ذلك، فإنه يتطلب أيضًا صيانةً أقل.

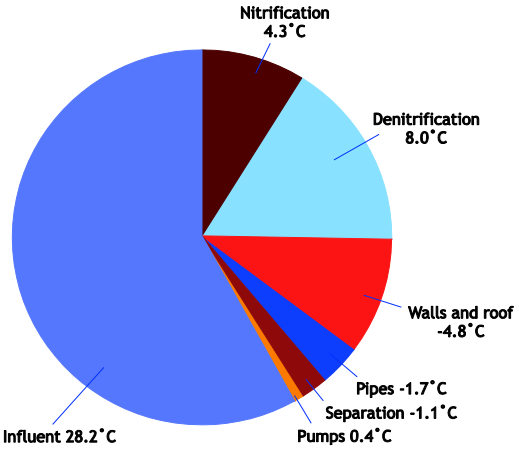
Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

إن الاختلاف الرئيس بين المفاعلات التي تعمل بمكث الكتلة الحيوية أو دونها هو الاستجابة لتغيرات التركيز في مياه الصرف الصحي. وفي النظم التي تعتمد على مكث الكتلة الحيوية ، يكون معدل تحميل الحمأة ذا أهمية من أجل عملية التحول. كما ينبغي أن يُصمم هذا النظام لأقصى حمل. وفي أي نظام بدون مكث الكتلة الحيوية، فإن معدل النمو هو عامل التصميم. كما ستؤدي معدلات التحميل المتنوعة إلى كميات متنوعة من الحمأة في المفاعل، وبذلك تجعل تركيز مياه الصرف الصحي الخارجة ثابتًا بصرف النظر عن تركيزات المياه الداخلة.

ودائمًا ما يتم استخدام عملية إزالة النيترة في مفاعل SHARON® للتحكم في الأس الهيدروجيني (Hellinga *et al.*, 1998). فاستخدام الميثانول أو النفايات العضوية لإنتاج القلوية من خلال عملية إزالة النيترة أقل تكلفةً من شراء القلوية في صورة بيكربونات أو هيدروكسايد. وليست هناك حاجة مباشرة لإجراء عملية إزالة النيترة بالكامل، طالما أن عملية المعالجة الجانبية لم تخضع لاشتراطات مياه الصرف الصحي الخارجة، فالهدف الرئيس هو إزالة كمية كبيرة من النيتروجين. ومن أجل إجراء عملية إزالة النيترة لمياه الصرف الصحي الخارجة كالمعتاد من هاضم الحمأة، فإن عملية إزالة النيترة للتحكم في الأس الهيدروجيني تعني بالفعل نسبة إزالة تبلغ حوالي ٩٥ في المائة.

وكما سبق ذكره، فإن التحكم في الأس الهيدروجيني هو العامل الأساسي فى تصميم عمليات النيترة وإزالة النيترة لمياه صرف هاضم الحمأة. ويتم الاحتفاظ بالأس الهيدروجيني عن طريق تطاير CO_2 من السائل. وهذا يعني أنه يجب تصميم أحواض مرتفعة (عمق الماء أكثر من ٤–٥ أمتار) وفقًا لتطاير الـ CO_2 بدلاً من إمداد الأكسجين. كما يُفضل الاحتفاظ بالأس الهيدروجيني الذي عنده يتحول توازن البيكربونات تجاه الـ CO_2، أي أقل من أو نحو ٧,٠، بالرغم من أنه بالنسبة للكائنات التى تقوم بعملية النيترة، فقد يبلغ الأس الهيدروجيني لأقصى نمو ٧,٥– ٨,٠. كما يُفضل أن يعتمد التحكم الفعال في العملية على قياسات الأس الهيدروجيني. وسوف تؤدي كل من العمليتين، النيترة الزائدة والإزالة المحدودة للنيترة إلى نقص الأس الهيدروجيني بشكل سريع، بينما تؤدي زيادة إزالة النيترة إلى ارتفاع الأس الهيدروجيني. وتكون استجابة الأس الهيدروجيني قوية نظرًا لعدم بقاء وجود أى قدرة عزل تذكر لهذا النظام على ثبات الأس الهيدروجيني. إن تحويل ٧ ملليجرام أمونيوم– نيتروجين، سوف ينتج ١ ملى مول من البروتونات، أو نقص الأس الهيدروجيني إلى ٣ في غياب منظم للأس الهيدروجينى؛ أي أن أي تغيير بسيط في التحويل سوف ينتج عنه تأثير كبير في نظام الأس الهيدروجيني.

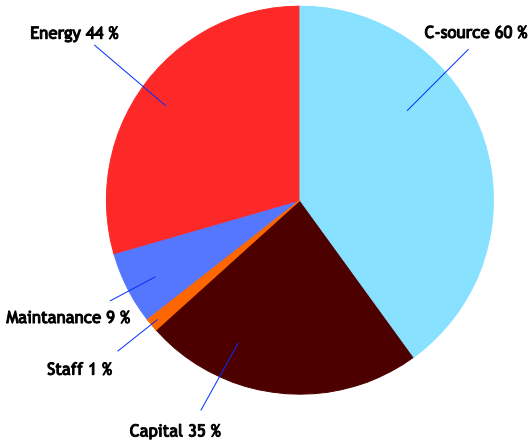
تعد عملية النيترة وإزالة النيترة تفاعلات طاردة للحرارة: وهذا يعني أن عملية التحويل لديها تأثير واضح على درجة الحرارة في المفاعل. يُعطي الشكل رقم ٦–٥ لمحة عامة عن العوامل التي تساهم في درجة الحرارة في المفاعل، فليست هناك حاجة إلى التحكم الدقيق في درجة الحرارة؛ وعلى أية حال يُفضل القيام بالعملية تحت درجات حرارة تفوق ٢٥ درجة مئوية وتنخفض عن ٤٠ درجة مئوية.



شكل رقم ٦–٥ المساهمات في التوازن الحرارى لمفاعل SHARON® على نطاق كامل في محطة Dokhaven لمعالجة مياه الصرف الصحي في روتردام

وتتأثر تكلفة عملية SHARON بشكل رئيس بعوامل التشغيل ومصدر الطاقة ومصدر الكربون كما هو مبين في الشكل رقم ٦–٦. كما أن تكلفة الاستثمار تنخفض نسبيًا نتيجة لبساطة تصميم المفاعل وتشغيله.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



شكل رقم ٦-٦ التكلفة المتراكمة لإزالة النيتروجين لعملية معالجة جانبية في مفاعل SHARON®

٦-٥ أكسدة الأمونيا اللاهوائية

إن كلمة الأناموكس هي اختصار لكلمات الأكسدة اللاهوائية للأمونيا، وهي وسيلة ذاتية التغذية تمامًا لإزالة النيتروجين. وتم اكتشاف العملية الميكروبية في الثمانينات فقط (Mulder *et al.* 1989)، بينما بدأت الدراسات حول استخدامها في معالجة مياه الصرف الصحي في التسعينات. وحقيقةً تُعتبر عملية تحويل الأناموكس طريقًا مختصرًا في دورة النيتروجين. وتحول هذه العملية الأمونيوم إلى غاز ثنائي النيتروجين مباشرة تحت الظروف اللاهوائية إلى جانب استخدام النتريت كمادة مستقبلة للإلكترون. وتستخدم البكتيريا CO_2 كمصدر للكربون كأي بكتيريا منيترة طبيعية. ولمزيد من المعلومات حول اكتشاف الأناموكس وتطبيقاته، يُوجه القارئ إلى استعراض بحث Kuenen (٢٠٠٨).

إن مميزات استخدام الأناموكس في إزالة النيتروجين واضحة. ولا توجد حاجة إلى المصادر الخارجية للكربون العضوي، فيجب أكسدة ٥٠ في المائة فقط من الأمونيا إلى نتريت في حين أن هناك إنتاجية منخفضة من الكتلة الحيوية (أو إنتاج الحمأة). وعندما تقترن عملية الأناموكس بعملية النيترة الجزئية، فقد يُرى التحويل الكلي كأكسدة مباشرة للأمونيا إلى غاز ثنائي النيتروجين. ومعادلات تفاعل عملية إزالة النيتروجين التقليدية وتلك التي تعتمد على الأناموكس تكون كالآتي:

الإزالة التقليدية للأمونيا:

النيترة:

$$NH_4^+ + 2O_2 \rightarrow NO_3^- + H_2O + 2H^+ \quad (6.3)$$

إزالة النيترة:

$$NO_3^- + 4g\ COD + H^+ \rightarrow 0.5N_2 + 1.5g\ sludge \quad (6.4)$$

الخلاصة:

$$NH_4^+ + 2O_2 + 4g\ COD \rightarrow 0.5N_2 + H_2O + H^+ + 1.5g\ sludge \quad (6.5)$$

SHARON®/Anammox:

الخطوة الأولى للنيترة:

$$NH_4^+ + 1.5O_2 \rightarrow NO_2^- + H_2O + 2H^+ \quad (6.1)$$

الأكسدة اللاهوائية للأمونيا:

$$NH_4^+ + NO_2^- \rightarrow N_2 + 2H_2O \quad (6.8)$$

الخلاصة:

$$NH_4^+ + 0.75O_2 \rightarrow 0.5N_2 + 1.5H_2O + H^+ \quad (6.9)$$

إن قلة الحاجة إلى الطاقة ومانح الإلكترون تعني أن استخدام عملية الأناموكس تساهم بقوة في زيادة استدامة عمليات معالجة مياه الصرف الصحي. يُبين الجدول رقم ٦-٢ مقارنة إرشادية بين إزالة النيتروجين عن طريق إزالة النيترة التقليدية وعملية الأناموكس. وفي العملية التقليدية، يتم انطلاق ما يقرب من ٤,٧ طن من CO_2 لكل طن من النيتروجين المنزوع، وفيما يتعلق بعملية SHARON®/Anammox يتم إطلاق ٠,٧ طن فقط من الـ CO_2 لكل طن من النيتروجين المزال. وهذا النقص في انبعاثات الـ CO_2 قد تكون حافزًا إضافيًا لتطبيق الأناموكس في الصناعة. وتم تلخيص الآثار المترتبة عن الأناموكس لمحطات معالجة مياه الصرف الصحي البلدية والصناعية ذات النطاق الواسع في الجدولين ٦-٣ و٦-٤ على التوالي.

تُطبق عملية الأناموكس حاليًا في درجات الحرارة المرتفعة فقط (مثل مياه صرف هاضم الحمأة)، ورغم ذلك فنظرًا لوجودها في كل مكان في الطبيعة، فلا يوجد أي حد حقيقي لتطبيقها في محطات معالجة مياه الصرف الصحي لإزالة النيتروجين. إن تطبيق إزالة الكائنات ذاتية التغذية القائمة بعملية النيترة في محطة معالجة مياه الصرف الصحي يجعل تحقيق أقصى حد لإنتاج الحمأة ممكنًا (عن طريق الترسيب الابتدائي والتنديف مثلاً) ومن ثم يزيد إنتاج الميثان في هاضم الحمأة. وذلك يؤدي إلى تحسين كفاءة طاقة النظام بشكل فعال.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

تشكل بكتيريا الأناموكس مجموعة متميزة ومنفصلة في العالم الميكروبي (انظر الشكل رقم ٦-٧). وتحدث هذه التفاعلات الهدمية في الغشاء الداخلي للخلية، أما بالنسبة لجميع البكتيريا الأخرى، فيغيب هذا الغشاء المولد للطاقة الداخلية، وعادة، تتولد الطاقة على الغشاء الخارجي. إن الأناموكس لديها وسيط فريد من نوعه في عملية الهدم الخاصة بها، وهو الهيدرازين. ولا يزال الدور الحقيقي للأمينو هايدروكسايل قيد المناقشة؛ فقد يُعتبر الـ NO هو الوسيط بدلاً من الأمينو هايدروكسايل. وبينما يكون لدى بكتيريا إزالة النيترة العادية N_2O كوسيط، يغيب هذا التركيب في فسيولوجيا الأناموكس. وهذا يعني أن هذه الغازات الدفيئة (المسببة للاحتباس الحراري) القوية لن تُنتَج عن طريق بكتيريا الأناموكس. وتتماثل إنتاجية نمو الأناموكس مع تلك المتعلقة ببكتيريا النيترة. فيتم إنتاج النترات في عملية نمو الأناموكس، وذلك نتيجة لأكسدة النتريت إلى نترات، والتي تعوض نقص الـ CO_2 بالمادة العضوية الخلوية. ولذلك، ففي عملية التغذية الذاتية الكاملة، يُعتبر توليد النترات فى وسط معزول عن الأكسجين الحر مقياسًا لنمو الكتلة الحيوية للأناموكس ومؤشرًا جيدًا جدًا لنشاط الأناموكس.

جدول رقم ٦-٢ مقارنة بين نظام الإزالة التقليدية للنيتروجين وعملية SHARON®/Anammox لإزالة النيتروجين

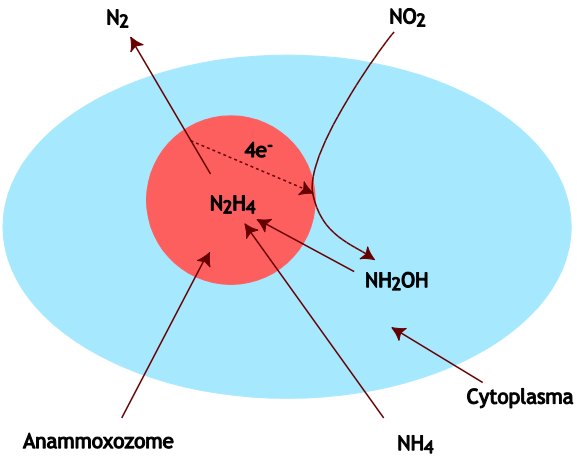
البند	الوحدة	المعالجة التقليدية	SHARON®/Anammox
الطاقة	كيلو واط ساعة/كجم نيتروجين	٢,٨	١,٠
الميثانول	كجم/ كجم نيتروجين	٣,٠	٠
إنتاج الحمأة	كجم مواد عالقة متطايرة/ كجم نيتروجين	١,٠ -٠,٥	٠,١
انبعاثات الـCO_2	كجم / كجم نيتروجين	٤,٧<	٠,٧
التكلفة الكلية[١]	يورو/ كجم نيتروجين	٥,٠ -٣,٠	٢,٠ -١,٠

[١] يشتمل مجموع التكاليف على كل من تكاليف التشغيل وأعباء رأس المال

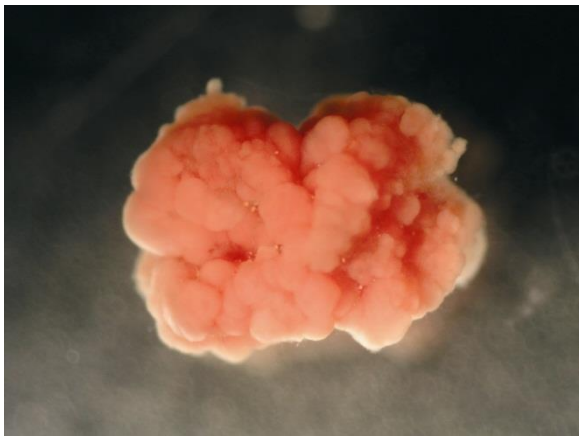
جدول رقم ٦-٣ التأثيرات الناتجة عن الأناموكس: مقارنة إزالة النيتروجين في محطات معالجة مياه الصرف الصحي البلدية بالطريقة التقليدية مع إزالة النيتروجين بواسطة الأناموكس في هولندا (إجمالي قدرة المعالجة لـ٢٥ مليون نسمة)

المادة	الوحدة	الطريقة التقليدية لإزالة النيتروجين	المعالجة المبدئية، المعالجة اللاهوائية، الـ Anammox	الاختلاف
إنتاج الطاقة (CH_4)	ميجا واط	٠	٤٠	٤٠
انبعاثات الـ CO_2	كيلوطن/عام	٤٠٠	٦	٣٩٤
استهلاك الطاقة	ميجا واط	٨٠	٤١	٣٩
إنتاج الحمأة	كيلوطن مواد عالقة متطايرة/ عام	٣٧٠	٢٧٠	١٠٠

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



شكل رقم ٦-٧ التمثيل الغذائي للأناموكس



شكل رقم ٦-٨ حبيبة نموذجية لحمأة الأناموكس (صورة: Water Board Hollandse Delta)

إن المشكلة الرئيسة لكائنات الأناموكس هي معدل نموهم المنخفض جدًا (0.069 day^{-1}) (Van de Graaf *et al.*, 1996). إن بطء معدل النمو ليس من محددات القدرات العالية للمفاعل؛ فيسهل تحقيق ٥-١٠ كيلوجرام نيتروجين/$م^3$/يوم نظرًا لقدرة هذه البكتيريا على استيقاف نفسها في أغشية حيوية أو حبيبات مدمّجة لتكوين تركيزات عالية من الكتل الحيوية في المفاعل. وحمأة الأناموكس لها لون أحمر مميز (انظر الشكل ٦-٨).

ويحتاج هذا النظام إلى النتريت من أجل إزالة فعالة للأمونيا، فلا تستطيع كائنات الأناموكس استخدام النترات، ولذلك فتحتاج العملية خطوة أولية للنيترة الجزئية. إن الاستراتيجية المباشرة هي الجمع بين عملية الأناموكس وعملية مثل عملية SHARON® (Van Dongen *et al.*, 2001). ويسبق عملية الأناموكس مفاعل SHARON حيث تحدث النيترة الجزئية فقط.

جدول رقم ٦-٤ الآثار المترتبة على الأناموكس: مقارنة إزالة النيتروجين في المحطات الصناعية لمعالجة مياه الصرف الصحي بواسطة الإزالة التقليدية للنيترة وعملية الأناموكس في هولندا (إجمالي قدرة المعالجة الصناعية: 21 كيلوطن COD /عام و ٢ كيلوطن نيتروجين/ عام)

البند	الوحدة	الطريقة التقليدية لإزالة النيتروجين	المعالجة المبدئية، المعالجة اللاهوائية، الأناموكس	الاختلاف
إنتاج الطاقة (CH_4)	ميجا واط	٠	٢	٢
انبعاثات CO_2	كيلوطن/عام	٣٠	٦	٢٤
استهلاك الطاقة	ميجا واط	٢,٣	٠,٣	٢
إنتاج الحمأة	كيلوطن مواد عالقة متطايرة/ عام	٣٠	٤	٢٦

يعمل مفاعل SHARON® تحت ظروف يوم من زمن المكث الهيدروليكي، ودرجة حرارة ٢٥-٤٠ درجة مئوية وأس هيدروجيني ٦,٦- ٧,٠. ودون التحكم في الأس الهيدروجيني للمفاعل، سوف يتم الحصول على خليط من ٥٠ في المائة من الأمونيوم و ٥٠ في المائة من النتريت في مياه الصرف الصحي الخارجة لمفاعل SHARON®. ويرجع ذلك إلى حقيقة أن مضاد أيون الأمونيوم في مياه صرف الهاضم العادي هو البيكربونات. وعندما تتم أكسدة ٥٠ في المائة من الأمونيوم، يتم استخدام جميع الكربونات العازلة ، وتكبح العملية نفسها بسبب انخفاض الأس الهيدروجيني. كما جرى التطبيق الأول لتكنولوجيا SHARON®/Anammox على نطاق كامل في محطة دوكهافنDokhaven لمعالجة مياه الصرف الصحي في

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

روتردام، هولندا (470,000 نسمة، حمل النيتروجين830 كجم/يوم , van der Star *et al.*, 2007 ، شكل رقم ٦-٩).



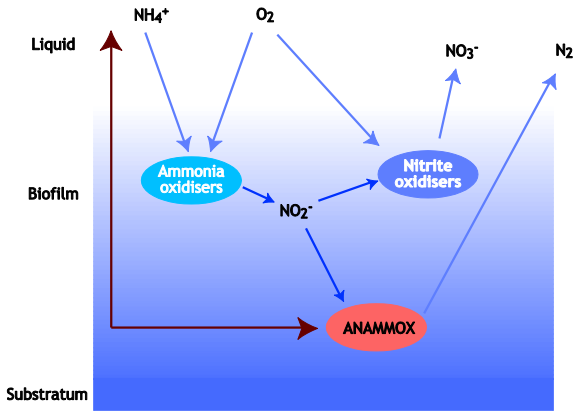




شكل رقم ٦-٩ (أ) منظر جوّي لمنشآت معالجة الحمأة في محطة Dokhaven لمعالجة مياه الصرف الصحي و(ب) منظر لمفاعل الأناموكس (ج) مفاعل SHARON® من قمة هاضم الحمأة (صورة: Water Board Hollandse Delta)

إن نوع المفاعل ذا التدوير الداخلي الذي يُستخدم في عملية الأناموكس في روتردام ملائم لاستخدام الحمأة الحبيبية خصيصًا. فنجد أن الجزء السفلى عبارة عن حيز طبقة حمأة معلقة التي تُخلط جيدًا عن طريق عمل مضخة رافعة بالهواء والتي يتم دفعها من غاز النيتروجين الذي يتم إنتاجه وتجمعه على قمة هذا الحيز السفلى. وبهذه الطريقة، يمكن بقاء تركيزات النتريت في مستوى منخفض في المفاعل بأكمله رغم تركيزات المياه الداخلة العالية. كما يحتوي الحيز العلوي للمفاعل على حمأة ويتم استخدامها بشكل رئيس لتحقيق تركيز منخفض لمياه الصرف الصحي الخارجة من خلال خصائص التدفق التدافعي.

ويمكن أيضًا الجمع بين النيترة وتحويل الأناموكس في مفاعل واحد. وفي هذه الحالة تكون هناك حاجة إلى تثبيت الكتلة الحيوية نظرًا للانخفاض الشديد في معدل نمو بكتيريا الأناموكس. ولا يمكن استخدام معيار الإزالة لمنع أكسدة النتريت، ومع ذلك فمن الممكن عند تحديد كل من الأكسجين والنتريت أن تتغلب بكتيريا الأناموكس على مؤكسدات النيتريت فى عملية إزالة النيتروجين بشكل فعَّال (Hao *et al.*, 2002). إن أيسر وسيلة هي القيام بعملية الأكسدة للأمونيا بواسطة الغشاء الحيوي أو الحمأة الحبيبية المعتمدة على عملية أكسدة الأمونيا بواسطة الكائنات ذاتية التغذية تحت ظروف شح الأكسجين بحيث يتأكسد ما يقرب من ٥٠ في المائة من الأمونيا. وإذا كان الغشاء الحيوي مستقرًا، فسوف يتطور عدد الأناموكس في أعمق طبقات الغشاء الحيوي كما هو مُبين في الشكل ٦-١٠.



شكل رقم ٦-١٠ تمثيل تخطيطي لإزالة النيتروجين بواسطة الكائنات ذاتية التغذية في عملية غشاء حيوي

تم الحصول على هذه العملية في العديد من الحالات (مثل Siegrist *et al.*, 1998). كما حصلت هذه العملية على العديد من الأسماء المختصرة في الأدبيات : النيترة الهوائية محدودة الأكسجين- إزالة النيترة (Kuai *et al.* 1998، ١٩٩٨، OLAND®)، الإزالة الهوائية للأمونيا (Hippen *et al.*, 1997)، الإزالة الكاملة للنيتروجين بواسطة الكائنات ذاتية التغذية عن طريق النتريت (CANON®, Strous, 2000; Sliekers *et al.*, 2002). ويقترح أول اسمين عملية إزالة النيترة تحت الظروف الهوائية، وهذا غير صحيح؛ ولهذا تم اقتراح CANON® كوصف عام للعملية. وعلى نحو فعال، يرجع أول اسمين إلى الافتراض الأصلي بأنه يتم تنفيذ عملية إزالة النيترة أساسًا بواسطة بكتيريا النيتروزوموناس (انظر الشكل رقم ٦-١)، فقد تبين بوضوح في وقت لاحق أن بكتيريا الأناموكس هى المسئولة عن التحويل (Peynaert *et al.*, 2003; Helmer *et al.*, 2001).

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

وفي الوقت الحاضر، تم اقتراح مجموعة كاملة من العمليات التي تعتمد على بكتيريا الأناموكس في العلم. كما قدم Van der Star *et al.* عام ٢٠٠٧ اقتراحًا بشأن تسمية موحدة لهذه العمليات كما هو مُبين في الجدول رقم ٦–٥.

جدول رقم ٦–٥ خيارات عملية المعالجة وأسماء نظم إزالة النيتروجين بما فيها عملية الأناموكس

اسم العملية المقترح	مصدر النتريت		أسماء بديلة للعملية	المرجع الأول
Two reactor nitritation-Anammox process (Fux et al., 2001)	Nitritation	NH_4^+	SHARON[a,b]–Anammox	Van Dongen *et al.* (2001)
			Two stage OLAND	Wyffels *et al.* (2004)
			Two stage deammonification	Treta *et al.* (2004)
One-reactor nitritation-Anammox	Nitritation	NH_4^+	Aerobic deammonification	Hippen *et al.* (1997)
			OLAND[c]	Kuai and Verstraete (1998)
			CANON[d]	Third *et al.* (2001)
			Aerobic/anoxic deammonification	Hippen *et al.* (2001)
			Deammonification	Seyfried *et al.* (2001)
			SNAP[e]	Lieu *et al.* (2005)
			DEMON[f]	Wett (2006)
			DIBf,[g]	Ladiges *et al.* (2006)
One-reactor denitrification-Anammox process	Denitrification	NO_3^-	Anammox[h]	Mulder *et al.* (1995)
			DEAMOX[i]	Kalyuzhnyi *et al.* (2006)
			DENAMMOX[j]	Pathak and Kazama (2007)

a. استدامة ارتفاع معدل إزالة الأمونيوم عن طريق النتريت؛ يشير الاسم فقط إلى النيترة التي من خلالها يتم تجنب أكسدة النتريت عن طريق اختيار زمن المكث و التشغيل عند درجة حرارة مرتفعة.
b. أحيانًا يُطلق هذا المصطلح على عملية النيترة/ إزالة النيترة عن طريق النتريت.
c. عملية النيترة – إزالة النيترة بواسطة الكائنات ذاتية التغذية محددة الأكسجين.
d. الإزالة الكاملة للنيتروجين بواسطة الكائنات ذاتية التغذية عن طريق النتريت.
e. تستخدم عملية إزالة النيتروجين ذات المرحلة الواحدة باستخدام الأناموكس والنيترة الجزئية.
f. يشير الاسم إلى عملية إزالة الأمونيا في SBR وفقًا للتحكم في الأس الهيدروجيني.
g. عملية إزالة الأمونيا في نظم الغشاء الحيوي (البيوفيلم) ذات التهوية المتقطعة.
h. النظام الذي عُثر فيه على بكتيريا الأناموكس أصلاً. سُميت هذه العملية بالكامل بـ الأناموكس.
i. إزالة نيترة أكسدة الأمونيوم؛ يشير هذا الاسم فقط إلى إزالة النيترة باستخدام الكبريتيد كمانح إلكتروني.
j. عملية إزالة النيترة – الأناموكس ، يشير هذا الاسم فقط إلى عملية إزالة النيترة باستخدام المادة العضوية كمانح إلكتروني.

٦–٦ الإضافة الحيوية

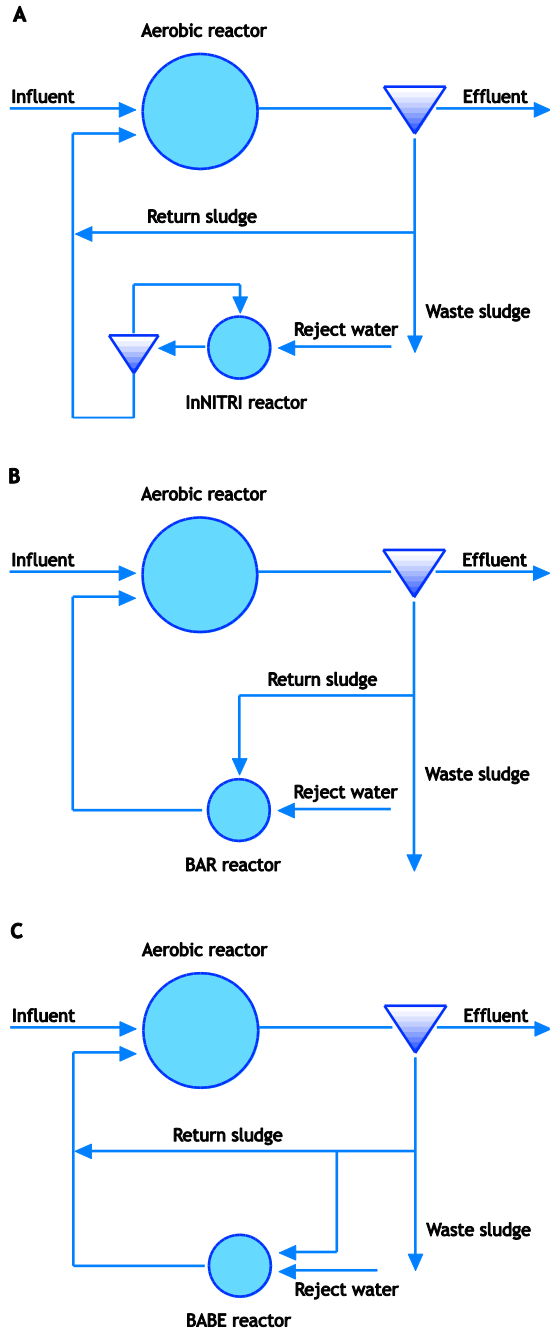
إن معيار التصميم الحقيقي لمحطة معالجة منترتة هو زمن مكث الحمأة الهوائية المطلوب لبكتيريا النيترة. ويزيد زمن مكث الحمأة بشكل ملحوظ في المناطق ذات المناخ البارد. وبإضافة بكتيريا النيترة إلى نظام الحمأة المنشطة، يمكن تقليل زمن مكث الحمأة المطلوب، هذا ويمكن استخدامه كخيار للتطوير. كما يمكن استخدامه من أجل إزالة النيتروجين بالنظم ذات الحمل العالي، أو من أجل تخلية حيز في المحطات ذات النيترة الجيدة من أجل عملية إزالة النيترة. يمكن القيام بعملية الإضافة الحيوية بواسطة حمأة تقوم بالنيترة يتم زراعتها خارجيًا، إلا أن هناك عيبين محتملين. فإن البكتيريا التي يتم إضافتها قد لا تكون النوع الأمثل من الكائنات التى تقوم بالنيترة في محطة المعالجة المحددة. وإذا أُضيفت خلايا معلقة، فسوف يتم إزالتها بشكل فعال بواسطة البروتوزوا في الحمأة. لهذا، فمن المفيد إنتاج البكتيريا التى تقوم بالنيترة في مفاعل مستمر التلقيح بالحمأة من خزان التهوية والتغذية بمياه الصرف الصحي الخارجة من الهاضم. وبهذه الطريقة، فإن الكائنات التى تقوم بالنيترة والتي تنمو في الحمأة هي تلك التي تنتمي لنظام المعالجة، لأنها تنمو داخل الحمأة، وبذلك لا يتم إلتهامها

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

من قبل البروتوزوا. وإضافة إلى ذلك، ينخفض حمل النيتروجين إلى محطة المعالجة.

وهناك ثلاثة مقترحات مختلفة لدمج عملية الإضافة الحيوية هذه. عملية الـInNITRI® (Kos, 1998) وهي العملية التي يتم فيها إنتاج الكائنات التى تقوم بالنيترة على مياه صرف هاضم الحمأة (انظر الشكل رقم ٦-١١أ). ويتم الحصول على تكوين ندف من خلال تطبيق مكث الكتلة الحيوية. هناك مخاطرة في هذه العملية وهي أنه لا يتم إنتاج أعداد ميكروبية كافية من التى تقوم بالنيترة من أجل الإضافة الحيوية، كما أنه لا يُرغب في تطبيق زمن أطول لمكث الحمأة نظرًا لأنها سوف تقلل من إنتاج الحمأة/ البكتيريا التى تقوم بالنيترة. ويَستخدم الخياران الآخران الحمأة المعادة كملقح للعملية. وفي هذه الحالة لا تكون هناك حاجة إلى مكث الحمأة نظرًا لنمو البكتيريا بالفعل في الحمأة، وعلاوة على ذلك، يمكن الحصول على COD المطلوب لعملية إزالة النيترة من COD فى الحمأة المعادة. كما تكون هناك حاجة إلى عملية إزالة النيتروجين من أجل الاحتفاظ بأُس هيدروجيني جيد في مفاعل المعالجة الجانبية. وتُشتق عملية الـBAR® (تجديد الإضافة الحيوية؛ Novak *et al.*, 2003) من العملية التي يتم فيها تهوية الحمأة المعادة من أجل الحصول على تحلل الحمأة، وبإضافة مياه صرف الهاضم إلى هذا المفاعل، فسوف تُنتج الكائنات التى تقوم بالنيترة في حيز هذا المفاعل (انظر الشكل ٦-١١ب).

وأحد العيوب هو أن المفاعل سوف تكون له نفس درجة الحرارة المنخفضة في عملية الحمأة المنشطة نفسها. ولذلك، فإن أخذ جزء ضئيل من الحمأة المعادة ، وخلطها في معدل ١:١، مع مياه صرف الهاضم الدافئ مثلاً يكون أكثر فائدة (انظر الشكل رقم ٦-١١ C). ونتيجة لدرجة الحرارة المرتفعة ومعدل تحميل الحمأة المنخفض، يمكن تصميم الخزان بشكل أكثر إدماجًا. وقد تم تسمية العملية الأخيرة بعملية الـ BABE® (تعزيز دفعات الإضافة الحيوية؛ Zilverentant, 1999) لأن العملية الأصلية تُعد بمثابة نوع من المفاعل ذو الدفعات المتكررة.



شكل رقم ٦-١١ مخطط العمليات المختلفة للإضافة الحيوية: (A) InNITRI®، (B) BAR®، و(C) BABE®

تم تطوير عملية الـ BABE® وتصميمها بالكامل اعتمادًا على محاكاة النموذج. وهذا ممكن طالما أن العملية لا تعتمد على بكتيريا غير معروفة ولكنها تعتمد على عمليات إزالة النيتروجين التقليدية. وبذلك يمكن تطبيق نموذج الحمأة المنشطة الموجود والذى تم اختباره جيدًا

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

(Salem *et al.*, 2003a,b). كانت هناك حاجة أيضًا إلى التصميم الذي يعتمد على النموذج بسبب تعقيد العملية وتوفير التكلفة في تطويرها. إن العملية لها العديد من متغيرات التصميم التي يمكن تحديد القيم المثلى لها. كما يؤثر مفاعل معالجة التدفق الجانبي على عملية النيترة في مفاعل معالجة التدفق الرئيس والعكس صحيح. ويجب تقييم عملية النيترة في مفاعل المعالجة الجانبية وفقًا لنوعية مياه الصرف الصحي في المحطة الرئيسة. ولا يمكن وجود نظام مختبر مناسب، أو حتى نظام تجريبي طالما أن نسبة الحجم بين المفاعل الرئيس ومفاعل المعالجة الجانبية كبيرة جدًا.

يتم عادة تحديد أدنى زمن لمكث الحمأة بواسطة الفرق بين أقصى معدل نمو للكائنات التى تقوم بالنيترة ناقص معدل تحللها. وفي حالة عملية الإضافة الحيوية، يمكن جمع أقصى معدل نمو مع معدل الإضافة المحدد (كمية الكائنات المضافة التى تقوم بالنيترة لكل وحدة كائنات تقوم بالنيترة لكل وحدة زمنية). وأحد المناهج الأخرى بالنسبة لعمليتي الـ BAR® والـ BABE® هي اعتبار أن الحمأة في مفاعل المعالجة الجانبية جزءًا لا يتجزأ من إجمالي مخزون الحمأة؛ وبهذه الطريقة تتم إطالة إجمالي زمن المكث الهوائي بشكل فعال. ومن أجل تقييم أدنى زمن مكث للحمأة، يحتاج الفرد وضع تركيزات ودرجات حرارة مختلفة للحمأة في الاعتبار.

لقد بينت محاكاة عملية الـ BABE® العديد من خصائص العملية (Salem *et al.*, 2003a,b). وتؤدي زيادة نسبة الأمونيا التي تتم معالجتها في مفاعل المعالجة الجانبية إلى تحسين تركيز الأمونيوم فى مياه الصرف الصحي الخارجة. وبالطبع يُلاحظ التأثير عندما يقترب زمن مكث الحمأة في النظام من أدنى زمن لمكث الحمأة أو عندما يكون أقصر منه. ولوحظ أكبر تأثير عند ٥٠ في المائة من أدنى زمن لمكث الحمأة من أجل عملية النيترة في محطة الحمأة المنشطة. ويكون تأثير درجة الحرارة على عملية النيترة في نظام المعالجة أقل قوة. وحتى تحت درجات الحرارة المنخفضة جدًا، تنخفض تركيزات الأمونيوم في مياه الصرف الصحي الخارجة. بالمجمل ، فإن العملية بالتالي يكون لها أكبر تأثير على محطات المعالجة مثقلة الحمل. والإزالة الزائدة للأمونيا من مياه الصرف الصحي الخارجة تكون نتيجة لإزالة النيتروجين من مياه صرف الهاضم ونتيجة لإضافة البكتيريا التى تقوم بالنيترة في مفاعل التهوية الرئيس. ويساهم تأثير الإضافة بـ٥٠– ٧٠ في المائة من الإزالة الزائدة للنيتروجين. وفي النظم منخفضة الحمل، تسمح عملية الإضافة الحيوية بزيادة الحيز المخصص لعملية إزالة النيترة بحوالى ١٠ في المائة من إجمالي حجم مفاعل الحمأة المنشطة.

كما أوضحت المحاكاة أنه لا توجد حاجة إلى استهداف أقصى إزالة للنيتروجين (أي أقصى إضافة حيوية أيضًا) في عملية المعالجة الجانبية. وفي أغلب الحالات، يوجد التحويل الأمثل في مفاعل المعالجة الجانبية بحيث أن المياه الخارجة من محطة مياه الصرف الصحي الرئيسة لا تتغير بعده أكثر من ذلك، بينما تستمر تكلفة عملية المعالجة الجانبية في التزايد. كما ينبغي أن يكون زمن مكث الكتلة الحيوية في مفاعل المعالجة الجانبية هو الأمثل. حيث يؤدي زمن المكث المتزايد إلى مستوى أقل من الأمونيا في مياه صرف محطة المعالجة الخارجة. ورغم ذلك، إذا زاد المكث في مفاعل الـ BABE® عن زمن المكث الأمثل، فسوف تتدهور المياه الخارجة من محطة مياه الصرف الصحي الرئيسة مرة أخرى، وذلك نتيجة لأن زيادة زمن مكث الكتلة الحيوية يؤدي إلى انخفاض معدل تحميل الحمأة، وبالتالي، إنتاج الحمأة. حيث إن هذا يُعتبر ذو منفعة بالنسبة لمحطة معالجة مياه الصرف الصحي المعتادة، إلا أنه غير مرغوب فيه لمفاعل المعالجة الجانبية التي من المفترض أن تنتج حمأة تقوم بالنيترة.

تم إجراء تقييم معتمد على نموذج لمفهوم تطوير محطة معالجة Walcheren لمعالجة مياه الصرف الصحي (140,000 نسمة) في هولندا، وأوضحت النتائج أنه سيكون هناك انخفاض ٥٠ في المائة في احتياجات مساحة الأرض إذا تم استخدام تكنولوجيا الـBABE® مقارنة بالتطوير التقليدي (توسيع حجمَي كل من التهوية وإزالة النيترة) (Salem *et al.*, 2002). وأوضح تحليل للتكلفة أن استخدام تقنية الـBABE® للتطوير قد توفر ١١٥,٠٠٠ يورو في العام. وهناك وفورات ضخمة في تكاليف الإنشاء وبعض الوفورات في الطلب على الطاقة. وفي هذه الحالة، كان من المفترض أن يتم إنجاز العملية الكاملة لإزالة النيترة في مفاعل BABE® عن طريق إضافة الميثانول. وهذا يؤدي إلى تكاليف إضافية بسبب شراء الميثانول وإنتاج المزيد من الحمأة. وبناء مفاعل BABE® أكبر قليلاً يسمح باستخدام كبير للركيزة الذاتية (endogenous substrate) في الحمأة المعادة. ولكل محطة، فإن التكلفة الأمثل هى التى يجب أن تحدد التصميم الدقيق للنظام.

وقد جرى تقييم نطاق كامل لتقنية BABE® في محطة Garmerwolde لمعالجة مياه الصرف الصحي في هولندا (300,000 نسمة). يعمل هذا النظام ذو معدل التحميل العالي خلال

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

ثلاثة خطوط متوازية وهي: واحد يتلقى حمل النيتروجين المعتاد، وواحد يتعامل فقط مع إزالة النيتروجين من مياه صرف الهاضم، وخط يتعامل مع الإضافة الحيوية وفقًا لتقنية BABE®. وقد كان تأثير الإضافة الحيوية لعملية BABE® هو تحسين معدل النيترة للحمأة بنحو ٦٠ في المائة (Salem *et al.* 2003b) والتي تتماشى مع تنبؤات النموذج. ولأن زمن مكث الحمأة في المحطة قصير جدًا فإن عملية BABE® لا تؤدي إلى النيترة الكاملة في الشتاء.

هناك تطبيق ثان كامل النطاق للعملية في محطة Hertogenbosch لمعالجة مياه الصرف الصحي، في هولندا (انظر الشكل رقم ٦-١٢). حيث يتم تشغيل هذه المحطة تحت زمن مكث للحمأة يعطي مياه خارجة (السيب المعالج) جيدة في فصل الصيف دون نيترة في فصل الشتاء. وتحتوي مياه صرف هاضم الحمأة على ١٥ في المائة تقريبًا من حمل النيتروجين للمحطة. كما أن حجم مفاعل الإضافة الحيوية BABE® يمثل أقل من ١ في المائة من الحجم الحالي لمفاعل عملية الحمأة المنشطة. وبهذا التطبيق، قد تتم المحافظة على عملية النيترة أثناء شهور الشتاء، بالإضافة إلى تلافي التوسعات الضخمة لأحواض الحمأة المنشطة.



شكل رقم ٦-١٢ تطبيق كامل النطاق لتقنية BABE®: محطة Hertogenbosch لمعالجة مياه الصرف الصحي في هولندا (من الأمام: مفاعل الإضافة الحيوية؛ صورة: DHV B.V.)

٦-٧ الاستنتاجات

تسمح الاستفادة من الظروف الخاصة لمياه صرف هاضم الحمأة (بالنسبة لدرجة الحرارة أو التركيزات مثلاً) بتطوير عمليات مختلفة قد يتم استخدامها بشكل فعال من أجل تطوير محطات معالجة مياه الصرف الصحي. واختيار العملية يتأثر إلى حد كبير، بالظروف المحلية. وإدراك الظروف التي تختلف عن كونها "عادية" يسمح بتصميم العمليات الابتكارية التي تستفيد من هذه الظروف المختلفة.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

المراجع

Bock E., Stüven R., Schmidt I., and Zart D. (1995) Nitrogen loss caused by denitrifying Nitrosomonas cells using ammonium or hydroxylamine as electron donors and nitrite as electron acceptor. *Arch. Microbiol.* 163, 16-20.

Garrido J.M., van Benthum W.A.J., van Loosdrecht M.C.M and Heijnen J.J. (1997) Influence of dissolved oxygen concentration on nitrite accumulation in a biofilm airlift suspension reactor. *Biotech. Bioeng*. 53, 168-178.

Hao X., Heijnen J.J. and van Loosdrecht M.C.M. (2002) Sensitivity analysis of a biofilm model describing a one-stage completely autotrophic nitrogen removal (CANON) process. *Biotech. Bioeng.* 77(3), 266-277.

Hellinga C., Schellen A.A.J.C., Mulder J.W., van Loosdrecht M.C.M. and Heijnen J.J. (1998) The SHARON process: An innovative method for nitrogen removal from ammonium-rich wastewater. *Wat. Sci. Tech.* 37(9), 135-142.

Helmer C., Tromm C., Hippen A., Rosenwinkel K.H, Seyfried C.F. and Kunst S. (2001) Single stage biological nitrogen removal by nitritation and anaerobic ammonium oxidation in biofilm systems. *Wat. Sci. Tech.* 43(1), 311–320.

Hippen A., Rosenwinkel K.-H., Baumgarten G. and Seyfried C. F. (1997) Aerobic deammonification: a new experience in the treatment of wastewater. *Wat. Sci. Tech.* 35(10), 111-120.

Kos P. (1998) Short SRT (solids retention time) nitrification process/flowsheet. *Wat. Sci. Tech.* 38(1), 23–29.

Kuai L.P. and Verstraete W. (1998) Ammonium removal by the oxygen-limited autotrophic nitrification-denitrification system. *Appl. Env. Micr.* 64, 4500-4506.

Kuenen J.G. (2008) Anammox bacteria: from discovery to application. *Nature Reviews Microbiology* 6(4), 320-326.

Mulder A., Van De Graaf A.A., Robertson L.A., Kuenen J.G. (1995) Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized bed reactor *FEMS Microb. Ecology*, 16 (3), 177-184.

Mulder J.W., Van Loosdrecht M.C.M., Hellinga C. and Van Kempen R (2001) Full scale application of the SHARON process for treatment of reject water of digested sludge dewatering. *Wat. Sci. Tech.* 43(11), 127-134.

Novák L., Wanner J., Kos M. (2003) A method for nitrification capacity improvement in an activated sludge process for biological wastewater treatment. CZ patent No. 291 489

Pynaert K., Smets B. F., Wyffels S., Beheydt D., Siciliano S. D., and Verstraete W. (2003) Characterization of an Autotrophic Nitrogen-Removing Biofilm from a Highly Loaded Lab-Scale Rotating Biological Contactor. *Appl. Env. Micr.* 69, 3626-3635.

Picioreanu C., van Loosdrecht M.C.M. and Heijnen J.J. (1997) Modelling the effect of oxygen concentration on nitrite accumulation in a biofilm airlift suspension reactor. *Wat. Sci. Tech.* 36 (1), 147-156.

Salem S., Berends D., van Loosdrecht M.C.M. and Heijnen J.J. (2002). Model-based evaluation of a new upgrading concept for N-removal. *Wat. Sci. Tech.* 45(6), 169-176.

Salem S., Berends D., van Loosdrecht M.C.M. and Heijnen J.J. (2003a) Bio-augmentation by nitrification with return sludge. *Wat. Res.* 37(8), 1794-1804.

Salem S., Berends D.H.J.G., van der Roest H.F., van der Kuij R.J., and van Loosdrecht M.C.M (2003b) Full-scale application of the BABE process. *Accepted for the IWA Conference on Design, Operation and Economics of Large Wastewater Treatment Plants* Praha, September.

Schalk J., De Vries S., Kunen J.G. and Jetten M.S.M. (2000) Involvement of a novel hydroxylamine oxidoreductase in anaerobic ammonia oxidation. *Biochemistry* 39(18), 5405-5412.

Schemen R., van der Spoel H., Salem S. and van Kempen R. (2003) Unieke combinatie op rwzi Beverwijk. *H2O* 10,17-19.

Schmidt I., Hermelink C., de Pas-Schoonen K., Strous M., den Camp H.J.O., Kuenen J.G., and Jetten M.S.M. (2002) Anaerobic ammonia oxidation in the presence of nitrogen oxides (NOx) by two different lithotrophs. *Appl. Env. Micr.* 68(11), 5351-5357.

Siegrist H., Reithaar S., Koch G. and Lais P. (1998). Nitrogen loss in a nitrifying rotating contactor treating ammonia-rich wastewater without organic carbon. *Wat. Sci. Tech.* 38(8-9), 241-248.

Sliekers A.O., Derwort N., Campos Gomez. J.L., Strous M., Kuenen J.G. and Jetten M.S.M (2002) Completely autotrophic ammonia removal over nitrite in one reactor. *Wat. Res.* 36, 2475-2482.

Sliekers A.O., Third K.A., Abma W., Kuenen J.G. and Jetten M.S.M. (2003) CANON and Anammox in a gas-lift reactor. *Fems Microbiology Letters* 218, 339-344.

STOWA (1996) *One reactor system for ammonia removal via nitrite*, Report no 96-01, Utrecht.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

Strous M. (2000) Microbiology of anaerobic ammonium oxidation. PhD thesis, Department of Biotechnology, the Technical university of Delft, The Netherlands.

Third K.A., Sliekers A.O., Kuenen J.G., Jetten M.S.M. (2001) The CANON system (completely autotrophic nitrogen-removal over nitrite) under ammonium limitation: Interaction and competition between three groups of bacteria. *System. Appl. Microbio.* 24, 588-596

Van Benthum W.A.J., Derissen B.P., Van Loosdrecht M.C.M. and Heijnen J.J. (1998) Nitrogen removal using nitrifying biofilm growth and denitrifying suspended growth in a biofilm airlift suspension reactor coupled to a chemostat. *Wat. Res.* 32, 2009-2018.

Van de Graaf A.A., Mulder A., de Bruijn P., Jetten M.S.M, Robertson L.A. and Kuenen J.G. (1996) Autotrophic growth of anaerobic ammonium oxidizing micro-organisms in a fluidised bed reactor. *Microbiology* 142, 2187-2196.

Van der Star W.R.L., Abma W.R., Blommers D., Mulder J.-W., Tokutomi T., Strous M., Picioreanu C., van Loosdrecht M.C.M. (2007) Startup of reactors for anoxic ammonium oxidation: Experiences from the first full-scale Anammox reactor in Rotterdam. *Wat. Res.* 41, 4149-4163.

Van Dongen L.G.J.M., Jetten M.S.M. and van Loosdrecht M.C.M (2001) *The combined SHARON/Anammox process: A sustainable method for N-removal from sludge water*. STOWA, Utrecht.

Wett B. (2006) Solved upscaling problems for implementing deammonification reject water. *Wat. Sci. Techn.*, 53(12), 121-128.

Zilverentant A. (1999) *Process for the treatment of wastewater containing specific components e.g. ammonia*. Patent PCT/NL99/00462,WO0005177.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

مجموعة المصطلحات

الاختصار	الوصف
SHARON	نظام المفاعل المفرد لعملية "إزالة الأمونيوم عالي النشاط عن طريق النيتريت"
OLAND	عملية النيترة /إزالة النيترة محدودة الأكسجين بواسطة الكائنات ذاتية التغذية
CANON	الإزالة الكاملة للنيتروجين بواسطة الكائنات ذاتية التغذية عن طريق النيتريت
SNAP	إزالة النيتروجين ذات المرحلة الواحدة باستخادم الأناموكس والنيترة الجزئية
DIB	إزالة الأمونيا في نظم الغشاء الحيوى (البيوفيلم) ذات التهوية المتقطعة
DEAMOX	إزالة نيترة أكسدة الأمونيا
DEA	عملية إزالة النيترة – الأناموكس
DEMON	نظام إزالة الأمونيا
BABE	عملية تعزيز دفعات الإضافة الحيوية
BAR	تجديد الإضافة الحيوية
MAP	ماغنيزيوم أمونيوم فوسفات
SRT	زمن مكث الحمأة
WWTP	محطة معالجة مياه الصرف الصحي

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

الجائزة (جائزة الجمعية الدولية للمياه لابتكار مشروع عام ٢٠٠٨ في أوروبا) التي حازت عليها محطة Garmerwolde لمعالجة مياه الصرف الصحي في هولندا التي تطبق عملية SHARON® (مفاعلان أبيضان اللون في الواجهة؛ صورة: Grontmij Nederland N.V.)

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



٧

تعزيز الآليات البيولوجية وتطوير عمليات إزالة الفسفور

Mark C. Wentzel, Yves Comeau, George A. Ekama,
Mark C.M. van Loosdrecht and Damir Brdjanovic

٧-١ المقدمة

يُعد الفسفور العنصر الرئيس لإزالته من البيئات المائية بهدف الحد من نمو النباتات المائية والطحالب، وبالتالي، السيطرة على التخثث. وبخلاف النيتروجين الذي يمكن تثبيته في الغلاف الجوي الذي يحتوي على ٨٠ % من غاز النيتروجين، فقد يأتي الفسفور من منبع الأنظمة المائية فحسب (مع إهمال الترسب الجوي). إن أفضل وسيلة للسيطرة على مصادر الفسفور الانتشارية، من الحقول الزراعية على سبيل المثال، هي خطط التسميد الملائمة، بينما يمكن إزالة المصادر النقطية للفسفور، من محطات معالجة مياه الصرف الصحي على سبيل المثال، وذلك عن طريق العمليات الكيميائية أو البيولوجية. وبوضع فائدة البيئات المائية في الاعتبار، يُجرى تطبيق أنظمة أكثر صرامة على إزالة الفسفور من مياه الصرف الصحي.

تم إلقاء الضوء على تعزيز الآليات البيولوجية وتطوير عمليات إزالة الفوسفور (EBPR) أولاً بقدر تعلقها بإزالة الفسفور في أنظمة الحمأة النشطة في أواخر الخمسينات. ومنذ تلك العقود الخمسة، فقد تزايد فهم هذه الظاهرة، وتصورها، وتطبيقها من خلال ملاحظات عرضية بدائية إلى أوصاف بيوكيميائية ورياضية ذات تنظيم جيد يُطبق وفقًا لتصميم ومراقبة الأعمال الرئيسة ذات النطاق الكامل. لا ينبع دافع هذه التطورات من المصلحة العلمية البحتة، وإنما، ولو ببطء، من الإدراك الكامل في الستينات (1960s) للدور المحوري الذي يلعبه الفسفور في تخثث البيئات المائية. أدى هذا الإدراك مع الزيادة الهائلة في أحمال الفسفور إلى البيئة المائية منذ عام ١٩٥٠، إلى الحاجة الملحة إلى تطوير تدابير مضادة وفعالة للحد من تدفق الفسفور. وإن أحدى هذه التدابير المضادة هي عملية EBPR.

يتم استخدام تعبير تعزيز الآليات البيولوجية لعملية إزالة الفسفور في هذا الفصل لوصف ما يُشار إليه في المراجع العلمية بتعزيز عملية إزالة الفسفور البيولوجية أو عملية إزالة الفسفور الزائد بيولوجيًا (EBPR) أو أحيانًا بعملية إزالة الفسفور بيولوجيًا (BPR)، حيث تزيل الكتلة الحيوية لمعالجة مياه الصرف الصحي الفسفور متجاوزة متطلباتها الابتنائية عن طريق تراكم احتياطيات الخلايا الداخلية للبولي فوسفات/ الفوسفات المعقد (poly P).

وبالإضافة إلى إزالة الفسفور بهدف تكوين الخلية، فقد يحدث المزيد من إزالة الفسفور عن طريق الترسيب الكيميائي إما مع المواد

© 2008 Mark C. Wentzel. Biological Wastewater Treatment: Principles Modelling and Design. Edited by M. Henze, M.C.M. van Loosdrecht, G.A. Ekama and D. Brdjanovic. ISBN: 9781843391883. Published by IWA Publishing, London, UK.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

الكيماوية المتواجدة في مياه الصرف الصحي أو المضافة إلى نظام المعالجة.

يمكن إحراز تركيزات منخفضة من إجمالي الفسفور في المياه الخارجة (المعالجة) عن طريق العديد من العمليات كما هو مشار إليها في الجدول رقم ٧-١. على سبيل المثال يمكن استخدام تركيبتين من هذه العمليات من أجل الوصول إلى ٠,٥ ملليجرام فوسفور/لتر، ألا وهما EBPR إلى جانب الفلترة الرملية، دون (تركيبة D) أو بوجود التخثر الكيميائي (تركيبة E). يمكن لعملية إزالة الفسفور بيولوجيًا مصحوبة بإضافة كمية محدودة من المواد الكيميائية الحصول على قيم من المياه الخارجة تقل عن ٠,١ ملليجرام من الفسفور/ لتر، هذا إضافة إلى استخدام التخثر والترشيح، أساسًا، بهدف إزالة الفوسفات المُجمع في المواد الصلبة العالقة في المياه الخارجة.

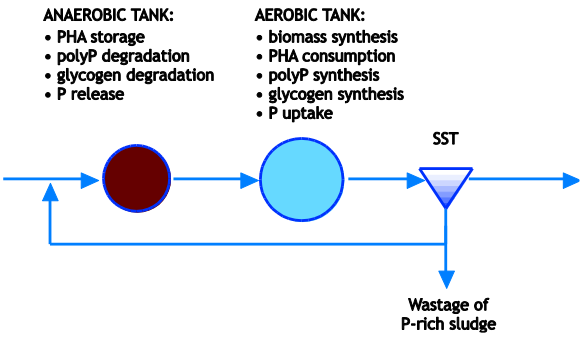
إن الهدف من هذا الفصل[١] هو تقديم آليات بيولوجية لعملية إزالة الفسفور، من أجل تتبع تطور الأنظمة العملية للإزالة البيولوجية للفسفور، ومن أجل تحديد الخطوط الإرشادية لتصميم أنظمة إزالة الفسفور بيولوجيًا. ومن أجل تسهيل تطور الخطوط الإرشادية لتصميم هذا الكتاب، تم تقديم مفاهيم الكائنات المراكمة للفسفور الهوائية (PAOs) والتي قد تستخدم الأكسجين كمتلقي للإلكترون من أجل إنتاج الطاقة فحسب. وبالنظر في وجود بعض الكائنات الحية المراكمة للفسفور المزيلة للنترتة(DPAOs) وإمكانية تأثيرها الواضح على أداء العملية، تم مناقشة تأثيراتها أينما يكون ذلك مناسبًا.

وبالأخذ بعين الاعتبار الفوائد المحتملة لإزالة الفسفور بيولوجيًا لا كيميائيًا، جانبًا إلى جانب مع المادة العضوية والنيتروجين، فقد أثارت عملية EBPR الكثير من الاهتمام في دراسة الآليات البيوكيميائية، وعلم الأحياء الدقيقة لأنظمة المعالجة، وهندسة العملية والتشغيل الأمثل للمحطات، بالإضافة إلى النماذج (المحاكاة) الرياضية. كما تم نشر استعراضات تطور عملية EBPR على مر السنين (Marais *et al.*, 1983; Arvin, 1985; Wentzel *et al.*, 1991; Jenkins and Tandoi, 1991; van Loosdrecht *et al.*, 1997; Mino *et al.*, 1998; Blackall *et al.*, 2002; Seviour *et al.*, 2003; Oehmen *et al.*, 2007).

[١] قائمة نسبية بالرموز المُستخدمة في الفصل الرابع والخامس، وتم تقديمها في هذا الفصل السابع في الصفحات ٢١٤-٢١٧.

٧-٢ مبدأ تعزيز الآليات البيولوجية لعمليات إزالة الفسفور (EBPR)

إن تعزيز الآليات البيولوجية لعمليات إزالة الفسفور هي عمليات الامتصاص والإزالة الحيوية التي تقوم بها أنظمة الحمأة النشطة، المتجاوزة للكمية التي تقوم الأنظمة "المعتادة" للحمأة النشطة الهوائية بإزالتها بالكامل. ويكون ذلك أكثر من متطلبات الفسفور المعتادة لنمو الحمأة النشطة. ففي أنظمة الحمأة النشطة كاملة التهوية، تصل كمية الفسفور المدرجة عادة في كتلة الحمأة إلى ٠,٠٢ mgP/mgVSS (٠,٠١٥ mgP/mgTSS) تقريبًا. ونتيجة للفقد اليومي للحمأة الفائضة، تتم إزالة الفسفور بشكل فعال (انظر شكل رقم ٧-١).



شكل رقم ٧-١ ملاحظات حول سلوك الكائنات التي تقوم بتراكم الفوسفات (PAO) في نظام EBPR (adapted from Metcalf and Eddy, 2003)

وهذا قد يؤدي إلى إزالة نحو ١٥-٢٠ % من الفسفور في العديد من مياه الصرف الصحي البلدية. ففي نظام الحمأة النشطة المستخدمة لعملية EBPR، تزيد كمية الفسفور المدرجة في كتلة الحمأة عن القيمة المعتادة من ٠,٠٢ mgP/mgVSS إلى ٠,٠٦-٠,١٥ mgP/mgVSS (٠,٠٥-٠,١٠ mgP/mgTSS) تقريبًا. ويتحقق ذلك من خلال تصميم النظام (المحطة) أو التعديلات التشغيلية، إضافة إلى الكائنات غير ذاتية التغذية الكائنة في الحمأة النشطة، والتي تحفز نمو الكائنات التي تتمكن من امتصاص كميات كبيرة من الفسفور ومن تخزينها داخليًا في سلاسل طويلة من البولي فوسفات (polyp)؛ وبشكل عام، تسمى هذه الكائنات بالكائنات المراكمة للفسفور (PAOs؛ وفي بعض الأحيان تُسمى بكائنات تراكم البولي فوسفات).

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

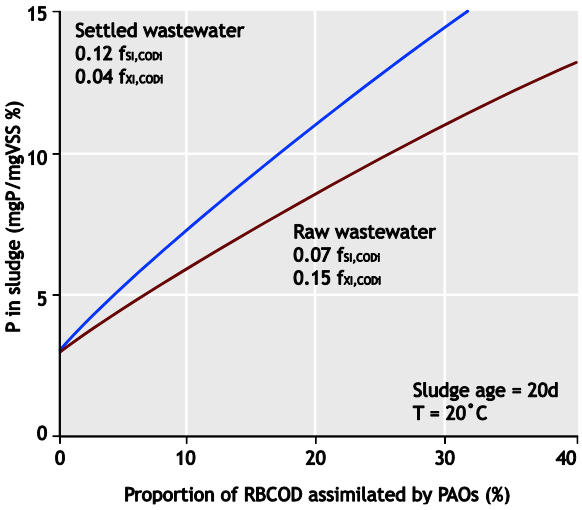
جدول رقم ٧-١ تركيبات العمليات المطلوبة للحصول على تركيز فسفور كلي معطى (مطلوب) في مياه الصرف البلدية المعالجة (تم اقتباسها من Barnard and Steichen, 2007)

عمليات المعالجة المطلوبة	تحديد الفسفور للحصول على(mgP/l)							
	< 1			< 0.5		< 0.1	< 0.05	< 0.01
التركيب	A	B	C	E	D	F	G	H
التخثر الكيميائي	●		●	●		●		
EBPR(مع ترسيب نهائي جيد)		●	●	●	●	●	●	●
ما بعد التخثر							●	●
الفلترة الرملية				●	●	●	●	
ادمصاص								●
فلترة الغشاء								●

يمكن لهذه الكائنات (PAOs) أن تشتمل على ٠,٣٨ mgP/mgVSS (٠,١٧ mgP/mgTSS). وفي نظام الإزالة البيولوجية للفسفور، قد تتعايش كل من الكائنات "العادية" غير ذاتية التغذية (OHO، لا تقوم بإزالة الفسفور الزائد) والكائنات المراكمة للفسفور PAOs؛ فكلما زادت نسبة الكائنات المراكمة للفوسفور (PAOs) التي قد يتم تحفيزها للنمو في هذا النظام، كلما تزيد نسبة محتوى الفسفور للحمأة النشطة، وكلما تزيد كمية الفسفور التي تتم إزالتها من النفايات السائلة أيضًا. ونتيجة لذلك، فإن التحدي في هذا التصميم هو زيادة نسبة كمية الكائنات المراكمة للفسفور (PAOs) نسبيًا مع وجود الكائنات الحية العادية غير ذاتية التغذية الكائنة في الحمأة النشطة حيث يزيد ذلك من قدرة تراكم الفسفور ومن ثم كفاءة إزالته.

يعتمد المقدار النسبي لهاتين المجموعتين من الكائنات على نسبة طلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل (COD) في مياه الصرف الصحي الداخلة التي تحصل عليها كل مجموعة من الكائنات إلى حد كبير. فكلما تزيد نسبة طلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل (COD) في المياه الداخلة التي تحصل عليها الكائنات الحية المراكمة للفسفور (PAOs)، كلما تزيد نسبة الكائنات الحية المراكمة للفسفور (PAOs) في السائل المختلط، وكلما تزيد نسبة محتوى فسفور الحمأة النشطة كلما تتحسن عملية EBPR. ويظهر ذلك بوضوح في شكل رقم ٧-٢.

يتم توجيه إجراءات التصميم والإجراءات التنفيذية تجاه تحقيق أقصى نمو للكائنات المراكمة للفسفور (PAOs). ففي نظام عملية EBPR ذات التصميم المناسب، قد تمثل هذه الكائنات (PAOs) نحو ٤٠% من الكائنات النشطة الموجودة (أو ١٥% من المواد الصلبة العالقة المتطايرة (VSS)؛ ١١% من المواد الصلبة العالقة الكلية (TSS)، وقد يزيل هذا النظام نحو ١٠-١٢ mgP/l لكل ٥٠٠ mg influent COD/l.



شكل رقم ٧-٢ نسبة كمية الفسفور في المواد الصلبة العالقة المتطايرة (VSS) مقابل نسبة كتلة طلب الأكسجين الكيميائي (COD) القابل للتحلل (بالنسبة المئوية) والتي يتم الحصول عليها بواسطة الكائنات التي تقوم بتراكم الفسفور (PAOs).

ومن بين أولى الدراسات المنشورة حول تعزيز إزالة الفسفور في بعض أنظمة الحمأة النشطة، نجد بعض النقاشات الجدلية حول ما إذا كانت هذه الآلية هي ترسيب المركبات غير العضوية، وما إذا كانت تتوسط بيولوجيًا، أو من خلال التكون البيولوجي وتراكم مركبات الفسفور في الكائنات أم لا. ليس الهدف من هذا الفصل مناقشة دليل دعم الطبيعة

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

البيولوجية لتعزيز إزالة الفسفور فحسب، ولكنه وصف موجز لنظرية إزالة الفسفور بيولوجيًا كما تم فهمها من قبل المؤلفين، وشرح كيفية استخدام هذه النظرية كعامل مساعد لتصميم أنظمة الحمأة النشطة لإزالة الفسفور بيولوجيًا. وهذا لا يعني عدم ترسب الفسفور خلال التغييرات الكيميائية الناجمة عن التفاعل البيولوجي، مثل القلوية والأس الهيدروجيني، فبالتأكيد قد يحدث مثل هذا الترسيب غير العضوي، ولكنه قد يظهر في معالجة مياه الصرف الصحي البلدية من خلال نظام حمأة منشطة تم تصميمه بطريقة مناسبة، من بين المجموعات المعتادة لتراكيز الأس الهيدروجيني، والقلوية، والكالسيوم في المياه الداخلة، حيث تتوسط عملية تعزيز إزالة الفسفور أساسًا بواسطة الآلية البيولوجية (Maurer *et al*., 1999; De Haas *et al*., 2000).

٧-٣ آلية تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا (EBPR)

٧-٣-١ خلفية

على مدار التاريخ، ساهمت العديد من الفرق البحثية بعدد من المساهمات الهامة تجاه توضيح آليات تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا (EBPR)، ومن بينهم Fuhs and Chen (1975), Nicholls and Osborn (1979), Rensink (1981), Marais *et al*. (1983), Comeau *et al*. (1986), Wentzel *et al*. (1986, 1991), van Loosdrecht *et al*. (1997), Mino *et al*. (1987, 1994, 1998), Kuba *et al*. (1993), Smolders *et al*. (1994a,b, 1995), Maurer *et al*. (1997), Seviour *et al*. (2003), Martin *et al*. (2006), Oehmen *et al*. (2007).

وفي هذا الجزء، يتم تقديم تفسير المفاهيم الأساسية التابعة لنماذج الآلية المتطورة بشأن ظاهرة إزالة الفسفور بيولوجيًا. وللمزيد من الوصف التفصيلي لهذه الآليات، على القارئ الرجوع إلى المراجع سالفة الذكر.

٧-٣-٢ الكائنات الدقيقة لإزالة الفسفور بيولوجيًا

إن المطلب الرئيس لعملية تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا (EBPR) هو وجود نظام حمأة منشطة للكائنات الدقيقة والتي يمكنها أن تقوم بتراكم الفسفور تجاوزًا عن متطلبات الأيض العادية، في شكل بولي فوسفات يتم تخزينه كحبيبات يُطلق عليها اسم "فولوتين". وفي الإجراءات التصميمية التي طُرحت في هذا الفصل، تم جمع كافة الكائنات التي تقوم في نظام الحمأة النشطة بتراكم البولي فوسفات بهذه الطريقة والتي تقوم باستعراض السلوك "الكلاسيكي" لعملية EBPR الذي تمت ملاحظته– الانبعاث اللاهوائي للفسفور، والامتصاص الهوائي للفسفور والعمليات المشتركة – معا وتم تمثيلها بمجموعة جنس الكائنات الحية المراكمة للفسفور PAO.

وقد يتراكم البولي فوسفات بواسطة مجموعات كثيرة من البكتيريا. وعامة يتراكم كمخزون للفوسفات في كميات قليلة نسبيًا. ويبدو أن هناك أنواع قليلة جدًا فقط من البكتيريا القادرة على كسب الطاقة التي يتم تخزينها في شكل بولي فوسفات بهدف تراكم الأحماض الدهنية المتطايرة (VFAs) وعزلها كبولي هايدروكسي الكانوات (PHAs)، وذلك في ظل الظروف اللاهوائية (في غياب متلقي إلكترون خارجي مثل الأكسجين أو النترات).

وفي البحث الأصلي حول علم الأحياء الدقيقة لعملية EBPR التي أُجريت على دراسات زراعية (استزراع)، وُضع في عين الاعتبار، بشكل غير صحيح، أن الكائنات الحية المراكمة للفسفور (PAOs) كانت تُعد من جنس *Acinetobacter* (Fuhs and Chen, 1975; Buchan, 1983; Wentzel *et al*., 1986) أو *Microlunatus phosphovorus* (Nakamura *et al*., 1995) أو *Tetrasphaera* (Stante *et al*., 1997) أو *Lampropedia* (Maszenan *et al*., 2000). وفي الآونة الأخيرة، أوضحت الأساليب التي لا تعتمد على البيئة الغذائية، كون *Accumulibacter phosphatis*، أحد أعضاء جنس *Rhodocyclus* (a beta proteobacterium)، كائنات حية تقوم بتراكم الفسفور (PAO) تنمو في البيئات الغنية (حتى تصل إلى ٩٠% من النقاء كما هو موضح من قبل عملية الفلورة في مسابر التهجين التألقي في الموضع (المسابر الجزئية لعملية FISH)، إلا أنها لم تكن في البيئات المفتقدة للأكسجين بعد (Wagner *et al*., 1994; Hesselmann *et al*., 1999, Crocetti *et al*., 2000; Martin *et al*., 2006; Oehmen *et al*., 2007).

ورغم ذلك، فمن ناحية النمذجة والتصميم يُعد تعريف الكائنات المضبوطة المسئولة عن عملية EBPR ذات أهمية ثانوية، رغم تقديم معلومات قد تُستخدم من أجل تنقية إجراءات النمذجة والتصميم، فإنها لا تعتمد على سلوك كائنات معينة، بل على السلوك الملحوظ لمجموعات الكائنات التي عُرفت بوظيفتها، وفي هذه الحالة تكون الكائنات الحية المراكمة للفسفور (PAOs).

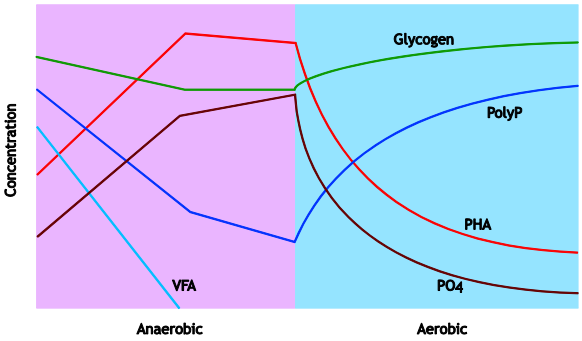
Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

٧-٣-٣ الشروط الأساسية

كما سبق الذكر، من أجل تحقيق عملية EBPR في أنظمة الحمأة النشطة، يجب تحفيز نمو الكائنات المراكمة للفسفور (PAOs). ولإنجاز ذلك، هناك حالتان ضروريتان يجب توافرهما، وهما: (i) تسلسل المفاعلات/ الظروف اللاهوائية ثم الهوائية (أو منقوصة الأكسجين)، و(ii) إضافة الأحماض الدهنية المتطايرة (VFAs) أو تكوينها في المفاعل اللاهوائي.

٧-٣-٤ ملاحظات

إضافة إلى متطلبات عملية EBPR القائمة، أُجريت الملاحظات التالية على نطاق كامل، تجريبي ومختبر (انظر شكل ٧-٣).



شكل رقم ٧-٣ رسم تخطيطي يبين كون هذه التغييرات كوظيفة زمنية من خلال تركيزات الأحماض الدهنية المتطايرة (VFA)، وفوسفات (PO_4)، وبولي فوسفات (PolyP)، وبولي هادروكسي الكانوات (PHA) والجليكوجين من خلال تسلسل المفاعلات اللاهوائية /الهوائية في نظام عملية EBPR

في ظل الظروف اللاهوائية؛ تتناقص كتلة محلول الأحماض الدهنية المتطايرة (VFAs) وخلايا البولي فوسفات والجليكوجين، بينما يزداد الفوسفات الذائب Mg^{2+} ، K^+ وخلايا البولي هيدروكسي ألكانوات (PHA) (Rensink, 1981; Hart and Melmed, 1982; Fukase *et al.*, 1982; Watanabe *et al.*, 1984; Arvin, 1985; Hascoet *et al.*, 1985; Wentzel *et al.*, 1985; Comeau *et al.*, 1986, 1987; Murphy and Lötter, 1986; Gerber *et al.*, 1987; Wentzel *et al.*, 1988a; Satoh *et al.*, 1992; Smolders *et al.*, 1994a; Maurer *et al.*, 1997).

أما في ظل الظروف الهوائية؛ تزداد خلايا البولي فوسفات والجليكوجين؛ ويتناقص الـ Mg^{2+}، K^+ وخلايا البولي هيدروكسي ألكانوات (PHA) (Fukase *et al.*, 1984; Arvin, 1985; Hascoet *et al.*, 1985; Comeau *et al.*, 1986; Murphy and Lötter, 1986; Gerber *et al.*, 1987; Wentzel *et al.*, 1988a; Satoh *et al.*, 1992; Smolders *et al.*, 1994b; Maurer *et al.*, 1997).

٧-٣-٥ آلية إزالة الفسفور بيولوجيًا

في وصف آليات عملية EBPR، نجد أن هناك تمييزًا واضحًا بين الكائنات الحية المراكمة للفسفور (PAOs)، والكائنات غير القادرة على القيام بتراكم البولي فوسفات، ويُطلق عليها اسم كائنات حية عادية غير ذاتية التغذية (OHOs). وفي ظل تسلسل المفاعلات اللاهوائية/ الهوائية، يوضع في الاعتبار كون الأحماض الدهنية المتطايرة (VFAs) موجودة في تيار مياه الصرف الداخلة إلى المفاعل اللاهوائي أو يتم إنتاجها في المفاعل اللاهوائي عن طريق بكتيريا التخمر.

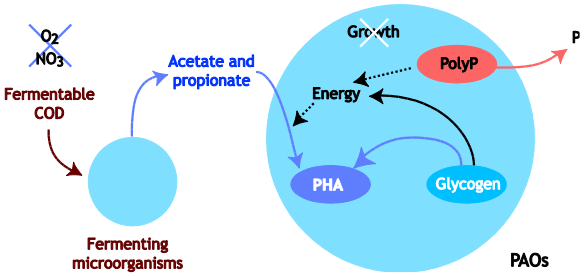
٧-٣-٥-١ في ظل المفاعل اللاهوائي

في ظل الظروف اللاهوائية، يتم شرح التفاعلات التي تحدث في الكائنات المراكمة للفسفور (PAOs) في النموذج البيوكيميائي المبسط (انظر شكل رقم ٧-٤)، والنموذج البيوكيميائي الذي يُبين مصادر واستخدامات الطاقة والكربون بطريقة أكثر وضوحًا (انظر شكل رقم ٧-٥) والنموذج الكمي الذي تم الحصول عليه بواسطة البيئة الغنية التي تنمو على الأسيتات كمصدر وحيد للكربون في زمن مكث حمأة SRT يبلغ ٨ أيام كما تنمو عند ٢٠ درجة مئوية (انظر شكل رقم ٧-٦).

لا يمكن للكائنات الحية غير ذاتية التغذية (OHOs) أن تستخدم الأحماض الدهنية المتطايرة (VFAs) نتيجة لعدم وجود متلقي إلكترونات خارجي، أكسجين أو النترات. ورغم ذلك، يمكن للكائنات المراكمة للفسفور (PAOs) أن تتناول الأحماض الدهنية المتطايرة VFAsمن كتلة السائل وأن تخزنها داخليًا بواسطة ربط الأحماض الدهنية المتطايرة (VFAs) بعضها مع بعض من أجل تشكيل سلسلة طويلة معقدة من جزيئات الكربون من poly-ß-hydroxyalkanoates (PHAs). إن poly-ß-hydroxybutyrate (PHB: ٤ مركبات كربون تم تصنيعها من جزيئين من الأسيتات) و polyhydroxyvalerate (PHV: C-٥ من Prop + Ac) هما المادتان الأكثر شيوعًا من poly-ß-hydroxyalkanoates (PHAs)، إلا أن poly-ß-hydromethylbutyrate (PH2MB: C-٥ من Prop + Ac)

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

و poly-ß-hydroxymethylvalerate (PH2MV: C-٦ من اثنين Prop) يمكن وجودهما أيضًا في شكل مكونات طفيفة.



شكل رقم ٧-٤ نموذج بيوكيميائي مُبسط للكائنات المراكمة للفسفور (PAOs) في ظل الظروف اللاهوائية. الامتصاص اللاهوائي للأحماض الدهنية المتطايرة (VFAs)، التي تنشأ من مياه الصرف الصحي الداخلة أو من الاختمار في المفاعل اللاهوائي، وتخزين البولي -poly-ß hydroxyalkanoates (PHAs) بواسطة هذه الكائنات (PAOs)، وذلك يحدث مع انبعاث الفسفور المتحد.

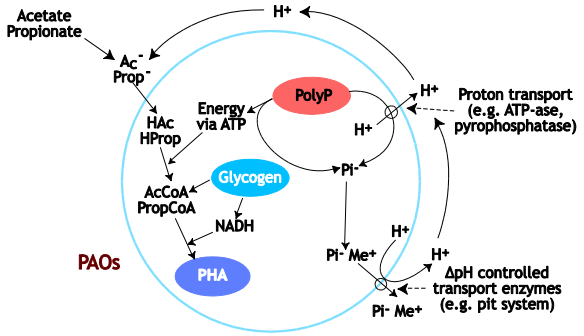
يتطلب تكوين poly-ß-hydroxyalkanoates (PHAs) من الأحماض الدهنية المتطايرة (VFAs) وجود طاقة من أجل تحقيق ثلاث وظائف وهم: النقل النشط للأحماض الدهنية المتطايرة (VFAs) عبر غشاء الخلية، وتنشيط VFAs إلى المرافق الإنزيمي المركب A (Coenzyme A compounds) (مثل acetylCoA) والحد من الطاقة (NADH) من أجل تكوين poly-ß-hydroxyalkanoates (PHA). يرتبط تحلل البولي فوسفات بتكوين الـADP من الـAMP، ومع أنزيم phosphokinase ، يتم تحويل اثنين من الـADP إلى ATP و AMP (van Groenestijn *et al.*, 1987). وعند استخدام الـATP، يتم انبعاث الأرثوفوسفات ويتراكم داخل الخلية مع الأيونات المضادة للفوسفات (بوتاسيوم والماجنسيوم). وقد يتعلق ارتباط هروب هذه المكونات ببناء القوة الدافعة للبروتون، والتي إما أن تساعد في امتصاص الأسيتات أو في توليد كمية قليلة من الـATP الزائد. كما لوحظ أن متطلبات الطاقة لامتصاص الأسيتات تزداد مع ازدياد الأس الهيدروجيني (Smolders *et al.* 1994a). وقد يرتبط ذلك بحقيقة أن الطاقة اللازمة لنقل الأسيتات تزداد مع ازدياد الأس الهيدروجيني. ولا سيما، فإن الـATP يُستخدم من أجل تنشيط الأسيتات والبروبيونات إلى acetylCoA و propionyl-CoA بشكل ملحوظ. كما ينتج عن تحلل الجليكوجين تكوين الـATP، وإنتاج الـNADH والمواد الوسيطة التي تم تحويلها إلى acetyl-CoA (أو propionyl-CoA). وأخيرًا، يتم تخزين acetyl-CoA و propionyl-CoA في شكل

Comeau *et al.*, 1986; Wentzel *et al.*, 1986;) PHA Mino *et al.*, 1998; Smolders *et al.*, 1994a; Martin *et al.*, 2006; Oehmen *et al.*, 2007; Saunders, 2007).

ونتيجة لذلك، فقد امتصت الكائنات المراكمة للفسفور (PAOs)، في المفاعل اللاهوائي، الأحماض الدهنية المتطايرة (VFAs)، وذلك بهدف استخدامها وحدها في ظل الظروف (اللاهوائية) حيث لن تتمكن الكائنات العادية غيرية التغذية من استخدام طلب الأكسجين الكيميائيCOD هذا. ومن أجل تحقيق ذلك، يتم استهلاك البولي فوسفات المخزون وانبعاث الفسفور في كتلة المحلول. ومن أجل تثبيت الشحنات السالبة للبولي فوسفات، يتم تعقيد الكاتيونات Mg^{2+}, K^{+} وأحيانًا الـ Ca^{2+}. فعندما يتم استهلاك البولي فوسفات وانبعاثه، يتم انبعاث كاتيونات الـMg^{2+} والـK^{+} بالنسبة التقريبية للمولات وهي P: Mg^{2}:K^{+} لـ ١:٠,٣٣:٠,٣٣ (Comeau *et al.*, 1987; Brdjanovic *et al.*, 1996; Pattarkine and Randall, 1999).

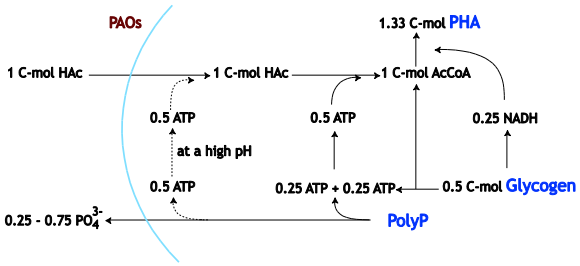
٧-٣-٥-٢ في المفاعل الهوائي اللاحق

في وجود الأكسجين كمتلقي خارجي للإلكترون (أو النترات في الظروف منقوصة الأكسجين)، تستفيد الكائنات المراكمة للفسفور (PAOs) من poly-ß-hydroxyalkanoates (PHA) المخزون كمصدر للكربون والطاقة من أجل توليد الطاقة ونمو خلايا جديدة بالإضافة إلى تجديد الجليكوجين الذي تم استهلاكه في المرحلة اللاهوائية (انظر شكلي ٧-٧ و٧-٨).

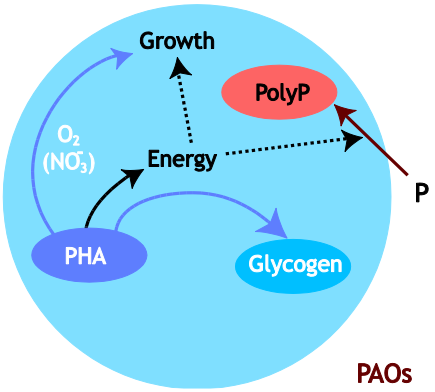


شكل رقم ٧-٥ نموذج بيوكيميائي للكائنات المراكمة للفسفور (PAOs) في ظل الظروف اللاهوائية. يتم استخلاص الطاقة المتمثلة في شكل ATP، بشكل رئيس من تحلل الفوسفات من خلال تنشيط الـAMP، عن طريق نقل البروتون بواسطة الأنزيم (ATP-ase)، ومن تحلل الجليكوجين أيضًا الذي يُقدم طاقة مختزلة في شكل NADH ومادة الكربون التي تُخزن في شكل PHA. ينتج عن تحلل البولي فوسفات، خلايا فوسفات غير عضوي (Pi) وتراكم وقتي للمعادن (Me؛ مثل الماجنسيوم).

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



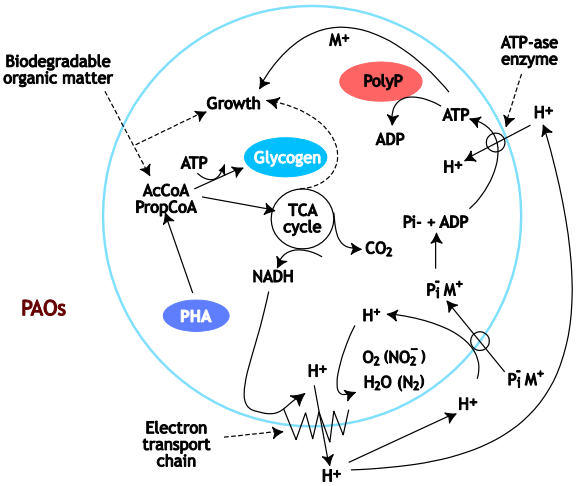
شكل رقم ٧-٦ النموذج البيوكيميائي الكمي للكائنات المراكمة للفسفور (PAOs) في ظل الظروف اللاهوائية (adapted from Smolders *et al.*, 1994a). تم الحصول على هذه القيم من البيئة الغنية التي تنمو على الأسيتات كمصدر وحيد للكربون تحت ٢٠ درجة مئوية عند زمن مكث حمأة SRT يبلغ ٨ أيام.



شكل رقم ٧-٧ نموذج بيوكيميائي مبسط للكائنات المراكمة للفسفور PAOs في ظل الظروف الهوائية (أو منقوصة الأكسجين)

كما يُستخدم poly-ß-hydroxyalkanoates (PHA) المخزون كمصدر للطاقة من أجل امتصاص الفسفور من كتلة المحلول لإعادة إنشاء البولي فوسفات الذي يُستخدم في المفاعل اللاهوائي، ولتخليقه في الخلايا الجديدة التي يتم إنتاجها – امتصاص الفسفور. إن امتصاص الفسفور من أجل تخليق البولي فوسفات في الخلايا الجديدة التي تم توليدها يعني أنه تم تناول فسفور أكثر من المنبعث في المفاعل اللاهوائي، وبذلك تُعطي محصلة إزالة للفسفور من الحالة السائلة في نظام الحمأة النشطة. كما يصحب امتصاص الفسفور استخدام كاتيونات الـ Mg^{2+} والـ K^{+} كشحنات مضادة لبوليمر البولي فوسفات سالبة الشحن، بالنسبة المولية التقريبية للـ P: Mg^{2+}: K^{+} وهي ١:٠,٣٣:٠,٣٣. تتم إزالة الكائنات المراكمة للفسفور PAOs، إضافة إلى البولي فوسفات المخزون، من نظام المفاعل الهوائي (حيث يكون تركيز البولي فوسفات المخزون داخليًا في هذه الكائنات PAOs هو أعلى ما في النظام) عبر تدفق الحمأة المزالة من نظام المعالجة (يمكن هدر الحمأة من الحمأة المعاد تدويرها، إلا أنه غير مرغوب من أجل التحكم الهيدروليكي فى عمر الحمأة، انظر الفصل الرابع). وفي ظل ثبات الوضع، يساوي حجم الكائنات المراكمة للفسفور PAOs الذي يُهدر يوميًا (مع البولي فوسفات المخزون) حجم الكائنات المراكمة للفسفور PAOs الجديدة التي تُنتج يوميًا (مع البولي فوسفات المخزون). وبالتالي، من أجل ثبات عمر الحمأة والتحميل وتشغيل النظام، تبقى كتلة هذه الكائنات PAOs في المفاعلات البيولوجية ثابتة، حتى لا يوجد في نظام الحمأة النشطة، في ظل الوضع الثابت، تراكم ولا فقدان ال PAOs. ، وحتى تبقى نسبة الفسفور على المواد الصلبة العالقة المتطايرة (P/VSS) ثابتة تقريبًا. تعتمد كمية كائنات الـPAOs المكونة الجديدة على حجم ركيزة البولي هيدروكسي ألكانوات (PHA) المخزونة المتوفرة لهذه الكائنات (PAOs). ووفقًا لذلك، سوف تعتمد عملية تعزيز إزالة الفسفور التي تم الحصول عليها على حجم البولي هيدروكسي ألكانوات PHA المخزونة في المفاعل اللاهوائي. فمن خلال معالجة أماكن تخزين البولي هيدروكسي ألكانوات PHA في زراعة الكائنات المراكمة للفسفور PAO الغنية التي تم الحصول عليها في نطاق مختبر هوائي– لاهوائي الذي يتبع المفاعل الدفعي، فقد أوضح العالم (Brdjanovic, *et al.* (1998a)) ما يُسمى بـ'Monday P-peaks' (زيادة منتظمة جدًا في تركيز الفسفور في مياه الصرف الخارجة (المعالجة) بعد العطلات الأسبوعية) في بعض محطات المعالجة كاملة النطاق أو تدهور عملية EBPR بعد أحداث الأمطار الغزيرة عن طريق استنزاف مخزون البولي هيدروكسي ألكانوات PHA من الخلايا أثناء مد فترات التهوية (الزائدة). وبوضع ظواهر التخزين المزدوجة في الاعتبار، اقترح العالم Brdjanovic وزملاء عمله المزيد بشأن عدم إمكانية استبدال الجليكوجين ل PHA poly-ß-hydroxyalkanoates من أجل امتصاص الفوسفات في ظل الظروف الهوائية واستخدامه من أجل الصيانة/ المحافظة على الخلية فحسب.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



شكل رقم ٧-٨ نموذج بيوكيميائي للكائنات المراكمة للفسفور PAOs في ظل الظروف الهوائية (أو منقوصة الأكسجين) (adapted from Comeau *et al.* 1986). ومن أجل أغراض التصميم، يُوضع استخدام poly-ß-hydroxyalkanoates PHA فقط في الاعتبار، عبر acetylCoA و propionylCoA and، وذلك من أجل نمو الكائنات المراكمة للفسفور PAO، لا من أجل المواد العضوية الخارجية القابلة للتحلل الخارجي. ويتم استخدام دورة حمض ثلاثي الكاربوكسيل (TCAs) لإنتاج الكربون كمادة وسيطة من أجل النمو، والطاقة (مثل ATP) والحد من القدرة (مثل NADH). كما يتم استخدام NADH، في ظل وجود متلقي إلكترون مثل الأكسجين أو النترات، لطرد البروتونات خلال سلسلة نقل الألكترون، وينشأ عن ذلك قوة بروتون دافعة يتم استخدامها لنقل الفوسفات (Pi^-) مع كاتيونات معدنية (M^+) ولتخليق الـATP الذي يساعد على نمو الكائنات المراكمة للفسفور PAO ومخزون البولي فوسفات.

٧-٣-٥-٣ نموذج كمي للكائنات الحية المراكمة للفسفور الهوائية واللاهوائية

موضح في شكل رقم ٧-٩ نموذج كمي للكائنات المراكمة للفسفور PAOs التي تعرضت للظروف الهوائية واللاهوائية. ومن المقرر لهذا النموذج استخدام نظام بيئة غنية بهذه الكائنات PAO التي تعمل في زمن مكث حمأة يبلغ ٨ أيام، وأس هيدروجيني يبلغ ٧,٠ إضافة إلى استخدام الأسيتات كمصدر وحيد للكربون (Smolders *et al.*, 1994a,b). وفي ظل الظروف اللاهوائية، يتم امتصاص الأسيتات في المياه الداخلة والفوسفات بواسطة الكائنات المراكمة للفسفور PAOs إلى جانب الطاقة الآتية من تحلل البولي فوسفات والجليكوجين، مما ينتج عنه تكوين PHB (أو PHA) وبعض ثاني أكسيد الكربون CO_2. أما في ظل الظروف الهوائية، فيتم استهلاك الأكسجين من أجل تخليق البولي فوسفات، والجليكوجين والكتلة الحيوية، والمحافظة على الخلية. فينتج عن هذه العمليات الهوائية تكوين PHB وثاني أكسيد الكربون CO_2. ونتيجة لإهدار الكتل الحيوية من أجل المحافظة على زمن مكث الحمأة، فإن كل مول كربون من الأسيتات ينتج عنه ٠,٠٤ مول من الفسفور الذي تتم إزالته في شكل بولي فوسفات.

٧-٣-٦ طلب الأكسجين الكيميائي COD القابل للتخمر وطلب الأكسجين الكيميائي COD القابل للتحلل ببطئ

كما هو موضح أعلاه، في ظل الظروف اللاهوائية، يمكن للكائنات المراكمة للفسفور PAOs أن تقوم بتخزين الأحماض الدهنية المتطايرة VFAs (S_{VFA}) فحسب. ورغم ذلك، فقد قدمت بعض أنواع مياه الصرف الصحي التي تحتوي على كميات قليلة من الأحماض الدهنية المتطايرة VFAs، عملية EBPR الهامة بشكل واضح التي ترتبط بطلب الأكسجين الكيميائي COD القابلة للتحلل بسرعة (S_S) والتي تتألف من الأحماض الدهنية المتطايرة S_{VFA} وطلب الأكسجين الكيميائي COD القابل للتخمر (S_F) (Siebritz *et al.*, 1983; Wentzel *et al.*, 1985; Nicholls *et al.*, 1985; Pitman *et al.*, 1988; Wentzel *et al.*, 1990; Randall *et al.*, 1994). وبالتالي، تكون الأحماض الدهنية المتطايرة VFAs الناتجة عن المياه الداخلة وتلك التي تم تخمرها من S_F متاحة من أجل التخزين اللاهوائي بواسطة الكائنات المراكمة للفسفور PAOs.

تبين عدم ارتباط طلب الأكسجين الكيميائي COD القابل للتحلل ببطء (X_S) بانبعاث الفوسفات اللاهوائي، حتى وإن تمكن من التحلل إلى COD قابل للتحلل بسرعة تحت الظروف اللاهوائية. وتُعد هذه العملية ذات أهمية حاسمة بسبب تأثيرها على كل من تصميم أنظمة إزالة المغذيات بيولوجيًا BNR وتشغيلها، مثل تحديد حجم المفاعلات اللاهوائية وعددها، تضمن الترسيب الابتدائي، وتحقيق أقصى حد لعملية EBPR. ومن أجل تحقيق غرض فصل التصميم هذا، تم قبول الدليل التجريبي الذي يربط عملية تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR بطلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل بسرعة S_S، ومن ثم فلا يُرجح التحول الملحوظ لطلب الأكسجين الكيميائي COD القابل للتحلل ببطء X_S إلى أحماض دهنية متطايرة VFAs. ونتيجة لذلك، فيكون انبعاث أحماض دهنية متطايرة VFAs أساسيًا من طلب الأكسجين الكيميائي COD القابل للتحلل بسرعة. كما يوجد استثناء واحد لوضع ذلك في الاعتبار وهو عندما تتم عملية تخمر الحمأة الابتدائية في شكل منبع للمفاعل اللاهوائي، التي تفضل تحلل بعض من طلب الأكسجين الكيميائي COD القابل للتحلل ببطء X_S إلى

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

طلب أكسجين كيميائي COD قابلة للتحلل بسرعة S_S وإلى أحماض دهنية متطايرة VFAs.

٧-٣-٧ وظائف المنطقة اللاهوائية

من خلال وصف الآليات السابق ذكرها، مع مياه الصرف الصحي "العادية" كمياه داخلة، فإن المنطقة/المفاعل اللاهوائي يقوم بوظيفتين:

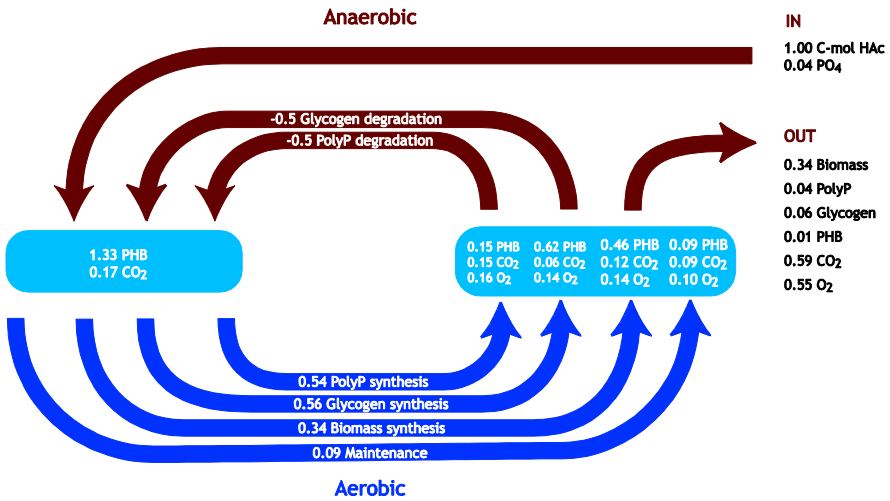
(i) تحفيز تحول طلب الأكسجين الكيميائي COD المتخمر إلى أحماض دهنية متطايرة VFAs بواسطة كائنات غير ذاتية التغذية مثل البكتيريا الاختيارية المخمرة للأحماض.

(ii) تمكين الكائنات المراكمة للفسفور PAOs من احتجاز الأحماض الدهنية المتطايرة VFAs عن طريق امتصاصها وتخزينها في شكل PHA. وحقيقة، فإن هذه العملية تمكن الكائنات المراكمة للفسفور PAOs من امتصاص بعض الركائز واحتجازها في ظل ظروف (عدم وجود متلقي إلكترون خارجي، لاهوائية) لم تكن متاحة للكائنات الحية العادية غير ذاتية التغذية OHOs. ومن ثم فلم تكن الكائنات المراكمة للفسفور PAOs في حاجة إلى المنافسة من أجل وجود الركيزة/ الغذاء عندما أصبح متلقي الإلكترون الخارجي متاحًا (منقوص الأكسجين/هوائي).

من خلال العمليتين السابقتين، تُعد العملية الأولى هي الأبطأ، كما تحدد حجم المفاعل اللاهوائي. فإذا استلزم تنفيذ تخمر الحمأة الابتدائية في محطة المعالجة، فلن تكون هناك حاجة ملحة إلى العملية الأولى، إضافة إلى إمكانية تقليص حجم المفاعل اللاهوائي.

٧-٣-٨ تأثير إعادة تدوير الأكسجين والنترات إلى المفاعل اللاهوائي

كما لاحظ العديد من الباحثين (e.g. Barnard, 1976; Venter *et al.*, 1978; Rabinowitz and Marais, 1980; Hascoet and Florentz, 1985)، فإن إعادة تدوير الأكسجين أو النترات إلى المفاعل اللاهوائي قد تتسبب في حدوث انخفاض مماثل في عملية EBPR. ومن حيث الآليات التي سبق وصفها، إذا تم إعادة تدوير الأكسجين أو النترات أو كلاهما إلى المفاعل اللاهوائي، فإن الكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHO تكون قادرة على استغلال طلب الأكسجين الكيميائي COD القابل للتخمر من أجل الطاقة والنمو عن طريق استخدام الأكسجين أو النترات كمتلقي إلكترون خارجي. فلكل ١ مجم من الأكسجين المعاد تدويره إلى المفاعل اللاهوائي، يتم استهلاك ٣ مجم من طلب الأكسجين الكيميائي COD القابل للتخمر ولكل ١مجم نيتروجين من النترات المعاد تدويره، يتم استهلاك ٨,٦ مجم من طلب الأكسجين الكيميائي COD القابل للتخمر بواسطة الكائنات الحية العادية غير ذاتية التغذية OHO. تأتي نسبة ٣ مجم من طلب الأكسجين الكيميائي COD القابل للتخمر S_F لكل مجم من الأكسجين المُستهلك من وضع الناتج الصافي لـ٠,٦٧ مجم من طلب الأكسجين الكيميائي – المواد الصلبة العالقة المتطايرة (VSS-COD) المُنتج على مجم من COD المُستهلك في الاعتبار مع الباقي، وتقوم نسبة ٠,٣٣ لكل مجم على مجم بإنتاج الطاقة المستخدمة للأكسجين. وبالتالي، يتم استهلاك ٣ أضعاف طلب الأكسجين الكيميائي COD المتخمر S_F لكل مجم من الأكسجين



شكل رقم ٧-٩ نموذج كمي للكائنات المراكمة للفسفور PAOs التي تعرضت لظروف هوائية ولاهوائية (adapted from Smolders *et al.*, 1994b). كل مول كربون من الأسيتات يُناظر ٠,٥ مول من الأسيتات. أما بالنسبة للأسيتات، فإن كل ١مول كربون يُناظر ٣٢ جم من طلب الأكسجين الكيميائي COD. تتم الإشارة إلى كافة تركيزات مركبات الكربون الأخرى في وحدات مول كربون.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

المُستهلك. وبالمثل، فعندما نضع في الاعتبار أن ١ مجم من النترات يساوي ٢,٨٦ مجم من الأكسجين، يتم الحصول على نسبة ٨,٦ مجم من طلب الأكسجين الكيميائي COD المُستهلك عن طريق مجم من الـ NO_3-N المنخفض.

لم يعد استهلاك طلب الأكسجين الكيميائي COD القابل للتخمر موجودًا من أجل التحول إلى VFAs بواسطة الكائنات الحية العادية غير ذاتية التغذية OHOs، وبذلك، تنخفض كمية الأحماض الدهنية المتطايرة VFAs المُنتجة والمنبعثة إلى المحلول، عن طريق كمية الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل بسهولة RBCOD والتي تقوم الكائنات الحية العادية غير ذاتية التغذية OHOs باستهلاكها. وبناءًا على ذلك، تنخفض كمية الأحماض الدهنية المتطايرة VFAs المتاحة للكائنات المراكمة للفسفور PAOs بهدف التخزين، وفي المقابل، يحدث نفس الشيء مع عملية انبعاث الفسفور، وامتصاصه وإزالته الكاملة.

وإذا استلزم الأمر إعادة تدوير الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل بسهولة RBCOD للمياه الداخلة التي تتكون فعليًا من أحماض دهنية متطايرة VFAs وأكسجين أو نترات أو كلاهما، فسوف تتنافس الكائنات المراكمة للفسفور PAOs والكائنات الحية العادية غير ذاتية التغذية OHOs على الأحماض الدهنية المتطايرة VFAs، وتتنافس الكائنات المراكمة للفسفور PAOs من أجل احتجاز الأحماض الدهنية المتطايرة VFAs وفيما يتعلق بالكائنات الحية العادية غير ذاتية التغذية OHOs فمن أجل تأييضها أو استهلاكها. ووفقًا لذلك، حتى في هذه الحالة، فإن إعادة تدوير الأكسجين أو النترات أو كلاهما تحد من عملية تعزيز آليات تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR.

ومن ثم، فإن أحد الاعتبارات الأولية في استراتيجية التصميم والتشغيل لأنظمة تعزيز آليات إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR هو منع إعادة تدوير الأكسجين والنترات إلى المفاعل اللاهوائي (Siebritz *et al.*, 1989).

٧-٣-٩ إزالة النيترة عن طريق الكائنات المراكمة للفسفور PAOs

يبدو مدى إزالة النيترة بالاشتراك مع امتصاص الفسفور منقوص الأكسجين بواسطة الكائنات المراكمة للفسفور PAOs متغيرًا جدًا (Ekama and Wentzel, 1999)، من امتصاص الفسفور منقوص الأكسجين الذي يقرب من الصفر (e.g. Clayton *et al.*, 1989,1991) إلى امتصاص الفسفور منقوص الأكسجين الذي يسود امتصاص الفسفور الهوائي (e.g. Sorm *et al.*, 1996). تميل الأدلة التجريبية إلى اقتراح أن مقدار امتصاص الفسفور منقوص الأكسجين يتأثر بنسبة الكتلة منقوصة الأكسجين وكتلة النترات المُحملة على المفاعل منقوص الأكسجين نسبة إلى قدرته على إزالة النيترة (Hu *et al.*, 2001, 2002).

ولغرض التصميم، سيوضع في الاعتبار عدم أهمية امتصاص الفسفور منقوص الأكسجين. كما أن امتصاص الفسفور فى الظروف منقوصة الأكسجين يحد من حجم إزالة الفسفور في هذا النظام (Ekama and Wentzel, 1999)، وفيما يتعلق بالناحية التصميمية حيث يُعد أقصى حد لإزالة الفسفور من الأوليات، يجب تجنب عملية امتصاص الفسفور فى الظروف منقوصة الأكسجين في هذا النظام. وبالتالي، ففي هذا الفصل المتعلق بالتصميم، لا يتم وضع عملية امتصاص الفسفور منقوصة الأكسجين في الاعتبار. ورغم ذلك، ينبغي التأكيد على أن من خلال التخزين اللاهوائي لطلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل بسهولة RBCOD عن طريق الكائنات المراكمة للفسفور PAOs، تتغير سرعة التفاعلات/ الحركيات الخاصة بعملية إزالة النيترة أثناء اشتمال هذا النظام على مفاعل لاهوائي.

٧-٣-١٠ العلاقة بين مكونات طلب الأكسجين الكيميائي COD في المياه الداخلة ومكونات الحمأة

تم عرض العلاقة بين مكونات طلب الأكسجين الكيميائي COD في المياه الداخلة والكتل العضوية المتعددة للحمأة (النشطة، الذاتية والخاملة)، السابق وصفها، في شكل رقم ٧-١٠.

٧-٤ تحسين أنظمة تعزيز آليات إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR وتطويرها

في هذه الفقرة، تتم مناقشة مفاهيم تحسين عملية EBPR أولاً ومراجعة تطوير أنظمة الحمأة النشطة لعملية EBPR الرئيسة في سياق تاريخي.

٧-٤-١ مبادئ تحسين عملية تعزيز آليات إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR

تم تقديم فكرة عامة بشأن مبادئ عملية EBPR وتحسين إزالة الفسفور كيميائيًا في شكل رقم ٧-١١. ويمكن جمع مبادئ عملية EBPR

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

وتحسين عملية إزالة الفسفور في ست فئات. كما تم تحديد عدد من المواصفات أو العمليات التي تعتمد على هذه المبادئ بأسماء محددة.

(i) ينبغي الحد من وجود الأكسجين في المفاعل اللاهوائي. ولتحقيق هذا الغرض، يجب تجنب دوامات الخلط، والتهدير عند المدخل (شلالات) والمضخات الحلزونية أو المضخات الرافعة بالهواء.

(ii) ينبغي الحد من وجود النترات (والنتريت) في المفاعل اللاهوائي. وكما سيتم الشرح في الفقرة التالية، فقد وُضع عدد من المواصفات المُحددة بدقة من أجل هذا الغرض. ومن أجل تحقيق هذه الغاية، يمكن تحسين التكوين اللاهوائية/ الهوائية (مثل التكوينات اللاهوائية/ منقوصة الأكسجين A/O configuration) عن طريق وضع مفاعل منقوص الأكسجين حيث يُعاد تدوير الحمأة الهوائية لإزالة النيترة (مثل العملية اللاهوائية، منقوصة الأكسجين، الهوائية A^2/O، مواصفات نظام "Phoredox " المعدل). كما يمكن إزالة نيترة الحمأة النشطة العائدة من حوض الترسيب الثانوي إما عبر مفاعل منقوص الأكسجين على خط إعادة دوران الحمأة (e.g. JHB configuration) أو عبر مفاعل منقوص الأكسجين الكائن في منطقة بعد المفاعل اللاهوائي حيث تقع هناك إعادة تدوير داخلية أخرى للمفاعل اللاهوائي (e.g. UCT configurations). وقد ينقسم هذا المفاعل منقوص الأكسجين إلى قسمين ليقوم بتقديم عملية إزالة نيترة الحمأة العائدة في القسم الأول وعملية إزالة نيترة الحمأة الهوائية في مفاعل المصب منقوص الأكسجين (e.g. MUCT configuration). كما تُعد إضافة منطقة ثانية منقوصة الأكسجين في مصب المنطقة الهوائية هي إحدى الطرق الأخرى للحد من تركيز النترات في كل من النفايات السائلة والحمأة العائدة (e.g. Modified Bardenpho configuration).

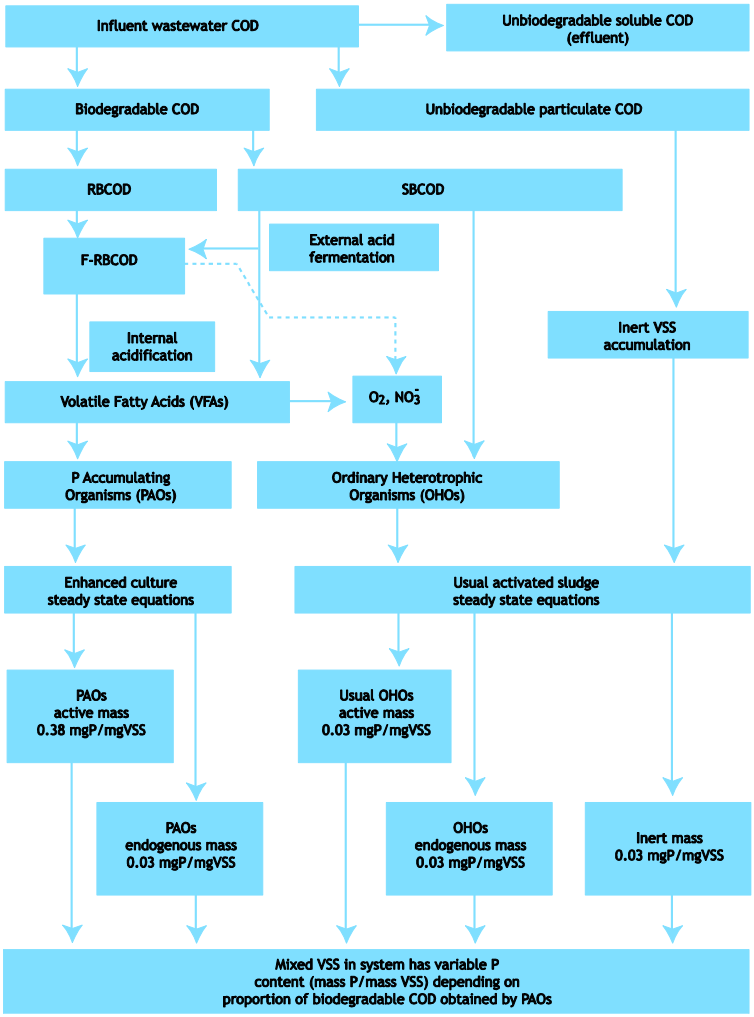
(iii) يُنصح بزيادة امتصاص الأحماض الدهنية المتطايرة VFAs عن طريق الكائنات المراكمة للفسفور PAOs في المفاعل اللاهوائي. ويُعد تخمر الحمأة الأبتدائية وسيلة فعالة لزيادة محتوى الأحماض الدهنية المتطايرة VFA في المياه الداخلة حتى وإن ساهمت في تحميل إضافي في المادة العضوية والأمونيا لنظام الحمأة النشطة أيضًا. كما يمكن إضافة أسيتات الصوديوم أو النفايات الصناعية القابلة للتخمر إلى المفاعل اللاهوائي بطريقة مباشرة. ويمكن زيادة زمن المكث الهيدروليكي لصالح تخمر المياه الداخلة في الموضع أو المادة العضوية القابلة للتخمر المضافة.

(iv) يُنصح بتقليل الفسفور الجسيمي فى النفايات السائلة عن طريق إزالة النفايات الصلبة العالقة الكلية بكفائة. ويمكن أن يرتفع محتوى فسفور الجسيمات إلى ١٨% gP/gTSS في البيئات المخصبة. ومع المزيد من المحتوى وعادة ما يبلغ ٥%، يساهم كل ١٠ mgTSS/l في النفايات السائلة بـ ٠,٥ mgP/l. ونتيجة لذلك، يُعد الترويق الثانوي الفعال، مع تجنب الحمأة الطافية من إزالة النيترة في حوض الترسيب، أو ترشيح الرمال أو حتى الترشيح الفائق (في المفاعل الحيوي للغشاء) وسائل للحد من تركيز المواد الصلبة العالقة الكلية في النفايات السائلة.

(v) يُنصح بتقليل الفسفور المذاب في المياه الخارجة. وبالإضافة إلى تحسين عملية EBPR، يمكن إضافة تخثرات كيميائية مثل أملاح الحديد (كالـ$FeCl_3$)، أو الألومينيوم (كالشب) أو الكالسيوم (كالجير) إما في خط المعالجة الرئيس من أجل ما قبل الترسيب، أو المشاركة فيه أو بعده (في حوض الترسيب الأولي، في عملية الحمأة النشطة، بعد حوض الترسيب الثانوي، على التوالي). فقد يؤدي استخلاص الرائق من الحوض اللاهوائي أو أخذ بعض من الحمأة النشطة العائدة وتخثرها إلى وجود كمية قليلة من الفسفور المُذاب في النفايات السائلة (e.g. BCFS® process; van Loosdrecht *et al.*, 1998). وقد يتم ترسيب الفوسفات بواسطة الجير من التيار الجانبي للفوسفات الذي يُصدر بطريقة لاهوائية من الحمأة العائدة. وقد يتحقق المزيد من انبعاث الفوسفات الفعال في حوض المعالجة الجانبي عن طريق تحويل بعض من المياه الداخلة التي تحتوي على طلب الأكسجين الكيميائي COD القابل للتحلل بسهولة (e.g. PhoStrip® process). وإذا تم تنفيذ الهضم الهوائي أو اللاهوائي مع الحمأة الثانوية المُستهلكة، سيتم تحلل كافة البولي فوسفات والفوسفات المنبعث في المحلول بشكل أساسي. كما تُعد استعادة الفسفور في شكل ستروفايت ($MgNH_4PO_4$) أو هيدروكسيباتيت ($Ca_{10}(PO_4)_6OH_2$)، والتي قد تُستخدم كسماد، وسيلةً للحد من حمل الفوسفات المُذاب إلى عملية الحمأة النشطة مرة أخرى، وأخيرًا، إلى النفايات السائلة.

(vi) يمكن زيادة امتصاص الفسفور من أجل تخليق الخلية. ورغم كون هذا المبدأ أكثر محدودية من مبادئ التحسين الأخرى في الكفائة المُحتملة، فيتسبب ثبات زمن مكث الحمأة (SRT) منخفضًا قدر المُستطاع في زيادة إزالة الفسفور عن طريق توليف الخلية. كما أن هناك فائدة أخرى من انخفاض زمن

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



شكل رقم ٧-١٠ رسم تخطيطي يُبين مصير العديد من نسب طلب الأكسجين الكيميائي COD في المياه الداخلة فيما يتعلق بكتل الحمأة النشطة، الذاتية والخاملة.

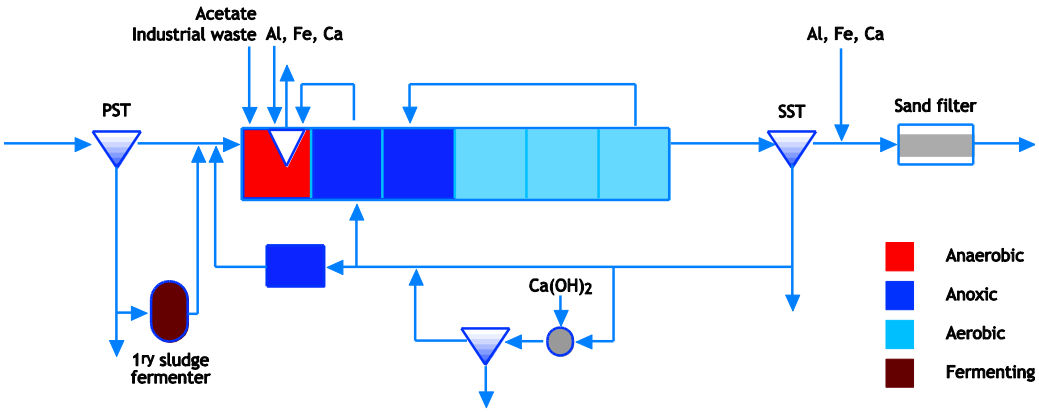
مكث الحمأة، ألا وهي أن الكائنات المراكمة للفسفور PAOs سوف تحلل، إلى أدنى حد، مخزون البولي فوسفات الخاص بها من أجل الحفاظ على الخلية.

٧-٤-٢ اكتشاف

أولاً تمت ملاحظة إزالة الفسفور عن طريق أنظمة الحمأة النشطة التي تتجاوز الأنظمة المطلوبة لعملية أيض الكائن الحي الطبيعي بشكل مستقل من خلال مجموعتين من الباحثين، Srinath *et al.* (1959) في الولايات المتحدة الأمريكية و Alarcon (1961) في الهند رغم شرح كلتي المجموعتين لامتصاص الفسفور في اختبارات دفعية هوائية، فإنهم لم يقترحوا أي تفسير حول سبب اكتساب الحمأة من محطات معينة لسلوك تعزيز امتصاص الفسفور وعدم اكتساب البعض الآخر، أو حول ما إذا كانت هذه الإزالة ظاهرة بيولوجية أو فيزيائية/ كيميائية. لاحظ Srinath *et al.* (1959) ارتباط نقص الأكسجين في منطقة منبع خزانات تهوية تدفق المسابر بارتفاع تراكيز الفوسفات، وإمكانية حل هذه "المشكلة" عن طريق زيادة التهوية. وبادرت هذه الملاحظات بإجراء أبحاث في عملية تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR التي أدت في النهاية إلى تطبيق تكنولوجيا EBPR على نطاق واسع.

على مدار الأربعين سنة القادمة، سيتم تطوير عدد من العمليات والمواصفات التي وردت في شكل رقم ٧-١٢ (A إلى H).

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



شكل رقم ٧-١١ لمحة عامة حول تحسين عملية EBPR وإزالة الفسفور. ملاحظات: حوض الترسيب الابتدائي؛ SST: حوض الترسيب الثانوي

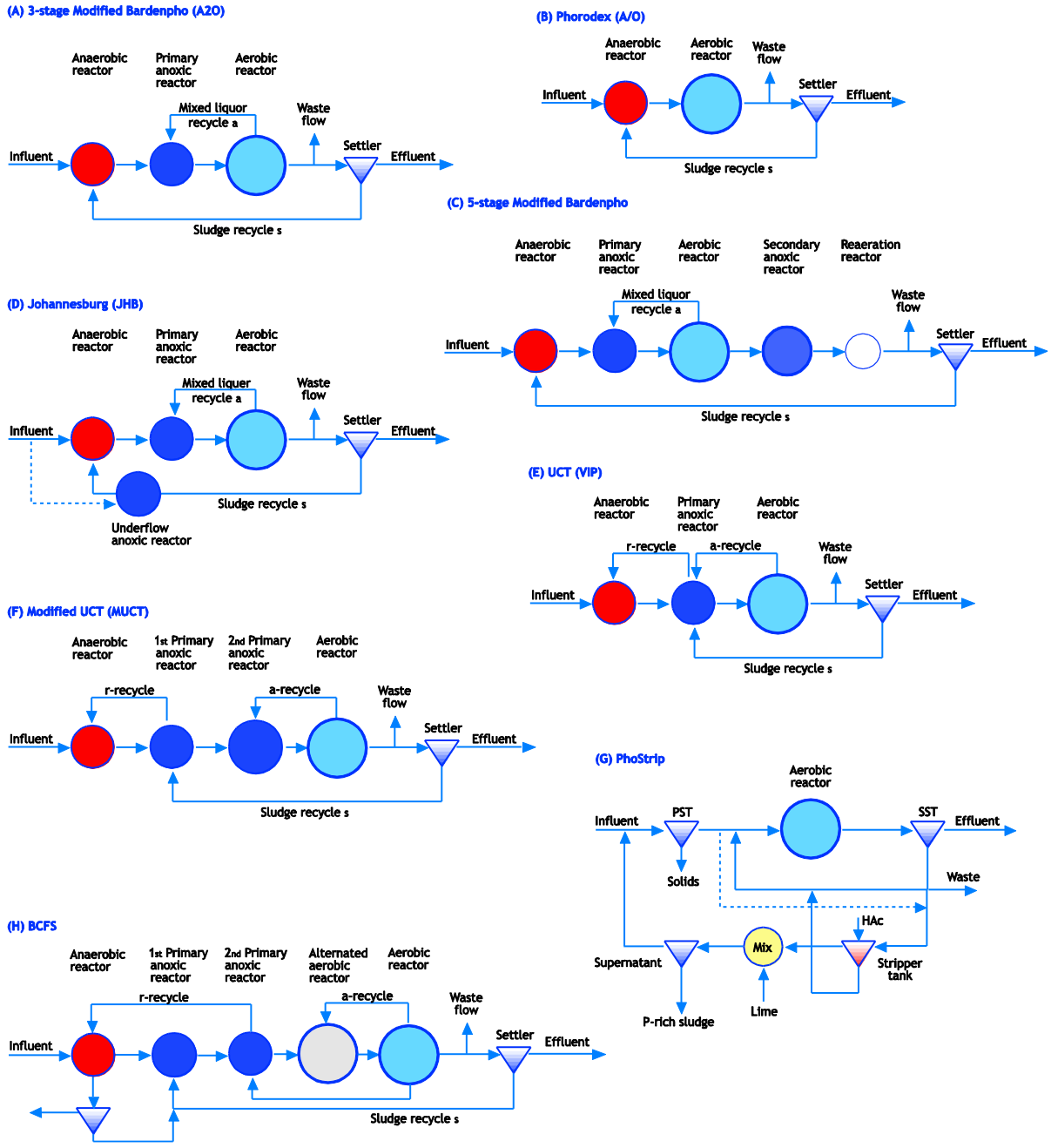
٧-٤-٣ نظام PhoStrip®

قام العالمان Levin and Shapiro (1965) بإجراء أول بحث مُنظم حول ظاهرة امتصاص الفسفور. وفي دراسات شاملة على مفاعلات دفعة حول تأثير ضغط الأكسجين، والأس الهيدروجيني والمثبطات، فقد قاما بشرح الطبيعة البيولوجية لعملية EBPR. كذلك، في الاختبارات الدفعية التي أُجريت على عينتين من السائل المخلوط من تدفق الحمأة الراجع، التي تم تهوية واحدة منها والأخرى لم يتم تهويتها، فالهوائية تمتص الفسفور بينما تقوم غير الهوائية بانبعاث الفسفور. كما سلط العالم Shapiro *et al.* (1967) انتباههم على عملية انبعاث الفسفور في الاختبارات الدفعية غير الهوائية ووجدوا أن هذه العملية التي تُجرى تحت الظروف اللاهوائية قد تنقلب إلى عملية امتصاص فسفور إذا تتابعت تهوية الدفعة. واستفاد العالم Levin (1965) من ظاهرة انبعاث الفسفور تحت الظروف الهوائية وامتصاص الفسفور تحت الظروف اللاهوائية لتسجيل براءة اختراع أول نظام تجاري لإزالة الفسفور، ألا وهو عملية PhoStrip (انظر شكل رقم ٧-G١٢، قامت بتسويقها Biospherics, USA).

طرح العالم Levin *et al.* (1972) تقارير تورد تفاصيل هذا النظام: "تعتمد هذه العملية على النتائج التي بينت أن تهوية السائل المخلوط يمكن أن تحث الكائنات الدقيقة للحمأة النشطة على امتصاص الفسفور المُذاب التي تتجاوز الكمية المطلوبة للنمو. فإذا تم إيقاف تشغيل مزود الهواء وتم السماح لكائنات الحمأة باستهلاك كل كمية الأكسجين المُذاب، فسوف يتم انبعاث الفسفور الذي تم امتصاصه من قبل في المرحلة السائلة. ورغم ذلك، فعندما تكتمل التهوية، تقوم الكائنات الدقيقة بامتصاص الفسفور المُذاب مرة أخرى". وتتكون عملية PhoStrip من خزان تهوية منفرد مع حوض ترسيب؛ يمر التدفق الجانبي (عادة يتراوح ما بين ١٠-٣٠ في المائة من معدل تدفق المياه الداخلة) من الحمأة المعاد تدويرها للمرشح إلى "خزان نزع" لاهوائي حيث تستقر الحمأة وينبعث الفسفور. تعود الحمأة المنزوعة إلى نظام الحمأة النشطة، بينما يتم وضع الرائق كيميائيًا (وعادة يكون الجير) في الخزان المرسب، من أجل ترسيب الفسفور المُنبعث الذي تم ترسيبه وإهداره. يعود الرائق من الخزان المرسب إما إلى تدفق المياه الداخلة أو المياه الخارجة.

يُطبق نظام PhoStrip الذي يجمع بين إزالة الفسفور كيميائيًا و بيولوجيًا، على الأنظمة التي لا تستخدم عملية النيترة، ويُعتبر عملية معالجة فى خط جانبي. وتشتمل التعديلات التي أُدخلت مؤخرًا على نظام PhoStrip على إضافة جزء من تيار المياه الداخلة إلى الحوض اللاهوائي من أجل تعزيز انبعاث الفسفور (PhoStrip II; Levin and Della Sala, 1987)، وترويق الفسفور المُنبعث من الحمأة "المنزوعة" عن طريق إعادة التدوير حول الخزان النازع (Meganck, 1987) وإدراج منبع الخزان منقوص الأكسجين الخاص بالخزان الهوائي إلى جانب إعادة تدوير السائل المخلوط من الخزانات الهوائية إلى الخزانات منقوصة الأكسجين، وذلك من أجل تطبيق مبدأ PhoStrip على محطات نيترة الحمأة النشطة. ونظرًا لاشتمال أنظمة PhoStrip على إزالة الفسفور كيميائيًا، فلن توضع إجراءات تصميم هذا النظام في الاعتبار. ففي عملية BCFS تم دمج وظيفة النازع في الخزان اللاهوائي لخزانات الحمأة النشطة (van Loosdrecht *et al.*, 1998).

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



شكل رقم ٧-١٢ مواصفات نظام EBPR:
(A) 3-stage Modified Bardenpho (A^2O), (B) Phoredox (A/O), (C) 5-stage Modified Bardenpho, (D) Johannesburg (JHB), (E) UCT (VIP), (F) MUCT (Modified UCT), (G) PhoStrip, and (H) BCFS

٧-٤-٤ نظام "Bardenpho" المُعدل

ورغم ملاحظة ظاهرة EBPR في أوائل السبعينات في عدد من الأعمال ذات النطاق الكامل (e.g. Vacker *et al.*, 1967; Scalf *et al.*, 1969; Witherow, 1970; Milbury *et al.*, 1971)، وتطوير أول نظام EBPR تجاري (نظام ال PhoStrip)، نجد القليل من الثقة في كون عملية EBPR كتكنولوجيا عملية مُحتملة. وذهب (Mulbager (1970)) إلى أبعد من ذلك موضحًا أنه "ينبغي تجنب تصميم محطة الحمأة النشطة المخصصة من أجل إزالة تركيزات عالية من الفسفور، وينبغي التعامل مع هذه الخطوة كخطوة إضافية حال وجودها". ورغم ذلك، فمن خلال الأبحاث التي أُجريت في منتصف السبعينات (Fuhs and Chen, 1975; Barnard,

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

1974a,b, 1975a,b, 1976a,b) ظهرت نتيجة واحدة أدت إلى إمكانية الاستغلال الشائع لظاهرة EBPR وهو: تحفيز إزالة الفسفور بيولوجيًا عن طريق تعرض كائنات الحمأة النشطة لسلسلة من الظروف الهوائية واللاهوائية. ولكن التحديد الكمي للحالة الهوائية لأغراض التصميم والتشغيل قدم مشاكل رئيسة.

استنتج كل من العالِمَين Fuhs and Chen (1975)، من الأبحاث الميكروبيولوجية حول تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR توسط هذه الظاهرة إما بواسطة مجموعة منفردة من الكائنات أو عدة مجموعات وثيقة الارتباط مع بعضها البعض. كما اعتبروا أن *Acinetobacter* هي الجنس الرئيس لهذه الكائنات. واستنتجوا أيضًا أن "الظروف اللاهوائية التي تسبق الحيهوائية aerobiosis في معالجة مياه الصرف الصحي قد ترتبط بظهور *Acinetobacter*. وأثناء الظروف اللاحيهوائية، تميل هذه النباتات إلى إنتاج مركبات مثل الإيثانول، وأسيتات و succinate التي تُعتبر بمثابة مصدر كربون للأسينتوبكتيريا *Acinetobacter* ." فلم يحدد العالم فوهس ولا تشين كمية "الظروف اللاهوائية" ولم يقوما بتطوير أية وسيلة عملية لتنفيذ ظاهرة EBPR.

تم تطوير أول نظام تدفق رئيس عملي لظاهرة EBPR من خلال عمل كل من العالم Barnard (1974a, b, 1975, 1976a, b) و Nicholls (1975). حيث لاحظ العالم Barnard (1975) أثناء الأبحاث التي أُجريت حول استجابة عملية النيترة / إزالة النيترة للنظام الذي قام بتطويره من أجل هذا الغرض، وهو نظام "Bardenpho" ذات المراحل الأربعة، أن هذا النظام يقوم بإزالة الفسفور الزائد. كما افترض العالم Barnard (1974) أن "المطلب الرئيس لإزالة الفسفور في الأنظمة البيولوجية هو أنه من خلال بعض المراحل التي تسبق المرحلة النهائية للعملية، يجب مرور الحمأة أو السائل المخلوط خلال مرحلة لاهوائية، والتي من خلالها قد ينبعث الفوسفات أو لا ينبعث، وتليها مرحلة هوائية جيدة التهوية، والتي من خلالها قد يتم امتصاص الفوسفات أو ترسيبه نتيجة للتغيير في جهد الأكسدة والاختزال".

وبالرجوع إلى ملاحظات Barnard (1974)، فقد أجرى Nicholls (1975) تجارب كاملة النطاق حول أنظمة الحمأة النشطة لـ Alexandra و Olifantsvlei (جوهانسبيرج، جنوب أفريقيا). كما قام بإنشاء مناطق لاهوائية في مناطق مختلفة من أنظمة الحمأة النشطة واستنتج "إمكانية توقع إزالة جيدة للفوسفات في نظام " Bardenpho " المُعدل (نظام "Bardenpho" ذو المراحل الأربعة) عند وضع حوض لاهوائي قُبيل نظام الحمأة النشطة ".

ومن خلال توسيع الافتراضات التي قام بتطويرها العالم Barnard (1976) في عام ١٩٧٤، استنتج أن الكتلة الحيوية للبكتيريا "يجب أن تمر خلال مرحلة لاهوائية حيث يتجاوز احتياج الأكسجين إمداد كل من الأكسجين والنترات ...". كما تقدم بإنتاج مرحلة لاهوائية عن طريق إدراج مفاعل لاهوائي قبل مدخل المحطة من أجل "السماح للسائل المُختلط بأن يُصبح لاهوائيًا من خلال تأثير مياه الصرف الصحي الواردة". ومن ناحية أخرى أطلق العالم برنارد على هذا المبدأ اسم نموذج "Phoredox "، كما طبقه (من بين الآخرين) على نظام "Bardenpho" ذات المراحل الأربعة، وتضمن وجود مفاعل لاهوائي على رأس المفاعل الابتدائي منقوص الأكسجين في نظام "Bardenpho" ذات المراحل الأربعة، هذا المفاعل اللاهوائي المُتلقي لتدفق المياه الداخلة والحمأة المعاد تدويرها لإعادة التدوير من أحواض الترسيب الثانوية، أصبحت تُعرف هذه المواصفات باسم نظام "Bardenpho" المُعدل ذات المراحل الخمسة (انظر شكل رقم ٧-C١٢). كما اقترح بارنارد إمكانية استبعاد مفاعل إعادة التهوية الثانية والمفاعل منقوص الأكسجين، عندما تقتضي الضرورة وجود إزالة منخفضة للنيتروجين، وذلك من أجل الحصول على نظام "Bardenpho" المُعدل ذات المراحل الثلاثة (انظر شكل رقم ٧-A١٢)؛ كما يُطلق على هذه المواصفات أنها لاهوائية/ منقوصة الأكسجين/ هوائية (A^2O) أيضًا[٢].

وبغرض توضيح ظاهرة تعزيز إزالة الفسفور، افترض العالم Barnard (1976) أن انبعاث الفسفور في حد ذاته يُحفز إزالة الفسفور، إلا أن هذا الانبعاث يُشير إلى إنشاء جهد أكسدة واختزال

[٢] تم اعتماد الرموز والمصطلحات الأصلية للعالم برنارد الخاصة باللاهوائي ومنقوص الأكسجين من أجل الاستخدام في هذا الفصل؛ حيث إن منقوص الأكسجين هي: حالة يتواجد فيها النترات دون الأكسجين، ولاهوائي هي: حالة لا يتواجد فيها النترات ولا الأكسجين. وتكون أوجه القصور في تلك التعريفات واضحة أثناء محاولة القيام بمقارنة حالة كلا المفاعلَين من نفس الحجم، حيث يكون الأول مُختلطًا بالكامل ويكون الآخر تدفقًا تتابعيًا. فعلى سبيل المثال، إن المفاعل المُختلط بالكامل لن يكون لديه أي نترات في المفاعل؛ بينما قد يحتوي مفاعل التدفق التتابعي من نفس الحجم على نترات تشغل حيزًا كبيرًا من طول المفاعل، أي يكون "منقوص الأكسجين" جزئيًا، و"لاهوائي" جزئيًا- فينشأ القصور لعدم وجود أية إشارة بشأن كثافة الحالة.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

منخفض مُعين في المنطقة اللاهوائية، أي أن جهد الأكسدة والاختزال يقوم بتحفيز تعزيز إزالة الفسفور. كما تعرف Barnard (1976) على الصعوبات المُتعلقة بقياس جهد الأكسدة والاختزال، واقترح أن قياس انبعاث الفسفور في المنطقة اللاهوائية يُعتبر بمثابة بديل بهدف الإشارة إلى سيادة الظروف اللازمة لتعزيز إزالة الفسفور.

وفيما يتعلق بافتراض بارنارد، يتم تقييد إعادة تدوير النترات عبر الحمأة المعاد تدويرها للمفاعل اللاهوائي في نظام "Bardenpho" المُعدل ذات المراحل الخمسة، ويُتوقع أن المستوى الذي قد ينخفض جهد الأكسدة والاختزال من خلاله، وبالتالي إعادة تدوير النترات، يؤثر على تعزيز إزالة الفسفور بالسلب إلى حد ما، كما أشار Barnard إلى ذلك سابقًا (١٩٧٥).

وافق العالم Barnard (1976) بوضوح على أنه ينبغي على محطة "Bardenpho" المُعدلة تقليل النترات بشكل كافٍ حتى لا يمكن لأي نترات في الحمأة المعاد تدويرها أن تمنع تحقيق جهد الأكسدة والاختزال المنخفض اللازم لانبعاث الفسفور في المفاعل اللاهوائي. وعلى أية حال، فقد وُضع في الاعتبار إمكانية التصدي لدخول النترات في الفاعل اللاهوائي عن طريق زيادة زمن مكث حمأة هذا المفاعل. ومن أجل تصميم المفاعل اللاهوائي، اقترح العالم Barnard (1976) أن يبلغ زمن المكث الأسمي ساعة واحدة. وفي هذه المرحلة لم تكن هناك أية وسيلة نسبية لتوقع إزالة النيتروجين والفسفور؛ فمن أجل التصميم، يتم تقدير الإزالات من خلال التجربة المُكتسبة في أنظمة التشغيل التجريبية بشكل كبير.

ومن ناحية أخرى، أثار عمل العالم بارنارد أبحاثًا واسعة النطاق حول هذه الظاهرة بغرض كسب خبرة في سلوكها، وتحديد العوامل المؤثرة في عملية EBPR بأكثر دقة، وتطوير معايير التصميم وذلك من خلال تطوير نظام تبين أنه قام بإدماج المتطلبات اللازمة لعملية EBPR حتى وإن لم تكن هذه المتطلبات مفهومة بشكل واضح.

٧-٤-٥ نظام "Phoredox" أو النظام اللاهوائي/ منقوص الأكسجين

في نظام "Bardenpho" المُعدل، تأثرت المواصفات التي قام العالم بارنارد بتطويرها من أجل عملية EBPR بالمطلب القانوني للنترتة في جنوب أفريقيا بشكل كبير. وإن لم تكن عملية النيترة مطلوبة، فإن الحاجة إلى المناطق منقوصة الأكسجين (بهدف إزالة النيتروجين) وإلى أعمار الحمأة الطويلة (بهدف التأكد من عملية النيترة) تتراجع. كما تم التعرف على هذه الأهداف بواسطة Barnard (1976) الذي طبق نظام "Phoredox" على نظام الحمأة النشطة غير المُستخدم للنترتة. وانخفضت مواصفات هذا النظام إلى مفاعل لاهوائي، متلقي للمياه الداخلة والحمأة المعاد تدويرها لإعادة التدوير، ويتبعه مفاعل هوائي (انظر شكل رقم ٧-B١٢). تم تصميم عمر الحمأة والخزان الهوائي والتحكم فيهما بهدف منع النيترة، أي حمأة ذات عمر قصير، ومحطة ذات معدل مرتفع. وعُرف هذا النظام في جنوب إفريقيا بنظام "Phoredox".

اقترح (Timmerman (1979)، على وجه الخصوص نظامًا مثل نظام "Phoredox" الذي صُنع خصيصًا ليكون نظام لاهوائي/ منقوص الأكسجين. يطابق التكوين الأساسي للنظام اللاهوائي/ منقوص الأكسجين تلك الخاصة بنظام "Phoredox"، إلا أنه مع النظام اللاهوائي/ الأكسجيني، يتم تقسيم المناطق الهوائية واللاهوائية من أجل إعطاء تكوين المفاعل المتوالي التي تقترب من ظروف التدفق الكتلي plug flow.

رغم ما تم اقتراحه مفاهيميا عام ١٩٧٦، فإن متطلبات النيترة في جنوب أفريقيا منعت تنفيذ نظام "Phoredox" أو النظام اللاهوائي/ الأكسجيني. كما أُجريت أبحاث حول أداء النظام القائم في ظل ظروف جنوب أفريقيا على نطاق مُختبر من جانب العالم Burke *et al.* (1986)، ذلك الشخص الذي وجد صعوبة في منع حدوث عملية النيترة تحت درجة حرارة ٢٠ درجة مئوية وعمر حمأة منخفض يبلغ ٣ أيام، إضافة إلى نسبة كتلة غير هوائية تبلغ ٥٠%.

وبكون النظام لاهوائي/ أكسجيني، فقد تم تطبيقه بشكل واسع النطاق في الولايات المتحدة الأمريكية، كما تم إجراء أبحاث عليه بواسطة العديد من الباحثين (e.g. Hong *et al.*, 1983; Kang *et al.*, 1985a, etc.) مع نتائج متباينة.

٧-٤-٦ تأثير النترات على عملية EBPR

ركز المطلب القانوني للنترتة في جنوب أفريقيا على أنظمة إزالة المواد المغذية (أي النيتروجين والفسفور) بدلاً من إزالة الفسفور فحسب. وبناءًا على ذلك، توجهت الجهود البحثية الكبيرة المبذولة تجاه إجراء أبحاث على نظام "Bardenpho" المُعدل. إن أوائل الأبحاث التي أُجريت على أنظمة "Bardenpho" المُعدلة ذات المراحل الثلاثة والخمسة (McLaren and Wood, 1976; Nicholls, 1978;

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

Simpkins and McLaren, 1978; Davelaar *et al*., 1978; and Osborn and Nicholls, 1978)، وافقت أن إعادة تدوير النترات إلى المفاعل اللاهوائي تؤثر بالضرر على عملية EBPR، كما أقرت أن تقييم النترات في إعادة التدوير إلى المفاعل اللاهوائي قد تكون ضرورية في تقييم نجاح نظام النيترة في تحفيز انبعاث الفسفور وتحديد مقدار إزالة الفسفور. ورغم ذلك، لم تقدم أي من هذه الأبحاث نموذجًا مُعتمدًا للتنبؤ بقدر إزالة النيترة من أجل تحديد كمية النترات المُعاد تدويرها.

تعرف العالم ماريه وفريق عمله (Stern and Marais, 1974; Martin and Marais, 1975; Wilson and Marais, 1976; Marsden and Marais, 1977) على أهمية تحديد كمية إزالة النترات. ومن أجل الحصول على معلومات بشأن حجم عملية إزالة النيترة وحركياتها، فقد قاموا باستبدال المفاعلات المخلطة بالكامل في نظام "Bardenpho" ذات المراحل الأربعة عن طريق مفاعل التدفق الدفعي، كما قاموا بقياس النترات على طول محاور المفاعل في ظل ظروف التدفق والحمل الثابت. وتم استعراض نتائجهم على حركيات إزالة النيترة في الفصل الخامس. وفيما يتعلق بإزالة الفسفور، وجدوا أن زيادة المناطق منقوصة الأكسجين في هذا النظام، من أجل التأكد من انخفاض النترات في المياه الخارجة من المحطة والحمأة المعاد تدويرها لم يكن ممكنًا؛ فإذا زادت نسبة الكتلة غير الهوائية للحمأة من أجل عمر الحمأة المحدد ودرجة الحرارة إلى حجم معين، سيتوقف النظام عن عملية النيترة. كما أوضحوا أنه يتم تحديد أقصى نسبة للكتلة منقوصة الأكسجين المسموح بها عن طريق أقصى مُعدل نمو مُحدد للبكتيريا المسببة للنيترة تحت أقل درجة حرارة يحتاج إليها هذا النظام من أجل التشغيل، إضافة إلى عمر الحمأة. إن تحديد نسبة الكتلة منقوصة الأكسجين (بهدف التأكيد على النيترة) يحتم تحديد حجم عملية إزالة النيترة الذي تم تحقيقه. وفيما يتعلق بأنظمة فريق ماريه، عندما يتم تشغيلها عند نسب الكتلة غير الهوائية التي تسمح بالنيترة ، لم تكتمل عملية إزالة النيترة ويرتفع معدل النترات في النفايات السائلة.

ونتيجة لملاحظة نتائج حركيات/ سرعة تفاعل عملية إزالة النتيرة، بدأ العالمان Rabinowitz and Marais عام ١٩٧٧ دراسة حول إزالة الفسفور باستخدام نظام "Bardenpho" المُعدل الذي يعالج مياه الصرف الصحي البلدية غير المترسبة من مدينة كيب تاون. وقاما باختيار نظام "Bardenpho" المُعدل ذات المراحل الثلاثة (انظر شكل رقم ٧-A١٢) كالتكوين الأساسي كأفضلية للمرحلة الخامسة (أنظر شكل رقم ٧-C١٢) أولاً لأن مصدر مياه الصرف الصحي لم يسمح بوجود نسبة كتلة غير هوائية/ للأحواض اللاهوائية أكبر من ٤٠ في المائة تحت ١٤ درجة مئوية لعمر حمأة يبلغ ٢٠ يومًا إذا تم الحفاظ على عملية نترتة فعالة، وثانيًا، لأن بالوضع في الاعتبار أن عدم قدرة المفاعل اللاهوائي على المساهمة بإمكانية إزالة نيترة النظام، لا يستطيع النظام ذات المراحل الخمسة تخفيض معدل النترات إلى صفر من أجل نسبة TKN/COD لمياه الصرف الصحي التي تم قياسها. ونتيجة لذلك، (كما سبق الشرح في الفصل الخامس) تم إضافة حجم المفاعل منقوص الأكسجين الثانوي إلى المفاعل الأساسي منقوص الأكسجين من أجل الحصول على أقصى إزالة للنترات، ومن ثم أدنى تركيز للنترات في الحمأة المعاد تدويرها. ويمكن تلخيص نتائج هذا البحث (Rabinowitz and Marais, 1980) كالآتي:

(i) عندما ينخفض تركيز النترات في المياه الخارجة من المحطة (والحمأة المعاد تدويرها)، تم عادةً ملاحظة انبعاث الفسفور وتعزيز إزالته. كما تنخفض عملية تعزيز إزالة الفسفور على نحو غير متناسب تمامًا، حيث يزيد تركيز النترات فى الحمأة المعاد تدويرها، ذلك السلوك الذي لاحظه العاملان السابقان (e.g. Barnard, 1975b; Simpkins and McLaren, 1978 e.g. Barnard, 1975b; Simpkins and McLaren, 1978).

(ii) ونتيجة للدفعات المختلفة من مياه الصرف الصحي التي يكون لديها نفس معدل COD في المياه الداخلة، ومع نفس تركيز النترات في الحمأة المعاد تدويرها، تظهر أحد دفعات مياه الصرف الصحي نسبة مرتفعة من انبعاث الفسفور ومن عملية تعزيز إزالة الفسفور بشكل نسبي، بينما لا تظهر الأخرى (ولا بعضًا من) انبعاث الفسفور ولا (بعضًا من) تعزيز إزالة الفسفور، ولم يكن سبب هذا السلوك واضحًا.

ففي مواصفات نظام "Bardenpho" المُعدلة ذات المراحل الثلاثة، كانت إزالة الفسفور مخيبة للأمال؛ حيث لا يمنح هذا النظام تعزيز إزالة الفسفور خلال فترات طويلة من الزمن، وعندما يتم الحصول على تعزيز إزالة الفسفور، فإنها تميل إلى أن تكون منخفضة وغير منتظمة من خلال تأثيرات النتيجة رقم (i) أو (ii) اللتان سبق ذكرهما أو كلاهما. وتم التوصل إلى أن زيادة نسبة الكتلة اللاهوائية أثناء فترات إزالة الفسفور المنخفضة قد تؤدي إلى نتائج عكسية حيث يمكن القيام بذلك على حساب نسبة الكتل منقوصة الأكسجين التي في المقابل تؤدي إلى زيادة النترات في إعادة التدوير. وأخيرًا تم التوصل إلى الاستنتاج، بالنسبة لمياه الصرف الصحي المُستخدمة في الأبحاث التجريبية، بأن هذا النوع من نظام "Bardenpho" المُعدل لا يبدو

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

مناسبًا لعملية EBPR. وهذا لا يعني أن هذا النظام قد لا يكون مناسبًا مع مياه صرف صحي أخرى، إلا أن الأبحاث سلطت الضوء على وجود قيود، لم يتم التعرف عليها على نحو كافٍ من قبل، قد تمنع الإزالة المرتفعة للفسفور:

(i) بالنسبة لأي عمر حمأة مُحدد وأدنى درجة حرارة فإن متطلبات عملية النيترة الكاملة تفرض حدًا أعلى لجزء الكتلة غير المهواة.

(ii) وفي المقابل فإن تقليل حجم المفاعل اللاهوائي يحدد تركيز النترات الذي يمكن إزالته. فبالنسبة لنظام "Bardenpho" المعدل ذات المراحل الخمسة، إذا ارتفع معدل النترات المُنتج عن إزالة النيترة الممكن تحقيقه، فسوف تظهر النترات في المياه الخارجة وسوف يُعاد تدويرها إلى المفاعل اللاهوائي. أما بالنسبة لنظام "Bardenpho" المُعدل ذات المراحل الثلاثة، فإن إزالة النيترة الكاملة غير ممكنة، كما أن النترات ستتواجد دائمًا في الحمأة المعاد تدويرها إلى الجزء اللاهوائي. إن إعادة تدوير النترات لكلا النظامين سوف تؤثر بالسلب على عملية إزالة الفسفور.

٧-٤-٧ نظام جامعة كيب تاون (UCT); محطة مبادرة فيرجينيا (VIP)

جاء العالمان Rabinowitz and Marais (1980)، في استعراض مساعيهما المستمرة غير الناجحة للحصول على عملية EBPR في نظام "Bardenpho" المُعدل بغض النظر عن العوامل الأخرى التي قد تؤثر على إزالة الفسفور، إلى النتيجة بأن إعادة تدوير النترات إلى المفاعل اللاهوائي عبر الحمأة المعاد تدويرها تبدو بالغة الأهمية (ومن ثم فقد تجلى التأثير الضار لوجود النترات في المفاعل اللاهوائي بطريقة مباشرة بواسطة العالمان Hascoet and Florentz, 1985, among others). وإذا أمكن ثبات النترات في الحمأة المعاد تدويرها للمفاعل اللاهوائي تحت تركيز منخفض، فعندئذ يُتوقع الحصول على نظام عملية EBPR متسق بشكل كبير. ويبدو أن العائق الرئيس لتحقيق هذه الغاية المرغوبة في نظام "Bardenpho" المُعدل هو ارتباط النترات الخارجة من المفاعل اللاهوائي بتركيز النترات في المياه الخارجة. ولأي سبب من الأسباب إذا زاد تركيز النترات في المياه الخارجة بينما لا يزال طلب الأكسجين الكيميائي COD ثابتًا، أي إذا زادت نسبة TKN/COD في المياه الداخلة، فيبدو أن هذا النظام يقدم القليل من الخيارات للحد من هذا بواسطة الوسائل التشغيلية. فالوسيلة التشغيلية الوحيدة المتاحة هي الحد من مقدار الحمأة المعاد تدويرها، إلا أن هذا الخيار كان محفوفًا بالمخاطر حيث إن قابلية الترسيب في السائل المخلوط في المحطات تميل إلى أن تكون أقل من تلك التي في الأنظمة الهوائية البحتة. ومن ثم، فقد أجرى العالمان Rabinowitz and Marais (1980) أبحاثًا على تكوينات مختلفة للنظام قد تمنع دخول النترات للمفاعل اللاهوائي، التي توجد بهدف جعل المفاعل اللاهوائي مستقلاً عن تركيز النترات في المياه الخارجة من نظام المعالجة. وذلك يؤدي إلى تطوير نظام جامعة كيب تاون (UCT) (انظر شكل رقم E١٢-٧).

ففي نظام UCT، تخرج الحمأة المعاد تدويرها إلى المفاعل الابتدائي منقوص الأكسجين. إن نسبة إعادة التدوير (r) الزائدة تسحب السائل المخلوط من المفاعل الابتدائي منقوص الاكسجين وتُخرجها إلى المفاعل اللاهوائي. كما تتم إعادة تدوير السائل المخلوط من المفاعل الهوائي إلى المفاعل الابتدائي منقوص الأكسجين بنسبة إعادة تدوير (a). وعن طريق معالجة معدل إعادة التدوير (a)، يمكن التحكم في نترات المفاعل منقوص الأكسجين ليكون صفرًا، وبالتالي لن يُعاد تدوير النترات إلى المفاعل اللاهوائي. وبناءًا على ذلك، يمكن الحفاظ على الحالة اللاهوائية في المفاعل بغض النظر عن تركيز النترات في المياه الخارجة، حتى لو اختلف معدل TKN/COD في المياه الداخلة إلى المحطة. وتتحقق هذه العملية المرغوب فيها في نظام UCT على حساب (*i*) حجم المفاعل اللاهوائي؛ ففي نظام UCT، من أجل ثبات نفس المعدل للحمأة في المفاعل اللاهوائي كما هو الحال في نظام "Bardenpho" المُعدل، يزيد حجم المفاعل اللاهوائي بنسبة r/(1+r)، و(ii) عدم القدرة على تحقيق إزالة نيترة كاملة.

لاحظت التجارب المعملية التي أُجريت على نظام UCT الذي باستخدام تدفق مياه صرف صحي من كيب تاون تحسن نظام EBPR في كل من القدر والاتساق، عن تلك التي يتم الحصول عليها في أنظمة "Bardenpho" المعدلة. إلا أن الإنجاز الأكثر أهمية من وجهة النظر البحثية هو إمكانية القضاء على التأثير المشوش على إزالة الفسفور من النترات في إعادة التدوير إلى المفاعل اللاهوائي مع نظام UCT، حتى يمكن دراسة العوامل المؤثرة الأخرى على نظام EBPR بسهولة أكثر (Siebritz *et al.*, 1982). فمن خلال بيانات الاستجابة التجريبية أصبحت تأثيرات تلك العوامل الأخرى أكثر وضوحًا: (i) فبالنسبة لنفس طلب الأكسجين الكيميائي COD في المياه الداخلة، تمنح أحد دفعات مياه الصرف الصحي إزالة مرتفعة للفسفور، وتمنح دفعة أخرى إزالة منخفضة له، تلك الملاحظة التي تم توقعها من قبل، إلا أنه لم يتم تعريفها بوضوح بسبب تأثير النترات، (ii) ويبدو أن حجم عملية EBPR مرتبط

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

ببعض خصائص مياه الصرف الصحي، كما أنه لم يتم تحديدها حتى الآن.

تم طرح تغيير في نظام UCT، الذي يُطلق عليه اسم محطة مبادرة فيرجينيا (VIP; Daigger *et al.*, 1987). وتناظر المواصفات الأساسية لهذا النظام تلك التي في نظام UCT، إلا أنه تم تقديم اقتراحَين مُحددَين ألا وهما: (*i*) استخدام سلاسل متعددة من المفاعلات المختلطة، (ii) وتشغيل النظام عند أعمار حمأة قصيرة تبلغ من ٥ إلى ١٠ أيام.

٧-٤-٨ نظام UCT المعدلة

أشارت تجربة نظام UCT (Siebritz *et al.*, 1980, 1982) إلى بعض مشاكل التحكم في النظام.

يحتاج معدل إعادة التدوير (a) في السائل المخلوط إلى تحكم دقيق حتى يكون المفاعل الابتدائي منقوص الأكسجين له معدل تحميل منخفض من النترات فحسب، وذلك لتجنب خروج النترات إلى المفاعل اللاهوائي. ففي ظل العملية كاملة النطاق لم يكن هذا التحكم الدقيق في معدل إعادة التدوير (a) ممكنًا نتيجة عدم التيقن من معدل TKN/COD، في ظل ظروف التدفق والحمل الدوري على وجه الخصوص.

ومن أجل جعل تشغيل نظام UCT أبسط، تم طلب تعديل حيث يكون التحكم في إعادة التدوير a غير ضروري. فقد أدى هذا إلى تعديل نظام UCT الذي يُطلق عليه اسم نظام UCT المُعدل (انظر الرسم التوضيحي رقم F١٢-٧). ففي نظام UCT المعدل، ينقسم المفاعل منقوص الأكسجين إلى مفاعلَين، الأول يكون لديه نسبة كتلة حمأة تبلغ حوالي ٠,١٠، ويكون توازن نسبة الكتلة منقوصة الأكسجين للآخر متاحًا. يتلقى المفاعل الأول، منقوص الأكسجين، الحمأة المعاد تدويرها (s) ويتم أخذ إعادة التدوير r إلى المفاعل اللاهوائي منه. ويتلقى المفاعل الآخر، منقوص الأكسجين، إعادة التدوير a. إن أدنى حد لإعادة التدوير a هو الذي يُقدم معدل نترات كافي إلى المفاعل منقوص الأكسجين الآخر من أجل حمله إلى إمكانية عملية إزالة النيترة الخاصة بها. ولن تُزيل أية إعادة تدوير زائدة عن الحد الأدنى، نترات إضافية حيث إنه عند إعادات تدوير مرتفعة سيقدم المزيد من النترات في إعادات التدوير المرتفعة عن تلك التي تمت إزالتها في المفاعل الثاني منقوص الأكسجين، وسوف تظهر النترات في المياه الخارجة من هذا المفاعل. ورغم ذلك، فإن هذا ليس له أهمية بقدر ما يؤثر على النترات في المفاعل اللاهوائي حيث لا يزال ثابت " $a > a_{min}$". وبناءًا على ذلك، يستطيع الفرد رفع قيمة إعادة التدوير a لأعلى من a_{min} من أجل إعطاء زمن مكث الحمأة الحقيقي المطلوب، دون التأثير على النترات الذي يُعاد تدويره إلى المفاعل الأول منقوص الأكسجين – لم يعد التحكم في إعادة التدوير a ضروريًا[٣]. ومع ذلك، يتم الحصول على هذا التحسين بتكلفة (WRC ،١٩٨٤): ينخفض أقصى معدل لTKN/COD بهدف إنتاج توصيل قيمة النترات المُنتج إلى الصفر من ±٠,١٤ في نظام UCT إلى ±٠,١١ في نظام UCT المُعدل. بينما يشتمل TKN/COD الذي يبلغ ٠,١١ mgN/mgCOD على أغلب مياه الصرف البلدية المترسبة والخام. وعلاوة على ذلك، فعن طريق وضع شرط إمكانية أخذ إعادة التدوير r إما من المفاعل منقوص الأكسجين الأول أو الثاني، يمكن تشغيل النظام إما في نظام UCT المُعدل أو مواصفات نظام جامعة كيب تاون UCT، كما تقتضي الضرورة.

٧-٤-٩ نظام جوهانسبيرج (JHB)

ومن خلال الإحاطة علمًا بالتأثير المعاكس للنترات المُعاد تدويرها إلى المفاعل اللاهوائي في نظام Bardenpho المُعدل ذات المراحل الخمسة كما أفادت تقارير ((Barnard (1976)، اقترح (Osborn and Nicholls (1978) في دراسة تجريبية فى أشغال شمال جوهانسبيرج من أجل تغيير مواصفات نظام "Bardenpho" المُعدل ذات المراحل الخمسة عن طريق نقل المنطقة الثانوية منقوصة الأكسجين من تدفق التيار الرئيس وإعادة وضعها في الحمأة المعاد تدويرها لتيار إعادة التدوير. عُرف النظام المُنتَج ذات المراحل الأربعة (منقوص الأكسجين، لاهوائي، منقوص الأكسجين، وهوائي) بنظام جوهانسبيرج (JHB) (Burke *et al.*, 1986; Nicholls *et al.*,

---

[٣] رغم عدم وجود حاجة مُلحة من جانب إزالة النيتروجين والفوسفات للتحكم الدقيق في إعادة التدوير a، فإن مظهر النترات أو النتريت أو كلاهما معًا في النفايات السائلة من المفاعل الثاني منقوص الأكسجين يرتبط بمشكلة انتفاخ الحمأة الناتج عن انخفاض F/M (F/M bulking) في أنظمة إزالة المُغذيات (Casey et al., 1992, 1993a,b, 1994). ومن ثم فمن أجل التحكم في انتفاخ الحمأة الناتج عن انخفاض F/M، تكون هناك حاجة مُلحة للتحكم الدقيق الخاص بإعادة التدوير a والتي تلغي الاستفادة من نظام جامعة كيب تاون المُعدلة MUCTعلى نظام جامعة كيب تاون UCT. ففي أنظمة عملية إزالة النيتروجين والفسفور بيولوجيًا كيميائيًا BCFS، يبلغ مؤشر حجم الحمأة SVI ١٠٠- ١٢٠ أي لا تتواجد هذه المشكلة أو يكون سيطرة الأكسدة والاختزال ذا فاعلية حقيقية.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

1987). وفي نظام JHB، فعن طريق إعادة وضع المفاعل الثانوي منقوص الأكسجين في خط الحمأة المعاد تدويرها، تنخفض كتلة النترات التي تحتاج إلى إزالتها في المنطقة الثانوية منقوصة الأكسجين من توصيل إنتاج قيمة النترات إلى صفر الذي يُصرف إلى المفاعل اللاهوائي إلى s/(1+s) مرات والذي يحتاج إلى إزالته في المنطقة الثانوية منقوصة الأكسجين لنظام "Bardenpho" المُعدل ذات المراحل الخمسة. ومن أجل حماية المفاعل اللاهوائي من إعادة تدوير النترات، يجب إزالة النترات في أدنى حد لتدفق إعادة التدوير (s) في نظام JHB، بينما يستلزم إزالة النترات في تدفقات إعادة التدوير (s) إضافة إلى تيارات المياه المعالجة في نظام "Bardenpho" المُعدل ذات المراحل الخمس. كما أنه بوضع المفاعل منقوص الأكسجين في أدنى حد لإعادة التدوير (s)، يزيد تركيز الحمأة في المفاعل الثانوي منقوص الأكسجين لنظام JHB بنسبة (1+s)/s مقارنة بالمفاعل منقوص الأكسجين الثانوي لنظام "Bardenpho" المُعدل ذات المراحل الخمسة الذي يُمكِّن من تقليل حجم المفاعل من أجل تحقيق نفس معدل الكتلة منقوصة الأكسجين. ومع ذلك، فبعكس نظام "Bardenpho" المُعدل ذات المراحل الخمسة، لا يستطيع نظام JHB (مثل نظام UCT) تحقيق الإزالة الكاملة للنيترة. ويتغلب نظام JHB على مشكلة زيادة الحجم اللاهوائي في نظام UCT لنفس نسبة الكتلة، بينما يقل معدل إزالة النيترة عن المفاعل الابتدائي منقوص الأكسجين لنظام UCT، من أجل تحقيق حماية المفاعل اللاهوائي من النترات عند معدلات الـTKN/COD في المياه الداخلة أقل من نظام UCT، وذلك رغم وقوع أغلب مياه الصرف الصحي في نطاق تشغيل نظام JHB. تقدمت أبحاث متوسعة كاملة النطاق حول أداء نظام JHB (e.g. Nicholls *et al.*, 1987; Pitman *et al.*, 1988; Pitman, 1991).

٧-٤-١٠ إزلة الفسفور بيولوجيًا- كيميائيًا (نظام ®BCFS)

تم تطوير المزيد من تكيف نظام MUCT في أواخر القرن العشرين في هولندا، وتم تطوير هذا النظام الذي يُطلق عليه اسم ®BCFS (انظر شكل رقم ٧-H١٢)، وذلك من أجل دعم العملية البيولوجية عن طريق نزع الفوسفات والإصلاح المحتمل في الخط الرئيس، وحفظ توازن خصائص ترسيب الحمأة وتحسين عملية التحكم في إزالة النيتروجين. وفي هذا النظام تم إضافة إعادة تدوير ثالثة من المفاعل اللاهوائي إلى المفاعل الأول منقوص الأكسجين بغرض ارتفاع إزالة النيترة والقدرة على تهوية المفاعل الثاني منقوص الأكسجين أثناء بلوغ ذروة التدفقات. وبهذه الطريقة يمكن التحكم في كل من الأمونيوم والنترات بطريقة أفضل من ذلك بغرض الحصول على قيم منخفضة في المياه الخارجة من نظام المعالجة (أمونيا أقل من ٠,٥ gN/l بالضبط و نترات تقرب من ٥-٨ mg N/l). كما يتم التحكم في تدفقات إعادة التدوير عن طريق وحدة تحكم تعتمد على قطب أكسدة واختزال (van Loosdrecht *et al.*, 1998). وتساهم عملية التحاوز compartmentation في ثبات SVI منخفضًا (١٢٠ ml/g تقريبًا) (Kruit *et al.*, 2002). يمكن تكملة إزالة الفسفور بيولوجيًا عن طريق إضافة المرسبات إلى الخزان اللاهوائي. ونظرًا لارتفاع تركيز الفوسفات في هذا الخزان، يتم استخدام المرسبات بفاعلية. ومع ذلك، فينبغي القيام بالجرعات الكيميائية بعناية. كما أن الترسيبات المفرطة تجعل الفوسفات غير متوافر للكائنات المراكمة للفسفور PAOs وتقوم بإفساد كفائة عملية EBPR. وهناك عامل مُعقد ألا وهو استجابة محطة معالجة مياه الصرف الصحي للتغييرات التي تطرأ على إضافة الكيماويات في حين أنه قد تأخذ استجابة عملية إزالة الفسفور عدة أيام من الزمن وإن لم تكن أسابيع. وفي عملية BCFS، يتم وضع حاجز عند نهاية التدفق التدافعي للخزان اللاهوائي. كما تعاود الحمأة استقرارها محليًا في الخزان اللاهوائي ويتم سحب المياه الرائقة من أجل ترسيب الفوسفات. ومن ثم يمكن استرداد الفسفور (Barat and van Loosdrecht, 2006) أو منع الحمأة الكيميائية المُنتجة من التراكم في الحمأة النشطة التي قد تحد من القدرة الكلية للمحطة عن طريق خفض عمر الحمأة.

ومن ناحية أخرى، فمن أجل إنشاء كافة الخزانات في أنظمة إزالة المغذيات البيولوجية المُعقدة بشكل فعال، يمكن نقل مكان الإنشاء من الخزانات المستطيلة إلى خزان واحد مستدير منقسم إلى حلقات بهدف الحصول على المناطق الهوائية/ منقوصة الأكسجين/ اللاهوائية المختلفة. وبهذه الطريقة تنخفض كمية الخرسانة المطلوبة نظرًا لتطلب الجدران الداخلية إلى قوة أقل بكثير من الجدران الخارجية لمكان الإنشاء (انظر شكل رقم ١١-١).

٧-٥ التطور النموذجي لعملية EBPR

٧-٥-١ التطورات المبكرة

عندما تم تقديم أول نظام تيار رئيس لعملية EBPR المُستخدمة للنترتة وإزالة النيترة (NBPR)، وهو نظام "Bardenpho" المُعدل ذات المراحل الخمسة (Barnard, 1976)، توسع التصور الأولي بعض الشيء بعد الاعتراف (i) بضرورة تسلسل المفاعلات الهوائية/ اللاهوائية، (ii) وبالتاثير السلبي للنترات المُعاد تدويرها إلى المنطقة اللاهوائية. وكانت تستند إجراءات التصميم إلى التقديرات التجريبية من

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

أجل تحديد حجم إزالة النيترة والمفاعلات اللاهوائية من حيث زمن المكث الهيدروليكي الاسمي وتحديد حجم المفاعل اللاهوائي الذي يبدو مرتبطًا بانخفاض جهد الأكسدة والاختزال، وذلك وفقًا لبعض القيم الحرجة. ولم تتوفر أية وسيلة معقولة للتنبؤ بإزالة النيتروجين والفسفور، أما بالنسبة للتصميم، فتُقدر الإزالات عن طريق الخبرة المُكتسبة في أنظمة التشغيل التجريبي على غرار الأنظمة المُقدمة.

٧-٥-٢ طلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل بسهولة

وسعيًا وراء تفسير الأنماط السلوكية المختلفة لتحرر الفسفور وتعزيز إزالة الفسفور في أنظمة UCT و MLE المُعدلة المُختبرة، قام Siebritz *et al.*, (1980,1982) بتطبيق مفهوم طلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل بسهولة (RBCOD) (انظر الفقرة رقم ٧-٣-٦) الذي تم تطوره في دراسات عملية إزالة النيترة والدراسات الهوائية (Dold *et al.*, 1980) حول أنظمة EBPR. كما لاحظوا أن الاختلاف الوحيد الواضح بين أنظمة UCT و MLE المعدلة يكمن في تركيز RBCOD المحيط بكائنات المفاعل اللاهوائي (S_{VFA}). أما في نظام UCT المعدل يصل تركيز RBCOD في المفاعل اللاهوائي (S_{VFA}) لأقصى حد ممكن حيث لا يُعاد تدوير أي نترات إلى المفاعل اللاهوائي؛ وفي المقابل، يُعاد تدوير النترات المتوفرة في نظام MLE إلى المفاعل منقوص الأكسجين من أجل الاستفادة من كافة طلبات الأكسجين الكيميائي القابلة للتحلل بسهولة، أي "S_{VFA} = صفر". ولذلك، قد يتم وصف الأنماط السلوكية المختلفة للعمليات باستمرار إذا تم الافتراض بأن تركيز طلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل بسهولة RBCOD في المفاعل اللاهوائي (S_S) المُحيط بالكائنات هو العامل الرئيس لتحديد ما إذا كان انبعاث الفسفور وتعزيز إزالته تحدث أم لا. وفيما يتعلق بفهمنا الحالي لعملية EBPR، يُعد مقياس S_{VFA} مقياسًا نظريًا ولا يمكن قياسه – من آليات ظاهرة EBPR، وإن تركيز RBCOD المُحيط بالكائنات في المفاعل اللاهوائي لا يساوي S_{VFA}، وذلك بسبب تحول COD القابل للتخمر إلى أحماض دهنية متطايرة VFAs بواسطة الكائنات الحية غير ذاتية التغذية OHOs ومخزون الأحماض الدهنية المتطايرة VFAs بواسطة الكائنات المراكمة للفسفور PAOs في المفاعل اللاهوائي (انظر الفقرة رقم ٧-٣-٦).

٧-٥-٣ نموذج المقياس

أثبتت الأبحاث المتوسعة التي أجراها العالم Siebritz *et al.* (1983)، حول صحة افتراضية طلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل بسهولة لما يزيد عن عام أن الفسفور قد ينبعث إذا زاد طلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل بسهولة RBCOD في المفاعل اللاهوائي، S_S، حيث يزيد انبعاث الفسفور وتعزيز الإزالة الزائدة مع زيادة (S_{VFA} – ٢٥). وهذا يعني أن إزالة الفسفور ترتبط خطيًا بتركيز RBCOD في المفاعل اللاهوائي. وهذا يمهد الطريق إلى التحقيق في المقاييس الأخرى التي تؤثر على انبعاث الفسفور وتعزيز الإزالة وإلى القياس الكمي لتعزيز إزالة الفسفور. كما استنتجوا اعتماد تعزيز إزالة الفسفور على ثلاثة عوامل (i) (S_{VFA} – ٢٥)، (ii) والكتلة الجزئية للحمأة في النظام التي تمر من خلال المفاعل اللاهوائي (iii) والزمن الفعلي، كوحدة الحمأة التي يتم الحفاظ عليها في المفاعل اللاهوائي.

كما افترضوا عدم الحصول على أي عملية EBPR، إذا بلغت قيمة أي من هذه المقاييس صفرًا. وتم تجميع هذه العوامل الثلاثة في عامل ميل إزالة الفسفور، كما تم اكتشاف ارتباط كتلة الفسفور في الحمأة ذات الصلة بالكتلة النشطة وظيفيًا بعامل ميل إزالة الفسفور. وأوضحت المزيد من الأبحاث التي أُجريت على أنظمة "Bardenpho" و UCT المُعدلة (وجوهانسبيرج JHB، على الرغم من عدم وضعه في الاعتبار)، بالإضافة إلى إعادة تدويرها وآثارها التفاعلية على زمن المكث اللاهوائي، إمكانية الجمع بين العامل الثاني والثالث (ii) و(iii) السابق ذكرهم من خلال مقياس منفرد، أي أن هناك إمكانية لخفض المقاييس الثلاثة إلى مقياسين رئيسين؛ (i) (S_{VFA} – ٢٥) و(ii) نسبة الكتلة اللاهوائية، التي تُعرف (بكتلة الحمأة في المفاعل اللاهوائي)/ مجموع كتلة الحمأة في النظام).

واستنادًا إلى هذه الملاحظة، فقد وُضع نظام EBPR بطريقة تجريبية وفقًا للمقياسين الرئيسين وكتلة الحمأة (النشطة، الداخلية والخاملة) التي تُهدر يوميًا، من أجل إعطاء نموذج المقياس.

ركزت الاختبارات المتوسعة التي أُجريت حول المفاهيم الواردة في نموذج المقياس على فائدة النموذج بشكل عام. فعلى نطاق مخبري، وبتوظيف نظام UCT، تم اختبار المفاهيم على أعمار الحمأة، ودرجات الحرارة، ومعدلات الكتلة اللاهوائية وتراكيز طلب الأكسجين الكيميائي (COD) في المياه الداخلة حيث تتم إضافة معدل طلب الأكسجين الكيميائي (COD) في المياه الداخلة (مياه الصرف الصحي البلدية غير المترسبة) عن طريق إضافة جلوكوز أو أسيتات. كما تُعطي كل هذه الاختبارات نتائج تتفق مع التنبؤات التي تعتمد على مفهوم طلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل بسهولة (RBCOD) الوارد ذكره في نموذج المقياس.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

وعلى نطاق كامل، وفي المشروع البحثي المشترك مع مجلس مدينة جوهانسبيرج حول Goudkoppies والأشغال الشمالية، فقد قدم تحليل بشأن هذه الأنظمة تفسيرًا متسقًا في ضوء هذه المفاهيم عندما يتم الحصول على إزالة جيدة أو سيئة للفسفور (Nicholls *et al.*, 1982). ومن ثم، فقد منح نموذج المقياس لأول مرة، منهجًا كميًا لتصميم محطات إزالة النيتروجين والفسفور، وقاعدة أساسية لتقييم أداء المحطات القائمة (Ekama *et al.*, 1983). ومن أجل الحصول على دراسة تفصيلية حول نموذج المقياس، فعلى القارئ الرجوع إلى WRC (1984).

٧-٥-٤ تعليقات حول نموذج المقياس

تم تطوير نموذج المقياس السابق وصفه من خلال البيانات الملحوظة حول الأنظمة التجريبية التي تعمل وفقًا لمجموعة من الشروط، وهي كالآتي:

- تراكيز طلب الأكسجين الكيميائي (COD) في المياه الداخلة: ٢٥٠-٨٠٠ mgCOD/l
- طلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل بسهولة (RBCOD): ٧٠-٢٢٠ mgCOD/l
- أي نسبة f_{ts}: ٠,١٢-٠,٢٧ $mgRBCOD/mgCOD_{total}$
- معدل TKN/COD : ٠,٠٩-٠,١٤ mgN/mgCOD
- عمر الحمأة: ١٣ و٢٥ يوم
- درجة الحرارة: ١٤ و٢٠ درجة مئوية
- معدل الكتلة اللاهوائية: ٠,١٠-٠,٢٠ $gVSS_{AN}/gVSS_{sys}$

ففي ظل هذه الظروف تقوم هذه الملاحظات بتشكيل القاعدة الأساسية لبناء هذه التركيبات من أجل تقييم عملية تعزيز إزالة الفسفور، كما تم تحديد المعادلات المشتقة مقابل البيانات الملحوظة. تشير مقارنة لبيانات إزالة الفسفور التي تم التنبؤ بها نظريًا وقياسها تجريبيًا وفقًا للشروط الموضحة أعلاه إلى وجود تناسق جيد. ومع ذلك، فرغم الفائدة الواضحة لنموذج المقياس، فإنها لا زالت تجريبية؛ كما أنها تربط المقاييس التي تمت ملاحظتها مع بعضها البعض إلا أنها لا تقدم أي تفسير حول سبب أهمية هذه المقاييس بالنسبة لهذه الظاهرة كما أنها تستقل عن أي افتراض رسمي حول آليات تشغيل العملية. ونتيجة لذلك، فينبغي اقتصار تطبيق نموذج المقياس بشدة على المجموعات الداخلية لمقاييس لهذا النظام وخصائص مياه الصرف الصحي المذكورة أعلاه. كما أن ما تقتضيه الحاجة هو وجود نموذج ذي قاعدة أساسية أكثر جوهرية.

وحتى وقتنا هذا، فلم يتعرف وصف سلوك نظام إزالة الفسفور بيولوجيًا المستخدم لعملية النيترة وإزالة النيترة (NDEBPR) أساسًا على وجود أي كائن مُحدد مُتضمن في عملية EBPR. وحقيقة، فإن نموذج المقياس يضع الحمأة النشطة ككل في الاعتبار، حتى تشكل حمأة بديلة تميل إلى إزالة الفسفور؛ ويكون افتراض وجود أي تغيير في عملية EBPR من خلال التغييرات الطارئة التي تميل إلى إزالة فسفور هذه الحمأة البديلة، والتي تحدث بسبب التغييرات الطارئة في تركيز طلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل بسهولة (RBCOD) في المياه الداخلة، أو معدل الكتل اللاهوائية أو النترات المتدفقة إلى المفاعل اللاهوائي. ورغم ذلك، فقد حددت أبحاث مماثلة في العلوم الطبيعية مجموعات مُحددة من الكائنات التي تميل إلى تخزين كميات كبيرة من الفسفور في شكل بولي فوسفات. فهذا أدى إلى تغيير في منهج نمذجة EBPR في نظام إزالة الفسفور بيولوجيًا المستخدم لعملية النيترة وإزالة النيترة NDEBPR، من الحمأة البديلة إلى مجموعات مُحددة من الكائنات التي تقوم بتوسط عملية EBPR، والتي يُطلق عليها اسم كائنات البولي فوسفات بشكل عام (Wentzel *et al.*, 1986)، وكائنات الفسفور الحيوي (Comeau *et al.*, 1986) والكائنات المراكمة للفسفور (PAOs; IAWPRC Task Group, 1991).

٧-٥-٥ حركيات إزالة الفسفور بيولوجيًا المستخدم لعملية النيترة وإزالة النيترة

بدأ العالم Wentzel *et al.* (1988a) تطوير النموذج العام الذي يصف سلوكيات نظام إزالة الفسفور بيولوجيًا المستخدم لعملية النيترة وإزالة النيترة. وفي هذا النظام الذي يقوم بمعالجة مياه الصرف الصحي البلدية، افترضوا تطوير المزارع البكتيرية المختلطة التي يمكن تصنيفها في ثلاثة فئات من الكائنات (i) كائنات غير ذاتية التغذية قادرة على تراكم البولي فوسفات ويُطلق عليها اسم الكائنات المراكمة للفسفور (PAOs)، و(ii) كائنات غير ذاتية التغذية غير قادرة على تراكم البولي فوسفات ويُطلق عليها اسم كائنات حية عادية غيرية التغذية (OHOs)، و(iii) كائنات غير ذاتية التغذية تقوم بتوسط النيترة ويُطلق عليها اسم الكائنات الحية المستخدمة للنترتة (NIT). – تعرف العالم Wentzel *et al.* (1985, 1988) على أن تطوير نموذج الحمأة النشطة لوصف سلوكيات أنظمة إزالة الفسفور بيولوجيًا المستخدم لعملية النيترة وإزالة النيترة قد يتطلب دمج الفئات الثلاث للكائنات الحية، إضافة إلى تفاعلاتهم. وفيما يتعلق بالكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHOs والكائنات الحية المستخدمة للنترتة NIT، فإنهم يقبلوا نموذج الحالة الثابتة المستخدم للنترتة وإزالة النيترة

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

(ND) الذي سبق وصفه والنموذج الحركي العام المستخدم للنترتة وإزالة النيترة (Dold *et al*., 1991) (الفصل الرابع والخامس). والآن تحتاج هذه النماذج إلى التوسع من أجل دمج سلوكيات الكائنات المراكمة للفسفور (PAO) بغرض تطوير النماذج التي قد تشتمل على كافة الفئات الثلاث للكائنات الحية – النموذج العام لإزالة الفسفور بيولوجيًا المستخدم لعملية النيترة وإزالة النيترة (NDEBPR)، ونموذج الحالة الثابتة والنموذج الحركي. ومن أجل تحقيق هذا الهدف، تحتاج الكائنات المراكمة للفسفور (PAOs) إلى تأسيس الخصائص الحركية وخصائص عناصر النشاط الكيميائي الحيوي في محيط الحمأة النشطة. ومن خلال محاولات الحصول على معلومات حول خصائص الكائنات المراكمة للفسفور PAOs المستخدمة للسائل المختلط من أنظمة إزالة الفسفور بيولوجيًا المستخدمة للنترتة وإزالة النيترة NDEBPR والتي تقوم بمعالجة مياه الصرف الصحي البلدية، توصل العالم Wentzel *et al.* (1988)، في هذه الأنظمة ذات المناخ المختلط، إلى رغبة سلوك الكائنات الحية غير ذاتية التغذية OHOs في السيطرة على سلوك الكائنات المراكمة للفسفور PAOs وإخفائه. ونتيجة لذلك، فقد سعوا لعزل خصائص الكائنات المراكمة للفسفور PAOs عن طريق تعزيز نمو هذه الكائنات في أنظمة الحمأة النشطة ذات المناخ المختلط. والمقصود من تعزيز الزراعة هو وجود زراعة (i) حيث يُفضل نمو الكائنات المراكمة للفسفور (PAOs) حتى يُصبحوا كائنات حية رئيسة مسيطرة وحتى يسطر سلوكهم على استجابة النظام، (ii) وحيث يتم تقليص نمو الكائنات الحية المتنافسة إلا أنه لا يتم استبعادها بشكل إيجابي، ولا حتى تأثيرات الافتراس ولا تأثيرات التفاعل الأخرى. واقترح العالم Wentzel *et al.* (1988a) تحقيق تعزيز زراعة الكائنات المراكمة للفسفور PAOs عن طريق أخذ السائل المخلوط من نظام إزالة الفسفور بيولوجيًا المستخدم لعملية النيترة وإزالة النيترة NDEBPR ذات الزراعة المختلطة وعن طريق اختيار بديل ووضع ظروف بيئية في نظام الحمأة النشطة التي قد تخدم نمو وإثراء الكائنات المراكمة للفسفور PAOs.

٧-٥-٦ تعزيز الزراعات الخاصة بالكائنات المراكمة للفسفور PAO

٧-٥-٦-١ تعزيز تطوير الزراعة

ومن خلال النماذج البيوكيميائية، تمكن Wentzel *et al.* (1988) من تعريف الظروف حتى يتم فرضها على نظام الحمأة النشطة لتعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا المستخدم للنترتة وإزالة النيترة بغرض تعزيز زراعة الكائنات المراكمة للفسفور PAOs – والتسلسل اللاهوائي/ الهوائي مع جزء كافٍ من الكتلة اللاهوائية؛ والمياه الداخلة التي تُلقم في المفاعل اللاهوائي مع الأسيتات كمادة ركيزة ومع مغذيات الكلية والدقيقة، خاصة الـ Mg^{2+}، K^{+}، والـCa^{2+} بدرجة أقل والتحكم في الأس الهيدروجيني في المفاعل الهوائي. وباستخدام نظام جامعة كيب تاون UCT ونظام "Bardenpho" المعدل ذو المراحل الثلاثة، بالإضافة إلى نظام أعمار الحمأة التي تتراوح من ٧,٥ إلى ٢٠ يوم، قاموا بتطوير تعزيز بيئات الكائنات المراكمة للفسفور التي تزيد عن ٩٠ % من الكائنات المستنبتة هوائيًا والتي تُعرف بالأسينتوباكتر Acinetobacterوالتي تم تعريفها عن طريق اختبار Analytical Profile Index (API) البالغة ٢٠ نيون NE [٤]. وأشارت استجابة تعزيز أنظمة الزراعة إلى تطوير التراكيز الواضحة للكائنات المراكمة للفسفور PAOs. وعلى سبيل المثال، فقد أعطى نظام جامعة كيب تاون UCT (تبلغ نسبة الكتلة اللاهوائية نحو ١٥%، ويبلغ عمر الحمأة ١٠ أيام، ويبلغ أسيتات المياه الداخلة نحو ٥٠٠ mgCOD/l) وانبعاث فوسفات ≈ ٢٥٣ mgP/l، وامتصاص فوسفات ≈ ٣١٤ mgP/l وإزالة فوسفات ≈ ٦١ mgP/l ، وكل ذلك بمثابة mgP/l من تدفق المياه الداخلة. وكان سلوك عملية تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR أكثر مما تم ملاحظته في الزراعة المختلطة لأنظمة إزالة الفسفور بيولوجيًا المستخدم للنترتة وإزالة النيترة NDEBPR مع مياه الصرف الصحي البلدية الداخلة التي تبلغ ٥٠٠ mgCOD/l مانحة انبعاث فوسفات يبلغ ≈ ٤٥ mg/l، وامتصاص فوسفات ≈ ٥٧ mg/l، وإزالة فوسفات ≈ ١٢ mgP/l. ويحتوي السائل المخلوط للزراعة المعززة في المنطقة الهوائية ≈ ٠,٣٨ mgP/mgMLVSS، كما أن لديها معدل VSS/TSS يبلغ ≈ ٠,٤٦ mgVSS/mgTSS، أكثر بكثير من أنظمة الزراعة المختلطة عند معدل P/MLVSS ≈ ٠,١ ونسبة VSS/TSS ≈ ٠,٧٥. وكان معدل VSS/TSS المنخفض لأنظمة الزراعة المعززة نتيجة لكميات البولي فوسفات الكبيرة إضافة إلى الأيونات المضادة المترابطة التي يتم تخزينها عن طريق الكائنات المراكمة للفسفور PAOs (Ekama and Wentzel, 2004).

---

[٤] ثَبُت بعد ذلك أن إجراء فهرس الملف التحليلي البالغ ٢٠ نيون NE أنه يبالغ في عدد الأسينتوباكتر Acinetobacter بسبب تقنية الاختبار (Venter et al., 1989) والاختيار في الزراعة (مثل Wagner et al., 1994). إلا أنه فيما يتعلق بتطوير التصميم ونماذج المحاكاة، باتت عملية إزالة النيترة المضبوطة للكائنات المراكمة للفسفور PAOs في الزراعات المُعززة ذو نتيجة ثانوية نظرًا لاستناد النماذج إلى الملاحظات التجريبية الكمية.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

٧-٥-٦-٢ النموذج الحركي للزراعة المعززة

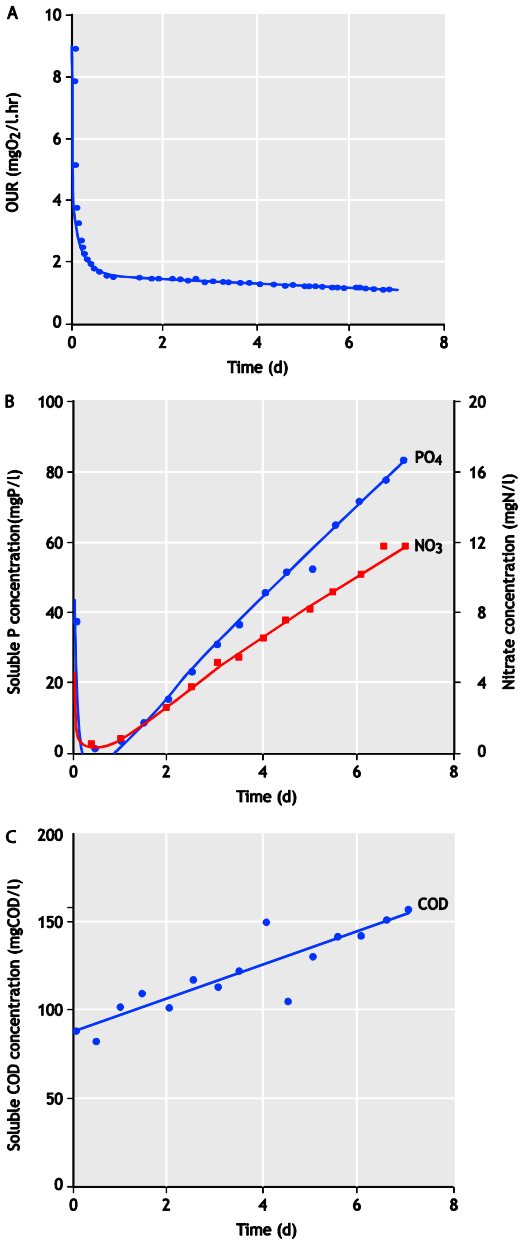
من خلال الملاحظات التجريبية التي أُجريت على أنظمة الحالة الثابتة للزراعة المعززة، والاختبارات الدفعية التي من خلالها تتعرض السوائل المختلطة التي يتم سحبها من أنظمة الحالة الثابتة لمجموعة ظروف واسعة التنوع، أوضح العالم Wentzel *et al.* (1989a) خصائص الكتلة الحيوية للكائنات المراكمة للفسفور PAOs النشطة واستجابتها الحركية. هناك خاصيتين ذات فائدتين خاصتين من خصائص الكائنات المراكمة للفسفور PAOs في الزراعات المعززة وهما:

(i) ميل قليل إلى إزالة النيترة حتى لا تكون هناك حاجة إلى اعتماد هذه العملية في نمذجة سلوك الكائنات المراكمة للفسفور PAOs (إن نقص إزالة النيترة عن طريق هذه الكائنات PAO له آثار في نمذجة زالة النيترة في أنظمة تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا المستخدم للنترتة وإزالة النيترة NDEBPR ذات الزراعة المختلطة، انظر فيما بعد).

(ii) معدل فقد الكتلة الذاتية المنخفض للغاية، ٠,٠٤ mgAVSS/mgAVSS.d التي تنخفض عن معدل الكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHOs بكثير في نظام الحمأة النشطة الهوائية عند ٠,٢٤ mgAVSS/mgAVSS.d (McKinney and Ooten, 1969; Marais and Ekama, 1976). وقد أُجريت نفس الملاحظة بواسطة Wentzel *et al.* (1985) في دراسات على أنظمة ذات زراعة مختلطة حول أنظمة تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا المستخدم للنترتة وإزالة النيترة NDEBPR؛ حيث لاحظوا من خلال رسم علاقة بيانية بين امتصاص الفوسفات مقابل انبعاث الفوسفات لأعمار الحمأة المتعددة، ولانبعاث الفوسفات الذي تم منحه، عدم تأثير امتصاص الفوسفات بعمر الحمأة نسبيًا. فمن أجل توضيح هذه الملاحظة، اقترح Wentzel *et al.* (1985) أن الكائنات المراكمة للفسفور PAOs "تعاني قليلًا أو لا تعاني من فقد الكتلة الذاتية". كما ساهم معدل فقد الكتلة الذاتية المحدد المرتفع ذات أنظمة الكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHOs في ارتفاع معدل الافتراس وإعادة النمو، ويتم تشكيله في شكل عملية تجدد الكائنات الميتة في النموذج الحركي المستخدم للنترتة وإزالة النيترة ND من قبل Dold *et al.* (1980). إن معدل فقد الكتلة الذاتية المحدد المنخفض مع الكائنات المراكمة للفسفور PAOs في أنظمة الزراعة المعززة وملاحظات Wentzel *et al.* (1985) جعلهم يصلوا إلى استنتاج عدم افتراس الكائنات المراكمة للفسفور PAOs بنفس درجة الكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHOs. وبناءًا على ذلك، ففي نمذجة فقد الكتلة الذاتية للكائنات المراكمة للفسفور، استخدم Wentzel *et al.* (1989) منهج التنفس الذاتي الكلاسيكي، فيما عدا أن الاعتماد الذي أُجرى من أجل الحصول على الحالات التي يكون فيها متلقي الإلكترون الخارجي متاحًا.

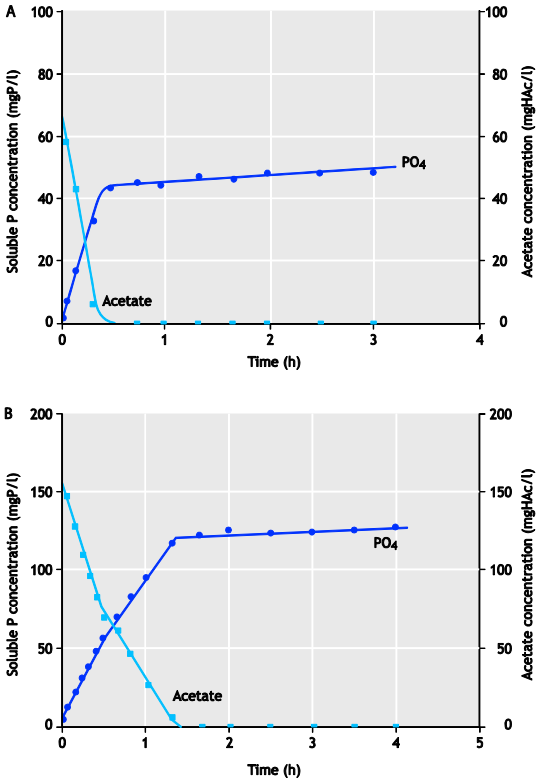
وبإحاطة ما سبق علمًا، قام Wentzel *et al.* (1989a) بتطوير نموذج نظري حول سلوك الكائنات المراكمة للفسفور PAOs في الزراعة المعززة التي تتضمن الخصائص والعمليات والمركبات التي قام التحقيق التجريبي بتحديد أهميتها. ونتيجة استخدام النموذج النظري كمبدأ أساسي، قام Wentzel *et al.* (1989a) بوضع معدلات العملية إضافة إلى تفاعلات عناصر النشاط الكيميائي الحيوي stoichiometric مع المركبات بطريقة رياضية، وذلك من أجل تطوير النموذج الحركي للزراعات المعززة للكائنات المراكمة للفسفور (PAOs). فكما أوصت مجموعة العمل التابعة للرابطة الدولية لبحو تلوث المياه ومكافحته (Henze *et al.*, 1987). تم تقديم هذا النموذج في شكل مصفوفة مع الثوابت الحركية وثوابت عناصر النشاط الكيميائي الحيوي للزراعات المعززة، التي يتم تحديد كميتها من خلال مجموعة متنوعة من الإجراءات التجريبية (Wentzel *et al.*, (1989b)). وبالتالي أصبح نموذج الكائنات المراكمة للفسفور PAOs يُعرف باسم UCTPHO، وذلك عند اندماجه مع نموذج المحاكاة للكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHOs والكائنات الحية المستخدمة للنترتة NIT (Wentzel *et al.*, 1992).

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



شكل رقم ٧-١٣ قام بالتوضيح والمحاكاة التجريبية (A) لمعدل استخدام الأكسجين (OUR)، (B) ولتراكيز إجمالي الفسفور المذاب (PO_4) والنترات (NO_3)، (C) ولتراكيز طلب الأكسجين الكيميائي الذي تم ترشيحه مع الزمن في الهضم الدفعي للسائل المختلط من نظام الزراعة المعززة (Wentzel *et al.*, 1989a)

ومن جانب هذه الثوابت، فقد أعطى تطبيق النموذج الحركي للعديد من استجابات الاختبارات التي لوحظت مع الزراعات المعززة علاقة جيدة بين الملاحظات والمحاكاة (انظر الأشكال التوضيحية من رقم ٧-١٣ إلى ٧-١٥). وتم تطبيق هذا النموذج من أجل محاكاة سلوك الحالة الثابتة لأنظمة كيب تاون UCT ذات الزراعة المعززة و"Bardenpho" المعدل ذات المراحل الثلاثة حيث تم الحصول على علاقة جيدة مرة أخرى (Wentzel *et al.*, 1989b)



شكل رقم ٧-١٤ قام بالتوضيح والمحاكاة التجريبية لأوضاع تراكيز إجمالي الفسفور المُذاب (PO4) والأسيتات وزمنهما إلى جانب الإضافة اللاهوائية (A) لـ ٠,١١ mgCODacetate/mgVSS و(B) لـ ٠,٢٦٥ mgCOD/mgVSS إلى السائل المخلوط الذي تم سحبه من نظام "Bardenpho" ذي الزراعة المعزز (وفقًا لـ Wentzel *et al.*, 1989b).

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

٧-٥-٦-٣ نموذج مبسط للاستنبات البكتيري المعزز عند الحالة الثابتة

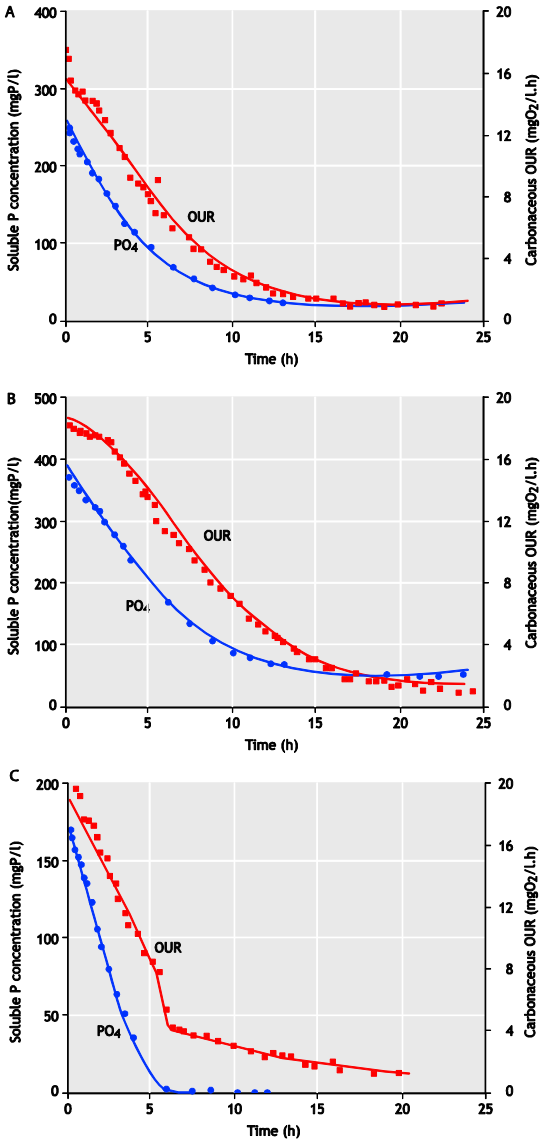
قام (Wentzel *et al.* (1990)) بتبسيط النموذج الحركي للزراعة المعززة، بهدف تطوير نموذج الحالة الثابتة لأنظمة الزراعة المعززة في ظل التدفق المستمر وظروف التحميل – ومن خلال دراسة حركيات العمليات في ظل ظروف الحالة الثابتة، توصلوا إلى اكتمال العديد من هذه العمليات بشكل تقريبي؛ كما أن هذه العلاقات الحركية لم تعد تخدم أي وظيفة وقد يتم استبدالها بعلاقات عناصر النشاط الكيميائي الحيوي. وكمثال على ذلك:

- كانت معدلات الكتلة اللاهوائية في الأنظمة معززة الزراعة كافية للتأكيد على أن ركيزة الأسيتات تم عزلها في المنطقة اللاهوائية، أي أن حركيات مخزون الأسيتات لا تحتاج إلى دمجها.
- عمليا فإن كل الركيزة المحتسبة في المنطقة اللاهوائية تم استخدامها في المنطقة الهوائية التالية، أي أن حركيات استخدام ركيزة البولي هيدروكسي ألكانوات PHA (ومخزون البولي فوسفات) لا تحتاج إلى دمجها.

فقد لاحظوا أن كل هذه التبسيطات توحي بوجود علاقة ثابتة بين حجم الأسيتات التي يتم تغذيتها في هذا النظام، وحجم الكائنات المراكمة للفسفور PAOs التي تتكون مع البولي فوسفات المخزون، وذلك من أجل عمر حمأة معين. وعلاوة على ذلك، فقد قاموا بوضع افتراض لتبسيط تطوير نموذج الحالة الثابتة كالآتي:

- دائمًا ما يكون انبعاث الفسفور لمتطلبات طاقة الصيانة اللاهوائية قليلاً مقارنةً بانبعاث الفوسفات لمتطلبات طاقة تخزين الأحماض الدهنية المتطايرة VFA، أي أن حركيات انبعاث الفوسفات لطاقة الصيانة اللاهوائية لا تحتاج إلى دمجها.

والأكثر من ذلك، أنهم وجدوا تفسيرًا منطقيًا لهذه التبسيطات والافتراضات بأنها توحي بثبات محتوى البولي فوسفات للكائنات المراكمة للفسفور PAOs في الحمأة النشطة في ظل الحالة الثابتة عند ٠,٣٨ $gP/gVSS_{PAO}$، وهي مستقلة عن عمر الحمأة. إن الاختلاف يكمن في الحجم النسبي للكائنات المراكمة للفسفور PAOs (مع البولي فوسفات المخزون) في الحمأة النشطة. وبوضع هذه التبسيطات والافتراضات في الاعتبار، قام (Wentzel *et al.* (1990)) بوضع عدد من معادلات الحالة الثابتة للزراعات المعززة،



شكل رقم ٧-١٥ قام بالتوضيح والمحاكاة التجريبية لتركيز إجمالي الفسفور المُذاب (PO4) ومعدل استخدام الأكسجين الغني بالكربون (OUR) والأوضاع الزمنية التي تُجرى على التهوية التي تلي الإضافة اللاهوائية للأسيتات البالغة (A) ٠,٢٠٧ mgCOD/mgVSS، (B) ٠,٣٦٣ mgCOD/mgVSS (C) و ٠,٢٢ mgCOD/mgVSS إلى السائل المخلوط الذي تم سحبه من نظام "Bardenpho" ذات الزراعة المعززة. وينخفض تركيز الفسفور المذاب (PO_4) إلى صفر أثناء مسار الاختبار (C). (وفقًا ل Wentzel *et al.*, 1989b).

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

والكتل النشطة والذاتية للكائنات المراكمة للفسفور PAOs، وانبعاث الفوسفات وامتصاصه وإزالته بسبب هذه الكتل. كما تقدم هذه المعادلات وسائل قياس مجموعات الكائنات المراكمة للفسفور PAOs في أنظمة الزراعة المختلطة لعملية إزالة الفسفور بيولوجيًا المستخدمة لعملية النيترة وإزالة النيترة NDEBPR والتي تستقبل مياه الصرف الصحي البلدية في شكل مياه داخلة.

٧-٥-٧ أنظمة الزراعة المختلطة ذات الحالة الثابتة لإزالة الفسفور بيولوجيًا المستخدم للنيترة وإزالة النيترة NDEBPR

١-٧-٥-٧ نموذج الحالة الثابتة للزراعة المختلطة

بتطوير نموذج الحالة الثابتة لأنظمة الزراعة المعززة، قام Wentzel *et al.* (1990) بتوسيع هذا النموذج بهدف دمج الزارعات المختلطة للكائنات المراكمة للفسفور PAOs والكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHOs الموجودة في أنظمة إزالة الفسفور بيولوجيًا المستخدم للنترتة وإزالة النيترة NDEBPR التي تستقبل مياه الصرف الصحي المحلية في شكل مياه داخلة، بغرض إعطاء نموذج الزراعة المختلطة ذات الحالة الثابتة. وأثبت هذا التوسيع إمكانية حدوثه بسبب (i) استخدام الزراعات المعززة فضلاً عن الزراعات النقية لإنشاء الخصائص الحركية وخصائص عناصر النشاط الكيميائي الحيوي للكائنات المراكمة للفسفور PAOs. ففي الزراعات المعززة، تمت زراعة الكائنات المراكمة للفسفور PAOs الموجودة في الحمأة النشطة للزراعة المختلطة، ولم يتم اختيار جنس منفرد بشكل اصطناعي (كما هو الحال في الزراعة النقية) (ii) عدم استبعاد الكائنات التنافسية والمفترسة اصطناعيًا (كما هو الحال في الزارعة النقية) حتى تتعرض الكائنات المراكمة للفسفور PAOs لنفس الضغوط الانتقائية في الزراعات المعززة كما في الزراعات المختلطة، (iii) تَعرُّض الكائنات المراكمة للفسفور PAOs لنفس الظروف الموجودة في أنظمة الحمأة النشطة للزراعة المختلطة (مثل التسلسل الهوائي/ اللاهوائي، زمن مكث الحمأة الطويل > ٥ أيام، إلى آخره) (iv) قيام الكائنات المراكمة للفسفور PAOs بنفس الأنماط السلوكية التي تقوم بها في الزراعات المعززة كفعلها في أنظمة الحمأة النشطة للزراعة المختلطة (أي انبعاث/ امتصاص الفسفور، وتراكم البولي هيدروكي ألكانوات/ البولي فوسفات، إلى آخره) – وحقيقةً، فإن نفس سلوك الزراعة المعززة، رغم ضخامته، كان يُعد معيارًا واحدًا يُستخدم بهدف التأكد من نشأة الزراعات المعززة الصحيحة مقارنة بأنظمة الزراعة المختلطة.

وأثناء توسيع النموذج، كانت أحد الجوانب التي برزت هي الفرق في معدل خسارة الكتلة الذاتية بين حمآت الزراعة المعززة للكائنات المراكمة للفسفور PAOs والحمأة النشطة للكائنات الحية "العادية" الهوائية غيرية التغذية OHOs. وكما ذُكر سابقًا، فقد نُسب ارتفاع معدل خسارة الكتلة الذاتية المحددة مع أنظمة الكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHOs إلى ارتفاع معدل الافتراس وإعادة النمو، والذي تم وضعه كعملية تجدد الكائنات الميتة في النموذج الحركي المستخدم للنيترة وإزالة النتيرة ND من قبل Dold *et al.* (1980)). فقد أدى انخفاض معدل خسارة الكتلة الذاتية المحددة إلى وصول Wentzel *et al.* (1989a) إلى استنتاج عدم كون الكائنات المراكمة للفسفور PAOs مفترسة بنفس درجة الكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHOs، وإلى اعتماد منهج تنفس ذاتي في نمذجة فقد الكتلة الذاتية للكائنات المراكمة الفسفور PAOs [٥]. إن انخفاض معدل الافتراس على الكائنات المراكمة للفسفور PAOs، وحقيقة عدم تنافس هذه الكائنات PAOs والكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHOs على نفس الركيزة أساسًا، يوحي بأن مجموعات الكائنات المراكمة للفسفور PAOs والكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHOs تعمل بشكل مستقل عمليًا عن بعضها البعض في أنظمة إزالة الفسفور بيولوجيًا المستخدم للنترتة وإزالة النيترة NDEBPR ذات الزراعة المختلطة "العادية". وبتطوير نموذج الحالة الثابتة لأنظمة NDEBPR للزراعات المختلطة، لاحظ Wentzel *et al.* (1990)) انعزال هاتين المجموعتين بشكل كبير. ورغم ذلك، تم التعرف على اثنين من التفاعلات الهامة من أجل الإدراج في نموذج الحالة الثابتة لعملية NDEBPR للزراعة المختلطة، وكلاهما في المفاعل اللاهوائي كالآتي:

(i) ففي العديد من مياه الصرف الصحي البلدية "العادية"، يكون الأسيتات أو محتوى الأحماض الدهنية المتطايرة الأخرى (VFA) قليلاً أو غير موجود (Wentzel *et al.* 1988b). كما أوضح Wentzel *et al.* (1985)) أن في المفاعل

[٥] من خلال المحاكاة التالية لنموذج الزراعة المُختلطة ذات الحالة الثابتة، وُجد أنه إذا خضعت الكائنات المراكمة للفسفور PAOs لارتفاع معدل الافتراس، فلن يكون إجراء عملية تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR الهامة مُمكنًا في نظام تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا المُستخدم للنترتة وإزالة النيترة NDEBPR ذات الزراعة المُختلطة – وسيرتفع مُعدل موت الكائنات المراكمة للفسفور PAOs بشكل كبير حتى لا يستطيع حجم هذه الكائنات الكبير التراكم في النظام، وقد تصل عملية تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR إلى ما يقرب من الصفر.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

اللاهوائي، يتم تحويل محتويات طلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل بسهولة RBCOD في المياه الداخلة إلى أحماض دهنية متطايرة (VFAs) عن طريق تخمر الحمض بواسطة الكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHOs، وبالتالي تكون الأحماض الدهنية المتطايرة متاحة من أجل تخزين حجم الكائنات الحية المراكمة للفسفور PAOs. ويقل معدل التحويل عن معدل التخزين في شكل بولي هايدروكسي ألكانوات بكثير، حيث يسيطر معدل التحويل على معدل التخزين. وبالتالي، يتم التحكم في حجم ركيزة الأحماض الدهنية المتطايرة VFAs التي أصبحت متاحة في المفاعل اللاهوائي إلى الكائنات المراكمة للفسفور PAOs عن طريق حركيات التحويل التي يتم توسطها من جانب الكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHOs) و((1985) ,Brodisch) هذا الافتراض المتعلق بعملية التحويل حيث أوضح كل منهما تطوير الأنظمة الهوائية/ اللاهوائية للكائنات التي تقوم بتحويل السكريات والمركبات المتشابهة إلى أحماض دهنية متطايرة (VFAs) في المفاعل اللاهوائي.

(ii) إذا تمت إعادة تدوير النترات (أو الأكسجين) إلى المفاعل اللاهوائي، يُفضل استخدام طلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل بسهولة (RBCOD) عن طريق الكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHOs مع النترات (أو الأكسجين) كمتلقي للإلكترون الخارجي مما يقلل من حجم طلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل بسهولة (RBCOD) الذي يتحول إلى أحماض دهنية متطايرة (VFAs).

لقد تعرف ((1985) Wentzel *et al.*) على النقاط السابق ذكرها، وقام بتشكيل نموذج حركي لتحويل طلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل بسهولة (RBCOD) إلى أحماض دهنية متطايرة (VFAs)، وذلك بهدف تخزين هذه الأحماض الدهنية المتطايرة (VFAs). ووافق ((1990) Wentzel *et al.*) على نموذج التحويل هذا، إلا أنه قام بعمل احتياط من أجل شمول الأوضاع التي توجد فيها الأحماض الدهنية المتطايرة (VFAs) في المياه الداخلة عن طريق ملاحظة الآتي:

- إن طلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل بسهولة (RBCOD) في حاجة إلى تقسيمه إلى قسمين، ألا وهما الأحماض الدهنية المتطايرة/ طلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل بسهولة VFAs/RBCOD (مثل الأسيتات) وطلب الأكسجين الكيميائي المتخمر القابل للتحلل بسهولة/ طلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل بسهولة RBCOD/RBCOD (مثل الجلوكوز). وسيتم قياس كلا القسمين في شكل طلب أكسجين كيميائي قابل للتحلل بسهولة RBCOD في الاختبارات الأحيائية التقليدية (e.g. Ekama *et al.*, 1986; Wentzel *et al.*, 1995) واختبارات الترشيح (e.g. Dold *et al.*, 1986; Mamais *et al.*, 1993; Mbewe *et al.*, 1995)، أي:

$$RBCOD = VFAs + fermentable\ COD \qquad (7.1a)$$

أو، بالرموز كالآتي:

$$S_S = S_{VFA} + S_F \qquad (7.1b)$$

- إن معدل تخزين الأحماض الدهنية المتطايرة VFAs يُعد سريعًا جدًا حيث يتم انعزال كافة الأحماض الدهنية المتطايرة VFAs في المياه الداخلة عن طريق الكائنات المراكمة للفسفور (PAOs) في المفاعل اللاهوائي الذى تكون فيه نسبة الكتلة اللاهوائية أكثر من ١٠% وأعمار الحمأة تزيد عن عشرة أيام (ويمكن تأكيد هذا من خلال حركيات التخزين).
- يتم تحويل طلب الأكسجين الكيميائي المتخمر COD إلى أحماض دهنية متطايرة VFAs عن طريق الكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHOs في المفاعل اللاهوائي، كما تكون الأحماض الدهنية المتطايرة الناتجة VFAs متاحة من أجل التخزين عن طريق الكائنات المراكمة للفسفور PAOs. وقام ((1985) Wentzel *et al.*)، بإعطاء نموذج التحويل هذا.

مدت هذه النظرية ((1990) Wentzel *et al.*) بوسائل حساب حجم ركيزة الأحماض الدهنية المتطايرة VFAs (من المياه الداخلة ومن تحويل طلب الأكسجين الكيميائي COD القابل للتخمر) الذي يتم عزله بواسطة الكائنات المراكمة للفسفور PAOs في المفاعل اللاهوائي. وبمعرفة كتلة الركيزة التي يتم عزلها بواسطة الكائنات المراكمة للفسفور PAOs، يمكن حساب كتلة الركيزة المتبقية، المتاحة للكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHOs. وفي الحقيقة قام ((1990) Wentzel *et al.*) بتقسيم طلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل في المياه الداخلة إلى قسمين، واحد من أجل استخدام الكائنات الحية المراكمة للفسفور PAOs له، والآخر من أجل استخدام الكائنات

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

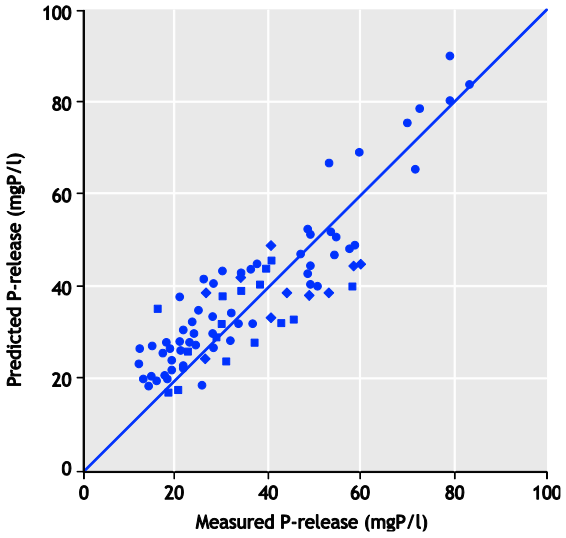
الحية العادية غيرية التغذية OHOs له. وبسبب استقلال عمل مجموعتي الكائنات هاتين، يمكن استخدامهم للآتي:

(i) نموذج الزراعة المعززة المبسط ذات الحالة الثابتة للكائنات المراكمة للفسفور PAOs من أجل حساب الكائنات المراكمة للفسفور النشطة والكتل الذاتية التي تتشكل من الركيزة المنعزلة، وانبعاث الفسفور وامتصاصه وإزالته بوساطة هذه الكتل.

(ii) نموذج الحمأة النشطة ذات الحالة الثابتة (Marais and Ekama, 1976; WRC, 1984; الفصل الرابع) لحساب الكائنات الحية العادية غيرية التغذية النشطة OHOs والكتل الذاتية التي تتشكل من الركيزة المتبقية، ومعدل تحويل طلب الأكسجين الكيميائي COD القابل للتخمر إلى أحماض دهنية متطايرة VFAs في المفاعل اللاهوائي، المواد الصلبة العالقة المتطايرة الخاملة VSS المتراكمة من المياه الداخلة، وحاجة الفسفور للكتل النشطة، والذاتية والخاملة، وبالتالي إزالة الفسفور المرتبطة بهذه الكتل. وبملاحظة نمذجة فقدان الكتلة الذاتية في نموذج الحمأة النشطة ذات الحالة الثابتة هذا باستخدام منهج التنفس الذاتي الكلاسيكي – فإن هذا المنهج الأبسط والذي يُجرى في إطار الحالة الثابتة يُعطي نتائج قريبة جدًا من منهج تجدد الكائنات الميتة.

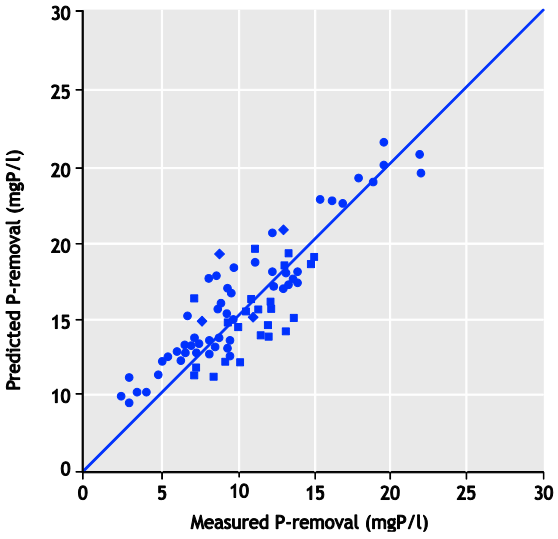
ويتم حساب إجمالي إزالة الفسفور للنظام عن طريق جمع عمليات إزالة الفسفور الفردية.

وقام (Wentzel *et al.* (1990)) بتقييم القوة التنبؤية لنموذج تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا للزراعة المختلطة ذات الحالة الثابتة مقابل الملاحظات التي أُجريت على ٣٠ نظام من أنظمة تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا المستخدم للنترتة وإزالة النيترة NDEBPR ذات النطاق التجريبي على مدى ست سنوات. وكان من بين مواصفات نظام "Phoredox "، ونظام "Bardenpho" المعدل ذات المراحل الثلاثة، ونظام عمليات جامعة كيب تاون UCT، وعمليات جامعة كيب تاون المعدلة MUCT، وجوهانسبيرج، إضافة إلى أعمار حمأة تتراوح ما بين ٣ إلى ٢٨ يوم. ومن أجل التقييم، كان من المعتاد استخدام النترات الذي تم قياسه في المعاد تدويره إلى المنطقة اللاهوائية بهدف تقدير إزالة طلب الأكسجين الكيميائي COD القابل للتخمر بواسطة الكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHOs مع النترات كمتلقي إلكترون خارجي. كما كان طلب الأكسجين الكيميائي COD القابل للتخمر المتبقي متاحًا بهدف التحويل إلى أحماض دهنية متطايرة VFAs في المفاعل اللاهوائي، وبهدف التخزين في شكل بولي هيدروكسي ألكانوات بواسطة الكائنات المراكمة للفسفور PAOs. ويوضح رسم تركيز أجزاء انبعاث الفسفور المتوقع مقابل ذلك الذي تم قياسه، وإزالة الفسفور، والمواد الصلبة العالقة المتطايرة VSS وجود علاقة جيدة، انظر الأشكال التوضيحية من رقم ٧–١٦ إلى ٧–١٨.

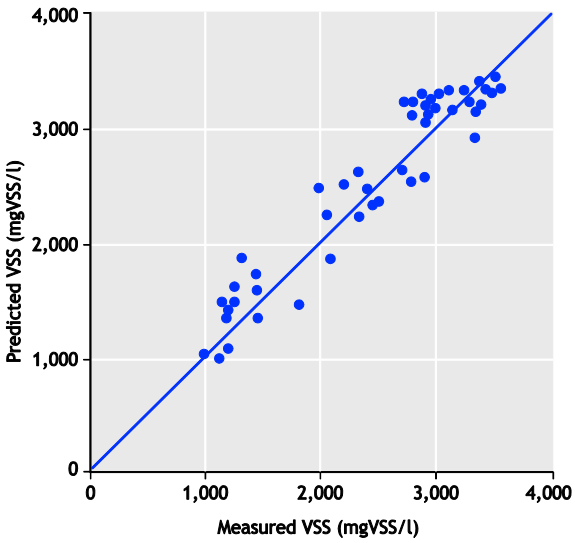


شكل رقم ٧–١٦ انبعاث الفسفور المتوقع مقابل ذلك الذي تم قياسه في مجموعة متنوعة من أنظمة تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR ذات تكوينات متعددة لأزمان مكث حمأة تتراوح من ٣ أيام إلى ٢٨ يوم (وفقا لـ **(Wentzel *et al.*, 1990**

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



شكل رقم ٧–١٧ إزالة الفسفور المتوقع مقابل ذلك الذي تم قياسه في مجموعة متنوعة من أنظمة تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR ذات تكوينات متعددة لأزمان مكث حمأة تتراوح ما بين ٣ أيام إلى ٢٨ يوم (وفقا لـ **Wentzel *et al.*, 1990**)



شكل رقم ٧–١٨ تركيز المواد الصلبة العالقة المتطايرة VSS المتوقعة مقابل التي تم قياسها في مجموعة متنوعة من أنظمة تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR ذات تكوينات متعددة لأزمان مكث حمأة تتراوح ما بين ٣ أيام إلى ٢٨ يوم (وفقا لـ **Wentzel *et al.*, 1990**)

٧–٥–٢ اندماج جوانب إزالة النيترة في نموذج الزراعة المختلطة ذات الحالة الثابتة

ففي تقييمات الفسفور ذات الحالة الثابتة المستخدمة لنموذج الزراعة المختلطة (انظر شكل من رقم ٧–١٦ إلى ٧–١٨)، نجد أنه من الضروري معرفة النترات المعاد تدويرها إلى المفاعل اللاهوائي، وكان ذلك متاحًا من خلال الملاحظات التجريبية بشأن أنظمة إزالة الفسفور بيولوجيًا ذات النترتة وإزالة النيترة NDEBPR. وبوضوح من أجل الاكتمال، يجب إدماج عملية إزالة النيترة في نموذج الزراعة المختلطة ذات الحالة الثابتة، ذلك الجانب الذي تم إغفاله في هذه المرحلة. إن أحد إمكانيات إنجاز هذه الخطوة هي تقدير النترات في إعادة التدوير إلى المفاعل اللاهوائي من خلال نظرية إزالة النيترة لنموذج الحالة الثابتة المستخدم للنترتة وإزالة النيترة ND (Ekama *et al.*, 1983; WRC, 1984, Chapter 5). كما أشارت البيانات التجريبية، إلى تنبؤ نموذج الحالة الثابتة ذات النترتة وإزالة النيترة ND بعملية إزالة النيترة في أنظمة تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا المستخدم للنترتة وإزالة النيترة NDEBPR بشكل محكم. ورغم ذلك، فمع تطوير نظرية تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR، وبتطبيق نموذج الحالة الثابتة ذات النيترة وإزالة النيترة ND على أنظمة تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا المستخدم للنترتة وإزالة النيترة NDEBPR أصبح عدم التناسق في هذا النهج واضحًا:

وأشارت الدراسات التي أجراها (Wentzel *et al.* (1989a)) حول الزراعة المعززة إلى عدم إزالة نيترة الكائنات المراكمة للفسفور PAOs الخاصة بها. وهذا يعني ضمنًا أن طلب الأكسجين الكيميائي COD الذي تم تحويله إلى أحماض دهنية متطايرة بواسطة الكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHOs والذي تم عزله بواسطة الكائنات المراكمة للفسفور PAOs في المفاعل اللاهوائي، لم يعد متاحًا من أجل عملية إزالة النيترة في المفاعل الابتدائي منقوص الأكسجين لأنظمة NDEBPR. وفي المقابل، فإن حجم عملية إزالة النيترة في المفاعل الابتدائي منقوص الأكسجين لنظام NDEBPR يعني ضمنًا وجوب تصغيره بشكل ملحوظ أكثر مما في المفاعل الابتدائي منقوص الأكسجين للنظام المُستخدم للنترتة وإزالة النيترة ND. ومع ذلك، أشارت الملاحظات التجريبية التي أُجريت على أنظمة تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا المستخدمة للنترتة وإزالة النيترة NDEBPR أن هذا غير صحيح، أي أنه لم يتم الحصول على نفس حجم عملية إزالة النيترة تقريبًا. وكانت النتيجة هي وجود حاجة إلى تكييف حركيات عملية إزالة النيترة للأنظمة المستخدمة للنترتة وإزالة النيترة ND، أو

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

تعديلها، بهدف التطبيق في أنظمة تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا المستخدمة للنترتة وإزالة النيترة.

ونظرًا لاستخدام مفاعلات التدفق الكتلي منقوص الأكسجين والاختبارات الدفعية، أجرى (Clayton *et al.*, (1989, 1991)) بحثًا تجريبيًا بشأن حركيات عملية إزالة النيترة في أنظمة تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا المستخدمة للنترتة وإزالة النيترة NDEBPR. فقد وجدوا في أنظمة تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR الآتي:

- ففي المفاعل الابتدائي منقوص الأكسجين ، (i) ينخفض معدل عملية إزالة النيترة المرتبطة بطلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل بسهولة RBCOD بشكل سريع أو قد يُفقد، (ii) يبلغ معدل عملية إزالة النيترة المرتبط بطلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل ببطء SBCOD ٢,٥ مرة من المعدل الذي تم قياسه في المفاعل الابتدائية منقوصة الأكسجين للأنظمة المستخدمة لعملية النيترة وإزالة النيترة ND.
- وفي المفاعل الثانوي منقوص الأكسجين، يبلغ معدل عملية إزالة النيترة حوالي ١,٥ مرة من المعدل الذي تم قياسه في المفاعل الثانوي منقوص الأكسجين للأنظمة المستخدمة للنترتة وإزالة النيترة ND.

ومن خلال إجراء تحقيق واسع النطاق في الأسباب، استنتج (Clayton *et al.* (1989, 1991)) أن ارتفاع معدلات عملية إزالة النيترة لم يكن نتيجة الأسباب الآتية:

- إن عملية إزالة النيترة بواسطة الكائنات المراكمة للفسفور PAOs – للأنظمة التي أُجريت عليها أبحاث، وقياسات البولي هيدروكسي ألكانوات، والفسفور أشاروا إلى عدم إزالة نيترة كائنات PAOs.
- تعديل مياه المجاري في المنطقة اللاهوائية – تُنتج مياه المجاري التي لم تمر خلال المنطقة اللاهوائية نفس استجابة عملية إزالة النيترة التي تنتجها مياه المجاري التي تمر خلال المنطقة اللاهوائية.

أدت الملاحظات السابق ذكرها إلى استنتاج (Clayton *et al.* (1989, 1991)) بأن ارتفاع المعدل كان نتيجة تحفيز كتلة الحمأة النشطة لمعدل التحلل الزائد لطلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل ببطء SBCOD في المفاعلات منقوصة الأكسجين لأنظمة تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا المستخدمة للنترتة وإزالة النيترة NDEBPR، والتي يتم إنتاجها عن طريق وجود مفاعل لاهوائي في هذه الأنظمة بشكل واضح.

٧-٦ نموذج الحالة الثابتة للزراعة المختلطة

٧-٦-١ مبادئ النموذج

إن المبدأ الأساسي الذي يستند إلى نموذج الحالة الثابتة ذات الزراعة المختلطة يوجد من أجل تقسيم الحمأة النشطة بين ثلاثة مجموعات:

١. الكائنات الحية المنيترة، (NIT)
٢. الكائنات الحية العادية غير ذاتية التغذية، (OHO)
٣. الكائنات الحية المراكمة للفسفور (PAOs)

ومن ثم، فبمعرفة محتوى الفسفور في نسب الحمأة التي تنتجها كل مجموعة من هذه الكائنات (النشطة، والذاتية، والخاملة)، يمكن حساب نسبة إزالة الفسفور لكل حمأة وسيتم إعطاء نظام إزالة الفسفور عن طريق جمع إزالات الفسفور الفردية.

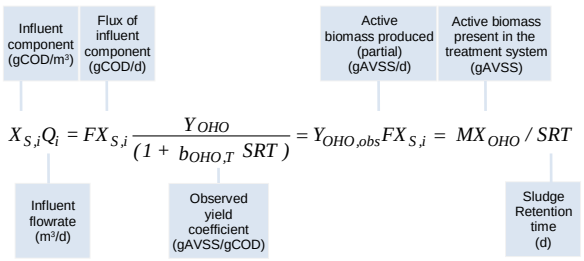
تم تقديم إجراءات تقدير الكائنات الحية المستخدمة للنترتة في الفصل الخامس؛ يمكن بقاء هذه الإجراءات غير معدلة لأنظمة تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا المستخدمة للنترتة وإزالة النيترة NDEBPR المقدمة شريطة أن يتم توسيع جزء الكتلة غير الهوائية (f_{AN})، لاشتمال كل من المفاعلَين منقوص الأكسجين واللاهوائي. إن المساهمة القليلة نسبيًا التي قامت بها الكائنات الحية المستخدمة للنترتة NIT من أجل كتلة الحمأة (< ٣ في المائة) تُشير إلى إمكانية إهمال عملية إزالة الفسفور بسبب هذه المجموعة من الكائنات.

ومع مراعاة الكائنات الحية العادية غيرية التغذية (OHOs) والكائنات الحية المراكمة للفسفور (PAOs)، يكون المبدأ هو تقسيم طلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل (COD) بين تلك المجموعتين من الكائنات وحساب الكتل الناتجة من هاتين النسبتين من طلب الأكسجين الكيميائي (شكل رقم ٧-١٠ و٧-١٩)؛ وبمعرفة محتوى الفسفور لكل كتلة فيمكن عندئذ حساب إزالة الفسفور. تم تقديم إجراءات تقدير الكائنات الحية العادية غيرية التغذية (OHOs) (شاملًا الكتلة الخاملة) في الفصل الرابع؛ ويمكن تطبيقها على أنظمة تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا المستخدمة للنترتة وإزالة النيترة NDEBPR، إلا إنها في حاجة إلى تعديلها لتأخذ في الاعتبار نقص طلب الأكسجين الكيميائي (COD) القابل للتحلل نتيجة لتخزين طلب

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

الأكسجين الكيميائي (COD) بواسطة الكائنات المراكمة للفسفور (PAOs)، انظر أدناه. وفي هذه الفقرة، سيتم تقديم هذه الإجراءات بهدف تقدير الكائنات المراكمة للفسفور PAOs والكائنات الحية العادية غيرية التغذية (OHOs) وبهدف تقسيم طلب الأكسجين الكيميائي COD القابل للتحلل بين الكائنات المراكمة للفسفور (PAOs) والكائنات الحية العادية غيرية التغذية (OHOs).

تم شرح العلاقة بين تدفق مكونات طلب الأكسجين الكيميائي COD القابل للتحلل في المياه الداخلة ومصيرهم إلى نظام المعالجة والكتلة الحيوية النشطة المُنتجة في شكل رقم ٧-٢٠، والمشروحة في الفقرات التالية.



(7.1)

شكل رقم ٧-٢٠ العلاقات بين مكونات المياه الداخلة، والدفق والكتلة الحيوية المُنتجة والموجودة في النظام

تتألف الكتلة الحيوية للحمأة من نسب جسيمات نشطة وغير نشطة. وتشتمل النسب النشطة على مكونات الكتلة الحيوية للكائنات المراكمة للفسفور (PAOs)، والكائنات الحية العادية غيرية التغذية (OHOs) والكتل الحيوية الأخرى مثل بكتيريا النيترة التي لا توجد حاجة إلى حسابها في هذا النموذج التصميمي. وتشتمل المكونات غير النشطة على جسيمات عضوية خاملة وجسيمات غير عضوية من المياه الداخلة، وبقايا جسيمات ذاتية تم إنتاجها عن طريق تحلل الخلية.

٧-٦-٢ معادلات الكتلة

٧-٦-٢-١ الكائنات المراكمة للفسفور PAOs

الكتل البيولوجية النشطة:

$$MX_{PAO} = \frac{Y_{PAO}}{(1 + b_{PAO,T}\ SRT)} FS_{S,PAO}\ SRT \qquad (7.2)$$

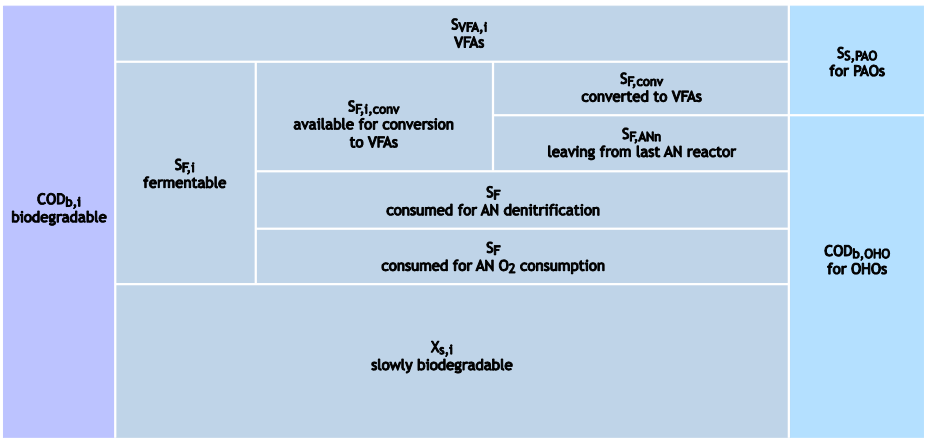
حيث يكون:

MX_{PAO} الكتلة البيولوجية النشطة للكائنات المراكمة للفسفور PAOs (gAVSS)

Y_{PAO} ناتج الكتلة الحيوية للكائنات المراكمة للفسفور PAO (gAVSS/gCOD)

$FS_{S,PAO}$ الكتلة اليومية للركيزة التي تم تخزينها بواسطة الكائنات المراكمة للفسفور (PAOs) في المفاعل اللاهوائي (gCOD/d)

$b_{PAO,T}$ معدل ثبات فقد الكتلة الذاتية الخاصة عند درجة حرارة T (gEVSS/gVSS.d) وعمر حمأة (d)



شكل رقم ٧-١٩ تقسيم طلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل في المياه الداخلة بين الكائنات المراكمة للفسفور (PAOs) والكائنات الحية العادية غيرية التغذية (OHOs)

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

الكتلة الذاتية

$$MX_{E,PAO} = f_{XE,PAO}\, b_{PAO,T}\, MX_{PAO}\, SRT \quad (7.3)$$

حيث يكون

$MX_{E,PAO}$ الكتلة الذاتية للكائنات المراكمة للفسفور PAO (gEVSS)

$f_{XE,PAO}$ نسبة بقايا الجسيمات الذاتية للكائنات المراكمة للفسفور PAOs (gEVSS/gAVSS)

٧-٦-٢-٢ الكائنات الحية العادية غير ذاتية التغذية OHOs

الكتلة البيولوجية النشطة:

$$MX_{OHO} = \frac{Y_{OHO}}{(1 + b_{OHO,T}\, SRT)}\, FCOD_{b,OHO}\, SRT \quad (7.4)$$

حيث يكون:

MX_{OHO} الكتلة الحيوية النشطة للكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHO (gAVSS)

$FCOD_{b,OHO}$ الحجم اليومي للركيزة/ للمواد الغذائية البيولوجية المتاحة للكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHOs

$$FCOD_{b,i} - FS_{S,PAO} = (gCOD/d)$$

$FCOD_{b,i}$ الكتلة اليومية لطلب الأكسجين الكيميائي (COD) القابل للتحلل في المياه الداخلة (gCOD/d)

$$FCOD_i\,(1\text{-}f_{SI}\text{-}f_{XI}) =$$

Y_{OHO} ناتج الكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHO (gAVSS/gCOD)

$b_{OHO,T}$ ثبات معدل فقد الكتلة الذاتية الخاصة عند درجة حرارة T (d/)

الكتلة الذاتية:

$$MX_{E,OHO} = f_{XE,OHO}\, b_{OHO,T}\, MX_{OHO}\, SRT \quad (7.5)$$

حيث يكون:

$MX_{E,OHO}$ كتلة البقايا الذاتية في النظام (gEVSS)

$f_{XE,OHO}$ جزء بقايا الجسيمات الذاتية للكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHOs (gEVSS/gAVSS)

٧-٦-٢-٣ الكتلة الخاملة

تتراكم المادة العضوية الخاملة من المياه الداخلة في النظام:

$$MX_I = \frac{f_{XI,COD,i}\, FCOD_i\, SRT}{f_{CV}} \quad (7.6)$$

حيث يكون:

MX_I: كتلة المادة العضوية الخاملة في النظام الآتية من المياه الداخلة (gIVSS)

$f_{XI,COD,i}$ نسبة طلب الأكسجين الكيميائي في المياه الداخلة COD والذي يُعد جسيمات خاملة

$FCOD_i$ الكتلة اليومية لطلب الأكسجين الكيميائي COD الكلي في المياه الداخلة

٧-٦-٣ تقسيم طلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل بين الكائنات المراكمة للفسفور PAOs والكائنات الحية العادية غير ذاتية التغذية OHOs

ومن خلال آليات عملية تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا (الفقرة رقم ٧-٣ السابقة)، يمكن تخزين ركيزة الأحماض الدهنية المتطايرة VFAs فحسب في المفاعل اللاهوائي. ومن ثم، فيحتاج طلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل بسهولة RBCOD في المياه الداخلة ($S_{S,i}$) إلى تقسيمه إلى جزئين، وهما أحماض دهنية متطايرة ($S_{VFA,i}$) وطلب أكسجين كيميائي قابل للتخمر ($S_{F,i}$). وبالتالي، $S_{S,i} = S_{VFA,i} + S_{F,I}$.

إن الأحماض الدهنية المتطايرة متاحة للكائنات المراكمة للفسفور PAOs بشكل مباشر من أجل التخزين في المفاعل اللاهوائي. فقد أوضح (Wentzel *et al.* (1985)) أن العنصر القابل للتحلل ($S_{F,I}$) يتحول إلى أحماض دهنية متطايرة في المفاعل اللاهوائي بواسطة الكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHOs، وبالتالي يجعل المزيد من الأحماض الدهنية المتطايرة متاحًا للكائنات المراكمة للفسفور PAOs من أجل التخزين. ويكون معدل التحويل أبطأ بكثير من معدل التخزين، حتى يتحكم معدل التحويل في معدل تخزين الأحماض الدهنية المتطايرة VFAs المُنتجة. ومن ثم، فيتم التحكم في كتلة ركيزة الأحماض الدهنية المتطايرة VFAs التي أصبحت متاحة في المفاعل اللاهوائي عن طريق حركيات التحويل وعن طريق كتلة ركيزة الأحماض الدهنية المتطايرة VFAs الكائنة في المياه الداخلة.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

وإذا وجدت الأحماض الدهنية المتطايرة VFAs في المياه الداخلة، يُفترض أن يتم تخزين كافة هذه الأحماض VFAs في المفاعل اللاهوائي بواسطة الكائنات المراكمة للفسفور PAOs.

٧-٦-٣-١ حركيات تحويل المواد العضوية القابلة للتخمر إلى أحماض دهنية متطايرة VFAs

تمت متابعة نموذج التحويل الذي قدمه (Wentzel *et al.* (1985)). ويفترض هذا النموذج الآتي:

- يمكن تحويل طلب الأكسجين الكيميائي COD القابل للتخمر (S_F) إلى شكل مناسب للتخزين بواسطة الكائنات المراكمة للفسفور (أي أحماض دهنية متطايرة VFAs)؛ وأثناء النطاق الزمني لبقاء السائل المخلوط في المفاعل اللاهوائي، يُفترض أن تُهمل عملية تحويل طلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل ببطء (X_S) إلى أحماض دهنية متطايرة VFAs (انظر الفقرة رقم ٧-٣-٦-١).
  يتم توسط التحويل من خلال كتلة الكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHOs في المفاعل اللاهوائي.
- يتم تخزين كافة الأحماض الدهنية المتطايرة VFAs المُنتجة من تحويل طلب الأكسجين الكيميائي القابل للتخمر بشكل مباشر بواسطة الكائنات المراكمة للفسفور PAOs.
- تتم الاستفادة من طلب الأكسجين الكيميائي COD القابل للتخمر كله والذي لم يتحول إلى أحماض دهنية متطايرة VFAs في المفاعل اللاهوائي، في وقت لاحق، من أجل عملية أيض الكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHOs.
- يُعطى معدل تحويل طلب الأكسجين الكيميائي COD القابل للتخمر من خلال الآتي:

$$\frac{dS_{F,AN}}{dt} = -k_{F,T}\, S_{F,AN}\, X_{OHO,AN} \qquad (7.7)$$

حيث يكون:

$dS_{F,AN}/dt$	معدل تحويل المواد العضوية القابلة للتخمر (gCOD $(m^3/d$
$k_{F,T}$	معدل ثبات الاختمار ذات المرتبة الأولى عند درجة حرارة T (٠,٠٦ $m^3/gVSS.d$ عند ٢٠ درجة مئوية)
$S_{F,AN}$	تركيز طلب الأكسجين الكيميائي القابل للتخمر في المفاعل اللاهوائي $(gCOD/m^3)$
$X_{OHO,AN}$	تركيز الكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHOs في المفاعل اللاهوائي $(gAVSS/m^3)$

- سيتم تخزين كافة الأحماض الدهنية المتطايرة VFAs الكائنة في المياه الداخلة إلى المفاعل اللاهوائي، بشكل مباشر، بواسطة الكائنات المراكمة للفسفور PAOs.

٧-٦-٣-٢ تأثير إعادة تدوير النترات أو الأكسجين

إذا دخلت النترات أو الأكسجين المفاعل اللاهوائي عبر إعادة الدوران أو مع المياه الداخلة، يزيد تعقيد عملية تحويل طلب الأكسجين الكيميائي COD القابل للتخمر إلى أحماض دهنية متطايرة VFAs. ويُفترض الاستفادة من أي أكسجين أو نترات داخل المفاعل اللاهوائي كمتلقي إلكترون بواسطة الكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHOs، هذا إلى جانب طلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل بسهولة RBCOD (S_S) كمانح إلكترون (ركيزة). ولم يتضح بعد ما إذا كان سيُفضل استخدام طلب الأكسجين الكيميائي COD القابل للتخمر أو الأحماض الدهنية المتطايرة VFAs في المياه الداخلة كمانح إلكترون. ومن أجل غرض نموذج الزراعة المختلطة ذات الحالة الثابتة، يُفترض أن يقوم طلب الأكسجين الكيميائي COD المختلط بدوره كمانح إلكترون. وهذا يعني أن الأحماض الدهنية المتطايرة VFAs المُنتجة عن طريق التحويل لم تتبعث بعد، إلا أنه لا يتم استهلاكها بشكل مباشر عن طريق الكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHOs، حتى يُستنفد الأكسجين أو النترات. ففي نموذج التحويل، يمكن استيعاب ذلك عن طريق تقليل كمية طلب الأكسجين الكيميائي COD القابل للتخمر المتاح من أجل التحويل كالآتي:

$$S_{F,i,conv} = S_{F,i} - 8.6\,(s\,S_{NO3,s} + S_{NO3,i}) - 3.0\,(s\,S_{O2,s} + S_{O2,i}) \qquad (7.8)$$

حيث يكون:

$S_{F,i,conv}$	طلب الأكسجين الكيميائي COD القابل للتخمر المتاح للتحويل إلى حجم المياه الداخلة $(gCOD/m^3)$
$S_{F,i}$	تركيز طلب الأكسجين الكيميائي القابل للتخمر في المياه الداخلة $(gCOD/m^3)$
S	نسبة إعادة تدوير الحمأة للمفاعل اللاهوائي المستند إلى تدفق المياه الداخلة

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

$S_{NO3,s}$ تركيز النترات في إعادة دوران الحمأة إلى المفاعل اللاهوائي (gNO_3-N/m^3)

$S_{O2,s}$ تركيز الأكسجين في إعادة دوران الحمأة إلى المفاعل اللاهوائي (gO_2/m^3)

$S_{NO3,i}$ تركيز النترات في المياه الداخلة إلى المفاعل اللاهوائي (gNO_3-N/m^3)

$S_{O2,i}$ تركيز الأكسجين في المياه الداخلة إلى المفاعل اللاهوائي (O_2/m^3)

8.6 كتلة طلب الأكسجين الكيميائي الذي تمت إزالته لكل وحدة نترات تمت إزالة نيترتها ($gCOD/gNO_3$-N)؛

$2.86 / (1 - f_{CV} \bullet Y_{OHO\text{-}VSS}) =$
$2.86/(1 - 1.48 \bullet 0.45) = 8.6$

3.0 حجم طلب الأكسجين الكيميائي الذي تمت إزالته إلى وحدة الأكسجين التي تمت الاستفادة منها ($gCOD/gO_2$)؛

$1 / (1 - f_{CV} \bullet Y_{OHO\text{-}VSS}) =$
$1/ (1 - 1.48 \bullet 0.45) = 3.0$

٣-٣-٦-٧ معادلات تحويل الحالة الثابتة

يمكن تطوير معادلات الحالة الثابتة لتحويل طلب الأكسجين الكيميائي COD القابل للتخمر إلى أحماض دهنية متطايرة VFAs عن طريق تطبيق المعادلات رقم 7.7 و 7.8 في اتزان الكتلة حول أى مفاعل لاهوائي (n^{th}) في سلسلة من N مفاعلات لاهوائية متساوية الحجم. وهذا يُنتج معادلة بهدف حساب تركيز طلب الأكسجين الكيميائي COD القابل للتخمر في المياه الخارجة من أي مفاعل لاهوائي (n^{th}):

$$S_{F,ANn} = \frac{S_{F,i,conv} / (1+s)}{\left[1 + k_{F,T} \frac{f_{AN}}{N} \frac{MX_{OHO}}{Q_i (1+s)}\right]^n} \qquad (7.9)$$

حيث يكون:

$S_{F,Ann}$ تركيز طلب الأكسجين الكيميائي COD القابل للتخمر في المياه الخارجة من أي مفاعل لاهوائي n^{th} ($gCOD/m^3$)

f_{AN} نسبة الكتلة اللاهوائية (gVSS/gVSS)

N إجمالي عدد المفاعلات اللاهوائية متساوية الحجم في السلسلة n = 1,2.....N

MX_{OHO} حجم الكائنات الحية العادية المراكمة للفسفور الغير ذاتية التغذية في نظام تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا المستخدم للنترتة وإزالة النيترة NDEBPR (gAVSS)

Q_i معدل تدفق المياه الداخلة (m^3/d)

تقدم المعادلة رقم 7.9 الوسائل لحساب طلب الأكسجين الكيميائي COD القابل للتخمر الذي تم تحويله إلى أحماض دهنية متطايرة VFAs في سلسلة N من مفاعلات لاهوائية، أي:

$$FS_{F,CONV} = Q_i[S_{F,i,conv} - (1+s)S_{F,ANn}] \qquad (7.10)$$

حيث يكون:

$FS_{F,CONV}$ الكتلة اليومية لطلب الأكسجين الكيميائي COD القابل للتخمر الذي تم تحويله إلى أحماض دهنية متطايرة VFAs في المفاعل اللاهوائي (gCOD/d)

ومع ذلك، يحتاج المصطلح MX_{OHO}/Q_i إلى تحديده، وذلك بهدف حساب $S_{F,Ann}$.

ففي هذه اللحظة، يتم تصنيع MX_{OHO} من إجمالي حجم طلب الأكسجين الكيميائي COD القابل للتحلل في المياه الداخلة الذي يقل عن حجم طلب الأكسجين الكيميائي COD الذي تم تخزينه بواسطة الكائنات المراكمة للفسفور PAOs. فمن خلال آليات عملية تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR وافتراضات التحويل، يتم إنتاج كافة الأحماض الدهنية المتطايرة VFAs عن طريق التحويل ويتم تخزين كافة الأحماض الدهنية المتطايرة VFAs في المياه الداخلة بواسطة الكائنات المراكمة للفسفور PAOs، يتم إعطاء كتلة طلب الأكسجين الكيميائي COD الذي تم تخزينه بواسطة الكائنات المراكمة للفسفور، $FS_{S,PAO}$، من خلال الآتي:

$$FS_{S,PAO} = FS_{F,CONV} + Q_i S_{VFA,i} \qquad (7.11)$$

$$FS_{S,PAO} = Q_i[S_{F,i,conv} - (1+s)\,S_{F,ANn}] + Q_i\,S_{VFA,i} \qquad (7.12)$$

حيث يكون:

$FS_{S,PAO}$ الكتلة اليومية لـ S_S الذي تم تخزينه بواسطة الكائنات المراكمة للفسفور PAOs (gCOD/d)

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

وطلب الأكسجين الكيميائي COD المتاح للكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHOs هو طلب الأكسجين الكيميائي COD القابل للتحلل الذي لم يتم تخزينه بواسطة الكائنات المراكمة للفسفور PAOs:

$$FCOD_{b,OHO} = FCOD_{b,i} - FS_{S,PAO} \quad (7.13)$$

حيث يكون:

$FCOD_{b,OHO}$ الحجم اليومي لطلب الأكسجين الكيميائي COD القابل للتحلل المتاح للكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHOs (gCOD/d)

وتقدير حجم الكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHOs تضع طلب الأكسجين الكيميائي COD المنخفض المتاح في الاعتبار:

$$MX_{OHO} = \frac{Y_{OHO}}{(1 + b_{OHO,T}\, SRT)}\, FCOD_{b,OHO}\, SRT \quad (7.14a)$$

كما يمكن التعبير عن إنتاج الكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHOs ككتلة مصنعة لكل حجم مياه داخلة بالاستعاضة عن المعادلتين رقم 7.12 و 7.13 بالمعادلة رقم 7.14a وعن طريق التقسيم من خلال معدل تدفق المياه الداخلة كالآتي:

$$\frac{MX_{OHO}}{Q_i} = \frac{Y_H}{(1 + b_{OHO,T}\, SRT)} \cdot \frac{}{(COD_{b,i} - (1+s)\, S_{F,ANn} + S_{VFA,i})\, SRT} \quad (7.14b)$$

حيث يكون:

MX_{OHO}/Q_i التركيز المعادل للكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHOs المُنتجة لكل حجم مياه داخلة ($gAVSS/m^3$)

تحتاج المعادلتان رقم 7.9 و 7.14a إلى حلهما بطريقة مباشرة من أجل حساب تركيز طلب الأكسجين الكيميائي COD القابل للتخمر ($S_{F,ANn}$) مع ترك المفاعل اللاهوائي الأخير (ANn)؛ حيث يمكن استخدام الإجراءات المكررة التالية:

- افتراض $S_{F,Ann}$ = صفر mgCOD/l.
- قم بحساب MX_{OHO} باستخدام المعادلة رقم 7.14a.
- باستخدام القيمة المحسوبة لـMX_{OHO} ، قم بحساب $S_{F,Ann}$ بواسطة المعادلة رقم 7.9.
- أعد حساب MX_{OHO} عن طريق استخدام القيمة المحسوبة لـ $S_{F,An}$.
- قم بإعادة الخطوتين السابقتين حتى تثبت قيم $S_{F,ANn}$ و MX_{OHO}.

يمكن اشتقاق معادلات مماثلة لسلوك الكائنات الحية المزيلة للنترتة المراكمة للفسفور (DPAOs) في ظل ظروف نقص الأكسجين. ومع ذلك، فقد يتطلب التفاعل مع الكائنات المراكمة للفسفور PAOs الهوائية الدقيقة والبكتيريا المزيلة للنيتروجين اعتبار حركيات استهلاك الركيزة وتخزينها عن طريق كل مجموعة من الكائنات الدقيقة، تلك المهمة التي قد تُدار بأفضل طريقة بواسطة نماذج الحاسب الآلي التي يمكن برمجتها والتي تكون متاحة تجاريًا الآن.

٧-٦-٣-٤ الآثار المترتبة على نظرية التحويل

تقدم نظرية التحويل المُبينة أعلاه وسائل حساب حجم الأحماض الدهنية المتطايرة VFAs المُنتجة يوميًا بواسطة الكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHOs. وبالقبول بأنه يتم تخزين كافة الأحماض الدهنية المتطايرة VFAs الناتجة من عملية التحويل ومن المياه الداخلة بواسطة الكائنات المراكمة للفسفور PAOs، فإن حجم الركيزة المتاحة للكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHOs هو ما تبقى من طلب الأكسجين الكيميائي COD القابل للتحلل. وفي الواقع يتم تقسيم طلب الأكسجين الكيميائي COD القابل للتحلل في المياه الداخلة إلى جزئين، يتم استخدام واحد من جانب الكائنات المراكمة للفسفور PAOs والآخر يتم استخدامه من جانب الكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHOs. وبسبب استقلال هاتين المجموعتين من الكائنات الحية عن العمل، يمكن تطبيق المعادلات المُبينة سابقًا (المعادلة من رقم 7.1 إلى 7.3) من أجل حساب كتل الكائنات المراكمة للفسفور PAOs الذاتية والنشطة، والمعادلات الواردة في الفصل الرابع من أجل حساب الكتل النشطة والذاتية والخاملة للكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHOs التي تم تعديلها بشكل مناسب كما هو مُبين من المعادلات رقم 7.4 إلى 7.6. ومن ثم، فبمعرفة محتوى الفسفور لكل جزء من أجزاء الكتلة هذه، يمكن حساب إزالة الفسفور من خلال كل واحدة منهم (انظر أدناه).

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

٧-٦-٤ انبعاث الفسفور

لا يحتاج انبعاث الفسفور بواسطة الكائنات المراكمة للفسفور PAOs كنتيجة لتخزين الأحماض الدهنية المتطايرة إلى قياسه من أجل تصميم الحالة الثابتة لأنظمة تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR، إلا إنه يمكن اعتباره معلومة مفيدة من أجل الحصول عليها. ومن خلال آليات إزالة الفسفور (انظر الفقرة رقم ٧-٣)، ولكل مول من الأحماض الدهنية المتطايرة VFAs التي يتم تخزينها بواسطة الكائنات المراكمة للفسفور PAOs، يوضع في الاعتبار أنه يتم انبعاث مول واحد من الفسفور (مع إدراك أن هذه النسبة معتمدة على الأس الهيدروجيني PH، في الحقيقة) بهدف توفير الطاقة من أجل تبلمر الأحماض الدهنية المتطايرة VFAs وتخزينها كبولي هيدروكسي ألكانوات PHA. ونتيجة لذلك، يمكن الحصول على انبعاث الفسفور من خلال الآتي:

$$FS_{PO4,rel} = f_{PO4,rel}\, FS_{S,PAO} \qquad (7.15a)$$

حيث يكون:

$FS_{PO4,rel}$ الحجم اليومي لانبعاث الفسفور بواسطة الكائنات المراكمة للفسفور (PAOs)

$f_{PO4,rel}$ معدل انبعاث الفسفور/ امتصاص الأحماض الدهنية المتطايرة VFA

= ١,٠ molP/molCOD

= ٠,٥ gP/gCOD

أو، خلال وحدات التركيز:

$$S_{PO4,re1} = f_{PO4,rel}\, \frac{FS_{S,PAO}}{Q_i} \qquad (7.15b)$$

حيث يكون:

$S_{PO4,rel}$ الفسفور المُنبعث (gP/m^3 من المياه الداخلة)

$S_{S,PAO}$ تركيز طلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل بسهولة والذي تم تخزينه بواسطة الكائنات المراكمة للفسفور PAOs ($gCOD/m^3$)

٧-٦-٥ إزالة الفسفور وإجمالي تركيز الفسفور في المياه الخارجة

يتم حساب إزالة الفسفور لكل جزء من أجزاء الحمأة الفردية، إلى جانب إعطاء إجمالي إزالة الفسفور من خلال جمع إزالات الفسفور الفردية.

الكائنات المراكمة للفسفور PAO

$$\Delta P_{PAO} = f_{P,PAO}\, \frac{MX_{PAO}}{SRT}\, \frac{1}{Q_i} \qquad (7.16)$$

حيث يكون:

ΔP_{PAO} إزالة الفسفور من خلال الكائنات المراكمة للفسفور PAOs (gP/m^3)

$f_{P,PAO}$ جزء الكتلة النشطة للكائنات المراكمة للفسفور PAO حيث الفسفور

= ٠,٣٨ gP/gAVSS

الكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHOs

$$\Delta P_{OHO} = f_{P,OHO}\, \frac{MX_{OHO}}{SRT}\, \frac{1}{Q_i} \qquad (7.17)$$

حيث يكون:

ΔP_{OHO} إزالة الفسفور من خلال الكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHOs (gP/m^3)

$f_{P,OHO}$ نسبة الكتلة النشطة للكائنات الحية العادية غيرية التغذية حيث الفسفور

= ٠,٠٣ gP/gAVSS

كتلة البقايا الذاتية (من أي كتلة حيوية، بما في ذلك الكائنات المراكمة للفسفور PAOs والكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHOs)

$$\Delta P_{XE} = f_{P,XE}\, \frac{(MX_{E,PAO} + MX_{E,OHO})}{SRT}\, \frac{1}{Q_i} \qquad (7.18)$$

حيث يكون:

ΔP_{XE} إزالة الفسفور بسبب كتلة البقايا الذاتية (gP/m^3)

$f_{P,XE}$ نسبة الفسفور فى الكتلة الخاملة (gP/gEVSS)

= ٠,٠٣ gP/gEVSS

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

الكتلة الخاملة في المياه الداخلة

$$\Delta P_{XI} = f_{P,XI} \frac{MX_{I,i}}{SRT} \frac{1}{Q_i} \quad (7.19)$$

حيث يكون:

ΔP_{XI} إزالة الفسفور من خلال الكتلة الخاملة في المياه الداخلة (gP/m^3)

$f_{P,XI}$ نسبة الفسفور فى الكتلة الخاملة (gP/gIVSS) = ٠,٠٣ gP/gIVSS

إجمالي جهد إزالة الفسفور من جانب النظام، بغض النظر عن الترسيب الكيميائي للفسفور (عادة بسبب أملاح الألومينيوم، أو الكالسيوم، أو الحديد الكائنين في المياه الداخلة أو التي تمت إضافتهم في النظام):

$$\Delta P_{SYS,POT} = \Delta P_{PAO} + \Delta P_{OHO} + \Delta P_{XE} + \Delta P_{XI} \quad (7.20)$$

حيث يكون:

$\Delta P_{SYS,POT}$ إجمالي جهد إزالة الفسفور من جانب النظام (gP/m^3)

تكون الإزالة الفعلية للفسفور

$$\Delta P_{SYS,ACT} = min(\Delta P_{SYS,POT}; T_{P,i}) \quad (7.21)$$

حيث يكون:

$\Delta P_{SYS,ACT}$ إجمالي إزالة الفسفور الفعلية للنظام (gP/m^3)

المياه الخارجة:

$$X_{P,e} = f_{P,TSS} \, TSS_e \quad (7.22)$$

حيث يكون:

$f_{P,TSS}$ متوسط محتوى فسفور الحمأة النشطة (gP/m^3)

TSS_e إجمالي تركيز المواد الصلبة العالقة في النفايات السائلة ($gTSS/m^3$)

يتم حساب إجمالي تركيز الفسفور عن طريق طرح إجمالي إزالة الفسفور الفعلية للنظام وعن طريق إضافة أي جسيمات عالقة من الفسفور التي تمت مساهمتها من خلال المواد الصلبة العالقة في المياه الخارجة

$$T_{P,e} = T_{P,i} - \Delta P_{SYS,ACT} + X_{P,e} \quad (7.23)$$

حيث يكون:

$T_{P,i}$ إجمالي تركيز الفسفور في المياه الداخلة (gP/m^3)

$T_{P,e}$ إجمالي تركيز الفسفور في النفايات السائلة (gP/m^3)

٧-٦-٦ كتل حمأة المواد الصلبة العالقة المتطايرة VSS و المواد الصلبة العالقة الكلية TSS ومحتوى فسفور المواد الصلبة العالقة الكلية TSS

٧-٦-٦-١ كتلة حمأة المواد الصلبة العالقة المتطايرة VSS

كتلة حمأة المواد العالقة الصلبة المتطايرة VSS:

$$MX_{VSS} = MX_{PAO} + MX_{OHO} + MX_{E,PAO} + MX_{E,OHO} + MX_I \quad (7.24a)$$

$$MX_{VSS} = V_p \, VSS \quad (7.24b)$$

حيث يكون:

MX_{VSS} كتلة المواد الصلبة العالقة المتطايرة في النظام (gVSS)

VSS تركيز المواد الصلبة العالقة المتطايرة في النظام ($gVSS/m^3$)

V_P حجم عملية النظام (m^3)

وفيما يتعلق بالأنظمة الهوائية والأنظمة منقوصة الأكسجين/الهوائية، يتم حساب كتلة حمأة المواد الصلبة العالقة الكلية TSS في النظام من خلال المواد الصلبة العالقة المتطايرة VSS عبر نسبة المواد الصلبة العالقة المتطايرة VSS إلى المواد الصلبة العالقة الكلية VSS/TSS. ومع ذلك، فيما يتعلق بأجزاء السائل المخلوط للكائنات المراكمة للفسفور PAO، سوف تختلف نسبة المواد الصلبة العالقة المتطايرة VSS إلى المواد الصلبة العالقة الكلية VSS/TSS فعليًا من خلال قيمة أجزاء الكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHO. ويكون ذلك نتيجة لكمية البولي فوسفات غير العضوي الكبيرة التي تم تخزينها

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

داخليًا في الكائنات المراكمة للفسفور PAOs، وذلك إلى جانب الأيونات المضادة المترابطة. كما تقتضي الضرورة وجود أيونات مضادة من أجل معادلة الشحنات السالبة على البولي فوسفات، ومن ثم استقراره. وتكون هذه الأيونات المضادة Mg^{2+} و K^{+} أساسًا، وإلى حد أقل Ca^{2+} (Fukase *et al*., 1982; Arvin *et al*., 1985; Comeau *et al*., 1986; Wentzel *et al*., 1989a).

٧-٦-٦-٢ كتلة المواد الصلبة العالقة الثابتة FSS

تأتي كتلة المواد الصلبة العالقة الثابتة (غير العضوية) (FSS) في النظام من مصادر مختلفة (Ekama and Wentzel, 2004):

- تحتوي مكونات الكتلة الحيوية النشطة داخل الخلايا على أملاح تُترك كبقايا غير عضوية من خلال الاحتراق عند ٥٥٠ درجة مئوية. ويتم وضع النسبة التي تبلغ ٠,١٥ gFSS/gAVSS في الاعتبار من أجل الكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHOs. وقد يكون لبكتيريا النيترة نفس جزء المواد الصلبة العالقة الثابتة FSS إلا إنها غالبا ما يتم إهمالها نظرًا لأنها عادة تشكل ما يقل عن ٢ % من الكتلة الحيوية.
- تحتوي الكائنات المراكمة للفسفور PAOs على كل من النسبة القياسية وهي ٠,١٥ gFSS/gAVSS بالإضافة إلى البولي فوسفات الخاصة بها والأيونات المضادة للأيونات الموجبة والتي تساهم إلى حد كبير في محتوى المواد الصلبة العالقة الثابتة FSS للكائنات المراكمة للفسفور PAOs. وفيما يتعلق بالكائنات المراكمة للفسفور PAOs الهوائية التي تحتوي على ٣٨ % gP/gAVSS، قدم (Ekama and Wentzel (2004)) تقريرًا حول محتوى المواد الصلبة العالقة الثابتة FSS الذي يبلغ ١,٣٠ gFSS/gAVSS.
- تُعتبر البقايا العضوية الذاتية والخاملة غير محتوية على مواد غير عضوية حيث ينبغي تحلل محتوى أملاح هذه المكونات وفقًا لتحلل الخلية؛
- كما تُعتبر الجسيمات العضوية القابلة للتحلل ببطء أنها لا تحتوي مواد غير عضوية.
- يتم تجاهل ترسيب المعادن وانحلال المواد الصلبة العالقة الثابتة FSS. وإذا وقع الترسيب الكيميائي، فينبغي وضع تراكم المعادن في الحمأة في الاعتبار على أية حال.

و كتلة حمأة المواد الصلبة العالقة الثابتة FSS في النظام:

$$MX_{FSS} = f_{FSS,OHO}\, MX_{OHO} + f_{FSS,PAO}\, MX_{PAO} + FX_{FSS,i}\, SRT \quad (7.24c)$$

حيث يكون:

MX_{FSS} حجم المواد الصلبة العالقة العالقة الثابتة في النظام (gFSS)

$f_{FSS,OHO}$ نسبة المواد الصلبة العالقة الثابتة FSS في الكتلة الحيوية النشطة للكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHOs

= ٠,١٥ gFSS/gAVSS (مانحة $f_{VT,OHO}$ تبلغ ٠,٨٧ gAVSS/gTSS)

$f_{FSS,PAO}$ نسبة المواد الصلبة العالقة الثابتة FSS في الكتلة الحيوية النشطة للكائنات المراكمة للفسفور

= ١,٣٠ FSS/gAVSS g للكائنات المراكمة للفسفور PAOs الهوائية (مانحة $f_{VT,PAO}$ ويبلغ ٠,٤٤ gAVSS/gTSS)

$FX_{FSS,I}$ الكتلة اليومية للمواد العالقة الصلبة الثابتة FSS في المياه الداخلة (gFSS/d)

٧-٦-٦-٣ كتلة المواد الصلبة العالقة الكلية TSS ونسبة المواد الصلبة العالقة المتطايرة إلى المواد الصلبة العالقة الكلية VSS/TSS

كتلة المواد الصلبة العالقة TSS في النظام:

$$MX_{TSS} = MX_{VSS} + MX_{FSS} \quad (7.25a)$$

$$MX_{TSS} = V_p\, X_{TSS} \quad (7.25b)$$

حيث يكون:

MX_{TSS} كتلة المواد الصلبة العالقة الكلية في النظام (gTSS)

وتكون نسبة المواد الصلبة العالقة المتطايرة VSS إلى المواد الصلبة العالقة الكلية TSS كالآتي:

$$f_{VT} = \frac{MX_{VSS}}{MX_{TSS}} \quad (7.25c)$$

حيث يكون:

f_{VT} نسبة المواد الصلبة العالقة المتطايرة إلى المواد الصلبة العالقة الكلية VSS/TSS للحمأة.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

٧-٦-٦-٤ محتوى الفسفور في المواد الصلبة العالقة الكلية TSS

يتم حساب متوسط محتوى الفسفور في الكتلة الحيوية من خلال وضع كل كتلة مساهمة في المواد الصلبة العالقة الكلية TSS في الاعتبار. وقد تختلف نسبة الفسفور في المواد الصلبة العالقة الثابتة FSS بشكل ملحوظ معتمدة على وجود أملاح الألومينيوم، والحديد والكالسيوم الكائنين في المياه الداخلة أو المضافين في النظام بهدف ترسيب الفسفور.

$$f_{P,TSS} = \frac{\frac{f_{P,OHO}\, MX_{OHO}}{f_{VT}}}{MX_{TSS}} + \frac{\frac{f_{P,XE}\,(MX_{E,OHO} + MX_{E,PAO})}{f_{VT}}}{MX_{TSS}} + \frac{\frac{f_{P,XI}\, MX_{I,i}}{f_{VT}}}{MX_{TSS}} + \frac{\frac{f_{P,PAO}\, MX_{PAO}}{f_{VT,PAO}}}{MX_{TSS}} + \frac{f_{P,FSS,i}\, MX_{FSS}}{MX_{TSS}} \quad (7.26)$$

حيث يكون:

$f_{P,TSS}$ نسبة الفسفور في كتلة المواد الصلبة العالقة الكلية (gP/gTSS)

$f_{P,FSS}$ نسبة الفسفور في كتلة المواد الصلبة العالقة الثابتة (غير العضوية) (gP/gFSS)
= ٠,٠٢ gP/gFSS (القيمة المقترحة؛ قد تحتاج إلى تصحيحها إذا كان هناك وجود ملحوظ لأملاح تخثر الفسفور مثل أملاح الألومينيوم Al، أو الحديد Fe، أو الكالسيوم Ca).

٧-٦-٧ متطلبات حجم العملية

يتم تحديد متطلبات حجم العملية من خلال كتلة الحمأة في النظام وتركيز الحمأة المرغوبة المُختارة إما كمواد عالقة صلبة كلية TSS أو كمواد عالقة صلبة متطايرة VSS:

$$V_P = MX_{TSS} / X_{TSS,OX} \quad (7.27a)$$

حيث يكون:

V_P حجم العملية (m^3)

$X_{TSS,OX}$ تركيز المواد الصلبة العالقة الكلية TSS المرغوبة المختارة في المفاعل الهوائي ($gTSS/m^3$)

أو، بدلًا من ذلك:

$$V_P = MX_{VSS} / X_{VSS,OX} \quad (7.27b)$$

حيث يكون:

$X_{VSS,OX}$ تركيز المواد الصلبة العالقة المتطايرة المرغوبة المُختارة في المفاعل الهوائي ($gVSS/m^3$)

تكون متطلبات حجم العملية هي الحجم الفعال، أي الحجم الذي سيكون مطلوبًا إذا كانت الحمأة موحدة التركيز على طول النظام. فمع بعض مواصفات نظام تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا المستخدمة للنترتة وإزالة النيترة، يكون ذلك غير صحيح وتختلف تراكيز الحمأة بين المناطق المختلفة. فعلى سبيل المثال، ينخفض تركيز الحمأة في المنطقة اللاهوائية لمواصفات نظام جامعة كيب تاون/ عمليات جامعة كيب تاون المعدلة UCT/MUCT بواسطة العامل s/(1 + s) مقارنة مع المناطق الأخرى (منقوصة الأكسجين والهوائية). ففي هذه الحالات يجب تعديل الحجم حتى يُوضع هذا في الاعتبار.

٧-٦-٨ متطلبات النيتروجين بهدف إنتاج الحمأة

حساب متطلبات النيتروجين بهدف إنتاج الحمأة كالآتي:

$$FN_{synth} = f_{N,VSS}\, MX_{VSS} / SRT \quad (7.28a)$$

حيث يكون:

FN_{synth} الكتلة اليومية للنيتروجين المطلوب لإنتاج الحمأة (gN/d)

$f_{N,VSS}$ محتوى النيتروجين في الحمأة
= ٠,١٠ gN/gVSS

ومع ذلك، فيما يتعلق بنظام تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR يحتاج المصطلح MX_{VSS} أن يضع في الاعتبار التغييرات التي تحدث في مكونات المواد الصلبة العالقة المتطايرة VSS، أي أنه يجب حسابها باستخدام المعادلة رقم 7.24a.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

وفيما تم التعبير عنه على أساس تركيز المياه الداخلة، تكون متطلبات النيتروجين بهدف إنتاج الحمأة كالآتي:

$$TKN_{i,synth} = FN_{synth} / Q_i \quad (7.28b)$$

٧-٦-٩ طلب الأكسجين

٧-٦-٩-١ طلب الأكسجين الغني بالكربون

يتم منح طلب الأكسجين الغني بالكربون عن طريق جمع طلبات الأكسجين من خلال الكائنات المراكمة للفسفور PAOs والكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHOs. فمن جانب توازن كتلة طلب الأكسجين الكيميائي COD، يتم استهلاك أي طلب أكسجين كيميائي منزوع لم يتحول إلى كتلة حيوية أو بقايا ذاتية لإنتاج الطاقة. فعلى سبيل المثال، إن وحدة واحدة من طلب الأكسجين الكيميائي COD القابلة للتحلل تتم إزالتها (COD_b ؛ مثل S_{VFA}) سوف تُنتج (f_{CV} • Y_{PAO}) وحدات من X_{PAO} إلى جانب الطاقة المُنتجة من خلال تنفس ($1 - f_{CV}$ • Y_{PAO}) طلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل COD_b. ويُستخدم العامل f_{CV} (gCOD– الكتلة الحيوية النشطة/ gVSS– الكتلة الحيوية النشطة) من أجل تحويل وحدات Y_{PAO} من gVSS– الكتلة الحيوية النشطة/ gCOD– ركيزة إلى gCOD– الكتلة الحيوية النشطة/ gCOD– ركيزة. وبالتالي، تساوي وحدة واحدة من طلب الأكسجين الكيميائي COD القابل للتحلل (f_{CV} • Y_{PAO} + 1 – f_{CV} • Y_{PAO}) وتتم المحافظة على توازن حجم طلب الأكسجين الكيميائي COD.

طلب الأكسجين للكائنات المراكمة للفسفور PAOs

يأتي طلب الأكسجين للكائنات المراكمة للفسفور PAOs من عملية التنفس بهدف توفير الطاقة لتصنيع الكتلة الحيوية ولتحقيق التنفس الذاتي.

$$FO_{2,PAO} = FO_{2,PAO\,synthesis} + FO_{2,PAO\ endogenous\ respiration} \quad (7.29a)$$

$$FO_{2,PAO} = (1 - f_{CV}\, Y_{PAO})\, FS_{S,PAO} + f_{CV}\,(1 - f_{E,PAO})\, b_{PAO,T}\, MX_{PAO} \quad (7.29b)$$

أو، بشكل أكثر وضوحًا كدالة من الكتلة اليومية للركيزة التي تم تخزينها بواسطة الكائنات المراكمة للفسفور PAOs

$$FO_{2,PAO} = FS_{S,PAO}\left[(1 - f_{CV}\, Y_{PAO})\right] + \left[\begin{array}{l} f_{CV}(1 - f_{XE,PAO})\, b_{PAO,T} \\ \cdot \dfrac{Y_{PAO}}{(1 + b_{PAO,T}\, SRT)}\, SRT \end{array}\right] \quad (7.29c)$$

حيث يكون:

$FO_{2,PAO}$ الكتلة اليومية للأكسجين المُستهلك بواسطة الكائنات المراكمة للفسفور PAOs (gO_2/d)

f_{CV} نسبة طلب الأكسجين الكيميائي/ المواد الصلبة العالقة المتطايرة COD/VSS للحمأة (gCOD/gVSS)

طلب الأكسجين للكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHOs

وبالمثل، للكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHOs:

$$FO_{2,OHO} = FO_{2,OHO\ synthesis} + FO_{2,OHO\ endogenous\ respiration} \quad (7.30a)$$

$$FO_{2,OHO} = (1 - f_{CV}\, Y_{OHO})\, FCOD_{b,OHO} + f_{CV}\,(1 - f_{E,OHO})\, b_{OHO,T}\, MX_{OHO} \quad (7.30b)$$

أو، بشكل أكثر وضوحًا كدالة من الكتلة اليومية للركيزة التي تم تخزينها بواسطة الكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHOs

$$FO_{2,OHO} = FCOD_{b,OHO}\left[(1 - f_{CV}\, Y_{OHO})\right] + \left[\begin{array}{l} f_{CV}\,(1 - f_{XE,OHO}) \\ \cdot\, b_{OHO,T}\, \dfrac{Y_{OHO}}{(1 + b_{OHO,T}\, SRT)}\, SRT \end{array}\right] \quad (7.30c)$$

حيث يكون:

$FO_{2,OHO}$ الكتلة اليومية للأكسجين المُستهلك بواسطة الكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHOs (gO_2/d)

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

طلب الأكسجين الكلي

يكون طلب الأكسجين الكلي الغني بالكربون (gO_2/d) كالآتي:

$$FO_{2,C} = FO_{2,PAO} + FO_{2,OHO} \quad (7.31a)$$

حيث يكون:

$FO_{2,C}$ الكتلة اليومية لطلب الأكسجين الغني بالكربون (gO_2/d)

وعندئذ، فعلى افتراض أن $Y_{OHO} \approx Y_{PAO}$، وأن ($FS_{F,PAO}$ + $FCOD_{b,i}$) $\approx$ ($FCOD_{b,OHO}$ وأن $f_{XE,PAO} \approx f_{XE,OHO}$ (٠,٢٠)، قد يتم تبسيط المعادلة رقم ٧,٣١b (gO_2/d) كالآتي:

$$FO_{2,c} = (1 - f_{CV}\, Y_{OHO})\, FCOD_{b,i} + f_{CV}\,(1 - f_{XE,OHO}) \quad (7.31b)$$
$$(b_{PAO,T}\, MX_{PAO} + b_{OHO,T}\, MX_{OHO})$$

٧-٦-٩-٢ طلب النيترة للأكسجين

وبالأخذ في الاعتبار التغيير الذي يطرأ على متطلبات النيتروجين لإنتاج الحمأة (FN_{Synth}) بقدر كاف والقدرة على عملية النيترة (NIT_c)، يتم منح الأكسجين المطلوب لعملية النيترة $FO_{2,NIT}$ في الفصل الخامس.

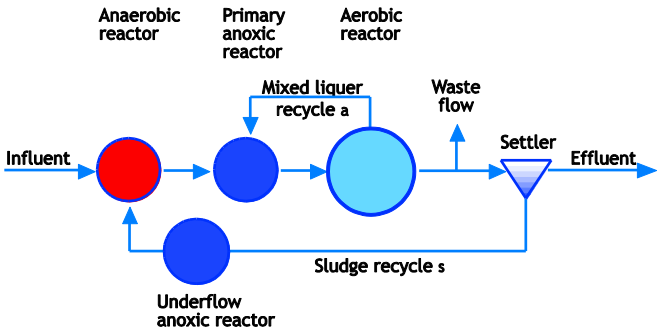
٧-٦-٩-٣ الطلب الكلي للأكسجين

وفيما يتعلق بنظام عملية تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR غير المستخدم للنترتة، يتم منح طلب الأكسجين الكلي $FO_{2,t}$ من خلال $FO_{2,c}$، بينما فيما يتعلق بنظام تعزيز عملية إزالة الفسفور المستخدم للنترتة، يتم منح $FO_{2,T}$ من خلال جمع $FO_{2,C}$ و$FO_{2,N}$. إن اشتمال نظام عملية تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR على عملية النيترة يعني وجوب الاشتمال على عملية إزالة النيترة أيضًا؛ وسيتم وضع تأثير عملية النيترة وإزالة النيترة على طلب الأكسجين الكلي في الاعتبار لاحقًا.

$$FO_{2,T} = FO_{2,C} + FO_{2,NIT} \quad (7.31c)$$

حيث يكون:

$FO_{2,T}$ الكتلة اليومية لطلب الأكسجين الكلي (gO_2/d).



A Known:	B Calculate:	C Then:
Q	$S_{VFA,AN2}$	P removal by each mass
FS_S	$M_{X,PAO}$	N requirement for growth
FX_I	$M_{X,OHO}$	V for a desired MLSS concentration
$F_{FSS,I}$	M_{XE}	O_2 demand
and	$M_{X,VSS}$	
Constants	$M_{X,TSS}$	
Temperature		
SRT		

شكل رقم ٧-٢١ لمحة عامة حول طريقة تصميم نظام تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR. موضح تكوين جوهانسبيرج **Johannesburg**. ينقسم المفاعل اللاهوائي إلى خليتين (غير موضح).

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

جدول رقم ٧-٢ خصائص المياه الداخلة لنموذج تصميم عملية إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR (مياه الصرف الصحي الخام)

الوصف	الرمز	القيمة	الوحدات	عمليات حسابية
معدل التدفق	Q_i	١٥	Ml/d	
طلب الأكسجين الكلي الكيميائي COD	COD_i	٧٥٠	$gCOD/m^3$	
تراكيز طلب الأكسجين الكيميائي COD				
طلب الأكسجين الكيميائي COD القابل للتحلل بسهولة	$S_{S,i}$	١٤٦	$gCOD/m^3$	= ٧٥
الأحماض الدهنية المتطايرة VFA	$S_{VFA,i}$	٢٢	$gCOD/m^3$	= ١٤
طلب الكسجين الكيميائي COD القابل للتخمر	$S_{F,i}$	١٢٤	$gCOD/m^3$	= ١٤
طلب الأكسجين الكيميائي COD القابل للتحلل ببطء	$X_{S,i}$	٤٣٩	$gCOD/m^3$	= ٧٥
طلب الأكسجين الكيميائي COD المُذاب الخامل	S_{Ii}	٥٣	$gCOD/m^3$	= ٧٥
طلب الأكسجين الكيميائي COD الجزيئي الخامل	$X_{I,i}$	١١٣	$gCOD/m^3$	= ٧٥
النترات	$S_{NO3,i}$	٠	gN/m^3	
الأكسجين O_2 المُذاب	$S_{O2,i}$	٠	gO_2/m^3	
إجمالي الفسفور	$T_{p,i}$	١٧,٠	gP/m^3	
المواد الصلبة العالقة الثابتة FSS(غير العضوية)	$X_{FSS,i}$	٤٩	$gFSS/m^3$	
جزء الفسفور في المواد الصلبة العالقة الثابتة FSS	$f_{P,FSS,i}$	٠,٠٢	gP/gFSS	
القلوية	S_{ALK}	٢٥٠	$gCaCO_3/m^3$	

جدول رقم ٧-٣ نسب طلب الأكسجين الكيميائي COD في مياه الصرف الصحي الخام لنموذج تصميم عملية تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR

الوصف	الرمز	نسب طلب الأكسجين الكيميائي COD	الوحدات
نوع مياه الصرف الصحي		خام	
جزء طلب الأكسجين الكيميائي COD			
جزء طلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل بسهولة RBCOD	$f_{SS,CODi}$	٠,١٩٥	g/gTCOD
جزء S_{VFA} لطلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل بسهولة RBCOD	$f_{SVFA,SSi}$	٠,١٥	$g/gCOD_{SS}$
جزء طلب الأكسجين الكيميائي COD الخامل المُذاب	$f_{SI,CODi}$	٠,٠٧	g/gTCOD
نسبة طلب الأكسجين الكيميائي COD الخامل الجزيئي	$f_{XI,CODi}$	٠,١٥	g/gTCOD

٧-٧ نموذج التصميم

١-٧-٧ طريقة تصميم الحالة الثابتة

إن طريقة تصميم الحالة الثابتة لعملية تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR مُبينة في شكل رقم ٧-٢١. أولًا، تحتاج مياه الصرف الصحي إلى تصنيفها فيما يتعلق بمعدل تدفقها والتدفقات اليومية لطلب الأكسجين الكيميائي COD، والنيتروجين، والفسفور، والمواد الصلبة غير العضوية والأكسجين. كما يتم اختيار تكوين معالجة تعمل عند زمن مكث حمأة ودرجة حرارة معينة مع الثوابت الحركية وثوابت عناصر النشاط الكيميائي الحيوي المناسبة. وبالتالي، ينقسم طلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل بسهولة RBCOD في المياه الداخلة بين الكائنات المراكمة للفسفور PAOs والكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHOs التي تسمح بحساب إنتاج الكتلة الحيوية الخاصة بهم (والبقايا الذاتية) في شكل مواد عالقة صلبة متطايرة VSS وكفاءة النظام في إزالة الفسفور. ومن خلال إجمالي تقدير المواد الصلبة العالقة المتطايرة VSS والمواد الصلبة العالقة الكلية TSS، يمكن حساب حجم العملية بالإضافة إلى متطلبات النيتروجين والأكسجين. وأخيرًا، يمكن أجراء مراجعة على العملية الحسابية مع التوازن الكتلي لطلب الأكسجين الكيميائي COD.

٢-٧-٧ المعلومات المقدمة

ومن أجل معالجة مياه الصرف الصحي الخام (دون ترسيب أولي)، يكون لها تركيب مماثل لما تم تقديمه من قبل في الفصل الرابع والخامس حول المادة العضوية وإزالة النيتروجين على التوالي.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

جدول رقم ٧-٤ المقاييس الحركية و مقاييس عناصر النشاط الكيميائي الحيوي لنموذج تصميم نظام تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR

	المقياس	الرمز	القيمة	الوحدات
الحركي	*OHO*الكائنات الحية العادية غير ذاتية التغذية			
	ثبات معدل التخمر ذات المرتبة الأولى عند ٢٠ درجة مئوية	k_{F_20}	٠,٠٦	m^3/gVSS.d
	معامل درجة حرارة $k_{F,T}$	θ_{kF}	١,٠٢٩	
	ثبات معدل التخمر ذات المرتبة الأولى عند درجة حرارة T[(a)]	k_{F_T}	٠,٠٥١	m^3/gVSS.d
	معدل فقد الكتلة الذاتية المُحددة للكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHOs عند ٢٠ درجة مئوية	b_{OHO_20}	٠,٢٤	gEVSS /gVSS.d
	معامل درجة حرارة $b_{OHO,T}$	θ_{bOHO}	١,٠٢٩	
	معدل فقد الكتلة الذاتية المُحددة للكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHOs عند درجة حرارة T	b_{OHO_T}	٠,٢٠٢	gEVSS /gVSS.d
	*PAO*الكائنات المراكمة للفسفور			
	ثبات معدل فقد الكتلة الذاتية المُحددة للكائنات المراكمة للفسفور PAO عند ٢٠ درجة مئوية	b_{PAO_20}	٠,٠٤	gEVSS /gVSS.d
	معامل درجة الحرارة $b_{PAO,T}$	θ_{bPAO}	١,٠٢٩	
	ثبات معدل فقد الكتلة الذاتية المُحددة للكائنات المراكمة للفسفور PAO عند درجة حرارة T	b_{PAO_T}	٠,٠٣٤	gEVSS /gVSS.d
عناصر النشاط الكيميائي الحيوي	*OHO* الكائنات الحية العادية غيرية التغذية			
	عائد الكتلة الحيوية للكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHOs	Y_{PAO}	٠,٤٥	gAVSS/gCOD
	جزء البقايا الذاتية للكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHOs	f_{XE_OHO}	٠,٢٠	gEVSS/gAVSS
	جزء الفسفور في كتلة الكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHOs النشطة	f_{P_OHO}	٠,٠٣	gP/gAVSS
	جزء الفسفور في الكتلة الذاتية (الكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHO والكائنات المراكمة للفسفور PAO)	f_{P_XE}	٠,٠٣	gP/gEVSS
	جزء المواد الصلبة العالقة الثابتة FSS (غير العضوية) للكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHOs	f_{FSS_OHO}	٠,١٥	gFSS/gAVSS
	*PAO*الكائنات المراكمة للفسفور			
	ناتج الكتلة الحيوية للكائنات المراكمة للفسفور PAOs	Y_{PAO}	٠,٤٥	gAVSS/gCOD
	جزء البقايا الذاتية للكائنات المراكمة للفسفور PAOs	f_{XE_PAO}	٠,٢٥	gEVSS/gAVSS
	جزء الفسفور في كتلة الكائنات المراكمة للفسفور PAO النشطة	f_{P_PAO}	٠,٣٨	gP/gAVSS
	جزء الفسفور في الكتلة الذاتية (الكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHO والكائنات المراكمة للفسفور PAO)	f_{P_XE}	٠,٠٣	gP/gEVSS
	نسبة المواد الصلبة العالقة المتطايرة إلى المواد الصلبة العالقة الكلية VSS/TSS لكتلة الكائنات المراكمة للفسفور PAOs النشطة	f_{VT_PAO}	٠,٤٦[(b)]	gVSS/gTSS
	نسبة انبعاث الفسفور إلى امتصاص الأحماض الدهنية المتطايرة VFA	f_{PO4_REL}	٠,٥٠	gP/gCOD
	جزء المواد الصلبة العالقة الثابتة (غير العضوية) للكائنات المراكمة للفسفور PAOs	f_{FSS_PAO}	١,٣٠	gFSS/gAVSS
	*Inerts*المواد الخاملة			
	نسبة الفسفور في الكتلة الخاملة	f_{P_XI}	٠,٠٣	gP/gIVSS
	*General*فكرة عامة			
	نسبة طلب الأكسجين الكيميائي إلى المواد الصلبة العالقة المتطايرة COD/VSS للحمأة	f_{CV}	١,٤٨	gCOD/gVSS
	نسبة المواد الصلبة العالقة المتطايرة إلى المواد الصلبة العالقة الكلية VSS/TSS للكتل الذاتية والنشطة، وكتلة الكائنات المراكمة للفسفور PAOs الذاتية، والكتلة الخاملة	f_{VT}	٠,٨٠[(b)]	gVSS/gTSS
	محتوى النيتروجين في الكتلة الحيوية النشطة	$f_{N,VSS}$	٠,١٠	gN/gAVSS

(a) $k_{20} = k_T$ • $\theta^{(T-20)}$; مثل: $k_{F,14}$ = ٠,٠٦٠ • ١,٠٢٩$^{(٢٠-١٤)}$ = ٠,٠٥١

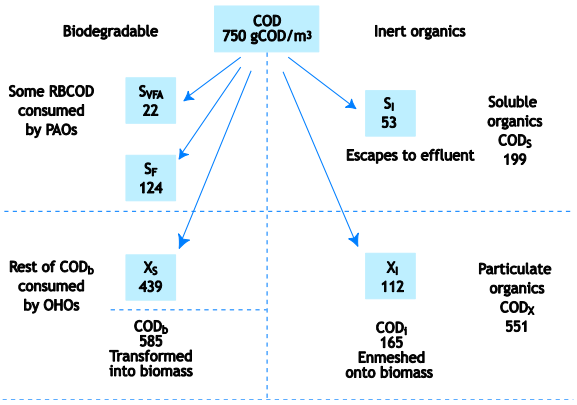
(b) لم تكن هذه القيم مطلوبة إذا تم حساب المواد الصلبة العالقة FSS من خلال المعادلة رقم 7.24c.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

جدول رقم ٧-٥ خصائص النظام البيولوجي لنموذج تصميم عملية تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR (مواصفات جوهانسبيرج)

الوصف	الرمز	القيمة	الوحدات
درجة الحرارة	T	١٤	°C
عدد المناطق اللاهوائية	N	٢	المفاعل
زمن مكث الحمأة	SRT	٢٠	D
نسبة الكتلة اللاهوائية	f_{AN}	٠,١٠	gVSS/gVSS
نسبة إعادة تدوير الحمأة معتمدًا على تدفق المياه الداخلة	s	٠,٧٥	$m^3.d/m^3.d$
نسبة إعادة التدوير الهوائية إلى منقوصة الأكسجين	a	١,٥	$m^3.d/m^3.d$
الأكسجين O_2 المُذاب في الحمأة المعاد تدويرها	$S_{O2,s}$	٠	gO_2/m^3
تركيز النترات في الحمأة المعاد تدويرها	$S_{NO3,s}$	٠,٥	$GnO_3\text{-}N/m^3$
المواد الصلبة العالقة الكلية في المياه الخارجة	TSS_e	٥	$gTSS/m^3$
تركيز المواد الصلبة العالقة TSS ذات التصميم الهوائي	$X_{TSS,OX}$	٤,٠٠٠	$gTSS/m^3$

ويوجد تلخيص لنسب تركيب طلب الأكسجين الكيميائي COD في المياه الداخلة في الجدول رقم ٧-٢ و٧-٣. وتم اختيار معدل تدفق يبلغ Ml/d١٥ بهدف تسهيل عملية التحويل. ويبلغ طلب الأكسجين الكلي الكيميائي COD في المياه الداخلة ٧٥٠ g/m^3 وإجمالي الفسفور في المياه الداخلة ١٧ g/m^3. هذا بالإضافة إلى أنه يتم شرح تجزئة طلب الأكسجين الكيميائي COD في المياه الداخلة في شكل رقم ٧-٢٢. كما يتم تقديم المقاييس الحركية ومقاييس عناصر النشاط الكيميائي الحيوي في الجدول رقم ٧-٤.



شكل رقم ٧-٢٢ تجزئة طلب الأكسجين الكيميائي COD في المياه الداخلة لنموذج تصميم عملية تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR

وعملية تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا المختارة (الجدول رقم ٧,٥) هي تكوين جوهانسبرج التي تعمل عند ١٤ درجة مئوية، مع منطقتين لاهوائيتين، وعند زمن مكث حمأة يبلغ ٢٠ يوم، ونسبة كتلة لاهوائية تبلغ ٠,١٠، ومعدل إعادة تدوير حمأة يبلغ ٠,٧٥ مع مراعاة تدفق المياه الداخلة، ونسبة إعادة تدوير هوائي إلى إعادة تدوير منقوص الأكسجين تبلغ ١,٥ حيث إن إعادة تدوير الحمأة التي تدخل في المنطقة اللاهوائية لا تحتوي على أي أكسجين مُذاب، إلا إنها تحتوي على ٠,٥ $gNO_3\text{-}N/m^3$، و٥ g/m^3 من المواد الصلبة العالقة الكلية TSS في النفايات السائلة و٤٠٠٠ $gTSS/m^3$ تركيز المواد الصلبة في السائل المخلوط للتصميم الهوائي.

٧-٧-٣ عمليات حسابية

باتباع نفس الطريقة المذكور في الفقرة رقم ٧-٦، فإن العمليات الحسابية التفصيلية موضحة في الجدول رقم ٧-٦ في الصفحات التالية. وتم تقديم كل خطوة مع الرموز، والقيم، والوحدات، وتعريف الرمز، والمعادلات المستخدمة لحساب مقياس معين والعمليات الحسابية التفصيلية إلى جانب القيم العددية لكل مقياس. وفي النهاية، يتم القيام بالتوازن الكتلي لطلب الأكسجين الكيميائي COD كخطوة تحقيقية من صحة العمليات الحسابية.

لاحظ أنه في الخطوة رقم ٣-٢، تم حساب طلب الأكسجين الكيميائي COD القابل للتخمر الخارج في المياه الخارجة من المفاعل اللاهوائي الأخير بواسطة التكرار.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

جدول رقم ٧–٦ عمليات حسابية تفصيلية لنموذج تصميم تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا **EBPR**

١. مواصفات النظام			
مواصفات نظام جوهانسبيرج التي تعمل عند ١٤ درجة مئوية			
٢. تركيب إعادة تدوير الحمأة والمياه الداخلة (من خلال الجداول السابقة)			
Q_i	١٥	Ml/d	معدل تدفق المياه الداخلة
٢–١ تراكيز المياه الداخلة			
بيانات حول المفاعل الحيوي والمياه الداخلة			
COD_i	٧٥٠	$gCOD/m^3$	إجمالي تركيز طلب الأكسجين الكيميائي COD في المياه الداخلة
$S_{S,i}$	١٤٦	$gCOD/m^3$	تركيز طلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل بسهولة rbCOD في المياه الداخلة
$S_{VFA,i}$	٢٢	$gCOD/m^3$	تركيز الأحماض الدهنية المتطايرة VFAs في المياه الداخلة
$S_{F,i}$	١٢٤	$gCOD/m^3$	تركيز طلب الأكسجين الكيميائي COD القابل للتخمر في المياه الداخلة
$X_{S,i}$	٤٣٩	$gCOD/m^3$	تركيز طلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل COD ببطء في المياه الداخلة
$COD_{b,i}$	٥٨٥	$gCOD/m^3$	تركيز طلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل في المياه الداخلة $(S_{S,i} + X_{S,i})$
$S_{I,i}$	٥٣	$gCOD/m^3$	تركيز طلب الأكسجين الكيميائي COD الخامل المُذاب في المياه الداخلة
$X_{I,i}$	١١٣	$gCOD/m^3$	تركيز طلب الأكسجين الكيميائي COD الخامل الجزيئي في المياه الداخلة
$S_{NO3,i}$	٠	$gNO_3\text{-}N/m^3$	تركيز النترات في المياه الداخلة
$S_{O2,i}$	٠	gO_2/m^3	تركيز الأكسجين المُذاب في المياه الداخلة
$X_{FSS,i}$	٤٩	$gFSS/m^3$	تركيز المواد العالقة الصلبة الثابتة FSS (غير العضوية) في المياه الداخلة
$T_{P,i}$	١٧	gP/m^3	تركيز إجمالي الفسفور في المياه الداخلة
٢–٢ تدفقات المياه الداخلة المُستخدمة للعمليات الحسابية (**Qi=** • تركيز عناصر المياه الداخلة)			
$FCOD_i$	11250	kgCOD/d	التدفق اليومي لطلب الأكسجين الكلي COD في المياه الداخلة
$FS_{S,i}$	2194	kgCOD/d	التدفق اليومي لطلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل بسهولة rbCOD في المياه الداخلة
$FS_{VFA,i}$	329	kgCOD/d	التدفق اليومي للأحماض الدهنية المتطايرة VFAs في المياه الداخلة
$FS_{F,i}$	1865	kgCOD/d	التدفق اليومي لطلب الأكسجين الكيميائي COD القابل للتخمر في المياه الداخلة
$FCOD_{b,i}$	8775	kgCOD/d	التدفق اليومي لطلب الأكسجين الكيميائي COD القابل للتحلل في المياه الداخلة $(S_{S,i} + X_{S,i})$
$FX_{I,i}$	1688	kgCOD/d	التدفق اليومي لطلب الأكسجين الكيميائي COD الخامل الجزيئي في المياه الداخلة
$FX_{,FSS,i}$	735	kgFSS/d	التدفق اليومي للمواد الصلبة العالقة الثابتة FSS (غير العضوية) في المياه الداخلة
٢–٣ خصائص إعادة تدوير الحمأة			
s	0.75	$m^3.d/\ m^3.d$	معدل إعادة تدوير الحمأة معتمدًا على تدفق المياه الداخلة
$S_{O2,s}$	0	gO_2/m^3	الأكسجين O_2 المُذاب في إعادة تدوير الحمأة
$S_{NO3,s}$	0.5	$gNO_3\text{-}N/m^3$	تركيز النترات في إعادة تدوير الحمأة

© 2008 Mark C. Wentzel. Biological Wastewater Treatment: Principles Modelling and Design. Edited by M. Henze, M.C.M. van Loosdrecht, G.A. Ekama and D. Brdjanovic. ISBN: 9781843391883. Published by IWA Publishing, London, UK.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

٣. تقسيم الـ $S_{S,I}$ بين الكائنات المراكمة للفسفور PAOs والكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHOs

٣-١ طلب الأكسجين الكيميائي COD القابل للتخمر المتاح بهدف التحويل إلى أحماض دهنية متطايرة VFAs بعد مفاعل إزالة النيترة (واستهلاك الأكسجين O_2) في المفاعل اللاهوائي (في الوحدات $gCOD/m^3$ للمياه الداخلة)

$S_{F,i,conv}$ = $(S_{O2,i} + S_{O2,s} \cdot s) \cdot ٣ - (S_{NO3,i} + S_{NO3,s} \cdot s) \cdot ٨,٦ - S_{F,I}$

= $S_{F,I}$ – طلب الأكسجين الكيميائي COD لعملية إزالة النيترة – طلب الأكسجين الكيميائي COD للـ D.O.

= ١٢٤ – ٨,٦ • (٠,٧٥ • ٠,٥ + ٠) – ٣ • (٠,٧٥ • ٠+٠)

طلب الأكسجين الكيميائي COD لعملية إزالة النيترة	٣,٢	$gCOD/m^3$
طلب الأكسجين الكيميائي للـ D.O.	٠,٠	$gCOD/m^3$
$S_{F,i,conv}$	١٢١	$gCOD/m^3$

٣-٢ طلب الأكسجين الكيميائي COD القابل للتخمر المفقود في النفايات السائلة للمفاعل اللاهوائي الأخير

N ٢ المفاعل اللاهوائي الثاني

العمليات الحسابية أجريت بواسطة التكرار

أ- لنفترض أن قيمة seed1 $S_{F,ANn}$ تبلغ صفرًا. فإن هذه القيمة يتم استخدامها لحساب MX_{OHO}

ب- قم بكتابة قيمة MX_{OHO} التي تم حسابها كقيمة seed2

ج- قم بتكرار الخطوات أ- وب- حتى تتساوى seed2 $S_{F,ANn}$ مع $S_{F,Ann}$ التي تم حسابها

$S_{F,Ann}$ = $n^{(((((s + ١) \cdot Qi \cdot N) / MX_{OHO} \cdot f_{AN}) \cdot k_{F,T}) + ١) / (s+١) / S_{F,i,conv}}$

= $٢^{(((((٠,٧٥ + ١) / ١٢١ / (١ + (٠,٠٥٠٥ \cdot ٠,١٠) / ١٢٥٠٠ / (٢ \cdot ١٥ \cdot (١ + ٠,٧٥)))))}$

seed1:

$S_{F,Ann}$	١٤,٣	١٤,٣	$gCOD/m^3$
		↓	
		↑	
		seed2:	
MX_{OHO}	١٢٥٠٠	١٢٥٠٠	kgCOD

= $FCOD_{b_OHO} \cdot$ (SRT زمن مكث الحمأة $\cdot b_{OHO_T} + ١) / Y_{OHO}$ • زمن مكث الحمأة SRT (لاحظ أنه يتم حساب $FCOD_{b,OHO}$ الخطوة ٣,٤)

= ٢٠ • ٧٠٠٥ • (٢٠ • ٠,٢٠٢ + ١) / ٠,٤٥

٣-٣ الأحماض الدهنية المتطايرة VFAs التي يتم تخزينها بواسطة الكائنات المراكمة للفسفور PAOs

$FS_{S,PAO}$ = $S_{VFA,i} \cdot Q_i + (S_{F,Ann} \cdot (s + ١) - S_{F,i,conv}) \cdot Q_i$

= ١ • (١٢١ – (٠,٧٥ + ١) • ١٤,٣) + ٢٢ • ١

$FS_{S,PAO}$	١٧٧٠	kgCOD/d

٣-٤ طلب الأكسجين الكيميائي COD القابل للتحلل المتبقي والمتاح من أجل الكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHOs

$FCOD_{b,OHO}$ = $FCOD_{b,i}$ - $FS_{S,PAO}$

= ١٧٧٠ – ٨٧٧٥

$FCOD_{b,OHO}$	٧٠٠٥	kgCOD/d

٤. معادلات (الأحماض الدهنية المتطايرة VSS) للكتلة الحيوية

تستجيب إلى الكتلة البيولوجية الكائنة في النظام حيث يتم توليفها من طلب الأكسجين الكيميائي COD في المياه الداخلة (في شكل g/d) آخذين في الاعتبار الأثر التراكمي لزمن مكث الحمأة SRT [(g/d) • d = g في النظام]

٤-١ الكائنات المراكمة للفسفور PAOs

الكتلة النشطة

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

Y_{PAO}	٠,٤٥	gAVSS/gCOD	
$Y_{PAO,obs}$	$= (SRT \bullet b_{PAO,T} + ١) / Y_{PAO}$		
	$= (٢٠ \bullet ٠,٠٣٥ + ١) / ٠,٤٥$		
$Y_{PAO,obs}$	٠,٢٦٩	gAVSS / gCOD	
MX_{PAO}	$= SRT \bullet FS_{S,PAO} \bullet Y_{PAO,obs}$		
	$= ٢٠ \bullet ١٧٧٠ \bullet ٠,٢٦٩$		
MX_{PAO}	٩٥١٧	kgAVSS في النظام	
الكتلة الذاتية			
$MX_{E,PAO}$	$= SRT \bullet MXPAO \bullet b_{PAO,T} \bullet f_{XE,PAO}$		
	$= ٢٠ \bullet ٩٥١٧ \bullet ٠,٠٣٣٧ \bullet ٠,٢٥$		
$MX_{E,PAO}$	١٦٠٣	kgEVSS	
٤–٢ الكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHOs			
الكتلة النشطة			
Y_{OHO}	٠,٤٥	gAVSS/gCOD	
$Y_{OHO,obs}$	$= (SRT \bullet b_{OHO,T} + ١) / Y_{OHO}$		
	$= (٢٠ \bullet ٠,٢٠٢ + ١) / ٠,٤٥$		
$Y_{OHO,obs}$	٠,٠٨٩	gAVSS/gCOD	
MX_{OHO}	$= SRT \bullet F_{CODb,OHO} \bullet Y_{OHO,obs}$		
	$= ٢٠ \bullet ٧٠٠٥ \bullet ٠,٠٨٩$		
MX_{OHO}	١٢٥٠٠	kgAVSS	(هذه القيمة هي قيمة MX_{OHO} التي تم حسابها من خلال الخطوة رقم ٣,٢)
الكتلة الذاتية			
$MX_{E,OHO}$	$= SRT \bullet MX_{OHO} \bullet b_{OHO,T} \bullet fX_{E,OHO}$		
	$= ٢٠ \bullet ١٢٥٠٠ \bullet ٠,٢٠٢ \bullet ٠,٢٠$		
$MX_{E,OHO}$	١٠١٠٩	kgEVSS	
٤–٣ الكتلة الخاملة			
MX_I	$= f_{CV} / SRT \bullet F_{CODi} \bullet fX_{I,COD,i}$		
	$= ١,٤٨ / ٢٠ \bullet ١١٢٥٠ \bullet ٠,١٥$		
MX_I	٢٢٨٠٤	kgIVSS	
٥. إزالة الفسفور			
٥–٠ انبعاث الفسفور			
$S_{PO4,rel}$	$= Q_i / FS_{S,PAO} \bullet f_{PO4,rel}$		
	$= ١٥ / ١٧٧٠ \bullet ٠,٥$		
S_{PO4_rel}	٥٩	gP/m^3	gP/m^3 of influent, not gP/m^3 of AN reactor
٥–١ **ΔP** بواسطة الكائنات المراكمة للفسفور **PAOs**			
ΔP_{PAO}	$= (Q_i \bullet SRT) / MX_{PAO} \bullet f_{P,PAO}$		
	$= (١٥ \bullet ٢٠) / ٩٥١٧ \bullet ٠,٣٨$		
ΔP_{PAO}	١٢,٠٥	gP/m^3	
٥–٢ ΔP بواسطة الكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHOs			
ΔP_{OHO}	$= (Q_i \bullet SRT) / MX_{OHO} \bullet f_{P,OHO}$		
	$= (١٥ \bullet ٢٠) / ١٢٥٠٠ \bullet ٠,٠٣$		
ΔP_{OHO}	١,٢٥	gP/m^3	

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

٥-٣ ΔP بواسطة الكتلة الذاتية

$\Delta P_{XE} = \Delta P_{XE,OHO} + \Delta P_{XE,PAO}$

$\Delta P_{XE,PAO} = (Q_i \bullet SRT) / MX_{E,PAO} \bullet f_{P,XE}$

$= (١٥ \bullet ٢٠) / ١٦٠٣ \bullet ٠,٠٣$

$\Delta P_{XE,PAO}$ ٠,١٦ gP/m^3

$\Delta P_{XE,OHO} = (Q_i \bullet SRT) / MX_{E,OHO} \bullet f_{P,XE}$

$= (١٥ \bullet ٢٠) / ١٠١٠٩ \bullet ٠,٠٣$

$\Delta P_{XE.OHO}$ ١,٠١ gP/m^3

ΔP_{XE} ١,١٧ gP/m^3

٥-٤ ΔP بواسطة الكتلة الخاملة في المياه الداخلة

$\Delta P_{XI} = (Q_i \bullet SRT) / MX_I \bullet f_{P,XI}$

$= (١٥ \bullet ٢٠) / ٢٢٨٠٤ \bullet ٠,٠٣$

ΔP_{XI} ٢,٢٨ gP/m^3

٥-٥ ΔP بواسطة الترسيب الكيميائي للفسفور من خلال الأملاح الكائنة في المياه الداخلة أو المضافة إلى النظام

لم توضع في الاعتبار

٥-٦ الإزالة الكلية المحتملة للفسفور

$\Delta P_{SYS,POT} = \Delta P_{XI} + \Delta P_{XE} + \Delta P_{OHO} + \Delta P_{PAO}$

$= ٢,٢٨ + ١,١٧ + ١,٢٥ + ١٢,٠٥$

$\Delta P_{SYS,POT}$ ١٦,٧٦ gP/m^3

٥-٧ إزالة الكلية الفعلية للفسفور

$T_{P,i}$ ١٧,٠ gP/m^3

$\Delta P_{SYS,ACT} = \min(\Delta P_{SYS,POT}; T_{p,i})$

$= \min(١٦,٧٦; ١٧,٠)$

$\Delta P_{SYS,ACT}$ ١٦,٨ gP/m^3

٥-٨ الفسفور الجزيئي في النفايات السائلة

من أجل الحساب بعد إجراء الخطوة رقم ٦,٥ حيث يتم حساب محتوى الفسفور في المواد الصلبة العالقة الكلية TSS

$X_{P,e} = TSS_e \bullet f_{P,TSS}$

$= ٥ \bullet ٠,١٢$

$X_{P,e}$ ٠,٦ gP/m^3

٥-٩ إجمالي الفسفور في المياه الخارجة

$T_{p,e} = X_{P,e} + \Delta P_{SYS,ACT} - T_{p,I}$

$= ٠,٦ + ١٦,٨ - ١٧,٠$

$T_{p,e}$ ٠,٩ gP/m^3

٦. المواد الصلبة العالقة المتطايرة VSS والمواد العالقة الصلبة الكلية TSS

٦-١ المواد الصلبة العالقة المتطايرة VSS والجزء النشط

$MX_{bio} = MX_{OHO} + MX_{PAO}$

$= ٩٥١٧ + ١٢٥٠٠$

MX_{bio} ٢٢٠١٧ kgVSS

$MX_{VSS} = MX_I + MX_{E_OHO} + MX_{E_PAO} + MX_{OHO} + MX_{PAO}$

$= ٩٥١٧ + ١٢٥٠٠ + ١٦٠٣ + ١٠١٠٩ +$

٢٢٨٠٤

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

MX_{VSS}	٥٦٥٣٣	kgVSS	
$f_{bio,VSS}$	MXVSS / Mxbio =		
	٥٦٥٣٣ /٢٢٠١٧ =		
$f_{bio,VSS}$	%٣٩		
٦-٢ المواد الصلبة العالقة الثابتة FSS			
MX_{FSS}	$SRT \bullet F_{X,FSS,I} + MX_{PAO} \bullet f_{FSS,PAO} + MX_{OHO} \bullet f_{FSS,OHO}$ =		
	٢٠ • ٧٣٥ +٩٥١٧ • ١,٣ + ١٢٥٠٠ • ٠,١٥ =		
MX_{FSS}	٢٨٩٤٧	kgFSS	
٦-٣ المواد الصلبة العالقة الكلية TSS			
MX_{TSS}	$MX_{FSS} + MX_{VSS}$ =		
	٢٨٩٤٧ +٥٦٥٣٣ =		
MX_{TSS}	٨٥٤٧٩	kgTSS	
٦-٤ f_{VT}			
f_{VT}	MX_{TSS} / MX_{VSS} =		
	٨٥٤٧٩ / ٥٦٥٣٣ =		
f_{VT}	٠,٦٦	gVSS/gTSS	
٦-٥ محتوى الفسفور في المواد الصلبة العالقة الكلية TSS			
$f_{P,TSS}$	$f_{VT} / (MX_I \bullet f_{P,XI} + (MX_{E,PAO} + MX_{E,OHO}) \bullet f_{P,XE} + MX_{OHO} \bullet f_{P,OHO}))$ =		
	$MX_{TSS} / (MX_{FSS} \bullet f_{P,FSS,I} + f_{VT,PAO} / (MX_{PAO} \bullet f_{P,PAO})$ +		
	٨٥٤٧٩ / ٢٨٩٤٧) • ٠,٠٢ + ٠,٤٦ / (٩٥١٧ • ٠,٣٨) + ٠,٦٦ / (٢٢٥٠٤ • ٠,٠٣ + ١٦٠٣) + ١٠١٠٩ • ٠,٠٣ + ١٢٥٠٠ • ٠,٠٣)) =		
$f_{P,TSS}$	٠,١٢٤	gP/gTSS	
٧. حجم العملية (معتمدًا على المواد الصلبة العالقة الكلية TSS؛ والذي قد يكون معتمدًا على المواد الصلبة العالقة المتطايرة VSS)			
لاحظ أن معدل تدفق المياه الداخلة يحتاج إلى أن يكون ملائمًا			
$X_{TSS,OX}$	٤٠٠٠	$gTSS / m^3$	
V_P	$X_{TSS,OX} / MX_{TSS}$ =		
	٤٠٠٠ /٨٥٤٧٩ =		
V_P	٢١٣٧٠	m^3	
يعتمد حجم المنطقة اللاهوائية (منقسمًا إلى قسمين) على نسبة الكتلة اللاهوائية			
$V_{p,AN}$	$f_{AN} V_p$ =		
	٢١٣٧٠ • ٠,١٠ =		
$V_{p,AN}$	٢١٣٧	m^3	

ينبغي أن يتم تقدير نسب الكتلة منقوصة الأكسجين والهوائية، ومن ثم حجم هذه المناطق، وفقًا للطريقة الواردة في الفصل الخامس حول إزالة النيتروجين ووفقًا لما طرحه ((Ramphao et al. (2005 حيث تم إعطاء المعادلات التي تربط نسب الحجم بنسب الكتل وفقًا لنسب إعادة التدوير، وذلك من أجل أنواع مختلفة من مواصفات المفاعل، بما في ذلك مواصفات جوهانسبيرج JHB. وبتقدير نسبة الكتلة الكلية منقوصة الأكسجين والهوائية والتي تبلغ ٠,٤٥ لكل واحدة، فقد يبلغ حجم كل منطقة نحو: AN1: ١٠٦٠، AN2: ١٠٦٠، AX: ٧٠٠٠، OX: ١٠٥٠٠، AX-RAS: ١٧٥٠، ويبلغ الحجم الكلي ٢١٣٧٠ m^3. ولاحظ أن هذا التقارب الأولي لم يضع في الاعتبار أن تركيز الحمأة في منطقة RAS منقوصة الأكسجين يكون ٢,٣ ضعف تركيز مناطق التيار الرئيس ((r/(r +١)) والتي تُنتج نحو ثلث الكتلة منقوصة الأكسجين الموجودة في منطقة RAS منقوصة الأكسجين بالإضافة إلى متطلبات أقل لحجم العملية الكلي.

٨. متطلبات النيتروجين			
FN_{synth}	$SRT / MX_{VSS} \bullet f_{N,VSS}$ =		

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

= ٠,١٠ • ٥٦٥٣٣ / ٢٠

FN_{synth}	٢٨٣	kgN/d
$TKN_{i,synth}$	= Q_i / FN_{synth}	
	= ٢٨٣ / ١٥	
$TKN_{i,synth}$	١٨,٨	gN/m^3

٩. طلب الأكسجين (O.D.)

طلب الأكسجين .O.D بواسطة الكائنات المراكمة للفسفور PAOs: من أجل عملية التخليق والتنفس الذاتي

$FO_{2,PAO}$	= $FO_{2,PAO,endo}$ + $FO_{2,PAO,synth}$	
$FO_{2,PAO,synth}$	= (Y_{PAO} • f_{CV} − ١) • $FS_{S,PAO}$	
	= (٠,٤٥ • ١,٤٨ − ١) • ١٧٧٠	
$FO_{2,PAO,synth}$	٥٩١	
$FO_{2,PAO,endo}$	= (SRT • $Y_{PAO,obs}$ • $b_{PAO,T}$ • ($f_{XE,PAO}$ − ١) • f_{CV} • $FS_{S,PAO}$	
	= ٢٠ • ٠,٢٦٨ • ٠,٠٣٣٧ • (٠,٢٥ − ١) • ١,٤٨ • ١٧٧٠	
$FO_{2,PAO,endo}$	٣٥٥,٩	
$FO_{2,PAO}$	٩٤٧	kgO_2/d

طلب الأكسجين .O.D بواسطة الكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHOs: من أجل عملية التخليق والتنفس الذاتي

$FO_{2,OHO}$	= $FO_{2,OHO,endo}$ + $FO_{2,OHO,synth}$	
FO_{2},OHO,synth	= (Y_{OHO} • f_{CV} − ١) • $FCOD_{b_OHO}$	
	= (٠,٤٥ • ١,٤٨ − ١) • ٧٠٠٥	
$FO_{2,OHO,synth}$	٢٨٤٠	
$FO_{2,OHO,endo}$	= SRT • $Y_{OHO,obs}$ • $b_{OHO,T}$ • ($f_{XE,OHO}$ − ١) • f_{CV} • $FCOD_{b,OHO}$	
	= ٢٠ • ٠,٠٨٩٢ • ٠,٢٠٢ • (٠,٢٠ − ١) • ١,٤٨ • ٧٠٠٥	
$FO_{2,OHO,endo}$	٢٩٩٢	
$FO_{2,OHO}$	٥٣٣٢	kgO_2/d

طلب الأكسجين الكلي .O.D (الغني بالكربون)

$FO_{2,C}$	= $FO_{2,OHO}$ + $FO_{2,PAO}$	
	= ٥٣٣٢ + ٩٤٧	
$FO_{2,C}$	٦٢٧٩	kgO_2/d

أو بشكل مبسط:

$FO_{2,C}$	= (MX_{OHO} • $b_{OHO,T}$ + MX_{PAO} • $b_{PAO,T}$) • ($fX_{E,OHO}$ − ١) • f_{CV} + $FCOD_{b,I}$ • (Y_{OHO} • f_{CV} − ١)	
	= (١ − ١,٤٨ • ٠,٤٥) • *(٠,٢٠ − ١) • ١,٤٨ + ٩٧٧٥ • ٠,٠٣٣٧) • (١٢٥٠٠٠ • ٠,٢٠٢ + ٩٥١٧٠*	
$FO_{2,C}$	٦٣٠٣	kgO_2/d

التحقق من التوازن الكتلي لطلب الأكسجين الكيميائي COD

المادة الداخلة				
$FCOD_i$	١١٢٥٠	kgCOD/d	%١٠٠	الداخل
الإنتاجية/المادة المُنتجة				
طلب الأكسجين O_2 من أجل عملية التخليق والتنفس الذاتي				
FOc	٦٢٧٩	kgCOD/d	%٥٥,٨	
المواد الخاملة المُذابة الخارجة مع المياه الخارجة				

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

$FS_{I,i}$		٧٨٨	kgCOD/d	%٧,٠	
الحمأة	gVSS	gCOD/d			
	(٠,٠٧٤٠ • gVSS = ٢٠ / ١,٤٨ • gVSS = SRT / f_{CV} • gVSS=)				
MX_{PAO}	٩٥١٧	٧٠٤	kgCOD/d	%٦,٣	
MX_{OHO}	١٢٥٠٠	٩٢٥	kgCOD/d	%٨,٢	
MX_{bio}	٢٢٠١٧	١٦٢٩		%١٤,٥	
$MX_{E,PAO}$	١٦٠٣	١١٩	kgCOD/d	%١,١	
$MX_{E,OHO}$	١٠١٠٩	٧٤٨	kgCOD/d	%٦,٦	
MX_{I}	٢٢٨٠٤	١٦٨٨	kgCOD/d	%١٥,٠	
$MX_{endo+inert}$	٣٤٥١٦	٢٥٥٤		%٢٢,٧	
MX_{TOT}	٥٦٥٣٣	٤١٨٣	kgCOD/d	%٣٧,٢	
	المجموع	١١٢٥٠	kgCOD/d	%١٠٠	الخارج
	Delta (الخارج – الداخل): ٠		kgCOD/d	%٠	

ويُشير التوازن الكتلي لطلب الأكسجين الكيميائي COD الذي يبلغ ١٠٠% إلى أنه يتم تمثيل طلب الأكسجين الكيميائي COD في المياه الداخلة بأكمله في القيم المحسوبة لطلب الأكسجين وإنتاج الحمأة. فمن خلال التوازن الكتلي لطلب الأكسجين الكيميائي COD، ومن أجل ظروف النموذج التصميمي، يكون مصير طلب الأكسجين الكيميائي COD في المياه الداخلة كالآتي: أكسدة ٥٦% بواسطة الأكسجين، وهروب ٧% في المياه الخارجة في شكل مواد خاملة مُذابة، وتحول ٣٧% إلى حمأة منشطة. وتتألف الحمأة من ٣٩% (١٦٢٩/ ٤١٨٣) كتلة حيوية النشطة و٦١% (٢٥٥٤/ ٤١٨٣) من المواد الجزيئية غير النشطة حيث يكون ٤٠% منها (١٦٨٨/ ٤١٨٣) مواد خاملة في المياه الداخلة و٢١% منها ((١١٩+ ٧٤٨)/ ٤١٨٣) بقايا ذاتية على أساس طلب الأكسجين الكيميائي COD. تم تقديم ملخص حول نتائج تصميم نظام تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR في الجدول رقم ٧–٧.

جدول رقم ٧–٧ ملخص حول نتائج تصميم نظام تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR (مواصفات جوهانسبيرج)

الوصف	المقياس	الوحدات	القيمة
١. المياه الداخلة والمفاعل الحيوي			
نوع مياه الصرف الصحي	الخام/ المُترسبة		الخام
درجة الحرارة	T	ºC	١٤
معدل تدفق المياه الداخلة	Q_i	Ml/d	١٥
طلب الأكسجين الكلي الكيميائي COD في المياه الداخلة	COD_i	$gCOD/m^3$	٧٥٠
طلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل بسهولة RBCOD في المياه الداخلة	$S_{S,i}$	$gCOD/m^3$	١٤٦
طلب الأكسجين الكيميائي COD القابل للتحلل في المياه الداخلة	$COD_{b,i}$	$gCOD/m^3$	٥٨٥
إجمالي الفسفور في المياه الداخلة	T_{Pi}	gP/m^3	١٧
زمن مكث الحمأة	SRT	D	٢٠
معدل إعادة تدوير الحمأة	s	$m^3.d /m^3.d$	٠,٧٥
معدل إعادة التدوير الهوائية	a	$m^3.d /m^3.d$	١,٥
تركيز النترات في إعادة تدوير الحمأة	$S_{NO3,s}$	gN/m^3	٠,٥
٢. جزء من $S_{S,I}$ للكائنات المراكمة الفسفور PAOs ومن $COD_{b,I}$ للكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHOs			
تركيز طلب الأكسجين الكيميائي القابل للتخمر في المفاعل اللاهوائي الأخير	$S_{F,ANn}$	$gCOD/m^3$	١٤,٣
تدفق الـ$S_{S,I}$ للكائنات المراكمة للفسفور PAOs	$FS_{S,PAO}$	kgCOD/d	١٧٧٠
تدفق $COD_{b,I}$ للكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHOs	$FCOD_{b,OHO}$	kgCOD/d	٧٠٠٠

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

٣. معادلات نظام الكتلة الحيوية (VSS)			
كتلة الكائنات المراكمة للفسفور PAOs	MX_{PAO}	kgVSS	٩٥٢٠
كتلة البقايا الذاتية من الكائنات المراكمة للفسفور PAOs	$MX_{E,PAO}$	kgVSS	١٦٠٠
كتلة الكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHOs	MX_{OHO}	kgVSS	١٢٥٠٠
كتلة البقايا الذاتية من الكائنت الحية العادية غيرية التغذية OHOs	$MX_{E,OHO}$	kgVSS	١٠١١٠
كتلة المواد العضوية الخاملة من المياه الداخلة	MX_I	kgVSS	٢٢٨٠٠
٤. إزالة الفسفور			
انبعاث PO_4	S_{PO4_rel}	gP/m^3	٥٩,٠
إزالة الفسفور بواسطة الكائنات المراكمة للفسفور PAOs	ΔP_{PAO}	gP/m^3	١٢,١
إزالة الفسفور بواسطة الكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHOs	ΔP_{OHO}	gP/m^3	١,٣
إزالة الفسفور بواسطة البقايا الذاتية	ΔP_{XE}	gP/m^3	١,٢
إزالة الفسفور بواسطة X_I	ΔP_{XI}	gP/m^3	٢,٣
إزالة الفسفور المُحتملة بواسطة النظام	$\Delta P_{SYS,POT}$	gP/m^3	١٦,٨
إزالة الفسفور الفعلية بواسطة النظام	$\Delta P_{SYS,ACT}$	gP/m^3	١٦,٨
الفسفور الجزيئي في المياه الخارجة (من TSS_e)	$X_{P,e}$	gP/m^3	٠,٦
إجمالي الفسفور في المياه الداخلة	T_{Pi}	gP/m^3	١٧,٠
إجمالي الفسفور في المياه الخارجة	T_{Pe}	gP/m^3	٠,٩
٥. المواد العالق الصلبة المتطايرة والكلية (VSS وTSS) في النظام			
كتلة الكتلة الحيوية النشطة	MX_{bio}	kgAVSS	٢٢٠٠٠
كتلة المواد الصلبة العالقة المتطايرة VSS	MX_{VSS}	kgVSS	٥٦٥٠٠
نسبة المواد الصلبة العالقة المتطايرة النشطة إلى المواد الصلبة العالقة المتطايرة AVSS/ VSS	$f_{bio,VSS}$	gAVSS/gVSS	٠
كتلة المواد الصلبة العالقة الثابتة SS	MX_{FSS}	kgFSS	٢٨٩٠٠
كتلة المواد الصلبة العالقة الكلية TSS	MX_{TSS}	kgTSS	٨٥٥٠٠
نسبة المواد الصلبة العالقة المتطايرة إلى المواد الصلبة العالقة الكلية VSS/ TSS	f_{VT}	gVSS/gTSS	٠,٦٦
نسبة الفسفور في المواد الصلبة العالقة الكلية TSS	$f_{P,TSS}$	gP/gTSS	٠,١٢
٦. إجمالي حجم المفاعل الحيوي			
حجم المفاعل الحيوي	V_P	m^3	٢١٤٠٠
٧. متطلبات النيتروجين			
متطلبات النيتروجين من أجل عملية التخليق	$TKN_{i,synth}$	kgN/d	١٨,٨
٨. طلب الأكسجين			
تدفق طلب الأكسجين O_2 بواسطة الكائنات المراكمة للفسفور PAOs	$FO_{2,PAO}$	kgO_2/d	٩٤٧
تدفق طلب الأكسجين O_2 بواسطة الكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHOs	$FO_{2,OHO}$	kgO_2/d	٥٣٣٠
تدفق طلب الأكسجين الغني بالكربون	$FO_{2,C}$	kgO_2/d	٦٢٨٠
طلب الأكسجين الكيميائي COD الخارج/ طلب الأكسجين الكيميائي COD الداخل	التوازن الكتلي لطلب الأكسجين الكيميائي COD	gCOD/gCOD	%١٠٠,٠

يُقاس معدل التدفق بـ m^3/d وتدفقات الكتلة بـ g/d

ومن أجل الحصول على معدل التدفق، يمكن قراءة تدفقات الكتلة التي تبلغ ١٠٠٠ أو ما يزيد عن ذلك في kg/d

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

٧-٨ تأثير عملية تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR على النظام

٧-٨-١ التأثير على المواد الصلبة العالقة المتطايرة الكلية وطلب الأكسجين

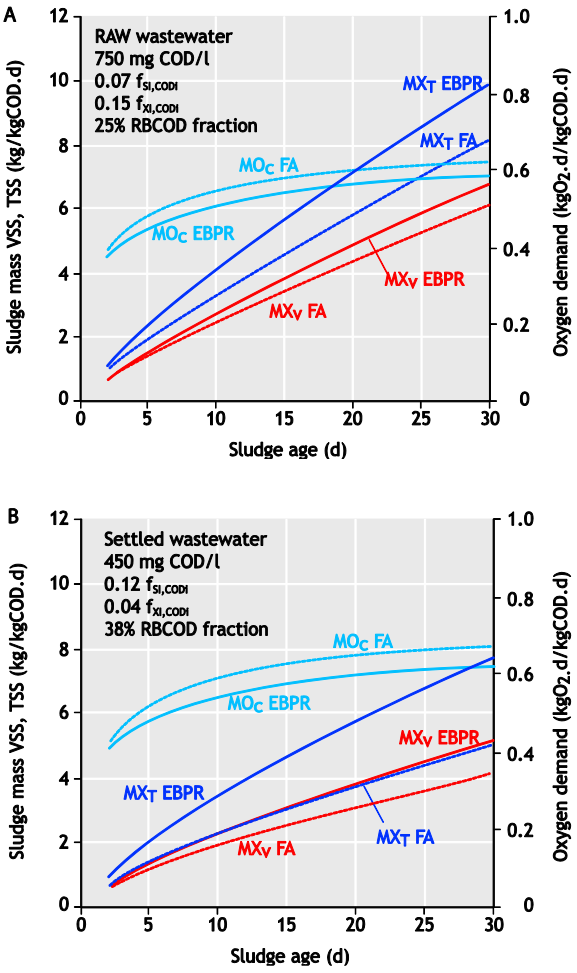
إن نموذج أنظمة عملية تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR المُقدمة أعلاه تمكن من حساب المواد الصلبة العالقة المتطايرة (VSS) والمواد الصلبة العالقة الكلية (TSS) للسائل المُختلط (المعادلة رقم 7.23 و 7.24، على التوالي) وطلب الأكسجين الغني بالكربون. وتم عرض مقارنة لحجم المواد الصلبة العالقة المتطايرة VSS والمواد الصلبة العالقة الكلية TSS المُنتجة وطلب الأكسجين الغني بالكربون مع عملية تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا أو دونها على كجم من حمل طلب الأكسجين الكيميائي COD على المفاعل الحيوي مقابل عمر الحمأة في شكل رقم ٧-٢٣ و٧-٢٤ لمياه الصرف الصحي الخام والمُترسبة، على التوالي، وفقًا للخصائص المُبينة.

كانت هذه الخصائص هي نظام تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR ذات مفاعلَين متواليَين لاهوائيَين إلى جانب إجمالي نسبة الكتلة اللاهوائي (f_{AN}) البالغة ١٥% ودون وجود نترات مُعاد تدويرها إلى المفاعل اللاهوائية الذي يعمل عند ٢٠ درجة مئوية. فيبدو من هذه المقارنة أن إضافة عملية تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR إلى نظام الحمأة النشطة يزيد من المواد الصلبة العالقة المتطايرة VSS بشكل بسيط فحسب، بحوالي ٥ إلى ١٢ % و١٥ – ٢٥% لمياه الصرف الصحي الخام والمترسبة، على التوالي (معتمدةً على عمر الحمأة). وتكون هذه الزيادة نتيجة معدل فقد/ موت الكتلة الذاتية الأكثر انخفاضًا للكائنات المراكمة للفسفور PAOs (٠,٠٤ d^{-1} عند ٢٠ درجة مئوية) مقارنة بالكائنات الحية العادية غير ذاتية التغذية OHOs (٠,٢٤ d^{-1} عند ٢٠ درجة مئوية). ورغم ذلك، تزيد المواد الصلبة العالقة الكلية TSS فعليًا، من حوالي ٢٠ إلى ٢٥% و٤٥ إلى ٥٥% لمياه الصرف الصحي الخام والمترسبة، على التوالي (معتمدةً على عمر الحمأة). ويكون إنتاج المواد الصلبة العالقة الكلية TSS الأكثر ارتفاعًا هذه نتيجة للكميات الضخمة من البولي فوسفات غير العضوي المُخزن والكاتيونات غير العضوية المترابطة اللازمة لاستقرار سلاسل البولي فوسفات – Mg^{2+} و K^+ أساسًا (Fukase *et al.*, 1982; Arvin *et al.*, 1985; Comeau *et al.*, 1986; Wentzel *et al.*, 1989a; Ekama and Wentzel, 2004). ويتسبب المحتوى غير العضوي المرتفع من الكتلة الحيوية للكائنات المراكمة للفسفور PAOs في انخفاض المواد الصلبة العالقة المتطايرة إلى المواد الصلبة العالقة الكلية VSS/TSS عن تلك الخاصة بالكائنات الحية العادية غير ذاتية التغذية OHOs بشكل كبير، ويبلغ هذا المحتوى ٠,٤٦ mgVSS/mgTSS مقارنة بما يبلغه من ٠,٧٥ إلى ٠,٨٥ mgVSS/mgTSS. ومن ثم، فكلما زادت نسبة الكائنات المراكمة للفسفور PAO للسائل المختلط، كلما زادت عملية تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا، وكلما انخفضت نسبة المواد الصلبة العالقة المتطايرة إلى المواد الصلبة العالقة الكلية VSS/TSS للسائل المختلط.

إن الزيادة في المواد الصلبة العالقة الكلية TSS إلى جانب عملية تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR تحتاج إلى أن توضع في عين الاعتبار في تصميم حجم المفاعل الحيوي (المعادلة رقم 7.27) وإنتاج الحمأة اليومي. وإضافة إلى ذلك، فنظرًا لاستمداد الكاتيونات غير العضوية المثبتة للبولي فوسفات من مياه صرف المياه الداخلة، يجب أن تكون هناك تراكيز كافية لهذه الكاتيونات في المياه الداخلة؛ وإلا ستتأثر عملية تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR سلبًا (Wentzel *et al.*, 1988; Lindrea *et al.*, 1994). وعلاوة على ذلك، فنتيجة لزيادة حجم المواد الصلبة العالقة المتطايرة VSS المُنتجة لكجم واحد من حمل طلب الأكسجين الكيميائي COD نتيجة عملية تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR أو دونها، ينخفض طلب الأكسجين نتيجة عملية تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR من حوالي ٥-٦% و٨-٩% لمياه الصرف الصحي الخام والمترسبة، على التوالي (معتمدًا على عمر الحمأة، شكل رقم ٧-٢٤).

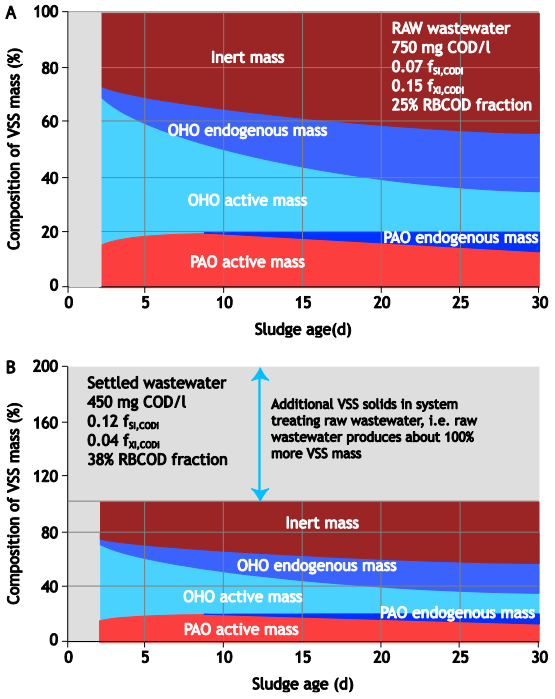
© 2008 Mark C. Wentzel. Biological Wastewater Treatment: Principles Modelling and Design. Edited by M. Henze, M.C.M. van Loosdrecht, G.A. Ekama and D. Brdjanovic. ISBN: 9781843391883. Published by IWA Publishing, London, UK.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



شكل رقم ٧-٢٣ و٧-٢٤ الأحجام المتقاربة للمواد الصلبة المتطايرة (MXV) والمواد الصلبة الكلية (MXT) وطلب الأكسجين الغني بالكربون اليومي (MOC) لكجم واحد من حمل طلب الأكسجين الكيميائي COD على مفاعل بيولوجي في أنظمة الحمأة النشطة الهوائية بالكامل (FA) لتعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا (A، شكل رقم ٧-٢٣) المعالجة لمياه الصرف الصحي الخام (B، شكل رقم ٧-٢٤) والمترسبة.

ورغم وجود اختلاف ضئيل في إنتاج المواد الصلبة العالقة المتطايرة VSS بين النظام المستخدم لعملية تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR أو غير المستخدم لها non-EBPR، فإن نسب الحمأة المكونة لكلا النظامين تختلف بشكل ملحوظ. ويمكن شرح ذلك بسهولة عن طريق مقارنة النسبة المئوية لتركيب حجم المواد الصلبة العالقة المتطايرة VSS المُنتجة في الأنظمة التي تقدم عملية إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR مع تلك غير المُستخدمة له: وذلك من أجل شرح، نسبة تركيب حجم المواد الصلبة العالقة المتطايرة VSS المُبينة في شكل رقم ٧-٢٥ للأنظمة عند ٢٠ درجة مئوية غير المُستخدمة لعملية تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR والمُستخدمة له على التوالي والتي تعالج مياه الصرف الصحي بواسطة الخصائص المبينة. كما يجب ملاحظة أن نظام عملية تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR لديه كتلة نشطة من الكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHO أصغر من تلك الموجودة في النظام غير المستخدم لهذه العملية non-EBPR، إلا أن النظام المستخدم لعملية تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR لديه تركيز ملحوظ من الكتلة النشطة البيولوجية للكائنات المراكمة للفسفور PAOs.



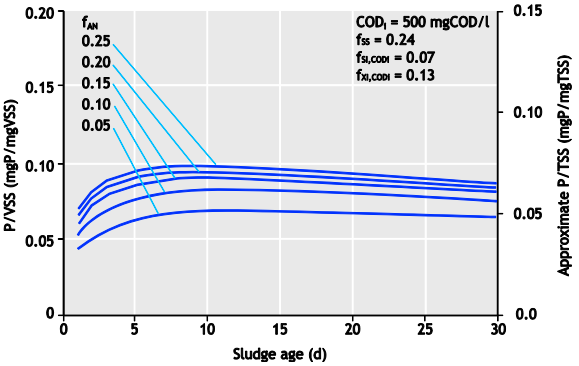
شكل رقم ٧-٢٥ النسبة المئوية لتركيب كتلة المواد الصلبة العالقة المتطايرة VSS لأنظمة تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR المعالجة (A) لمياه الصرف الصحي الخام (B) والمترسبة

٧-٨-٢ نسبة الفسفور إلى المواد الصلبة العالقة المتطايرة P/VSS

إن المقياس الذي عادة ما كان يُستخدم لتقييم أداء عملية تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR لنظام الحمأة النشطة هو نسبة الفسفور إلى المواد الصلبة العالقة المتطايرة P/VSS (أو الفسفور إلى المواد الصلبة العالقة الكلية P/TSS) للسائل المُختلط. ففي شكل رقم ٧-٢٦، تم تقديم نسب الفسفور إلى المواد الصلبة العالقة المتطايرة P/VSS التي تم حسابها لنظام ذات مفاعلَين متواليَين لاهوائيَين

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

وخصائص مياه الصرف الصحي كما هو مُبين مقابل عمر الحمأة. كما تم افتراض تدفق النترات البالغ صفرًا إلى المفاعل اللاهوائي.



شكل رقم ٧-٢٦ نسب الفسفور المتوقع إلى المواد الصلبة العالقة المتطايرة (P/VSS) والكلية (P/TSS) مقابل عمر الحمأة للسائل المختلط في نظام تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا مع العديد من نسب الكتلة اللاهوائية (f_{AN}) المعالجة لمياه الصرف الصحي بواسطة الخصائص المُبينة

من خلال شكل رقم ٧-٢٦، كلما يزيد عمر حمأة النظام، كلما ترتفع نسبة الفسفور إلى المواد الصلبة العالقة المتطايرة P/VSS إلى ما يقرب من ١٠ أيام. ويتسبب المزيد من الزيادة في عمر الحمأة إلى انخفاض نسبة الفسفور إلى المواد الصلبة العالقة المتطايرة P/VSS. إن الزيادة الأولية في نسبة الفسفور إلى المواد الصلبة العالقة المتطايرة P/VSS إلى جانب عمر الحمأة قد تُنسب إلى زيادة الكتلة النشطة للكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHO إضافة إلى عمر الحماة. وهذا يُنتج طلب أكسجين كيميائي COD قابل للتخمر زائد لكفائة تحويل الأحماض الدهنية المتطايرة VFAs في المفاعل اللاهوائي ومن ثم كتلة نشطة زائدة من الكائنات المراكمة للفسفور PAO (مع محتوى الفسفور المترابط البالغ ٠,٣٨ mgP/mgVSS). وقد يُنسب النقص في نسبة الفسفور إلى المواد الصلبة العالقة المتطايرة P/VSS إلى تأثير عملية التنفس الذاتية على الكائنات المراكمة للفسفور PAOs.

ومن جهة أخرى، يبدو أن نسبة P/VSS تكون نتيجة لاختيار مقاييس التصميم الرئيسة ألا وهي عمر الحمأة ونسبة الكتلة اللاهوائية. كما أن نسبة P/VSS هي أحد وظائف خصائص مياه الصرف الصحي (مثل نسبة طلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل بسهولة RBCOD). ونتيجة لذلك، قد يحتل مقياس نسبة P/VSS وظيفة في التصميم فقط إذا تم إنشاء علاقة تجريبية مسبقة بين النسبة ومقاييس التصميم لمياه الصرف الصحي التي سوف يتم معالجتها. ولا يمكن استخدامها كمقياس تصميم أساسي بشكل موثوق به.

٧-٩ العوامل المؤثرة على حجم إزالة الفسفور

٧-٩-١ صرف صفر نترات وأكسجين إلى المفاعل اللاهوائي

في هذه الفقرة، تم التحقق من قبول صرف النترات والأكسجين البالغ صفرًا إلى المفاعل اللاهوائي، وتأثير المقاييس الموجهة للتصميم الرئيس على حجم إزالة الفسفور بواسطة اسخدام نموذج الحالة الثابتة للزراعة المختلطة. وهذه المقاييس هي كالآتي:

- عمر الحمأة (زمن مكث الحمأة SRT).
- نسبة كتلة الحمأة اللاهوائية (f_{AN}).
- طلب الأكسجين الكلي الكيميائي COD في المياه الداخلة (COD_i).
- عدد المفاعل اللاهوائية (n).
- مياه الصرف الخام والمترسبة.

٧-٩-١-١ عمر الحمأة ونسبة الكتلة اللاهوائية

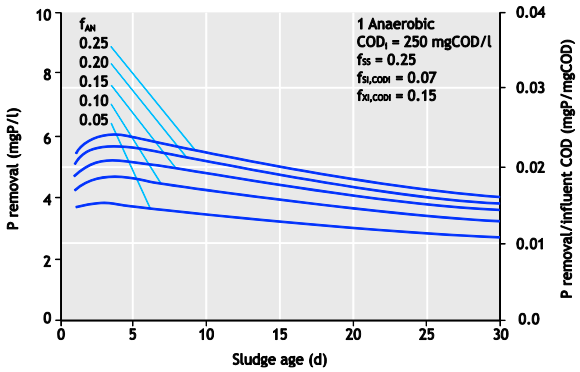
نظرًا لاستخدام خصائص مياه الصرف الصحي البلدية غير المترسبة المعتادة إضافة إلى طلب الأكسجين الكلي الكيميائي COD في المياه الداخلة البالغة ٢٥٠ mgCOD/l، ونظرًا لافتراض عدم دخول نترات إلى المفاعل اللاهوائي ولنسبة إعادة التدوير إلى المفاعل اللاهوائي التي تبلغ ١:١ أيضًا، فإن إزالة الفسفور مقابل عمر الحمأة تكون مُبينة في شكل رقم ٧-٢٧ للمفاعل اللاهوائي الوحيد إضافة إلى f_{AN} البالغة ٠,٠٥؛ ٠,١٠؛ ٠,١٥؛ ٠,٢٠ و٠,٢٥. وعلى نفس البقاع، فإن نسبة إزالة الفسفور إلى COD_i (P removal/COD_i) مبينة أيضًا. وتشير هذه البقاع إلى الآتي:

إن تأثير زمن مكث الحمأة SRT على إزالة الفسفور معقدًا. وفيما يتعلق بزمن مكث الحمأة الذي يقل عن ٣ أيام، تزيد إزالة الفسفور مع زيادة زمن مكث الحمأة SRT. بينما فيما يتعلق بزمن مكث الحمأة الذي يزيد عن ٣ أيام، تنخفض إزالة الفسفور مع زيادة زمن مكث الحمأة SRT. والسبب وراء ذلك هو أن الزيادة في زمن مكث الحمأة SRT تتسبب في زيادة كتلة الكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHO للنظام، والتي في المقابل تتسبب في زيادة تحويل طلب الأكسجين الكيميائي COD القابل للتخمر، ومن ثم زيادة انبعاث

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

الفسفور وامتصاصه. بينما يتسبب زمن مكث الحمأة SRT الزائد في انخفاض امتصاص الفسفور نتيجة الكتلة النشطة الأكثر انخفاضًا للكائنات المراكمة للفسفور PAO (ومحتوى الفسفور المترابط الخاص بها) التي تُهدر يوميًا. كما أنه عند زمن مكث الحمأة الذي يقل عن ٣ أيام، يسيطر التأثير السابق على إزالة الفسفور، أما عند زمن مكث الحمأة SRT الذي يزيد عن ٣ أيام، التأثير الآخر يسيطر، ويؤدي إلى ارتفاع شكل المنحنى البياني. بينما يتأثر التأثير الآخر، ألا وهو انخفاض كل من الكتل النشطة للكائنات المراكمة للفسفور PAO وللكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHO مع زيادة زمن مكث الحمأة SRT، بمعدل فقد الكتلة الذاتية المُحدد للكائنات المراكمة للفسفور PAOs بشكل حاسم – أما إذا تساوى معدل فقد الكتلة الذاتية للكائنات المراكمة للفسفور PAOs (d^{-1} ٠,٠٤) مع ذلك الخاص بالكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHOs (d^{-1} ٠,٢٤)، لن يتم الحصول على عملية تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR بشكل فعلي.

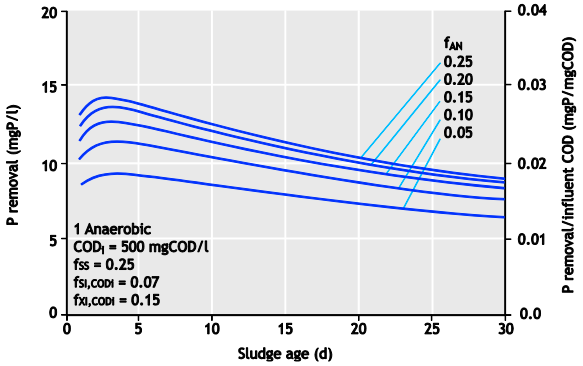
- إن تأثير f_{AN} على إزالة الفسفور تكون مُبينة في شكل رقم ٧–٢٧ أيضًا. وفيما يتعلق بزمن مكث الحمأة SRT، تؤدي زيادة f_{AN} إلى ارتفاع زيادة إزالة الفسفور، وهذا نتيجة لزيادة تحويل طلب الأكسجين الكيميائي COD القابل للتخمر مع نسب كتل لاهوائية أكبر. ومع ذلك، فإن تحسين إزالة الفسفور تتقلص مع كل خطوة إضافية في f_{AN}، نتيجة لطبيعة حركيات التحويل ذات المرتبة الأولى. فمن خلال البقعة، وبوجود المفاعل اللاهوائي، فعلي الفرد اختيار f_{AN} تزيد عن ٠,١٥ كزيادة متواضعة في إزالة الفسفور نظرًا لأن f_{AN} التي تزيد عن ٠,٢٠ لا تبدو مضمونة.



شكل رقم ٧–٢٧ إزالة الفسفور المتوقعة مقابل عمر الحمأة للعديد من نسب الكتلة اللاهوائية (f_{AN}) لنظام المفاعل المنفرد اللاهوائي المعالج لمياه الصرف الصحي غير المترسبة مع طلب الأكسجين الكيميائي COD الكلي البالغ ٢٥٠ mgCOD/l، بواسطة الخصائص المُبينة.

٧–٩–١–٢ طلب الأكسجين الكيميائي COD في المياه الداخلة

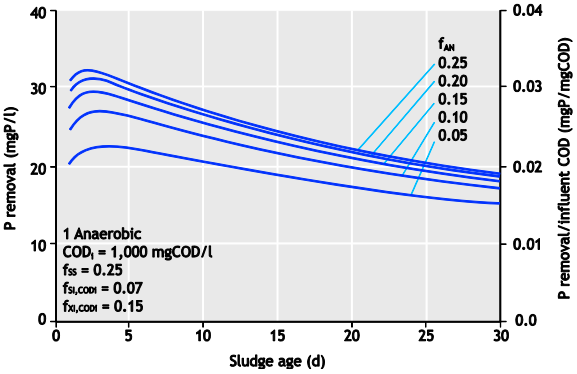
ففي شكل رقم ٧–٢٨ و٧–٢٩ تشابهت البقاع مع شكل رقم ٧–٢٧، فيما عدا أن COD_i يبلغ ٥٠٠ mgCOD/l (شكل رقم ٧–٢٨) و١٠٠٠ mgCOD/l (شكل رقم ٧–٢٩).



شكل رقم ٧–٢٨ إزالة الفسفور المتوقعة مقابل عمر الحمأة للعديد من نسب الكتلة اللاهوائية (f_{AN})، ولنظام المفاعل المنفرد اللاهوائي المعالج لمياه الصرف الصحي المترسبة مع طلب الأكسجين الكلي الكيميائي COD البالغ ٥٠٠ mgCOD/l، بواسطة الخصائص المُبينة

وبغرض المساعدة في القيام بمقارنة بين طلب الأكسجين الكيميائي المختلف في المياه الداخلة، يرد المحور الأيمن كنسبة إزالة الفسفور إلى COD_i (P removal/COD_i). ومن خلال مقارنة شكل رقم ٧–٢٧، ٧–٢٨، و٧–٢٩، يبدو أنه كلما زاد COD_i، تزداد كفائة إزالة الفسفور (أي P removal/COD_i). وذلك نتيجة المقدار الزائد لتركيز طلب الأكسجين الكيميائي COD القابل للتخمر (ثبات نسبة طلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل عند f_{SS} = ٠,٢٥)، والتحويل مع COD_i الزائد كنتيجة لارتفاع الكتلة الحيوية للكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHOs.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



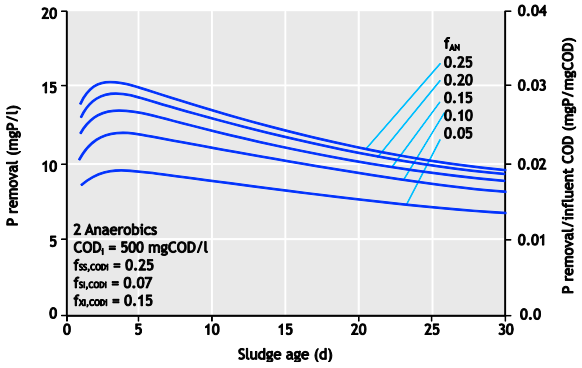
شكل رقم ٧-٢٩ إزالة الفسفور المتوقعة مقابل عمر الحمأة للعديد من الكتلة اللاهوائية (fAN)، لنظام المفاعل المنفرد اللاهوائي المعالج لمياه الصرف الصحي المترسبة مع طلب الأكسجين الكلي الكيميائي البالغ ١٠٠٠ mgCOD/l، بواسطة الخصائص المُبينة

٧-٩-١-٣ تقسيم نسبة الكتلة اللاهوائية (fAN)

إن تأثير تقسيم المفاعل اللاهوائي تكون مُبينة في شكل رقم ٧-٣٠. وتتشابه البقعة مع شكل رقم ٧-٢٨، ولكن إلى جانب تقسيم المنطقة اللاهوائية إلى مفاعلَين متساويين. وبمقارنة سلوك إزالة الفسفور في شكل رقم ٧-٢٨ و٧-٣٠، تقوم العملية المتوالية للمنطقة اللاهوائية بتحسين إزالة الفسفور بشكل ملحوظ. ويكون هذا التحسين نتيجة لتحويل طلب الأكسجين COD القابل للتخمر مع عملية المفاعل المتوالي اللاهوائي كنتيجة لطبيعة حركيات التحويل ذات المرتبة الأولى. وتشير مقارنة (غير مبينة) بين مفاعل منفرد لاهوائي ومفاعلَين متواليَين لاهوائيَين، وأربعة مفاعلات متوالية لاهوائية إلى أن التحسين الرئيس يكون من مفاعل منفرد إلى مفاعلَين متواليَين. وفيما يتعلق بالتصميم، ينبغي استخدام مفاعلَين متواليَين لاهوائيَين متساويَي الحجم على الأقل.

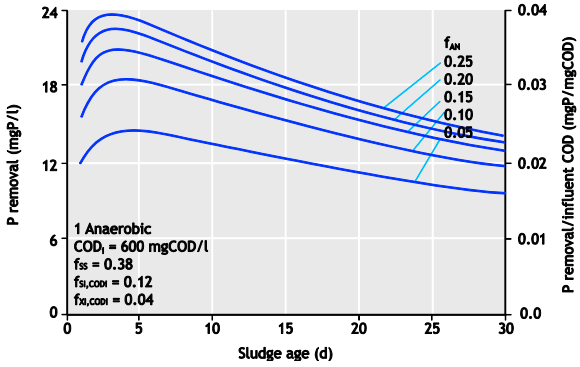
٧-٩-١-٤ المياه الداخلة المترسبة وغير المترسبة

تم شرح تأثير ترسيب مياه الصرف الصحي على إزالة الفسفور في شكل ٧-٣١ حيث يتبين وضع إزالة الفسفور مقابل عمر الحمأة للعديد من نسب الكتل اللاهوائية f_{AN}، لمياه الصرف الصحي لـCOD_i الأصلي البالغ ١٠٠٠ mgCOD/l وتعرضها للترسيب الابتدائي بهدف إعطاء مياه صرف صحي مترسبة ذات قوة تبلغ ٦٠٠ mgCOD/l. ومن خلال مقارنة إزالة الفسفور لمياه الصرف الصحي الأصلية غير المترسبة (شكل رقم ٧-٢٩) بتلك الخاصة بمياه الصرف الصحي المترسبة (شكل رقم ٧-٣١)، تبين انخفاض عملية الترسيب لإزالة الفسفور بواسطة النظام. وهذا الإنخفاض نتيجة لنقص حجم طلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل COD الداخل إلى نظام الحمأة النشطة التي تتسبب في انخفاض طلب الأكسجين الكيميائي COD القابل للتخمر الذي تم تحويله وانخفاض حجم الكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHO المُنتجة. ومن ناحية أخرى، تكون إزالة الفسفور على طلب الأكسجين الكيميائي COD في المياه الداخلة الداخل إلى المفاعل البيولوجي أعلى بالنسبة لمياه الصرف الصحي المترسبة عن غير المترسبة. وهذا واضح من شكل رقم ٧-٢٩ و٧-٣١، من خلال مقارنة نسبة إزالة الفسفور إلى الـ COD_i (P removal/COD_i) على المحاور اليُمنى. وكان ذلك نتيجة لارتفاع نسبة $S_{S,i}/COD_i$ بالنسبة لمياه الصرف الصحي المترسبة (f_{SS} = ٠,٣٨) عن غير المترسبة (f_{SS} = ٠,٢٥)، كما ينبغي ملاحظة افتراض عدم إزالة أي تركيز لطلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل بسهولة S_{Si} في عملية الترسيب. ورغم عدم انضباط صحة ذلك، فيبدو وصول إزالة تركيز طلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل بسهولة في المياه الداخلة S_{Si} في عملية الترسيب إلى أدنى حد.



شكل رقم ٧-٣٠ إزالة الفسفور المتوقع مقابل عمر الحمأة للعديد من نسب الكتلة اللاهوائية (f_{AN})، لنظام مفاعلَين متواليَين لاهوائيَين المعالج لمياه الصرف الصحي المترسبة مع طلب الأكسجين الكيميائي COD الكلي البالغ ٥٠٠ mgCOD/l، بواسطة الخصائص المُبينة (c.f. شكل رقم ٧-٢٨ لنظام المفاعل المنفرد)

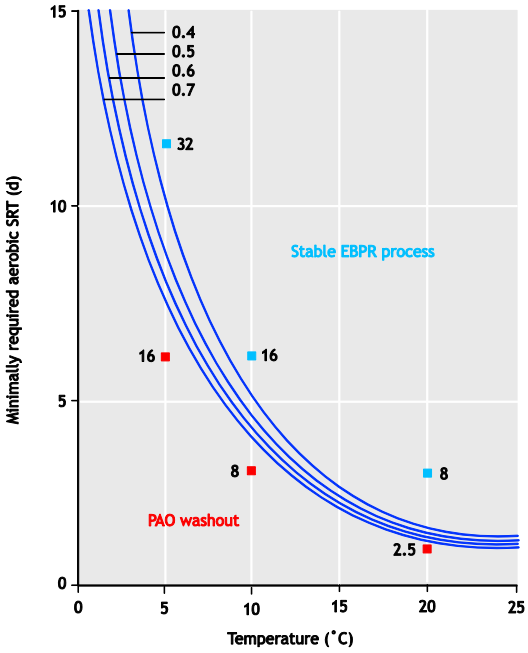
Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



شكل رقم ٧-٣١ إزالة الفسفور المتوقعة مقابل عمر الحمأة للعديد من نسب الكتلة اللاهوائية (f_{AN})، لنظام المفاعل المنفرد اللاهوائي المعالج لمياه الصرف الصحي المترسبة مع طلب الأكسجين الكيميائي COD الكلي البالغ ٦٠٠ mgCOD/l، بواسطة الخصائص المذكورة (c.f. شكل رقم ٧-٢٩ لمياه الصرف الصحي الأصلية غير المترسبة)

٧-٩-١-٥ أدنى حد مطلوب لزمن مكث الحمأة SRT بهدف الحصول على عملية تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR جيدة

في نظام عملية تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR، يُعد سلوك أحواض التخزين الثلاثة في الخلايا (البولي هيدروكسي ألكانوات، البولي فوسفات، والجليكوجين) ديناميكيًا بشكل كبير ويتم تحديده بواسطة تحويلها أثناء المرحلة اللاهوائية والهوائية (أو منقوصة الأكسجين). ويعتمد محتوى البولي هيدروكسي ألكانوات على تركيز الكتلة الحيوية في المفاعل. وقد تتم السيطرة على تركيز الكتلة الحيوية بواسطة معالجة معدل تحميل الركيزة وزمن مكث الحمأة SRT. بينما يعتمد انتاج البولي هيدروكسي ألكانوات الهوائي على تحميل الركيزة إلى النظام، كما يعتمد استهلاك البولي هيدروكسي ألكانوات الهوائي على مستوى البولي هيدروكسي ألكانوات داخل الكتلة الحيوية وعلى حركيات عمليات الاستفادة من البولي هيدروكسي ألكانوات الأربع. يجب أن يتم استهلاك البولي هيدروكسي ألكانوات المكونة في ظل الظروف اللاهوائية أثناء المرحلة الهوائية. وبخلاف ذلك، سوف يزيد مستوى البولي هيدروكسي ألكانوات في الخلايا حتى يتم التوصل إلى أقصى مستوى. ومن هذه اللحظة فصاعدًا، لن يوجد امتصاص لأي ركيزة في ظل الظروف اللاهوائية قد تؤدي إلى تدهور عملية تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR.



شكل رقم ٧-٣٢ أدنى حد مطلوب لزمن مكث الحمأة SRT الهوائي كوظيفة لأقصى قدرة تخزين بولي هيدروكسي ألكانوات للكتلة الحيوية للزراعة المخصبة (٠,٤ – ٠,٧ gCOD–PHA/gCOD الكتلة الحيوية النشطة) ودرجة الحرارة. وتشير الرموز إلى زمن مكث الحمأة SRT الهوائي للعديد من أنظمة مفاعل التتابع الدفعي ذات النطاق المختبر (Smolders *et al.*, 1994c, Brdjanovic *et al.*, 1998b). كما يُشير عدد الدوائر إلى إجمالي زمن مكث الحمأة SRT للأنظمة. وتتحقق عملية تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR بشكل جيد عند أزمان مكث الحمأة SRTs المشار إليها باللون الأزرق، بينما تفشل هذه العملية عند أزمان مكث الحمأة SRTs المُشار إليها باللون الأحمر أثناء زمن مكث حمأة SRT قصير جدًا.

ففي أنظمة الحمأة النشطة المُصممة من أجل المادة العضوية والنيتروجين، يرتبط زمن مكث الحمأة SRT بمعدل نمو الكائنات الدقيقة بشكل مباشر؛ حيث يستجيب أدنى زمن مكث حمأة SRT مطلوب لأقصى معدل نمو ($SRT_{min} = 1/\mu_{max}$). بينما في أنظمة تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR التي تلعب مواد التخزين فيها دورًا هامًا في عملية الأيض البكتيرية، نجد أن تحديد SRT_{min} الكلي (المعروف بمجموع أدنى زمن مكث حمأة SRT لاهوائي وهوائي مطلوب: $SRT_{min}^{TOTAL} = SRT_{min}^{AN} + SRT_{min}^{AER}$) يعتمد على معدلات العملية الحركية وعلى عدد من ظروف العملية، والزمن المطلوب لتحويل طلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل بسهولة RBCOD اللاهوائي إلى بولي هيدروكسي ألكانوات، والزمن المطلوب لاستهلاك البولي هيدروكسي ألكانوات في ظل الظروف

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

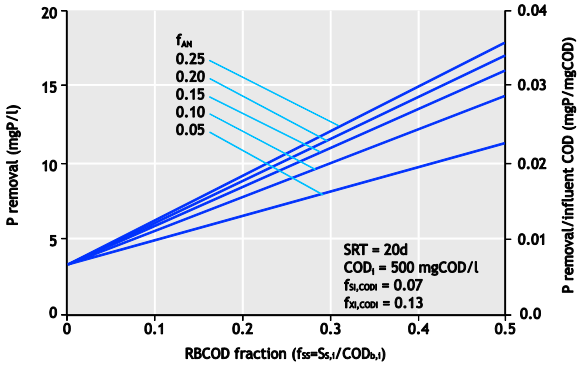
الهوائية أو منقوصة الأكسجين، ومعدل تحميل ركيزة مُحدد للكتلة الحيوية، ودرجة الحرارة، وعملية النظام، وأقصى محتوى بولي هيدروكسي ألكانوات للخلية. ونظرًا لوجود عملية النمو في ظل الظروف الهوائية فحسب، توضع عملية تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR (وبالتالي SRT_{min}^{AER} فحسب) الهوائية فحسب في الاعتبار هنا. وبوضوح يتواجد أدنى زمن أكسدة هوائي والذي من خلاله لا يمكن حدوث المزيد من أكسدة البولي هيدروكسي ألكانوات المُنتجة بطريقة لاهوائية. تم تطوير نموذج التنبؤ بأدنى حد مطلوب لزمن مكث حمأة SRT هوائي كأحد وظائف مقاييس العملية وتمت مقارنته بالبيانات التجريبية التي استُخدمت لتقييم مختلف الأهداف العملية لعملية تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR في نظام مفاعل التتابع الدفعي SBR (Brdjanovic *et al.*, 1998b). كما أثبت النموذج قدرته على وصفها بصورة مرضية (شكل رقم ٧-٣٢).

٧-٩-٢ تأثير نسبة طلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل بسهولة RBCOD في المياه الداخلة

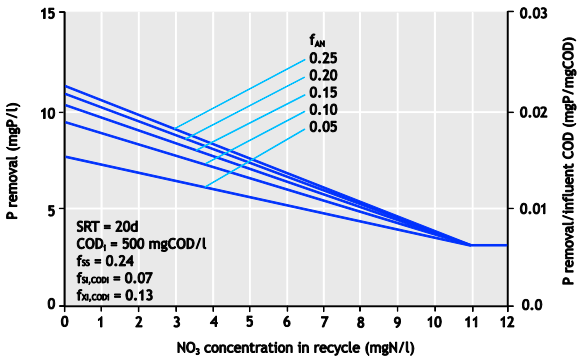
على افتراض أن النترات الخارجة إلى المفاعل اللاهوائي تبلغ قيمتها صفرًا، سيتم شرح تأثير نسبة طلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل بسهولة RBCOD في المياه الداخلة مع مراعاة طلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل COD ($COD_{b,i}$ / $S_{S,I}$ = f_{SS}) في شكل رقم ٧-٣٣ حيث يتم القيام بإزالات الفسفور نظريًا مقابل f_{SS} من خلال نظام ذات المفاعلَين المتواليَين، وزمن مكث حمأة يبلغ ٢٠ يوم، وخصائص f_{AN} ومياه الصرف الصحي كما تم توضيحها. وفيما يتعلق بـf_{AN} المُختار، يبدو أنه كلما زادت نسبة طلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل RBCOD (f_{SS})، كلما زادت إزالة الفسفور أيضًا. وفي التصميم، تكون أحد خيارات تحسين إزالة الفسفور مكملة لطلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل بسهولة RBCOD في المياه الداخلة، وذلك بواسطة تخمر حمض الحمأة الابتدائية (Pitman *et al.* 1983; Barnard 1984; Osborn *et al.* 1989).

٧-٩-٣ تأثير إعادة تدوير النترات والأكسجين إلى المفاعل اللاهوائي

تم شرح تأثير النترات المُعاد تدويره إلى المفاعل اللاهوائي في شكل رقم ٧-٣٤ حيث يتم القيام بإزالات الفسفور نظريًا مقابل تركيز النترات المُعاد تدويره في وجود نظام مفاعلَين متواليَين لاهوائيَين، ونسبة إعادة تدوير تبلغ ١:١، وزمن مكث حمأة SRT يبلغ ٢٠ يوم، وf_{AN} وخصائص مياه الصرف الصحي كما هو مُوضح. ويبدو أن لإعادة تدوير النترات تأثيرًا ضارًا وملحوظًا على حجم إزالة الفسفور (بالتوافق مع العديد من الملاحظات التجريبية). فكلما يزيد تركيز النترات المُعاد تدويره إلى المفاعل اللاهوائي، تنخفض إزالة الفسفور، وذلك على النحو المُبين أدناه.



شكل رقم ٧-٣٣ إزالة الفسفور المتوقعة مقابل طلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل بسهولة COD (RBCOD، SS,i) كجزء من طلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل (CODb,I / SS,I = fSS) (CODb,i) للعديد من نسب الكتلة اللاهوائية (f_{AN}) لنظام مفاعلَين متواليَين لاهوائيَين وعند زمن مكث حمأة يبلغ ٢٠ يوم، مع معالجة ٥٠٠ mgCOD/l من مياه الصرف الصحي غير المترسبة، وفقًا للخصائص المُبينة



شكل رقم ٧-٣٤ إزالة الفسفور المتوقعة مقابل تركيز النترات الذي يُعاد تدويره إلى المفاعل اللاهوائي (إعادة تدوير ١:١) للعديد من نسب الكتل اللاهوائية (f_{AN})، ولنظام المفاعلَين المتواليَين اللاهوائيَين، وعند زمن مكث حمأة يبلغ ٢٠ يوم، ومعالجة ٥٠٠ mgCOD/l من مياه الصرف الصحي غير المترسبة، وفقًا للخصائص المُبينة.

إذا تمت إعادة تدوير الأكسجين أو النترات أو كلاهما إلى المفاعل اللاهوائي، فلم تعد الكائنات الحية العادية غير ذاتية التغذية

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

(OHOs) قادرة على تحويل طلب الأكسجين الكيميائي القابل للتخمر **COD** إلى أحماض دهنية متطايرة **VFAs** إلا إنها تكون قادرة على الاستفادة منها بهدف الحصول على الطاقة والنمو اللذان يقومان باستخدام الأكسجين أو النترات كمُتلقي ألكترون خارجي. ولكل mgO_2 و $mgNO_3$-N يُعاد تدويره إلى المفاعل اللاهوائي، يتم استخدام ٣,٠ و ٨,٦ mgCOD على التوالي. وبناءًا على ذلك، فإن السماح بدخول الأكسجين أو النترات أو كلاهما إلى المفاعل اللاهوائي يقلل حجم الأحماض الدهنية المتطايرة **VFAs** المتاحة للكائنات المراكمة للفسفور PAOs من أجل التخزين، وبالتالي تحد من أنبعاث الفسفور، وامتصاصه وإزالته.

فمن خلال شكل رقم ٧-٣٤، عندما يزيد تركيز النترات في إعادة التدوير عن ١١ mgN/l تقريبًا، تبقى إزالة الفسفور ثابتة عند ٣ mgP/l تقريبًا؛ وفي هذه الحالة تتم إزالة نيترة طلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل بسهولة **RBCOD** بأكمله في المياه الداخلة لهذا النوع من مياه الصرف الصحي بواسطة الكائنات الحية العادية غير ذاتية التغذية **OHOs** إضافة إلى عدم انبعاث أي أحماض دهنية متطايرة **VFAs** كنتيجة لذلك، وعدم وجود طلب أكسجين كيميائي **COD** للكائنات المراكمة للفسفور **PAOs** وعدم القيام بعملية إزالة الفسفور بيولوجيًا **EBPR** – وتكون إزالة الفسفور التي تم الحصول عليها نتيجة لإهدار الحمأة إضافة إلى المحتوى "المُعتاد" لفسفور عملية الأيض (٠,٠٣ mgP/mgVSS). فإذا زاد تركيز طلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل بسهولة **RBCOD** في المياه الداخلة أو انخفض، فسوف تزيد النترات المُعاد تدويرها والتي استهلكت طلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل بسهولة **RBCOD** بالكامل أو ينخفض في المقابل عن ١١ mgN/l (شريطة عدم تغيير نسبة إعادة التدوير).

ومما سبق، فقد تبين أن أحد الاتجاهات الرئيسة في أي تصميم لعملية تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا **EBPR** هي الحد من وجود الأكسجين وإعادة تدوير النترات إلى المفاعل اللاهوائي. ففي الحالات التي تكون فيها عملية النيترة إلزامية، تم تطوير عدد من تكوينات النظام المختلفة لمنع ذلك خاصة عن طريق دمج عملية إزالة النيترة بشكل كامل، أو تمرير إعادة تدوير الحمأة المعاد تدويرها خلال المناطق منقوصة الأكسجين قبل التدفق إلى المفاعل اللاهوائي.

٧-٩-٤ تأثير درجة الحرارة على عملية تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR

وبتطبيق النماذج الرياضية على العمليات البيولوجية، يُصبح دور معاملات درجة الحرارة أكثر أهمية. كما أن النماذج الرياضية التي تشتمل على وجود عملية تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR في أنظمة الحمأة النشطة، مثل نموذج الحمأة النشطة رقم ٢ (ASM2) (Henze *et al.*, 1994)، ونموذج الحمأة النشطة لجامعة كيب تاون (UCTPHO; Wentzel *et al.*, 1992) ونموذج أيض عملية تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR (TUDP model; Smolders *et al.*, 1994) تعتمد على معاملات عناصر النشاط الكيميائي الحيوي ومعاملات حركية صالحة في نطاق درجة حرارة ضيق أو قيمة واحدة لدرجة الحرارة. ففي نموذج ASM2، تم تعريف معاملات العملية عند درجتي حرارة (١٠ و ٢٠ درجة مئوية). ففي هذا النموذج تكون معاملات عناصر النشاط الكيميائي الحيوي مستقلة عن درجة الحرارة، بينما تتأثر المعاملات الحركية بتغييرات درجة الحرارة. تنقسم العمليات في نموذج ASM2 إلى أربع فئات معتمدة على تبعية درجة الحرارة (تبعية تبلغ صفر، ومنخفضة، ومتوسطة، ومرتفعة). وتم تحديد القيم المتطابقة عند درجة حرارة تبلغ ١٠ و ٢٠ درجة مئوية للعديد من المعاملات. كما تم تبرير ذلك عن طريق ندرة البيانات المتاحة أو عن طريق انخفاض حساسية المعاملات الخاصة للاختلافات في درجة الحرارة. وفي هذا التصنيف، يُعتبر لدى عملية تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR درجة منخفضة من تبعية درجة الحرارة مقارنة بالعمليات الأخرى المُدمجة في نموذج ASM2. ويُنصح باستخدام نموذج ASM2 بشكل عام من أجل التطبيق على معالجة مياه الصرف الصحي عن طريق الحمأة النشطة عند درجات حرارة ما بين ١٠ و ٢٥ درجة مئوية، ويكون واضعي نظام ASM2 حذرين من تطبيقه خارج هذا النطاق. وبالمثل، يكون لدى نموذج UCTPHO معاملات العملية التي تعتمد على درجة حرارة تبلغ ٢٠ درجة مئوية. وفيما يتعلق بدرجات الحرارة التشغيلية الأخرى، يتم حساب تعديل القيم من درجة الحرارة المدخلة وثوابت درجة حرارة أرهينيس. ففي نموذج الأيض، يتم تحديد جميع المعاملات عند ٢٠ درجة مئوية، غير أنه لا توجد معلومات متاحة حول تبعية درجة الحرارة. ويُقترح أن تأثير درجة الحرارة على الكائنات المراكمة للفسفور PAOs قد يتم تشكيلها مع نفس معاملات الكائنات الحية العادية غير ذاتية التغذية. ورغم ذلك، فمن خلال الاختلافات الكبيرة في عملية الأيض وإشراك منتجات عملية التخزين، يُعد ذلك خطأ. حيث إن

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

محطات معالجة مياه الصرف الصحي البلدية، بما في ذلك تلك التي تعمل مع عملية تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR، يمكنها أن تواجه درجات حرارة منخفضة للسائل المختلط تصل إلى ٥ درجة مئوية، أو مرتفعة وتصل إلى ٣٥ درجة مئوية، كما أن هناك حاجة ملحة لإجراء دراسة منهجية حول تأثير درجة الحرارة على أنظمة تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR والتي ينبغي وضعها لمتطلبات النماذج الرياضية الخاصة وتطبيقاها في مختلف الظروف المناخية في عين الاعتبار.

كان يُعتقد منذ بضع سنين ماضية أن بكتيريا الأسينتوباكتر هي الكائنات الدقيقة الأكثر مسؤولية عن عملية تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR، ونتيجة لذلك، فإن معظم الأبحاث العلمية التي أُجريت حول تأثير درجة الحرارة متعلقة بهذا النوع من البكتيريا بشكل خاص. غير أنه تبين بعد ذلك أن بكتيريا الأسينتوباكتر تلعب دورًا محدودًا في عملية تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR (Wagner *et al.*, 1994)، وعندئذٍ فتُعتبر المعلومات المتعلقة بعملية أيض الفسفور الخاصة بالأسينتوباكتر وحدها قليلة الأهمية.

ومن ناحية أخرى، هناك العديد من الأبحاث التي تتحدث عن تأثير درجة الحرارة على كفاءة عملية تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR (الاختلاف في جودة المياه الداخلة والمياه الخارجة) المستخدمة للحمأة النشطة ولكن بنتائج غير متناسقة. لاحظ (Jones *et al.*, (1987); Yeoman *et al.*, (1988); McClintock *et al.*, (1993) and Converti *et al.*, (1995)) تحسن كفاءة عملية تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR عند درجات حرارة مرتفعة (تتراوح ما بين ٢٠–٣٧ درجة مئوية). وعلى النقيض، أفادت تقارير من جانب (Sell *et al.*, (1981); Kang *et al.*, (1985b); Krichten *et al.*, (1985); Barnard *et al.*, (1985); Vinconneau *et al.*, (1985) and Florentz *et al.*, (1987)) الحصول على كفاءة جيدة لعملية إزالة الفسفور بيولوجيًا أو حتى أفضل نسبيًا عند درجات حرارة أقل انخفاضًا (تتراوح ما بين ٥– ١٥ درجة مئوية). ورغم ذلك، فأثناء دراسة حركيات عمليات تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR، لم تكن مثل هذه التناقضات موجودة. كما أفادت تقارير من (Shapiro *et al.*, (1967), Boughton *et al.*, (1971), Spatzierer *et al.*, (1985), and Mamais and Jenkins, (1992)) بزيادة معدل انبعاث الفسفور أو امتصاصه أو كلاهما مع زيادة درجة الحرارة. وبالإضافة إلى معدلات انبعاث الفسفور وامتصاصه، فقد أفادت تقارير من جانب ((Mamais and Jenkins, (1992) زيادة معدلات النمو واستهلاك الركيزة عند زيادة درجة الحرارة (١٠– ٣٣ درجة مئوية). ويمكن شرح النتائج المختلفة بشأن تأثير درجة الحرارة على عملية تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR مع الحمأة النشطة عن طريق استخدام الركائز المختلفة، والحمأة النشطة، وأساليب القياس.

تؤثر درجة الحرارة على عمليات متعددة في نظم الحمأة النشطة (التحلل، والتخمر، والنيترة، إلخ) وقد تؤثر على عمليات تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR. وهذه التأثيرات تزيد من تعقيد تحديد تأثير درجة الحرارة على عملية تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR. وإضافة إلى ذلك، فإن معظم النتائج المُقدمة في هذه الفقرة السابقة تستند إلى منهج الصندوق الأسود، وتقارن تراكيز فسفور المياه الداخلة والمياه الخارجة في محطات معالجة مياه الصرف الصحي عند درجات حرارة مختلفة لمياه الصرف الصحي. وفي هذا الوقت، لم تكن هناك أية دراسة منظمة بشأن تاثير درجة الحرارة على عناصر النشاط الكيميائي الحيوي والحركيات الخاصة بعمليات تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR في ظل الظروف المُختبرة والمُعرفة. كما فسرت كل هذه العوامل النتائج المتضاربة في الماضي والتي كان يصعب تفسيرها بشكل صحيح.

لم تتم دراسة تأثير درجة الحرارة على عناصر النشاط الكيميائي الحيوي وحركيات عمليات تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR بالتفصيل في الثمانينات حتى أجرى (Brdjanovic *et al.*, (1997, 1998c) دراسة منهجية بشأن آثار تغييرات درجة الحرارة على كلٍ من عناصر النشاط الكيميائي الحيوي والحركيات الهوائية واللاهوائية. ومن جهة أخرى تضمنت هذه الدراسة تجارب بهدف التحقق من آثار تغييرات درجة الحرارة قصيرة المدى (ساعات) على فسيولوجيا نظام تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR، وتغييرات درجة الحرارة طويلة المدى (أسابيع) على بيئة نظام الـ EBPR. وكانت الزراعات المُخصبة للكائنات المراكمة للفسفور PAOs التي تتغذى على مياه الصرف الصحي الصناعية تُستخدم في مفاعل متتابع دفعي لاهوائي –هوائي– راسب (SBR) في ظل ظروف مختبرية مُحكمة وخاضعة للرقابة. و تم تسليط الضوء على النتائج الرئيسة لهذا العمل أدناه.

٧–٩–٤–١ آثار درجة الحرارة على فسيولوجيا عملية تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR

يتم زراعة وتغذية حمأة إزالة الفسفور في مفاعل متتابع دفعي (SBR)، هوائي–لاهوائي، تتم تغذيته على الأسيتات عند ٢٠ درجة

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

مئوية. وتمت دراسة تحويل المركبات المتصلة لإزالة الفسفور بيولوجيًا عند ٥، و١٠، و٢٠، و٣٠ درجة مئوية في اختبارات دفعية منفصلة خلال فترة تبلغ بضع ساعات. ووجد أن العناصر المتفاعلة للعمليات اللاهوائية غير مكترثة على تغييرات درجة الحرارة، بينما تمت ملاحظة بعض الآثار على عناصر النشاط الكيميائي الحيوي اللاهوائية. وعلى النقيض، يكون لدرجة الحرارة تأثير قوي على حركيات العمليات في ظل الظروف الهوائية وكذلك اللاهوائية. وأظهر معدل انبعاث الفسفور اللاهوائي (أو امتصاص الأسيتات) أقصى حد عند ٢٠ درجة مئوية. ورغم ذلك، لوحظ وجود زيادة مستمرة في الفترات الفاصلة من ٥ إلى ٣٠ درجة مئوية لمعدلات التحويل في ظل الظروف الهوائية. وبناءًا على هذه التجارب، تم حساب معاملات درجة الحرارة للتفاعلات المختلفة. ووجد أن معاملات درجة الحرارة الهوائية واللاهوائية الكلية θ تبلغ ١,٠٧٨ و١,٠٥٧ (صالحة في النطاقات ٥ درجة مئوية $\geq T \geq$ ٢٠ درجة مئوية و٥ درجة مئوية $\geq T \geq$ ٣٠ درجة مئوية)، على التوالي.

٧-٩-٤-٢ العمليات والدراسات البيئية الجزيئية

وفيما بعد تمت دراسة تحويل الحالة الثابتة للمركبات ذات الصلة الخاصة بعملية تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR عند ٢٠، و٣٠، و٢٠، و١٠، و٥ درجة مئوية. ومن خلال الدمج في دراسة العملية، تم تطبيق نموذجين (الميكروسكوب الإلكتروني: EM، المسخ بالرحل الكهربائي الهلامي الجاف: DDGGE) من أجل التحقق من تكوين المجتمع البكتيري للحمأة المُزيلة للفسفور بيولوجيًا التي تتطور عند درجات الحرارة المختلفة المذكورة (لم يكن نموذج الفلورة في مسابر التهجين التألقي في الموضع FISH متاحًا أثناء هذه الدراسة). إن معامل درجة الحرارة لتحويلات الأيض التي تم الحصول عليها من خلال اختبارات درجة الحرارة طويلة الأمد تشبه معامل درجة الحرارة التي تمت ملاحظتها في الاختبارات قصيرة الأمد (ساعات) (θ = ١,٠٨٥ وθ = ١,٠٧٨، على التوالي). ويكون لدرجة الحرارة تأثير معتدل على معدل عملية امتصاص الفسفور الهوائي (θ = ١,٠٣١) أثناء الاختبارات طويلة الأمد. ورغم ذلك، تمت ملاحظة تأثير قوي لدرجة الحرارة على عمليات الأيض الأخرى التابعة للمرحلة الهوائية، مثل استهلاك البولي هيدروكسي ألكانوات (θ = ١,١٦٣)، وامتصاص الأكسجين (θ = ١,٠٩٠) والنمو (θ < ١,١١٠). كما تم الحصول على معامل درجة حرارة مختلفة للمرحلة الهوائية من خلال الاختبارات طويلة وقصيرة الأمد، وربما يرجع ذلك إلى التغيير الطارئ في تركيبة هذا النوع من الكائنات. وكان هذا التغيير واضحًا من خلال الدراسات البيئية الجزيئية. كما أن معامل درجة الحرارة المختلفة التي وجدت من أجل امتصاص الفسفور بالمقارنة مع عمليات الأيض الأخرى للمرحلة الهوائية تؤكد على خطورة الإتيان بالاستنتاجات من خلال المقاييس التي يمكن ملاحظتها بسهولة (مثل الفوسفات) فحسب، في العمليات المعقدة مثل عملية تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR. ويمكن لهذا الرأي أن يؤدي إلى التقليل من تبعية درجة حرارة عمليات الأيض الأخرى للمرحلة الهوائية لعملية تعزيز إزالة الفسفوور بيولوجيًا EBPR بسهولة.

قام (Meijer (2004)) بدمج معاملات درجة الحرارة التي تم الحصول عليها من خلال دراسات (Brdjanovic *et al.* (1997, 1998c)) في نموذج TUDP. وتم تطبيق مثل هذا النموذج ذات النطاق الواسع بنجاح بهدف توسيع محطة معالجة مياه الصرف الصحي البلدية في سورات، الهند (عند درجة حرارة حمأة منشطة تبلغ ٢٨ درجة مئوية؛ (Brdjanovic *et al.*, 2007)) ومعالجة النفايات السائلة الصناعية (عند درجة حرارة حمأة منشطة تبلغ ٣٤ درجة مئوية؛ (Pinzon *et al.*, 2007)). وفي دراساتهم الحديثة حول تنافس الكائنات المراكمة للفسفور PAOs والكائنات المراكمة للجليكوجين GAOs، كرر (Lopez-Vazquez *et al.*, (2008b,c)) التجارب الأصلية للعالم (Brdjanovic *et al.*, (1997, 1998c)) كما قام بتوسيع نموذج TUDP بواسطة معاملات درجتي حرارة إضافيتين، ألا وهما ١٥ و٣٥ درجة مئوية. وبشكل عام، أكدت هذه الدراسة على نتائج (Brdjanovic *et al.*, (1997, 1998c)) بشأن درجات الحرارة المتراوحة ما بين ٥ إلى ٣٠ درجة مئوية.

٧-١٠ عملية إزالة النيترة في أنظمة تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا المستخدمة للنترتة وإزالة النيترة NDEBPR

٧-١٠-١ خلفية

يستوجب تشريع بعض البلدان لتراكيز أمونيا النفايات السائلة المسموح بها دمج عملية النيترة في نظام الحمأة النشطة لعملية تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR. ففي نموذج تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR الثابت ذات الزراعة المختلطة، هناك حاجة إلى معرفة النترات المُعاد تدويرها إلى المفاعل اللاهوائي إضافة إلى وضع التأثير

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

السلبي للنترات المُعاد تدويرها إلى المفاعل اللاهوائي على عملية إزالة الفسفور. وحقيقة، فإن إحدى الاتجاهات الرئيسة في أي طريقة تصميم لإزالة الفسفور هي منع إعادة تدوير النترات. ويمكن تحقيق ذلك عن طريق منع حدوث عملية النيترة في المواصفات البسيطة مثل "Phoredox " أو الأنظمة الهوائية أو منقوصة الأكسجين، إلا أن هذا الخيار غير متاح في بعض البلدان. وبالتالي، فيُعد القياس الموثوق والدقيق لعملية إزالة النيترة في أنظمة تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا المستخدمة للنترتة وإزالة النيترة ضروريًا من أجل تصميم إزالة الفسفور، بالإضافة إلى تصميم إزالة النيتروجين. وكانت إحدى المناهج المُستخدمة لقياس عملية إزالة النيترة في أنظمة تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا المستخدمة للنترتة وإزالة النيترة NDEBPR هي تقدير عملية إزالة النيترة المستخدمة لنظرية الأنظمة المُستخدمة للنترتة وإزالة النيترة (ND)، على النحو المبين في الفصل الخامس (WRC 1984). كما أشارت البيانات التجريبية إلى أنه يبدو تنبؤ هذا المنهج بعملية إزالة النيترة الملحوظة بشكل وثيق جدًا (Nicholls, 1982). ومع ذلك، فمن خلال آليات عملية تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR وتطوير النظرية الحركية لتعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR، أصبح التناقض في هذا المنهج واضحًا: حيث بيد أنه تم استخدام طلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل بسهولة RBCOD مرتَين؛ في المفاعل اللاهوائي نظرًا لتحوله إلى أحماض دهنية متطايرة VFAs يتم عزلها وتخزينها في شكل بولي هيدروكسي ألكانوات بواسطة الكائنات المراكمة للفسفور PAOs، وفي المفاعل الابتدائي منقوص الأكسجين من أجل الحصول على عملية إزالة النيترة. وقد يكون هذا الوضع ممكنًا في حالة قيام الكائنات المراكمة للفسفور PAOs بإزالة النيترة بشكل ملحوظ عن طريق استخدام أغلب الأحماض الدهنية المتطايرة VFAs المخزنة داخليًا في شكل بولي هيدروكسي ألكانوات في مفاعل المنبع اللاهوائي كمتلقي إلكترون في مفاعل المصب منقوص الأكسجين، مما يوحي بأنه ينبغي أن تتم عملية امتصاص الفسفور الرئيسة في المفاعل الابتدائي منقوص الأكسجين، لا المفاعل الهوائي. ورغم أنه لم تتم ملاحظة هذا السلوك في بعض أنظمة تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا المستخدمة للنترتة وإزالة النيترة NDEBPR ذات النطاق المخبري الأخيرة وأعمال الزراعة المُعززة التي تُجرى في جامعة كيب تاون، إلا أن ذلك ظهر بوضوح من جانب (Vlekke *et al.* (1987))، و (Kuba *et al.* (1996))، و (Hu *et al.* (2007)) وتم دمجه في نموذج الحمأة النشطة ASM2d :2d (Henze *et al.*, 1999). وبينما يحتذي نموذج ASM2d باستخدام الكائنات المراكمة للفسفور PAO والبولي هيدروكسي ألكانوات في ظل الظروف منقوصة الأكسجين، فإنه لا يتناول التغييرات الطارئة في سلوك عملية تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR إلى جانب امتصاص الفسفور منقوص الأكسجين في عملية تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR – وتنخفض إزالة الفسفور حتى الثُلث (Ekama and Wentzel, 1999). كما يسمح نموذج ASM2d ببدء امتصاص الفسفور في المفاعل منقوص الأكسجين، إلا أن إزالة الفسفور المتوقعة تكون واحدة وكأن الامتصاص قد حدث في المفاعل الهوائي فحسب. وأخيرًا سعت تعديلات النموذج اللاحقة إلى التصدي لذلك، مثل ((Hu *et al.* (2007)).

٧-١٠-٢ قدرة عملية إزالة النيترة في أنظمة تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا المستخدمة للنترتة وإزالة النيترة NDEBPR

إن قدرة إزالة النيترة هى أقصى كمية نترات يمكن إزالتها عن طريق الوسائل البيولوجية في المفاعل منقوص الأكسجين. ونظرًا لأن الأبحاث التجريبية التي أُجريت في حركيات إزالة النيترة في أنظمة تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا المستخدمة للنترتة وإزالة النيترة NDEBPR أشارت إلى إمكانية تطبيق الصياغة التي تم تطويرها من أجل الأنظمة المستخدمة للنترتة وإزالة النيترة ND، يمكن متابعة تقنيات تطوير المعادلات لقدرات إزالة النيترة في الأنظمة المُستخدمة للنترتة وإزالة النيترة المذكورة في الفصل الخامس من أجل أنظمة تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا المستخدمة للنترتة وإزالة النيترة NDEBPR أيضًا. ولاحظ أنه تمت إضافة رمز التنصيص المفرد (') إلى ثوابت معدل إزالة النيترة الخاصة بهدف الإشارة إلى اختلاف قيمة المقياس بين النظام المُستخدم للنترتة وإزالة النيترة ND (دون رمز التنصيص المفرد) ونظام تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا المُستخدم للنترتة وإزالة النيترة NDEBPR (برمز التنصيص المفرد) (Clayton *et al.*, 1991; Ekama and Wentzel, 1999).

$$dNO_3 / dt = -K'_T \; X_{OHO} \text{ (mg } NO_3\text{-N/l.d)} \qquad (7.32)$$

dNO_3/dt معدل إزالة النيترة (mg NO_3-N/l.d)

K'_T معدل إزالة النيترة الخاص عند درجة حرارة T لنظام تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا المُستخدم للنترتة وإزالة النيترة NDEBPR (mgNO_3-N/mg AVSS.d)

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

٧-١٠-٢-١ قدرة إزالة النيترة في المفاعل الابتدائي منقوص الأكسجين

تتم عملية إزالة النيترة في المفاعل الابتدائي منقوص الأكسجين عن طريق الاستفادة من أي طلب أكسجين كيميائي قابل للتحلل بسهولة RBCOD يتسرب من خلال المفاعل اللاهوائي، وكذلك طلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل ببطء SBCOD. وتم توضيح إجراءات تحديد كمية طلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل بسهولة RBCOD الذي يتسرب من خلال المفاعل اللاهوائي إلى المفاعل الابتدائي منقوص الأكسجين في الفقرة رقم ٧,٦,٣,٣، حيث يكون الرمز $S_{F,Ann}$ هو تركيز طلب الأكسجين الكيميائي القابل للتخمر COD في تدفق المفاعل اللاهوائي، و$S_{F,Ann}$ (١ + معدل إعادة التدوير) هو الكتلة على لتر من تدفق المياه الداخلة. إن هذه الإجراءات تضع في الاعتبار الاستفادة من طلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل بسهولة RBCOD في المفاعل اللاهوائي أثناء التخزين بواسطة الكائنات المراكمة للفسفور PAOs (إما مباشرة أو بعد التحويل) أو أثناء عملية إزالة النيترة / التنفس الهوائي بواسطة الكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHOs. ومن ثم يمكن التعبير عن قدرة إزالة النيترة في المفاعل الابتدائي منقوص الأكسجين (D_{p1}) كالآتي:

$$D_{p1} = S_{F,ANn}(1+r)(1-f_{cv}Y_{OHO})/2.86 + K'_{2T}\ X_{OHO}\ HRT_{np} \quad (\text{mgN/l}_{\text{inf}}) \quad (7.33)$$

حيث يكون:

D_{p1} قدرة إزالة النيترة في المفاعل الابتدائي منقوص الأكسجين ($\text{mgN/l}_{\text{inf}}$)

K'_{2T} معدل إزالة النيترة الخاص في المفاعل الابتدائي منقوص الأكسجين لنظام تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا المُستخدم للنترتة وإزالة النيترة NDEBPR على طلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل ببطء SBCOD عند درجة حرارة T و ~ ٠,٢٣ mgNO_3^- N/mgAVSS.d (Clayton *et al.*, 1991; Ekama and Wentzel, 1999) أي أعلى من تلك الموجودة في الأنظمة المُستخدمة للنترتة وإزالة النيترة ND (K_{2T}) بـ ~ ٢,٥ مرة

HRT_{np} زمن المكث الهيدروليكي الاسمي للعملية (d)

ووفقًا للإجراءات المنصوص عليها في الفصل الخامس، يمكن تعديل المعادلة رقم 7.33 وتبسيطها من أجل إنتاج الآتي:

$$D_{p1} = S_{F,ANn}(1+r)(1-f_{cv}Y_{OHO})/2.86 + \frac{f_{AX1}K'_{2T}(COD_{b,i}-S_{s,PAO})Y_{OHO}\ SRT}{(1+b_{OHO,T}\ SRT)} \quad (7.34a)$$

أو

$$D_{p1} = \alpha + f_{AX1}K'_{2T}\,\beta \quad (7.34b)$$

حيث يكون:

f_{AX1} نسبة كتلة المفاعل الابتدائي منقوص الأكسجين

$$\alpha = S_{F,ANn}(1+r)(1-f_{cv}Y_{OHO})/2.86 \quad (7.35a)$$

$$\beta = \frac{(COD_{b,i}-S_{S,PAO})\,Y_{OHO}\ SRT}{(1+b_{OHO,T}\ SRT)} \quad (7.35b)$$

ففي المعادلة رقم 7.34، يُفترض أن يكون المعدل السريع الأولي لإزالة النيترة (K'_{2T}) على طلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل بسهولة RBCOD والذي يتسرب من خلال المفاعل اللاهوائي [$S_{F,Ann}$ (r+١)] كاملاً دائمًا، أي يكون زمن المكث الفعلي في المفاعل الابتدائي منقوص الأكسجين أطول من الزمن المطلوب للاستفادة من طلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل بسهولة RBCOD. وفيما يتعلق بالأنظمة المستخدمة للنترتة وإزالة النيترة ND، يمكن تطوير المعادلة لتحديد أدنى نسبة كتلة رئيسة منقوصة الأكسجين f_{AX1min} بهدف خفض طلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل بسهولة RBCOD:

$$f_{AX1min} = \frac{S_{F,ANn}(1+r)(1-f_{CV}Y_{OHO})(1+b_{OHO,T}\ SRT)}{(COD_{b,i}-S_{S,PAO})\ 2.86\ K'_{1T}\ Y_{OHO}\ SRT} \quad (7.36a)$$

$$f_{AX1min} = \alpha/(\beta\ K'_{1T}) \quad (7.36b)$$

حيث يكون K'_{1T} هو المعدل الأولي السريع لإزالة النيترة في المفاعل الابتدائي منقوص الأكسجين لنظام تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا المُستخدم للنترتة وإزالة النيترة NDEBPR على طلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل بسهولة RBCOD عند T درجة مئوية، كما يساوي ذلك الكائن في K_{1T} للنظام المُستخدم للنترتة وإزالة النيترة ND.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

وعن طريق استبدال قيم الثوابت بالمعادلة رقم 7.36 وعلى افتراض أنه يتم عزل ٨٠ في المائة من طلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل بسهولة RBCOD في المياه الداخلة عن طريق الكائنات المراكمة للفسفور PAOs في المفاعل اللاهوائي، f_{AX1min} < ٠,٠٢ لزمن مكث الحمأة SRT < ١٠ أيام عند ١٤ درجة مئوية إضافة إلى أن $COD_{b,I}$ = ٨٠٠ mgCOD/l و f_{SS} = ٠,٢٤. وتقل هذه القيمة بـ ٢% من نسبة الكتلة منقوصة الأكسجين عن المفاعلات الابتدائية العملية منقوصة الأكسجين بكثير، حتى تكون المعادلة رقم 7.34 و 7.35 صالحة لجميع الحالات تقريبًا.

ورغم ذلك، فلا تخلو المعادلة رقم 7.34 من المضاعفات. وفيما يتعلق بحساب قدرة إزالة النيترة الرئيسة منقوصة الأكسجين (D_{p1})، تكون هناك حاجة لوجود تركيز طلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل بسهولة RBCOD في التدفق من المفاعل اللاهوائي ($S_{F,ANn}$). أما فيما يتعلق بحساب $S_{F,ANn}$ ، تكون هناك حاجة أيضًا إلى تركيز النترات المعاد تدويره إلى المفاعل اللاهوائي والذي في المقابل يحتاج إلى معرفة D_{p1}. كما سيتم التعامل مع هذا الجانب بمزيد من التفصيل في الفقرة التالية رقم ٧-١٠-٣-٢.

٧-١٠-٢-٢ قدرة إزالة نيترة المفاعل الثانوي منقوص الأكسجين

تم العثور على قدرة إزالة نيترة المفاعل الثانوي منقوص الأكسجين (D_{p3}) باتباع المبادئ المذكورة في الفصل الخامس وتُعطى من خلال الآتي:

$$D_{p3} = \frac{f_{AX3} K'_{3T} (COD_{b,i} - S_{S,PAO}) Y_{OHO} \, SRT}{(1 + b_{OHO,T} \, SRT)} \quad (7.37a)$$

$$D_{p3} = f_{AX3} K'_{3T} \, \beta \quad (7.37b)$$

حيث يكون:

f_{AX3} نسبة كتلة المفاعل الثانوي منقوص الأكسجين

K'_{3T} معدل إزالة النيترة الخاص في المفاعل الثانوي منقوص الأكسجين عند درجة حرارة T و~ ٠,١٠ $mgNO_3^-N/mgAVSS.d$ (Clayton *et al.*, 1991; Ekama and Wentzel, 1999) أي تزيد بـ~ ١,٥ مرة عن تلك الكائنة في الأنظمة المُستخدمة للنترتة وإزالة النيترة ND (K_{3T})

تُطبق المعادلة رقم 7.37 على المفاعلات الثانوية منقوصة الأكسجين التى تقع في كل من خط المعالجة الرئيس وخط الحمأة المعاد تدويرها (مثل نظام JHB). ومع ذلك، فبتطبيق المعادلة رقم 7.37 على المفاعلات الثانوية منقوصة الأكسجين التى تقع في خط الحمأة المعاد تدويرها؛ يجب توخي الحذر في تقييم f_{AX3}، نظرًا لزيادة تركيز السائل المخلوط بواسطة العامل s/(s+١) في مفاعل الحمأة المعاد تدويرها منقوص الأكسجين مقارنة بمفاعل التيار الرئيس. إن معدلات إزالة نيترة K'_{2T} و K'_{3T} الأكثر ارتفاعًا في نظام تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا المستخدم للنترتة وإزالة النيترة NDEBPR التي تمت مقارنتها مع الأنظمة المستخدمة للنترتة وإزالة النيترة ND استدعت وجود حالة قيم η الأكثر ارتفاعًا حول عمليات تحلل/نمو الكائنات الحية غيرية التغذية لطلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل بسهولة SBCOD في ظل الظروف منقوص الأكسجين في نموذج ASM2 و ASM2d .

٧-١٠-٣ مبادئ إجراءات تصميم إزالة النيترة لأنظمة تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا المُستخدمة للنترتة وإزالة النيترة NDEBPR

في أنظمة تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا المُستخدمة للنترتة وإزالة النيترة NDEBPR، تم توجيه التصميم بهدف تحقيق نظام حمأة منفرد من أجل:

١. إزالة طلب الأكسجين الكيميائي COD
٢. إزالة النيتروجين (نيترة/ إزالة نيترة) و
٣. إزالة الفسفور (تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا).

قد ينشأ تعارض بين هذه الأهداف، وخاصة بين إزالة النيتروجين والفسفور، مثل الكتلة عديمة الأكسجين unaerated المطلوبة للمفاعلات منقوصة الأكسجين (إزالة النيتروجين) والمفاعلات اللاهوائية (إزالة الفسفور). ولكل تصميم، تحتاج أولويات المعالجة إلى تقييمها كما تم التوصل إلى حل وسط من أجل تحسين النظام.

ففي بعض البلدان، عادة ما يركز تصميم أنظمة تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا المُستخدم للنترتة وإزالة النترتجة NDEBPR على عملية تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR إلى جانب إزالة النيترة كأولوية تصميم ثانوي، نظرًا لحد التشريع من تراكيز الفسفور في النفايات السائلة، وفي حالات مختارة فحسب، تكون تراكيز النترات في النفايات

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

السائلة محدودة. وبالتالي، ففي مثل هذه الحالات، يكون المبدأ الأساسي في تصميم إزالة النيترة لأنظمة تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا المُستخدمة للنترتة وإزالة النيترة NDEBPR هو التأكد من حماية المفاعل اللاهوائي من خلال إعادة تدوير النترات. وسيحدد هذا المبدأ الأساسي اختيار مواصفات النظام (تم النظر في نظام "Bardenpho" المعدل ذات المراحل الخمسة، وجوهانسبيرج JHB، وجامعة كيب تاون/ جامعة كيب تاون المُعدلة UCT/MUCT في هذا الفصل) كما يُقدم الإجراءات الخاصة بتحديد حجم المفاعل منقوصة الأكسجين.

وأثناء اختيار مواصفات نظام لعملية تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR، من الضروري تحديد ما إذا كان من الممكن تحقيق إزالة النيترة بالكامل أم لا. وفيما يتعلق بخصائص مياه الصرف الصحي، أي تركيزات TKN الكلي و COD في المياه الداخلة (TKN_i وCOD_i)، يمكن حساب أقصى حد لمعدل النمو الخاص للبكتيريا المسئولة عن النيترة عند ٢٠ درجة مئوية ($\mu_{NITmax20}$)، ومتوسط أدنى حد لدرجة حرارة المياه، وأقصى نسبة لكتلة الحمأة عديمة الأكسجين (f_{Xmax}) وقدرة عملية النيترة (NIT_c) عند زمن مكث حمأة مُحدد، انظر الفصل الخامس. يحتاج f_{Xmax} إلى تقسيمه بين نسب الكتلة الهوائية (لعملية تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR) ومنقوصة الأكسجين (لعملية إزالة النيترة). وبناءًا على ذلك، تكون أقصى نسبة لكتلة الحمأة منقوصة الأكسجين (f_{Xdmax}) هي الفارق بين أقصى نسبة للكتلة عديمة الأكسجين (f_{Xmax}) والنسبة المُحددة لكتلة الحمأة اللاهوائية (f_{AN})، أي:

$$f_{Xd\,max} = f_{X\,max} - f_{AN} \qquad (7.38)$$

حيث يكون:

f_{Xdmax} أقصى نسبة كتلة منقوصة أكسجين

f_{Xmax} أقصى نسبة كتلة عديمة أكسجين

تُعطى قيمة f_{Xmax} عن طريق المعادلة رقم (5.19)، عند زمن مكث حمأة مُحدد و SRT، و$\mu_{NITmax20}$، وS_f وT_{min} .

ومن ثم فيمكن تقسيم قيمة f_{Xdmax} بين نسب كتلة الحمأة منقوصة الأكسجين الابتدائية والثانوية (f_{AX1} وf_{AX3})، وهذا التقسيم يحدد قدرة إزالة النيترة لكلا المفاعلين (D_{p1} وD_{p3}) ومن ثم النظام أيضًا. وإذا تعدت قدرة إزالة نيترة النظام قدرة النيترة (أي $D_{p3} + D_{p1} < NIT_c$)، عندئذ يمكن إجراء إزالة النيترة بالكامل ويقع المفاعل الثانوي منقوص الأكسجين في التيار الرئيس، نموذج "Bardenpho" المعدل ذات المراحل الخمسة. وإذا لم تكتمل إزالة النيترة، فسوف تظهر النترات في المياه الخارجة وسيُعاد تدويرها بواسطة إعادة التدوير s مع نموذج "Bardenpho" المعدل ذات المراحل الخمسة إلى المفاعل اللاهوائي. ونتيجة لذلك، يتحرك المفاعل الثانوي منقوص الأكسجين إلى إعادة تدوير الجريان الجوفي، نظام جوهانسبيرج JHB، في حالة وجوب تعدى قدرة إزالة نيترة المفاعل الثانوي منقوص الأكسجين (D_{p3}) أحمال النترات والأكسجين بواسطة إعادة تدوير الحمأة المعاد تدويرها لإعادة التدوير s. وإذا لم يتم استيفاء هذا الشرط، فسوف "تتسرب" النترات من خلال مفاعل الحمأة المعاد تدويرها الثانوي منقوص الأكسجين إلى المفاعل اللاهوائي. وفي هذه الحالة، نظرًا لزيادة قدرة إزالة نيترة المفاعل الابتدائي منقوص الأكسجين (D_{p1}) عن تلك الخاصة بالمفاعل الثانوي منقوص الأكسجين (D_{p3}) فيما يتعلق بنسب الكتل منقوصة الأكسجين المتساوية، يُصبح دمج المفاعل الثانوي منقوص الأكسجين غير كفء للاستفادة من نسبة الكتلة منقوصة الأكسجين كما تُضاف نسبة الكتلة الثانوية منقوصة الأكسجين إلى المفاعل الابتدائي منقوص الأكسجين، نظام UCT/ MUCT. وبشكل متعاقب، إذا كانت هناك حاجة إلى انخفاض تراكيز النترات بشكل كبير في النفايات السائلة، فيمكن الحفاظ على المفاعل الثانوي منقوص الأكسجين وكما يُمكن إضافة الميثانول إليه.

٧-١٠-٤ تحليل إزالة النيترة في أنظمة تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا المُستخدمة للنترتة وإزالة النيترة NDEBPR

إن تحليل سلوك إزالة النيترة في نظام تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا المُستخدم للنترتة وإزالة النيترة NDEBPR هو نفسه في النظام المُستخدم للنترتة وإزالة النيترة ND (الفصل الخامس) فيما عدا أنه:

- تُمنح نسبة كتلة إزالة النيترة لنظام تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا المُستخدم للنترتة وإزالة النيترة NDEBPR من خلال المعادلة رقم 7.38، بينما تُمنح f_{Xdmax} للنظام المُستخدم للنترتة وإزالة النيترة ND من خلال المعادلة رقم 5.56. ومن ثم، فمن أجل الحصول على نفس أقصى نسبة كتلة حمأة عديمة الأكسجين (f_{Xmax})، تنخفض نسبة كتلة نظام تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا المُستخدم للنترتة وإزالة النيترة NDEBPR عن تلك الخاصة بالنظام المُستخدم للنترتة وإزالة النيترة ND بكمية مساوية لكمية f_{AN}.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

- يُستعاض عن معدلات إزالة النيترة المُحددة للنظام المُستخدم للنترتة وإزالة النيترة ND (K_2 وK_3 ، الفصل الخامس) بالمعدلات التي تم قياسها لأنظمة تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا المُستخدمة للنترتة وإزالة النيترة NDEBPR (K'_{2T} وK'_{3T} ، الفقرة رقم ٧-١٠-٢). تم تعديل قدرات إزالة النيترة للمفاعلات الابتدائية والثانوية منقوصة الأكسجين للنظام المُستخدم للنترتة وإزالة النيترة ND من الفصل الخامس إلى تلك التي تُمنح من خلال المعادلة رقم 7.34 و 3.37 لنظام تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا المُستخدم للنترتة وإزالة النيترة NDEBPR بهدف وضع تخزين طلب الأكسجين الكيميائي COD بواسطة الكائنات المراكمة للفسفور PAOs في المفاعل اللاهوائي في الاعتبار، وعدم مشاركة هذه الكائنات PAOs في إزالة النيترة. إن الهدف من نموذج الحالة الثابتة المبسط المُقدم أدناه هو الحصول على تقييم لنسبة إعادة التدوير a من أجل تحميل المفاعل منقوص الأكسجين /إلى قدرة إزالة نترجته. قد يتحقق تحليل مفصل لأنظمة تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR بواسطة برامج المحاكاة. وبوضع ما سبق ذكره في الاعتبار، تتطور معادلات إزالة النيترة أدناه لنظام جامعة كيب تاون UCT.

٧-١٠-٤-١ نظام جامعة كيب تاون UCT

في نظام جامعة كيب تاون، تتشابه عملية إزالة النيترة للغاية مع نظيرتها في نظام لودزاك إيتينجار المُعدل MLE، ولذلك يجب الأخذ في الاعتبار أن تأثير دمج كل من المفاعل اللاهوائي، ومعادلات التصميم، والاجراءات المتطورة لنظام لودزاك إيتينجار المُعدل، قد تتكيف بسهولة للتطبيق من أجل نظام جامعة كيب تاون.

وفي إطار هذا التطبيق، تعد المباديء التالية ذات أهمية كبيرة:

- بما أنه يستحيل اكتمال عملية ازالة النيترة، فإن نسبة الكتلة منقوصة الأكسجين المتوفرة يتم استخدامه في شكل مفاعل ابتدائي منقوص الأكسجين .
- تحدد نسبة إعادة التدوير a في انشطار النترات بين المفاعل الابتدائي منقوص الأكسجين الأولي والنفايات السائلة. وتم اختيار نسبة إعادة التدوير a بحيث تقوم أحمال النترات المعادلة للمفاعل الابتدائي منقوص الأكسجين عبر إعادات التدوير a و s بتحميل المفاعل إلى قدرة عملية إزالة النيترة الخاصة به.

وبأخذ ما سبق في الاعتبار، فقد تم تطوير معادلات التصميم أدناه وفقا لنظام جامعة كيب تاون.

- قدرة عملية إزالة النيترة (D_{p1}): جاءت قدرة عملية إزالة النيترة للمفاعل الابتدائي منقوص الأكسجين (D_{p1}) من المعادلة رقم 7.34:

إضافة إلى أن $f_{AX1} = f_{Xdmax}$، أي:

$$D_{p1} = \alpha + f_{xd\,max} K'_{2T}\,\beta \qquad (7.39)$$

- تركيز نترات النفايات السائلة ($S_{NO3,e}$): إذا كان تركيز النترات في تدفق المفاعل الابتدائي منقوص الأكسجين يبلغ صفرًا، فمن ثم:

$$S_{NO3,e} = NIT_c/(a+s+1) \qquad (7.40)$$

- النسبة المُثلى لإعادة التدوير a (a_{opt}): نظرا لأوجه التشابه بين نظام جامعة كيب تاون ونظام لودزاك إيتينجار المُعدل، يمكن تطوير النسبة المُثلى لإعادة التدوير a (a_{opt}) وفقا لنظام جامعة كيب تاون باتباع الطريقة التالية وفقا لنظام لودزاك إيتينجار المُعدل : أي أن النسبة المُثلى لإعادة التدوير a (a_{opt}) هي إعادة التدوير a التي تحمل الابتدائي منقوص الأكسجين إلى قدرة عملية إزالة النتروجين (D_{p1}). ومن خلال توازن الكتلة حول المفاعل الابتدائي منقوص الأكسجين، يتم إعطاء حمل النترات المعادل لهذا المفاعل ($FS_{NO3,AX1}/Q_i$) من خلال الاتي:

$$\frac{FS_{NO3,AX1}}{Q_i} = s\left[S_{NO3,e} + \frac{S_{O2,s}}{2.86}\right] + a\left[S_{NO3,e} + \frac{S_{O2,a}}{2.86}\right] \qquad (7.41)$$

حيث يكون:

إن $S_{O2,s}$ و$S_{O2,a}$ هما تركيز الأكسجين (O_2) المُذاب في إعادة التدوير s و a، على التوالي.

إن توازن المعادلة رقم ٧,٤١ لقدرة عملية إزالة النيترة التي تُقدمها المعادلة رقم 7.39 ، معرفة أن $a = a_{opt}$ تعادل النسبة المثلى لإعادة التدوير a وإيجاد حلًا لـa_{opt} يُعطي الآتي:

$$a_{opt} = [\,-B+\sqrt{B^2-4AC}\,]/(2A) \qquad (7.42)$$

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

حيث يكون:

A	$S_{O2,a}$ / 2.86
B	$NIT_c - D_{p1} + \{(s+1) S_{O2,a} + s S_{O2,s}\}/2.86$
C	$s NIT_C - (s + 1) (D_{p1} - s S_{O2,s}/2.86)$

وبالتالي، فكون $a = a_{opt}$، إن المعادلة رقم 7.42 تُحقق أدنى حد لـ$S_{NO3,e}$. وتُعد المعادلة رقم 7.42 صالحة لكون ($a \le a_{opt}$) ككل، نظرًا لصلاحية الاستهلاك الذي يعتمد على المعادلة رقم 7.42، أي وصول تركيز النترات في التدفق من المفاعل الابتدائي منقوص الأكسجين إلى صفر. فإذا عمل النظام عند ($a > a_{opt}$)، فإن حمل النترات المعادل على المفاعل الابتدائي منقوص الأكسجين عبر إعادة التدوير a و s يفوق قدرة عملية إزالة النيترة، كما ستتم إعادة تدوير النترات عبر إعادة التدوير r للمفاعل اللاهوائي، وذلك على حساب عملية تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR. وعلاوة على ذلك، فإذا تسربت النترات بالفعل من خلال المفاعل الابتدائي منقوص الأكسجين، وإذا لم يعد تركيز النترات في تدفقه من المفاعل الابتدائي منقوص الأكسجين يبلغ صفرًا، فبالتالي لم تكن المعادلة رقم 7.40 لتركيز النترات في النفايات السائلة ($S_{NO3,e}$) صالحة.

٧-١٠-٥ أقصى نترات مُعاد تدويره إلى المفاعل اللاهوائي

وتم تطوير إجراءات تصميم عملية إزالة النيترة في الفقرة السابقة على افتراض أنه يتم تطبيق معدلات إزالة النيترة المتزايدة (K'_{2T} و K'_{3T})، أي أن النظام يعرض عملية تعزيز إزالة الفوسفور بيولوجيًا EBPR. وفي الحالة التي يُعاد فيها تدوير المزيد من النترات أو الأكسجين حيث يتم استهلاك طلب الأكسجين الكيميائي COD القابل للتخمر من أجل عملية إزالة النيترة، فإنه لن يبقى شئ متاح للتحويل إلى الأحماض الدهنية المتطايرة VFAs. وفي هذه الحالة ، فمن خلال المعادلة رقم 7.8 ألا وهي ($S_{F,i,conv}$ = صفر) والتي تجد حلاً لـ$S_{NO3,s}$، فإنها تعطي الآتي:

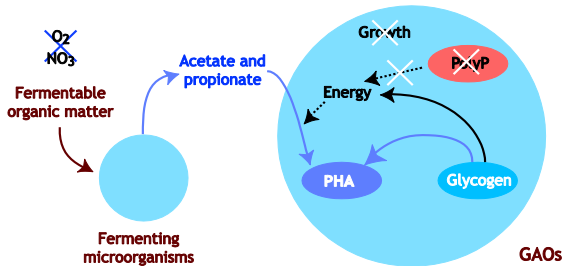
$$S_{NO3,s} = [\{ \frac{S_{F,i}}{8.6} - \frac{(s\, S_{O2,s} + S_{O2,i})}{2.86} \} - S_{NO3,i}\,] / s \quad (7.43)$$

إن هذا التركيز من النترات يضع أقصى كمية من النترات التي يُمكن أن تُعاد تدويرها إلى المفاعل اللاهوائي بشكل فعال من خلال المعادلات التي تستمر فعاليتها في إطار هذا الفصل. وعند تركيز هذه المادة $S_{NO3,s}$، فاذا وجد أي حمض من الأحماض الدهنية المتطايرة في المياه الداخلة، فإنه لا يزال من الممكن الحصول على عملية تعزيز إزالة الفوسفور بيولوجيًا EBPR.

وفي حالة تجاوز مقدار ($S_{NO3,s}$)، فإن المنافسة بين الكائنات الحية المراكمة للفسفور PAOs والكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHOs للأحماض الدهنية المتطايرة VFAs (من أجل عملية التخزين وإزالة النيترة على التوالي)، وستكون هناك حاجة إلى نموذج حركي لتحديد أداء النظام، كما أن المعادلات التي تم تطويرها في هذا الفصل ليست صالحة لهذه الحالة.

٧-١١ الكائنات الحية المراكمة للجليكوجين (GAOs)

إن الكائنات الحية المراكمة للجليكوجين GAOs لديها عملية أيض مشابهة إلى حد كبير لتلك الخاصة بالكائنات المراكمة للفوسفور PAOs: حيث تكون قادرة على تخزين المادة العضوية القابلة للتحلل بسهولة (خاصة الأحماض الدهنية المتطايرة VFAs في ظل الظروف اللاهوائية مثل البولي هيدروكسي ألكانوات PHA، كما تستخدم مركب تخزين الخلايا الداخلية مثل الكربون ومصدر الطاقة في ظل الظروف الهوائية (انظر شكل رقم ٧-٣٥).



شكل رقم ٧-٣٥ نموذج البيوكيميائي المبسط لعملية الأيض اللاهوائية للكائنات الحية المراكمة للجليكوجين.

ومن ناحية أخرى، وبخلاف الكائنات الحية المراكمة للفسفور، فإن الكائنات الحية المراكمة للجليكوجين تعتمد فقط على تحلل الجليكوجين من تجمع جليكوجين الخلايا الداخلية كمصدر طاقة وكربون من أجل التخزين اللاهوائي للأحماض الدهنية المتطايرة VFAs مثل البولي هيدروكسي ألكانوات PHA (Filipe *et al.*, 2001a; Zeng *et al.*, 2003). وبالتالي، فإن الكائنات الحية المراكمة للفسفور لا تظهر انبعاث الفوسفور اللاهوائي النموذجي وامتصاص الفوسفور الهوائي التالي. وبناء على ذلك، فمن جانب عملية تعزيز إزالة الفوسفور

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

بيولوجيًا EBPR، تعد الكائنات الحية المراكمة للجليكوجين بمثابة كائنات دقيقة غير مرغوب فيها نظرًا لقدرتها على امتصاص الأحماض الدهنية المتطايرة في ظل الظروف اللاهوائية، والتي تتنافس مع الكائنات الحية المراكمة للفسفور PAOs من أجل مصدر الكربون نفسه دون المساهمة في إزالة الفوسفور.

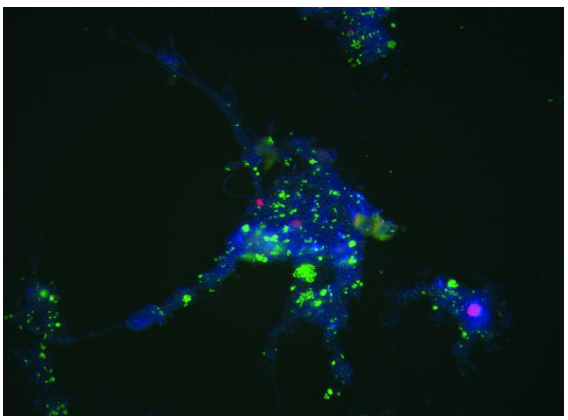
تم التعرف على الظروف التشغيلية والبيئية المختلفة على أنهما عاملان هامان لفهم العملية التنافسية بين الكائنات الحية المراكمة للفسفور PAOs والكائنات الحية المراكمة للجليكوجين GAOs: نوع مصدر الكربون (أسيتات أو بربيونات أو كلاهما)، والأس الهيدروجيني، ودرجة الحرارة، ونسبة الفسفور في المياه الداخلة إلى طلب الأكسجين الكيميائي.

يلعب نوع مصدر الكربون دورًا هامًا في المنافسة بين الكائنات الحية المراكمة للفسفور PAOs والكائنات الحية المراكمة للجليكوجين GAOs نظرًا لأن اختلاف سلالات الكائنات الحية المراكمة للفسفور PAOs والكائنات الحية المراكمة للجليكوجين (GAOs) التي تم تحديدها لديها تفضيلات وألفة ومعدلات امتصاص ركيزة مختلفة. وتعد *Candidatus Competibacter phosphatis* المعروفة بالكائنات الحية المراكمة للفسفور PAOs (والتي عرفت بعد ذلك *Accumulibacter*) لديها وجه شبه مماثل لامتصاص إما الأسيتات أو البروبيونات لتكون قادرة على امتصاص أي من مصادر الكربون هذه بنفس المعدل (Oehmen *et al.*, 2005b,2006a). وتكون عملية *Candidatus Competibacter phosphatis* (والتي سيُشار إليها فيما بعد *Competibacter* وعُرفت بالكائنات الحية المراكمة للجليكوجين GAOs؛ Crocetti *et al.*, 2002) قادرة على امتصاص الأسيتات بنفس سرعة *Accumulibacter*، إلا إنها لا تتمكن من تخزين البروبيونات (Oehmen *et al.*, 2005b,2006a). كما تقدم سلالة اخرى من الكائنات المراكمة للجليكوجين GAOs)، والتي تنتمي إلى مجموعة *alphaproteobacteria* (التي سيُشار إليها فيما بعد *alphaproteobacteria* – الكائنات الحية المراكمة للجليكوجين GAOs (Wong *et al.*, 2004; Meyer *et al.*, 2006)، وجه شبه وتفضيل للبروبيونات أكثر من تلك الخاصة بالأسيتات، نظرًا لقدرتها على امتصاص البروبيونات بطريقة أسرع من أكيومليباكتر، إلا أنه يمكن أن تبلغ نسبة الأسيتات ما يقرب من ٥٠ % لمعدل امتصاص البروبيونات الخاص بها (Oehmen *et al.*, 2005b, 2006b). وكما تمت الملاحظة، فإن الكائنات المراكمة للفسفور PAOs *Accumulibacter* لديها نفس الأفضلية للأسيتات والبروبيونات ويمكنها تخزين الأحماض الدهنية المتطايرة VFAs عند معدل مماثل بينما لا تتمكن سلالات الكائنات المراكمة للجليكوجين GAOs (*Competibacter* و *alphaproteobacteria* – الكائنات المراكمة للجليكوجين GAOs) من امتصاص كل من الأسيتات والبروبيونات بنفس كفاءة *Accumulibacter*. واستُخدمت هذه الملاحظات من أجل اقتراح وتطوير استراتيجيات ووسائل تحكم لصالح الكائنات المراكمة للفسفور PAOs أكثر من الكائنات المراكمة للجليكوجين GAOs من خلال استبدال مصدر الكربون في المياه الداخلة (بين الأسيتات والبروبيونات؛ (Oehmen *et al.*, 2006a; Lu *et al.*, 2006)) أو العثور على أسيتات مناسب في المياه الداخلة لنسب بروبيونات أكثر ملائمة للكائنات المراكمة للفسفور PAOs (Lopez-Vazquez *et al.*, 2008c).

يكون لدى الأس الهيدروجيني تأثير كبير على عملية الأيض اللاهوائي للكائنات الحية المراكمة للفسفور PAOs والكائنات الحية المراكمة للجليكوجين GAOs. وعند مستويات أس هيدروجيني تزيد عن ٧,٠ ، نجد أن الطاقة المطلوبة (ATP) لنقل الركيزة خلال غشاء الخلية تزداد (Smolders *et al.*, 1995; Filipe *et al.*, 2001a). وينتج عن ذلك ارتفاع درجة الاستفادة من نسب تخزين الخلايا الداخلية للفوسفات المعقدة (بولي فوسفات) والجليكوجين. وقد وصفت التقارير المختلفة سيطرة الكائنات المراكمة للفسفور PAOs، ومن ثم فإن استقرار أداء عملية تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR عند مستويات أس هيدروجيني تزيد عن ٧,٢٥ (pH > 7.25)، إضافة إلى سيطرة الكائنات المراكمة للجليكوجين GAOs عند مستويات أس هيدروجيني تقل عن ٧,٢٥ (pH < 7.25؛ (Filipe *et al.*, 2001a, 2001b; Schuler and Jenkins, 2002; Oehmen *et al.*, 2005a)). وترجح هذه الملاحظات انه في ظل مستويات أكثر ارتفاعًا من الأس الهيدروجيني إما أن يكون تحلل الجليكوجين هو عملية الأيض المقيدة في عملية أيض الكائنات المراكمة للجليكوجين GAOs وإما أن يكون لدى الكائنات المراكمة للفسفور PAOs مزايا أيضية على الكائنات المراكمة للجليكوجين بسبب عدم اعتمادها فقط على عملية تحليل الجليكوجين (الجلكزة) فحسب، كما أنها تعتمد على تحلل البولي فوسفات (Filipe *et al.*, 2001a).

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

إن درجة الحرارة لديها تأثير كبير على تنافس الكائنات المراكمة للفسفور PAOs والكائنات المراكمة للجليكوجين GAOs ووجودهم في ظل أنظمة الحمأة النشطة. وعند درجات حرارة معتدلة وتقل عن ٢٠ درجة مئوية، تميل الكائنات المراكمة للفوسفور PAOs إلى كونها كائنات دقيقة مسيطرة، وإلى أن يكون لديها مزايا أيضية على الكائنات المراكمة للجليكوجين GAOs، بينما يحدث عكس ذلك عند درجة حرارة تزيد عن ٢٠ درجة مئوية. ويمكن تفسير ذلك من خلال الوضع في الاعتبار أن عند درجات الحرارة التي تقل عن ٢٠ درجة مئوية، يكون لدى الكائنات المراكمة للفوسفور PAOs معدلات نمو كتلة حيوية أكثر ارتفاعًا من الكائنات المراكمة للجليكوجين GAOs (Lopez-Vazquez *et al.*, 2008b, 2008d) ومتطلبات صيانة لاهوائية أقل انخفاضًا (Lopez-Vazquez *et al.*, 2007) تحد من وجود الكائنات المراكمة للجليكوجين GAOs بشكل محتمل في أنظمة معالجة مياه الصرف الصحي التي تعمل عند درجة حرارة أقل انخفاضًا (Lopez-Vazquez *et al.*, 2008a). أما عند درجات الحرارة المُرتفعة عن ٢٠ درجة مئوية، يكون لدى الكائنات المراكمة للجليكوجين GAOs معدلات امتصاص ركيزة أكثر ارتفاعًا عن الكائنات المراكمة للفوسفور PAOs (Whang and Park, 2006; Lopez-Vazquez *et al.*, 2007) تفضل وجودها عند معالجة مياه الصرف الصحي الدافئة عند درجة حرارة تزيد عن ٢٠ درجة مئوية. وبالرغم من ذلك، يبدو أن تطبيق ارتفاع مستوى الأس الهيدروجيني



شكل رقم ٧-٣٦ توزيع الكائنات البكتيرية بواسطة الفلورة في مسابر التهجين التألقي في الموضع من خلال محطة معالجة عملية تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR ذات النطاق الكامل. الكائنات الحية المراكمة للفسفور: أخضر (مسبار تهاجن الكائنات المراكمة للفسفور PAOmix)؛ الكائنات المراكمة للجليكوجين (مسبار تهاجن الكائنات المراكمة للجليكوجين GAOmix): أحمر؛ بكتيريا حقيقية (مسبار تهاجن EUB338: أزرق. (Lopez-Vazquez et al., 2008a)

يُعطي مزايا تنافسية للكائنات المراكمة للفوسفور PAOs رغم وجود درجات حرارة مرتفعة للحمأة النشطة (Whang *et al.*, 2007; Lopez-Vazquez *et al.*, 2008c).

ويتم التعرف على نسبة الفسفور إلى طلب الأكسجين الكيميائي P/COD في المياه الداخلة (أو نسبة الفسفور إلى الاحماض الدهنية المتطايرة P/VFA) كعامل آخر هام من أجل التنافس بين الكائنات المراكمة للفوسفور PAOs والكائنات المراكمة للجليكوجين GAOs. وبما أن الكائنات الحية المراكمة للفوسفور PAOs تحتوي على استخدام البولي فوسفات من أجل امتصاص الأحماض الدهنية المتطايرة VFAs وتخزينها في شكل بولي هيدروكسي ألكانواتPHA، فقد يتسبب نقص الفوسفور في المياه الداخلة لفترات زمنية ممتدة في استنفاد الخلايا الداخلية لاحتياطي البولي فوسفات؛ مما ينتج عنه فقد مصدر طاقتها لامتصاص الأحماض الدهنية المتطايرة VFAs، مما ينتج عنه أيضًا تكاثر الكائنات المراكمة للجليكوجين GAOs. ومن ثم، فعادة ما يتم استخدام النسب المنخفضة للفسفور إلى طلب الأكسجين الكيميائي P/COD في المياه الداخلة (ما يقرب من ٠,٠٠٦ gPO_4-P/gCOD) لزراعة الكائنات المراكمة للجليكوجين GAOs في الأنظمة ذات النطاق المخبري وعند النسب التي تزيد عن (≥ ٠,٠٤ g PO_4-P/gCOD) وذلك أثناء دراسة زراعات الكائنات المراكمة للفسفور PAOs المُخصبة (Smolders *et al.*, 1995; Liu *et al.*, 1997; Schuler and Jenkins, 2003).

٧-١٢ الخلاصة وآفاق البحث

تطورت عملية تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR بهدف المساعدة في سيطرة عملية التخثث عن طريق إزالة الفسفور من مياه الصرف الصحي دون استخدام مواد كيميائية. إن ارتفاع محتوى فسفور الكتلة الحيوية المُهدر من عمليات تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR تجعل الأمر قابلاً لاستعادة الفسفور عن طريق تكوين الستروفايت (ماجنيسيوم أمونيوم فوسفات: $MgNH_4PO_4$) وخاصة عند استخدام هاضم لاهوائي، أو في شكل هايدروكسي أباتيت ($Ca_{10}(PO4)_5(OH)_2$) عند وجود كمية قليلة من الأمونيا.

ففي بعض المسطحات المائية الحساسة، تم إصدار حدود صرف الفسفور شديد الانخفاض، وفي بعض الأحيان يقل عن ٠,١ g من

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

إجمالي الفسفور للm^3 . ومن أجل تحقيق مثل هذه المستويات المنخفضة بشكل متسق، تحتاج أنظمة التخثر والترشيح أو الترشيح الفائق إلى الاستخدام.

لم يتم زرع الكائنات المراكمة للفسفور بعد في المزارع النقية، إلا أنه تم استخدام الزراعات المعززة التي تحتوي على ما يزيد عن ٩٠% من الكتلة الحيوية التي أظهرت كونها كائنات مراكمة للفسفور PAOs من أجل فهم الآليات البيوكيميائية لعمليات الأيض اللاهوائية، ومنقوصة الأكسجين والهوائية الخاصة بها. فمن خلال هذه الدراسات، تم اشتقاق مبادئ تحسين العمليات، وتم تطوير النماذج الرياضية لتحليل تصميم الحالة الثابتة ودمجها في برامج البرمجيات من أجل دراسة العديد من السيناريوهات وتسهيل تصميم أنظمة تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR وتحسينها وتطويرها. وقد يُقاس تأثير النترات في الحمأة أو إعادة التدوير الداخلية، وتأثير التغييرات الديناميكية في التحميل (مثل الإضافات العضوية بعد العطلة الأسبوعية أو إضافة المخلفات الصناعية) على أفضل وجه بواسطة برامج البرمجيات المذكورة.

ينبغي أن تأتي التطويرات المُستقبلية في هذا المجال من تحسين فهم الآليات البيوكيميائية للكائنات المراكمة للفسفور PAOs، والكائنات المراكمة للجليكوجين GAOs، والكائنات الخيطية بهدف تقديم استراتيجيات السيطرة العملية لصالح سيطرة الكائنات المراكمة للفسفور PAOs. وأخيرًا قد تتحقق دراسات الزراعة النقية للكائنات المراكمة للفسفور PAOs والكائنات المراكمة للجليكوجين GAOs. ومن خلال فهم أساسي أفضل للعمليات البيوكيميائية، يمكن بعد ذلك تطوير نماذج المقياس والأيض المُحسنة التي قد تؤدي إلى نماذج برمجيات أكثر دقة وعمليات أكثر قوة خاصة بتعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا EBPR.

المراجع

Alarcon G.O. (1961) Removal of phosphorus from sewage. Unpublished Master, John Hopkins University, Baltimore.

Arvin E. (1985) Biological removal of phosphorus from wastewater. *CRC Crit. Rev. Env. Control* **15**, 25-64.

Barat R., van Loosdrecht M.C.M. (2006) Potential phosphorus recovery in a WWTP with the BCFS® process: Interactions with the biological process. *Wat. Res.* **40**(19), 3507-3516.

Barnard J.L. (1974a) Cut P and N without chemicals. *Water Wastes Eng.* **11**, 33-36.

Barnard J.L. (1974b) Cut P and N without chemicals. *Water Wastes Eng.* **11**, 41-44.

Barnard J.L. (1975a) Biological nutrient removal without the addition of chemicals. *Wat. Res.* **9**, 485-490.

Barnard J.L. (1975b). Nutrient removal in biological systems. *Water Pollut. Control* **74**(2), 143-154.

Barnard J.L. (1976) A review of biological phosphorus removal in the activated sludge process. *Water SA.* **2**, 136-144.

Barnard J.L. (1976) Nutrient removal in biological systems. *Water Pollut. Control* **74**, 143-154.

Barnard J.L., and Steichen M.T. (2007). Optimizing BPR plant operations for achieving sustainable low effluent phosphorus. *Proceedings of the Nutrient Removal - The State of the Art, Specialty Conference*, Baltimore, MD, pp. 903-926, Eds Water Environment Federation and International Water Association.

Barnard J.L., Stevens G.M. and Leslie P.J. (1985). Design strategies for nutrient removal plant. *Wat. Sci. Techn.* **17**(11/12), 233-242.

Blackall L.L., Crocetti G., Saunders A.M., and Bond P.L. (2002) A review and update of the microbiology of enhanced biological phosphorus removal in wastewater treatment plants. *Antonie Van Leeuwenhoek Int. J. General Molec. Microbiol.* **81**(1-4), 681-691.

Bortone G., Saltarelli R., Alonso V., Sorm R., Wanner J., and Tilche A. (1996) Biological anoxic phosphorus removal - The Dephanox process. *Wat. Sci. Tech.* **34**(1-2), 119-128.

Boughton W.H., Gottfried R.J., Sinclair N.A. and Yall I. (1971) Metabolic factors affecting enhanced phosphorus uptake by activated sludge. *Applied Microbiology*. 22., 571-577.

Brdjanovic D., Hooijmans C.M., van Loosdrecht M.C.M., Alaerts G.J., Heijnen J.J. (1996). The dynamic effects of potassium limitation on biological phosphorus removal. *Wat. Res.* **30**(10), 2323–2328.

Brdjanovic D., van Loosdrecht M.C.M., Hooijmans C.M., Alaerts G.J. and Heijnen J.J. (1997). Temperature Effects on Physiology of Biological Phosphorus Removal Systems. *J. Env. Eng.*, ASCE. **123**(2), 144-154.

Brdjanovic D., Slamet A., van Loosdrecht M.C.M., Hooijmans C.M., Alaerts G.J. and Heijnen J.J. (1998a) Impact of excessive aeration on biological phosphorus removal from wastewaters. *Wat. Res.*, **32**(1), 200-208.

Brdjanovic D., van Loosdrecht M.C.M., Hooijmans C.M., Alaerts G.J. and Heijnen J.J. (1998b) Minimal aerobic sludge retention time in biological phosphorus removal systems. *Biotechn. and Bioeng.*, **60**(3), 326-332.

Brdjanovic D., Logemann S., van Loosdrecht M.C.M., Hooijmans C.M., Alaerts G.J. and Heijnen J.J. (1998c). Influence of temperature on biological phosphorus

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

removal: process and molecular ecology study. *Wat. Res.* **32**(4), 1035-1048.

Brdjanovic D., Moussa, M.S., Mithaiwala M., Amy G., and van Loosdrecht M.C.M. (2007). Use of Modeling for Optimization and Upgrade of a Tropical Wastewater Treatment Plant in a Developing Country. *Wat. Sci. Tech.* **56**(7), 21-31.

Brodisch, K.E.U. (1985) Interaction of different groups of microorganisms in biological phosphate removal. *Wat. Sci. Tech.* **17**(11/12), 89-97.

Buchan L. (1983) Possible biological mechanism of phosphorus removal. *Wat. Sci. Tech*. **15**(3/4), 87-103.

Burke R., Dold P.L., and Marais G. (1986) *Biological excess phosphorus removal in short sludge age activated sludge systems*. Research Report No. W58, University of Cape Town, S.A.

Clayton J.A., Ekama G.A., Wentzel M.C., and Marais G.V.R. (1991) Denitrification kinetics in biological nitrogen and phosphorus removal activated-sludge systems treating municipal wastewaters. *Wat. Sci. Tech.* **23**(4-6), 1025-1035.

Converti A., Rovatti M. and Borghi del M. (1995) Biological removal of phosphorus from wastewaters by alternating aerobic and anaerobic conditions. *Wat. Res.* **29**(1), 263-269.

Comeau Y., Hall K.J., Hancock R.E.W., and Oldham W.K. (1986) Biochemical model for biological enhanced phosphorus removal. *Wat. Res.* **20**, 1511-1521.

Comeau Y., Rabinowitz B., Hall K.J., and Oldham W.K. (1987) Phosphorus release and uptake in enhanced biological phosphorus removal from wastewater. *J. Water Pollut. Control Fed.*, ***59***, 707-715.

Crocetti G.R., Banfield J.F., Keller J., Bond P.L. and Blackall L.L. (2002) Glycogen accumulating organisms in laboratory-scale and full-scale wastewater treatment processes. *Microbiology* **148**, 3353-3364.

Crocetti G.R., Hugenholtz P., Bond P.L., Schuler A., Keller J., Jenkins D., and Blackall L.L. (2000) Identification of polyphosphate-accumulating organisms and design of 16S rRNA-directed probes for their detection and quantitation. *Appl. Environ. Microbiol.* **66**(3), 1175-1182.

Daigger G.T., Randall C.W., Waltrip G.D., Romm E.D., and Morales L.M. (1987) Factors affecting biological phosphorus removal for the VIP process, a high-rate University of Cape Town process. *Paper presented at the IAWPRC Biological Phosphate Removal from Wastewater*, Rome.

Davelaar D. (1978) Biological removal of phosphorus from wastewater in a nitrifying/denitrifying activated sludge system. M.Sc. Thesis, Agricultural University, Wageningen.

de Haas D.W., Wentzel M.C., and Ekama G.A. (2000) The use of simultaneous chemical precipitation in modified activated sludge systems exhibiting biological excess phosphate removal Part 1: Literature review. *Water SA.* **26**(4), 439-452.

Dold P.L., Bagg W.K., and Marais G.V.R. (1986) *Measurement of the readily biodegradable COD fraction (Sbs) in municipal wastewater by ultrafiltration*. Research report no. W57 University of Cape Town, S.A.

Dold P.L., Ekama G.A., and Marais G.v.R. (1980) A general model for the activated sludge process. *Progr. Wat. Technol.* **12**, 47-77.

Dold P.L., Wentzel M.C., Billing A.E., and Marais G.v.R. (1991) Activated sludge system simulation programs: Nitrification and nitrification / denitrification systems, Version 1 (UCTOLD, IAWPRC). *WRC Report no. TT 52/91, Pretoria, S.A.*

Ekama G.A., and Wentzel M.C. (1999) Denitrification kinetics in biological N and P removal activated sludge systems treating municipal wastewaters. *Wat. Sci. Tech.* **39**(6), 69-77.

Ekama G.A., and Wentzel M.C. (2004) A predictive model for the reactor inorganic suspended solids concentration in activated sludge systems. *Wat. Res.* **38**(19), 4093-4106.

Ekama G.A., Dold P.L., and Marais G.v.R. (1986) Procedures for determining influent COD fractions and the maximum specific growth rate of heterotrophs in activated sludge systems. *Wat. Sci. Tech.* **18,** 91-114.

Ekama G.A., Siebritz I.P., and Marais G.v.R. (1983) Considerations in the process design of nutrient removal activated sludge processes. *Wat. Sci. Tech.* **15**(3/4), 283-318.

Filipe C.D.M., Daigger G.T. and Grady Jr C.P.L. (2001a) A metabolic model for acetate uptake under anaerobic conditions by glycogen-accumulating organisms: Stoichiometry, kinetics and effect of pH. *Biotech. Bioeng.* **76**(1), 17-31.

Filipe C.D.M., Daigger G.T., and Grady C.P.L. (2001b) pH as a key factor in the competition between glycogen-accumulating organisms and phosphorus-accumulating organisms. *Water Environ. Res*. **73**(2), 223-232.

Florentz M, Caille D., Bourdon F., and Sibony J. (1987) Biological phosphorus removal in France. *Wat. Sci. Techn*. **19**(4), 1171-1173.

Fuhs G.W., and Chen M. (1975) Microbiological basis of phosphate removal in the activated sludge process for the treatment of wastewater. *Microbial Ecol.* **2**, 119-138.

Fukase T., Shibata M., and Miyaji Y. (1982) Studies on the mechanism of biological removal of phosphorus. *Japan J. Water Pollut. Res.* **5**, 309-317.

Gerber A., Devilliers R.H., Mostert E.S., and Winter C.T. (1987) Interactions between phosphate, nitrate and organic substrate in biological nutrient removal processes. *Wat. Sci. Tech.* **19**(1-2), 183-194.

Groenestijn J.W.v., Deinema M.H., and Zehnder A.J.B. (1987). ATP production from polyphosphate in *Acinetobacter* strain 210A. *Arch. Microbiol.*, **148,** 14-19.

Gujer W. Henze M. (1991) Activated sludge modelling and simulation. *Wat. Sci. Tech*. **23**(4-6), 1011-1023.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

Hart M.A., and Melmed. L.N. (1982) Microbiology of nutrient removing activated sludge. *Poster pres. Special in Seminar of the IAWPRC*, Pretoria, S.A.

Hascoët M.C., and Florentz M. (1985) Influence of nitrates on biological phosphorus removal from wastewater. *Water SA* **11**, 1-8.

Hascoët M.C., Florentz M., and Granger P. (1985) Biochemical aspects of enhanced biological phosphorus removal from wastewater. *Wat. Sci. Tech*. **17**(11/12), 23-41.

Henze M., Gujer W., Mino T., Matsuo T., Wentzel M.C. and Marais G.v.R. (1994) Activated sludge model no.2. *IAWQ Scientific and Technical Report No.3*.

Henze M., Grady C.P.L.J., Gujer W., Marais G.v.R., and Matsuo T. (1987) *Activated sludge model no.1. IAWPRC, Sci. and Technical Report No.1*. International Association on Water Pollution Research and Control, London, U.K.

Henze M., Gujer W., Mino T., Matsuo T., Wentzel M.C., Marais G.V.R. and van Loosdrecht M.C.M. (1999) Activated sludge Model No.2d, ASM2d. *Wat. Sci. Tech*.**39**(1), 165-182.

Hesselmann R.P.X., Werlen C., Hahn D., van der Meer J.R., and Zehnder A.J.B. (1999). Enrichment, phylogenetic analysis and detection of a bacterium that performs enhanced biological phosphate removal in activated sludge. *Systematic Appl. Microbiol.*, **22**(3), 454-465.

Hong S.N., M.L. Spector R.P.S., and Galdieri J.V. (1983) Recent advances on biological nutrient control by the A/O process. Water Pollution Control Federation Research Symposium, Oct., Atlanta., GA.

Hu Z.R., Wentzel M.C., and Ekama G.A. (2001) External nitrification in biological nutrient removal activated sludge systems. *Wat. Sci. Tech*. **43**(1), 251-260.

Hu Z.R., Wentzel M.C., and Ekama G.A. (2002) The significance of denitrifying polyphosphate accumulating organisms in biological nutrient removal activated sludge systems. *Wat. Sci. Tech.* **46**(1/2), 129-138

Hu Z.R., Wentzel M.C., and Ekama G.A. (2007) A general kinetic model for biological nutrient removal activated sludge systems: Model development. *Biotech. Bioeng.* **98**(6), 1242-1258.

Jenkins D., and Tandoi V. (1991) The applied microbiology of enhanced biological phosphate removal - Accomplishments and needs. *Wat. Res.* **25**(12), 1471-1478.

Jones P.H., Tadwalkar A.D., and Hsu C.L. (1987) Enhanced uptake of phosphorus by activated sludge - effect of substrate addition. *Wat. Res*. 21(5), 301-308.

Kang S.J., and Horvatin P.J. (1985a) Retrofit of a full scale municipal treatment plant at Pontiac, Michigan for biological phosphorus removal. *Pres. Technol. Transfer Sem. BPR in Municipal Wastewater Treatment*, Penticton, B.C., Canada.

Kang S.J ., Horvatin P.J., and Briscoe L. (1985b) Full-scale biological phosphorus removal using A/O process in a cold climate. In Proc. Int. Conf. Management strategies for Phosphorus in the Environment. Selper Ltd., UK.

Krichten D.J., Hong S.N., and Tracy K.D. (1985) Applied biological phosphorus removal technology for municipal wastewater treatment by the A/O process. In Proc. Int. Conf. Management strategies for Phosphorus in the Environment. Selper Ltd., UK

Kruit J., Hulsbeek J., Visser A. (2020) Bulking sludge solved?! *Wat. Sci. Tech.* **46** (1-2), 457-464.

Kuba T., and van Loosdrecht M.C.M. (1996) Phosphorus and nitrogen removal with minimal COD requirement by integration of denitrifying dephosphatation and nitrification in a two-sludge system. *Wat. Res.* **30**(7), 1702-1710.

Kuba T., Murnleitner E., van Loosdrecht M.C.M., and Heijnen J.J. (1996) A metabolic model for biological phosphorus removal by denitrifying organisms. *Biotech. Bioeng.* **52**, 685-695.

Kuba T., Smolders G., van Loosdrecht M.C.M. and Heijnen J.J. (1993) Biological phosphorus removal from wastewater by anaerobic-anoxic sequencing batch reactor *Wat. Sci. Tech.* **27**(5-6), 241-252

Levin G.V., and Sala U.D. (1987) PhoStrip process - a viable answer to eutrophication of lakes and coastal sea waters in Italy. *Advances in Water Pollution Control, Proc. Rome Specialist Conf. on Biological Phosphate Removal from Wastewater*, Sept. 28-30.

Levin G.V., and Shapiro J. (1965) Metabolic uptake of phosphorus by wastewater organisms. *J. Water Pollut. Control Fed.* **37**, 800-821.

Levin G.V., Topol G.J., Tarnay A.C., and Samworth R.B. (1972) Pilot plant tests of a phosphorus removal process. *J. Water Pollut. Control Fed. , **44***(10), 1940-1954.

Lindrea K.C., Pigdon S.P., Boyd B., and Lockwood G.A. (1994) Biomass characterization in a nitrification-denitrification biological enhanced phosphorus removal (NDEBPR) plant during start-up and subsequent periods of good and poor phosphorus removal. *Wat. Sci. Tech*. **29**(7), 91-100.

Liu W.T., Nakamura K., Matsuo T. and Mino T. (1997) Internal energy-based competition between polyphosphate- and glycogen-accumulating bacteria in biological phosphorus removal reactors-effect of P/C feeding ratio. *Wat. Res.* **31**(6), 1430-1438.

Lopez-Vazquez C.M., Song Y.I., Hooijmans C.M., Brdjanovic D., Moussa M.S., Gijzen H.J. and van Loosdrecht M.C.M. (2007) Short-term temperature effects on the anaerobic metabolism of glycogen accumulating organisms. *Biotech. Bioeng*. **97**(3), 483-495.

Lopez-Vazquez C.M., Hooijmans C.M., Brdjanovic D., Gijzen H.J. and van Loosdrecht M.C.M. (2008a) Factors affecting the microbial populations at full-scale Enhanced Biological Phosphorus Removal (EBPR) wastewater treatment plants in The Netherlands. *Wat. Res.* (in press), doi:10.1016/j.watres.2008.01.001.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

Lopez-Vazquez C.M., Hooijmans C.M., Brdjanovic D., Gijzen H.J. and van Loosdrecht M.C.M. (2008b) Long-term temperature effects on the metabolism of glycogen accumulating organisms (in preparation).

Lopez-Vazquez C.M., Oehmen A., Zhiguo Y., Hooijmans C.M., Brdjanovic D., Gijzen H.J., van Loosdrecht M.C.M. (2008c) Modelling the competition between phosphorus- and glycogen accumulating organisms: Carbon, temperature and pH effects (in preparation).

Lopez-Vazquez C.M., Song Y.I., Hooijmans C.M., Brdjanovic D., Moussa M.S., Gijzen H.J. and van Loosdrecht M.C.M. (2008d). Temperature effects on the aerobic metabolism of glycogen accumulating organisms. *Biotech. Bioeng.* (in press). doi: 10.1002/bit.21892.

Lu H., Oehmen A., Virdis B., Keller J. and Yuan Z. (2006) Obtaining highly enriched cultures of *Candidatus Accumulibacter phosphatis* through alternating carbon sources. *Wat. Res.* **40**(20), 3838-3848.

Mamais D. and Jenkins D. (1992). The effects of MCRT and temperature on enhanced biological phosphorus removal. *Wat. Sci. Tech.* **26**(5-6), 955-965.

Mamais D., Jenkins D., and Pitt P. (1993) A rapid physical-chemical method for the determination of readily biodegradable soluble COD in municipal wastewater. *Wat. Res.* **27**(1), 195-197.

Marais G.v.R., and Ekama G.A. (1976). The activated sludge process Part I - steady state behaviour. *Water SA* **2**, 164-200.

Marais G.v.R., Loewenthal R.E., and Siebritz I.P. (1983). Review: Observations supporting phosphate removal by biological excess uptake. *Wat. Sci. Tech*. **15**(3/4), 15-41.

Marsden M.G., and Marais G.v.R. (1977). *The role of the primary anoxic reactor in denitrification and biological phosphorus removal*. Research Report No.W19, Dept. of Civil. Eng., University of Cape Town, S.A.

Martin H.G., Ivanova N., Kunin V., Warnecke F., Barry K.W., McHardy A.C. Yeates C., He S.M., Salamov A. A., Szeto, E., Dalin E., Putnam N. H., Shapiro H.J., Pangilinan J.L., Rigoutsos I., Kyrpides N.C., Blackall L.L., McMahon K.D., Hugenholtz P. (2006) Metagenomic analysis of two enhanced biological phosphorus removal (EBPR) sludge communities. *Nature Biotech*. **24**(10), 1263-1269.

Martin K.A.C., and Marais G.v.R. (1975) *Kinetics of enhanced phosphorus removal in the activated sludge process*. No. Research Report W14, Dept. of Civil Eng., University of Cape Town, S.A.

Maszenan A.M., Seviour R.J., Patel B.K.C., Schumann P., Burghardt J., Tokiwa Y., Stratton H. M. (2000) Three isolates of novel polyphosphate-accumulating Gram-positive cocci, obtained from activated sludge, belong to a new genus, *Tetrasphaera gen. nov*., and description of two new species, *Tetrasphaera japonica sp, nov* and *Tetrasphaera australiensis sp nov*. *Internat. J. Systematic Evolutionary Microbiol.* **50**, 593-603.

Maurer M., Abramovich D., Siegrist H., and Gujer W. (1999) Kinetics of biologically induced phosphorus precipitation in waste-water treatment. *Wat. Res.* **33**(2), 484-493.

Maurer M., Gujer W., Hany R., and Bachmann S. (1997) Intracellular carbon flow in phosphorus accumulating organisms from activated sludge systems. *Wat. Res.* **31**(4), 907-917.

McClintock S.A., Randall C.W. and Pattarkine V.M. (1993) "Effects of temperature and mean cell residence time on biological nutrient removal processes". *Wat. Environ. Res*. **65(**5), 110-118.

McKinney R.E., and Ooten R.J. (1969) Concepts of complete mixing activated sludge. *Proceedings of the 19th Sanitary Engineering Conference*, University of Kansas, 32-59.

McLaren A.R., and Wood R.J. (1976) Effective phosphorus removal from sewage by biological means. *Water SA 2*(1), 47-50.

Méganck M., Malnou D.P.L.F., Faup G.M. and Rovel J.M. (1985) The importance of the acidogenic microflora in biological phosphorus removal. *Wat. Sci. Tech.* **17**(11/12), 199-212.

Meijer S.C.F. (2004) Theoretical and practical aspects of modelling activated sludge processes. PhD Thesis Delft University of Technology, ISBN 90-9018027-3.

Meyer R.L., Saunders A.M. and Blackall L.L. 2006. Putative glycogen accumulating organisms belonging to alphaproteobacteria identified through rRNA-based stable isotope probing. *Microbiology-SGM* **152**, 419–429.

Milbury W.F., McCauley D., and Hawthorne C.H. (1971) Operation of conventional activated sludge for maximum phosphorus removal *J. Water Pollut. Control Fed*. **43**, 1890-1901.

Mino T., Arun V., Tsuzuki Y., and Matsuo T. (1987). Effect of phosphorus accumulation on acetate metabolism in the biological phosphorus removal process. *Paper presented at the IAWPRC Biological Phosphate Removal from Wastewater*, Rome.

Mino T., Van Loosdrecht M.C.M., and Heijnen J.J. (1998) Microbiology and biochemistry of the enhanced biological phosphate removal process. *Wat. Res.* **32**(11), 3193-3207.

Mino T., Wen-Tso L., Kurisu F., and Matsuo T. (1994). Modelling glycogen storage and denitrification capability of microorganisms in enhanced biological phosphate removal processes. *Spec. conf. on modelling of wastewater treatment*, Kollekolle, Denmark.

Mulbarger M.C. (1970) The Three Sludge System for Nitrogen and Phosphorus Removal. *Proc. 44th Annual Conference of the Water Pollution Control Federation*, San Francisco, CA.

Murphy M., and Lötter L.H. (1986) The effect of acetate on polyphosphate formation and degradation in activated sludge with particular reference to

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

Acinetobacter calcoaceticus: A microscopic study. *Water SA* **12**, 63-66.

Nakamura K., Ishikawa S., and Kawaharasaki M. (1995) Phosphate-uptake and release activity in immobilized polyphosphate-accumulating bacterium *Microlunatus phosphovorus* strain NM-1. *J. Ferment. Bioeng.* **80**(4), 377-382.

Nicholls H.A. (1975). Full scale experimentation on the new Johannesburg extended aeration plant. *Water SA* ***1***(3), 121-132.

Nicholls H.A. (1978). Kinetics of phosphorus transformations in aerobic and anaerobic environments. *Prog. Wat. Tech.* ***10*.**

Nicholls H.A. (1982). Application of the Marais-Ekama activated sludge model to large plants. *Wat. Sci. Tech.* **14**, 581-598.

Nicholls H.A. (1987). Improvement to the stability of the biological phosphate removal process at the Johannesburg Northern Works. *Proc. BPR from Wastewaters*, Rome. 261-272.

Nicholls H.A., and Osborn D.W. (1979) Bacterial stress: Prerequisite for biological removal of phosphorus. *J. Water Pollut. Control Fed.* **51**, 557-569.

Nicholls H.A., Pitman A.R., and Osborn D.W. (1985) The readily biodegradable fraction of sewage: Its influence on phosphorus removal and measurement. *Wat. Sci. Tech.* **17**(11/12), 73-87.

Oehmen A., Saunders A.M., Teresa Vives M.T., Yuan Z. and Keller J. (2006a) Competition between polyphosphate and glycogen accumulating organisms in enhanced biological phosphorus removal systems with acetate and propionate as carbon sources. *J. Biotech.* **123**(1), 22-32.

Oehmen A., Vives M.T., Lu H., Yuan Z. and Keller J. (2005a) The effect of pH on the competition between polyphosphate-accumulating organisms and glycogen-accumulating organisms. *Wat. Res.* **39**(15), 3727-3737.

Oehmen A., Yuan Z., Blackall L.L. and Keller J. (2005b) Comparison of acetate and propionate uptake by polyphosphate accumulating organisms and glycogen accumulating organisms. *Biotech. Bioeng.* **91**(2), 162-168.

Oehmen A., Zeng R.J., Saunders A.M., Blackall L.L, Keller J., and Yuan Z. (2006b) Anaerobic and aerobic metabolism of glycogen accumulating organisms selected with propionate as the sole carbon source. *Microbiology* **152**(9), 2767-2778.

Oehmen A., Lemos P.C., Carvalho G., Yuan Z., Keller J., Blackall L.L., Reis M.A.M. (2007) Advances in enhanced biological phosphorus removal: From micro to macro scale. *Wat. Res*. **41**(11), 2271-2300.

Osborn D.W., and Nicholls H.A. (1978) Optimisation of the activated sludge process for the biological removal of phosphorus. *Prog. Wat. Tech.* **10**(1/2), 261-277.

Pattarkine V.M., Randall C.W. (1999) The requirement of metal cations for enhanced biological phosphorus removal by activated sludge. *Wat. Sci. Technol.* **40**(2), 159–165.

Pinzon A., Brdjanovic D, Moussa M., Lopez-Vazquez C.M., Meijer S., Van Straaten H., Janssen A., Van Loosdrecht MCM, and Amy G. (2007) Modelling Oil Refinery Wastewater Treatment Plant. *Environ. Technol.,* **29**(11).

Pitman A.R. (1991) Design considerations for nutrient removal activated sludge plants. *Wat. Sci. Tech.* **23**(4-6), 781-790.

Pitman A.R., Vandalsen L., and Trim B.C. (1988) Operating experience with biological nutrient removal at the Johannesburg Bushkoppie works. *Wat. Sci. Tech*. **20**(4-5), 51-62.

Rabinowitz B., and Marais G.v.R. (1980) Chemical and biological phosphorus removal in the activated sludge process. M.A.Sc. thesis, Univ. CapeTown, S.A., Res. Rep. No. W32.

Ramphao M.C., Wentzel M.C., Merritt R., Ekama G.A. Young and Buckley C.A. (2005) The impact of solid-luiquid separation on design of biological nutrient removal activated sludge systems. *Biotech. & Bioeng*., **89**(6), 630-646

Randall A.A., Benefield L.D., and Hill W.E. (1994) The effect of fermentation products on enhanced biological phosphorus removal, polyphosphate storage, and microbial population dynamics. *Wat. Sci. Tech.* **30**(6), 213-219.

Rensink J.H., Donker H.J.G.W., and Vries H.P.d. (1981). Biological P-removal in domestic wastewater by the activated sludge process. *Proc. 5th Eur. Sewage and Refuse Symp.* Munich

Satoh H., Mino T., and Matsuo T. (1992) Uptake of organic substrates and accumulation of polyhydroxyalkanoates linked with glycolysis of intracellular carbohydrates under anaerobic conditions in the biological excess phosphate removal processes. *Wat. Sci. Tech.* **26**(5-6), 933-942.

Saunders A.M., Mabbett A.N., McEwan A.G., and Blackall L.L. (2007) Proton motive force generation from stored polymers for the uptake of acetate under anaerobic conditions. *FEMS Microbiol. Lett.* **274**(2), 245-251.

Scalf M.R., Pfeffer F.M., Lively L.D., Witherow J.O., and Priesing C.P. (1969) Phosphate removal in Baltimore, Maryland. *J. Sanitary Eng. Div. Am. Soc. Civil Eng.*, **95**(SA5) 817-827.

Schuler A.J. Jenkins D. (2002) Effects of pH on enhanced biological phosphorus removal metabolisms. *Wat. Sci. Tech*. **46**(4-5),171-178.

Schuler A.J. and Jenkins D. (2003) Enhanced biological phosphorus removal from wastewater by biomass with different phosphorus contents, Part 1: Experimental results and comparison with metabolic models. *Water Environ. Res.* **75**(6),485-498.

Sell R.L., Krichten D.J., Noichl O.J. and Hartzog D.G. (1981) Low temperature biological phosphorus removal. In 54th WPCF Conference, Detroit.

Seviour R.J., Mino T., and Onuki M. (2003) The microbiology of biological phosphorus removal in

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

activated sludge systems. *FEMS Microbiol. Rev.* **27**(1), 99-127.

Shapiro J., Levin G.V., and G.H.Z. (1967) Anoxically induced release of phosphate in wastewater treatment. *J. Water Pollut. Control Fed.* **39**, 1810-1818.

Siebritz I.P., Ekama G.A., and Marais G.v.R. (1980) Excess biological phosphorus removal in the activated sludge process at warm temperature climate. *Proc. WasteTreatment Utilization.* ***2****, 233-251*, Pergamon Press, Toronto.

Siebritz I.P., Ekama G.A., and Marais G.v.R. (1982) A parametric model for biological excess phosphorus removal. *Wat. Sci. Tech.* **15**(3/4), 127-152.

Simpkins M.J., and McLaren A.R. (1978) Consistent biological phosphate and nitrate removal in an activated sludge plant. *Prog. Wat. Tech.* **10**(5/6), 433-442.

Smolders G.J.F., van der Meij J., van Loosdrecht M.C.M., and Heijnen J.J. (1994a) Model of the anaerobic metabolism of the biological phosphorus removal process: Stoichiometry and pH influence. *Biotech. Bioeng.* **43**, 461-470.

Smolders G.J.F., van der Meij J., van Loosdrecht M.C.M., and Heijnen J.J. (1994b) Stoichiometric model of the aerobic metabolism of the biological phosphorus removal process. *Biotech. Bioeng.* **44**(7), 837-848.

Smolders G.J.F., van Loosdrecht M.C.M. Heijnen J.J., Henze M. and Gujer W. (1994c). A metabolic model for the biological phosphorus removal process. *Water Sci. Technol.* **31**(2), 79-93.

Smolders G.J.F., Meij J.v.d., Loosdrecht M.C.M.v., and Heijnen J.J. (1995) A structured metabolic model for anaerobic and aerobic stoichiometry and kinetics of the biological phosphorus removal process. *Biotech. Bioeng.* **47**, 277-287.

Sorm R., Bortone G., Saltarelli R., Jenicek P., Wanner J., and Tilche A. (1996) Phosphate uptake under anoxic conditions and fixed-film nitrification in nutrient removal activated sludge system. *Wat. Res.* **30**(7), 1573-1584.

Spatzierer G., Ludwig C., and Matsche N. (1985) Biological; phosphorus removal in combination with simultaneous precipitation. *Wat. Sci. Tech.* **17**(11/12), 163-176.

Srinath E.G., Sastry C.A., and Pillai S.C. (1959) Rapid removal of phosphorus from sewage by activated sludge. *Experientia* **15**, 339-340.

Stante L., Cellamare C.M., Malaspina F., Bortone G., and Tilche A. (1997) Biological phosphorus removal by pure culture of *Lampropedia* spp. *Wat. Res.* **31**(6), 1317-1324.

Stern L.B., and Marais G.v.R. (1974) *Sewage as the electron donor in biological denitrification* Research Report No.W7, Dept. of Civil Eng., University of Cape Town, S.A.

Timmerman M.W. (1979) Biological phosphate removal from domestic wastewater using anaerobic/aerobic treatment. *Development Ind. Microbiol.*,**20**.

Vacker D., Connell C.H., and Wells W.N. (1967) Phosphate removal through municipal wastewater treatment at San Antonio, Texas. *J. Water Pollut. Control Fed*. **39**, 750-771.

van Loosdrecht M.C.M., Brandse F.A., and de Vries A.C. (1998) Upgrading of waste water treatment processes for integrated nutrient removal - The BCFS process. *Wat. Sci. Tech.* **37**(9), 209-217.

van Loosdrecht M.C.M., Smolders G.J., Kuba T., and Heijnen J.J. (1997) Metabolism of micro-organisms responsible for enhanced biological phosphorus removal from wastewater - Use of dynamic enrichment cultures. *Antonie Van Leeuwenhoek Int. J. Gen. Molec. Microbiol.* **71**(1-2), 109-116.

Venter S.L., Halliday J., and Pitman A.R. (1978) Optimisation of the Johannesburg Olifantsvlei extended aeration plant for phosphorus removal. *Prog. Wat. Tech.* **10(**1/2), 279-292.

Viconneau J.C., Hascoet M.C. and Florentz M. (1985) The first application of biological phosphorus removal in France. In Proc. Int. Conf. Management Strategies for Phosphorus in the Environment, Selper Ltd. UK.

Vlekke G.J.F.M., Comeau Y., and Oldham W.K. (1988) Biological phosphate removal from wastewater with oxygen or nitrate in sequencing batch reactors. *Environ. Tech. Lett.* **9**, 791-796.

Wagner M., Erhart R., Manz W., Amann R., Lemmer H., Wedi D., Schleifer K.H. (1994) Development of an rRNA-targeted oligonucleotide probe specific for the genus *Acinetobacter* and its application for *in situ* monitoring in activated sludge. *Appl. Environ. Microbiol.* **60**(3), 792-800.

Watanabe A., Miya A., and Matsuo Y. (1984). Laboratory scale study on biological phosphate removal using synthetic waste water: Removal performance and the investigation of enhanced phosphorus accumulating organisms. IAWPRC, *Newsletter of the Study Group on Phosphate Removal in Biological Sewage Treatment Processes* **2**(1), 40-43.

Wentzel M.C., Dold P.L., Ekama G.A., and Marais G.v.R. (1989a) Enhanced polyphosphate organism cultures in activated sludge systems 3. Kinetic model. *Water SA* **15**(2), 89-102.

Wentzel M.C., Ekama G.A., Dold P.L., and Marais G.v.R. (1990). Biological excess phosphorus removal - Steady-state process design. *Water SA* **16**(1), 29-48.

Wentzel M.C., Ekama G.A., Loewenthal R.E., Dold P.L., and Marais G.v.R. (1989b) Enhanced polyphosphate organism cultures in activated-sludge systems .2. Experimental behavior. *Water SA* **15**(2), 71-88.

Wentzel M.C., L.H. Lötter Loewenthal R.E., and Marais G.v.R. (1986) Metabolic behaviour of *Acinetobacter* spp. in enhanced biological phosphorus removal - A biochemical model. *Water SA* **12**, 209-224.

Wentzel M.C., Lotter L.H., Ekama G.A., Loewenthal R.E., and Marais G.v.R. (1991) Evaluation of biochemical-models for biological excess phosphorus removal. *Wat. Sci. Tech.* **23**(4-6), 567-576.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

in biological phosphorus removal systems - effect of temperature. *Wat. Sci. Tech.* **46**(1-2), 191-194.
Wilson D.E., and Marais G.v.R. (1976) *Adsorption phase in biological denitrification*. Research Report No.W11, Dept. of Civil Eng., University of Cape Town, S.A.
Witherow J.L. (1970). Phosphorus removal in activated sludge. *Proc. 24th Industrial Waste Conference*, Purdue University, 1169.
Wong M.T., Tan F.M., Ng W.J. and Liu W.T. (2004) Identification and occurrence of tetrad-forming alphaproteobacteria in anaerobic–aerobic activated sludge processes. *Microbiology-SGM* **150**, 3741–3748.
WRC (1984) *Theory, design and operation of nutrient removal activated sludge processes*. Water Research Commission, Pretoria, S.A.
Zeng R.J., van Loosdrecht M.C.M., Yuan Z. and Keller J. (2003) Metabolic model for glycogen-accumulating organisms in anaerobic/aerobic activated sludge systems. *Biotech. Bioeng.* **81**(1), 92-105.
Yeoman S., Hunter M., Stephenson T., Lester J.N. and Perry R. (1988). An assessment of excess biological phosphorus removal during activated sludge treatment. *Env. Tech. Lett*. 9, 637-646.
Wentzel M.C., Marais G.v.R., Loewenthal R.E., and Ekama G.A. (1988) Enhanced polyphosphate organism cultures in activated-sludge systems 1. Enhanced culture development. *Water SA* **14**(2), 81-92.
Wentzel M.C., Mbewe A., and Ekama G.A. (1995) Batch test for measurement of readily biodegradable COD and active organism concentrations in municipal wastewaters. *Water SA* **21**(2), 117-124.
Wentzel M.C., Dold P.L., Ekama G.A., and Marais G.v.R. (1985) Kinetics of biological phosphorus release. *Wat. Sci. Tech.* **17**(11/12), 57-71.
Wentzel M.C., Ekama G.A., and Marais G.v.R. (1992) Processes and modelling of nitrification-denitrification biological excess phosphorus removal systems – a review. *Wat. Sci. Tech*. **25**(6), 59-82
Whang L.M., Filipe C.D.M. and Park J.K. (2007) Model-based evaluation of competition between polyphosphate- and glycogen-accumulating organisms. *Wat. Res.* **41**(6), 1312-1324.
Whang L.M. and Park J.K. (2006) Competition between polyphosphate- and glycogen-accumulating organisms in enhanced biological phosphorus removal systems: Effect of temperature and sludge age. *Wat. Environ. Res.* **78**(1), 4-11.
Whang L.M., and Park J.K. (2002) Competition between polyphosphate- and glycogen-accumulating organisms

شكر وتقدير

يشكر المؤلفون Carlos M. Lopez-Vazquez ويعربون عن تقديرهم لمساهمته بالفقرة رقم ٧-١١ بشأن الكائنات المراكمة للجليكوجين.

المصطلحات والرموز

رمز جديد (الفصل السابع)	رمز جامعة كيب تاون UCT (الفصل الرابع والخامس)	الوصف	الوحدات
a	a	معدل إعادة تدوير السائل المخلوط معتمدًا على تدفق المياه الداخلة	$m^3.d/m^3.d$
a_{opt}	a_{opt}	معدل إعادة التدوير a التي تمنح أدنى حد للـ N_{ne}	$m^3.d/m^3.d$
b_{OHO}	b_H	معدل فقد الكتلة الذتية المُحدد للكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHOs	gEVSS/gVSS.d
$b_{OHO,T}$	b_{BH}	معدل فقد الكتلة الذاتية المُحدد للكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHOs عند درجة حرارة T	gEVSS/gVSS.d
b_{PAO}		معدل فقد الكتلة الذاتية المُحدد للكائنات المراكمة للفسفور PAOs	gEVSS/gVSS.d
$b_{PAO,T}$	b_{GT}	معدل فقد الكتلة الذاتية المُحدد للكائنات المراكمة للفسفور PAOs عند درجة حرارة T	gEVSS/gVSS.d
COD_b		تركيز طلب الاكسجين الكيميائي القابل للتحلل COD	$gCOD/m^3$

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

$COD_{b,i}$		تركيز طلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل COD في المياه الداخلة	$gCOD/m^3$
$COD_{b,OHO}$		تركيز طلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل المتاح للكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHOs	$gCOD/m^3$
D_{P1}		قدرة إزالة النيترة للمفاعل الأبتدائي منقوص الأكسجين	$gNO_3\text{-}N/m^3$ influent
D_{P3}		قدرة إزالة النيترة للمفاعل الثانوي منقوص الأكسجين	$gNO_3\text{-}N/m^3$ influent
f_{AN}	f_{xa}	نسبة الكتلة اللاهوائية	gVSS/gVSS
f_{AX1}	f_{X1}	نسبة كتلة المفاعل الابتدائي منقوص الأكسجين	gVSS/gVSS
$f_{AX1,min}$		أدنى نسبة كتلة رئيسة منقوصة أكسجين	gVSS/gVSS
f_{AX3}	f_{X3}	نسبة كتلة المفاعل الثانوي منقوص الأكسجين	gVSS/gVSS
$FCOD_{b,i}$	FS_{bi}	الكتلة اليومية للمواد العضوية القابلة للتحلل في المياه الداخلة	gCOD/d
$FCOD_{b,OHO}$	FS_{BH}	الكتلة اليومية للركيزة القابلة للتحلل المتاحة للكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHOs	gCOD/gCOD
$FCOD_i$	FS_{ti}	الكتلة اليومية لطلب الأكسجين الكيميائي COD في المياه الداخلة	gCOD/d
f_{CV}	f_{cv}	معدل طلب الأكسجين الكيميائي إلى المواد الصلبة العالقة المتطايرة للحمأة COD/VSS	gCOD/gVSS
$f_{FSS,OHO}$	f_{iOHO}	محتوى المواد غير العضوية للكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHOs	gFSS/gTSS
$f_{FSS,PAO}$		محتوى المواد غير العضوية للكائنات المراكمة للفسفور PAOs	gFSS/gTSS
$f_{N,VSS}$	f_n	محتوى نيتروجين الحمأة	gN/gVSS
FN_{synth}		الكتلة اليومية للنيتروجين المطلوب لإنتاج الحمأة	gN/d
$FO_{2,C}$	FO_c	الكتلة اليومية لطلب الأكسجين الغني بالكربون	gO_2/d
$FO_{2,OHO}$	FO_H	الكتلة اليومية للأكسجين المُستهلك بواسطة الكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHOs	gO_2/d
$FO_{2,PAO}$	FO_G	الكتلة اليومية للأكسجين المُستهلك بواسطة الكائنات المراكمة للفسفور PAOs	gO_2/d
$FO_{2,T}$	FO_t	الكتلة اليومية لطلب الأكسجين الكُلي	gO_2/d
$f_{P,FSS}$		نسبة الفسفور في المواد الصلبة العالقة الثابتة (غير العضوية)	gP/gFSS
$f_{P,FSS,i}$		نسبة الفسفور في المواد الصلبة العالقة الثابتة FSS في المياه الداخلة	gP/gFSS
$f_{P,OHO}$	f_{XBHP}	نسبة الفسفور في الكتلة النشطة للكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHOs	gP/gAVSS
$f_{P,PAO}$	f_{XBGP}	نسبة الفسفور في الكتلة النشطة للكائنات المراكمة للفسفور PAO	gP/gAVSS
$f_{P,TSS}$	f_p	محتوى الفسفور وفقًا للمواد الصلبة العالقة الكلية TSS	gP/gTSS
$f_{P,VSS}$	f_p	محتوى الفسفور وفقًا للمواد الصلبة العالقة المتطايرة VSS	gP/gVSS
$f_{P,XE,OHO}$	f_{XEGP}	نسبة الفسفور في الكتلة الذاتية للكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHOs	gP/gEVSS
$f_{P,XE,PAO}$		نسبة الفسفور في الكتلة الذاتية للكائنات المراكمة للفسفور PAO	gP/gEVSS
$f_{P,XI}$	f_{XIP}	نسبة الفسفور في الكتلة الخاملة	gP/gIVSS
$f_{PO4,rel}$	f_{prel}	معدل انبعاث الفسفور إلى امتصاص المواد الصلبة العالقة المتطايرة P release/VFA uptake	gP/gCOD
$FS_{F,CONV}$		الكتلة اليومية لطلب الأكسجين COD القابل للتخمر المُحَول إلى أحماض دهنية متطايرة VFAs في المفاعل اللاهوائي	gCOD/d
$f_{SI,CODi}$	$f_{S'us}$	نسبة طلب الأكسجين الكيميائي المُذاب غير القابل للتحلل في المياه الداخلة COD	gCOD/gCOD
$FS_{PO4,rel}$	MP_{re}	الكتلة اليومية للفسفور المُنبعث بواسطة الكائنات المراكمة للفسفور PAOs	gP/d
$f_{SS,CODi}$	$f_{St's}$	النسبة الكلية للأكسجين الكيميائي القابل للتحلل بسهولة COD في المياه الداخلة	gCOD/gCOD
f_{SS}	$f_{Sb's}$	نسبة طلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل بسهولة في المياه الداخلة لطلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل في المياه الداخلة	gCOD/gCOD

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

$FS_{S,PAO}$	MS_{seq}	الكتلة اليومية لـ S_S المُخزن بواسطة الكائنات المراكمة للفسفور PAOs في المفاعل اللاهوائي	gCOD/d
$FS_{VFA,i}$		الكتلة اليومية للأحماض الدهنية المتطايرة VFAs في المياه الداخلة	gCOD/d
$f_{SVFA,SSi}$		نسبة الأحماض الدهنية المتطايرة VFAs لطلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل بسهولة COD	gCOD/g COD
f_{VT}	f_{VTH}	معدل المواد الصلبة العالقة المتطايرة إلى المواد الصلبة العالقة الكلية VSS/TSS من أجل الكتل النشطة والذاتية للكائنات الحية العادية غيرية التغذية، والكتلة الذاتية والكتلة الخاملة للكائنات المراكمة للفسفور PAOs	gVSS/gTSS
$f_{VT,PAO}$	f_{VTG}	معدل المواد الصلبة العالقة المتطايرة إلى المواد الصلبة العالقة VSS/TSS للكتلة النشطة للكائنات المراكمة للفسفور PAOs	gVSS/gTSS
f_{Xdmax}		أقصى نسبة للكتلة منقوصة الأكسجين	gVSS/gVSS
$f_{XE,OHO}$	f_{EH}	نسبة البقايا الذاتية للكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHOs	gEVSS/gAVSS
$f_{XE,PAO}$	f_{EG}	نسبة البقايا الذاتية للكائنات المراكمة للفسفور PAOs	gEVSS/gAVSS
$FX_{FSS,i}$	MX_{IOi}	الكتلة اليومية للمواد غير العضوية في المياه الداخلة	gFSS/d
$f_{XI,CODi}$	$f_{S'up}$	نسبة طلب الأكسجين الكيميائي الجزيئي غير القابل للتحلل في المياه الداخلة COD	g COD/gCOD
f_{Xmax}		أقصى نسبة كتلة غير هوائية	g VSS/gVSS
$FX_{S,i}$		الكتلة اليومية لطلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل ببطء في المياه الداخلة COD	g COD/d
HRT_{np}	R_{hn}	متوسط زمن المكث الهيدروليكي الاسمي للعملية	d
K'_{1T}		معدل إزالة النيترة المُحدد في المفاعل الابتدائي منقوص الأكسجين لنظام تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا المُستخدم للنترتة وإزالة النيترة NDEBPR على طلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل بسهولة RBCOD عند درجة حرارة T	$gNO_3^-N/gOHOVSS.d$
K'_{2T}		معدل إزالة النيترة المحدد في المفاعل الأبتدائي منقوص الأكسجين لنظام تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا المُستخدم للنترتة وإزالة النيترة NDEBPR على طلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل ببطء SBCOD عند درجة حرارة T	$gNO_3^-N/gOHOVSS.d$
K'_{3T}		معدل إزالة النيترة المُحدد في المفاعل الثانوي منقوص الأكسجين لنظام تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا المُستخدم للنترتة وإزالة النيترة NDEBPR على طلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل ببطء عند درجة حرارة T	$gNO_3^-N/gOHOVSS.d$
$k_{F,T}$	K_{CT}	ثبات معدل التخمر ذات المرتبة الأولى عند درجة حرارة T	$m^3/gOHOVSS.d$
K'_T		معدل إزالة النيترة المُحدد للكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHOs لنظام تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا المُستخدم للنترتة وإزالة النيترة NDEBPR (') عند درجة حرارة T	$gNO_3^-N/gOHOVSS.d$
$MX_{E,OHO}$	MX_{EH}	كتلة البقايا الذاتية للكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHO في النظام	gEVSS
$MX_{E,PAO}$	MX_{EG}	كتلة البقايا الذاتية للكائنات المراكمة للفسفور PAOs في النظام	gEVSS
MX_{FSS}		كتلة المواد الصلبة العالقة الثابتة (غير العضوية) في النظام	gFSS
MX_I	MX_I	كتلة المادة العضوية الخاملة في النظام، الآتية من المياه الداخلة	gVSS (or gIVSS)
MX_{OHO}	MX_{BHv}	كتلة الكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHOs في النظام	gAVSS
MX_{PAO}	MX_{BG}	كتلة الكائنات المراكمة للفسفور PAO في النظام	gAVSS
MX_{TSS}		كتلة المواد الصلبة العالقة الكلية في النظام	gTSS
MX_{VSS}	MX_v	كتلة المواد الصلبة العالقة المتطايرة في النظام	gTSS
n	n	رقم المفاعل اللاهوائي من سلسلة	-

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

N	N	العدد الكلي للمفاعلات اللاهوائية متساوية الحجم في السلسلة n = ١، ٢....N	-
NIT_c	N_c	قدرة نترتة المفاعل الحيوي	$gNO_3\text{-}N/m^3$
Q_i	Q_i	متوسط معدل التدفق اليومي في المياه الداخلة	m^3/d
$Q_{i,adwf}$	$Q_{i,adwf}$	متوسط تدفق المناخ الجاف	Ml/d
r	r	معدل إعادة تدوير السائل المخلوط من المفاعل الهوائي إلى منقوص الأكسجين (أو اللاهوائي) معتمدًا على تدفق المياه الداخلة	$m^3.d/m^3.d$
s	s	معدل إعادة تدوير الحمأة النشطة العائدة معتمدًا على تدفق المياه الداخلة	$m^3.d/m^3.d$
S_{Alk}	S_{Alk}	تركيز القلوية	$mgCaCO_3/l$
S_F	S_F	تركيز المادة العضوية القابلة للتخمر	$gCOD/m^3$
$S_{F,ANn}$	S_{bsf}	تركيز المادة العضوية القابلة للتخمر في أقصى مفاعل لاهوائي n^{th}	$gCOD/m^3$
$S_{F,conv}$	S'_{bsfi}	المادة العضوية القابلة للتخمر المُحَولة إلى أحماض دهنية متطايرة VFAs على حجم المياه الداخلة	$gCOD/m^3$
$S_{F,DENIT}$		الركيزة القابلة للتخمر المُستهلكة بواسطة إزالة النيترة في المفاعل اللاهوائي	$gCOD/m^3$
$S_{F,i}$	S_{bsfi}	تركيز المادة العضوية القابلة للتخمر في المياه الداخلة	$gCOD/m^3$
$S_{F,i,conv}$	S'_{bsfi}	الـ $S_{F,i}$ المتاح للتحويل إلى أحماض دهنية متطايرة على حجم المياه الداخلة	$gCOD/m^3$
$S_{F,OXID}$		الركيزة القابلة للتخمر المُستهلكة بواسطة الأكسدة الهوائية في المفاعل اللاهوائي	$gCOD/m^3$
$S_{I,i}$		تركيز المادة العضوية الذائبة الخاملة في المياه الداخلة	$gCOD/m^3$
$S_{NO3,e}$	N_{ne}	تركيز النترات في النفايات السائلة	$gNO_3\text{-}N/m^3$
$S_{NO3,i}$	N_{03i}	تركيز النترات في المياه الداخلة (إلى المفاعل اللاهوائي)	$gNO_3\text{-}N/m^3$
$S_{NO3,s}$	N_{03r}	تركيز النترات في إعادة تدوير الحمأة إلى المفاعل اللاهوائي	$gNO_3\text{-}N/m^3$
S_{O2}	S_{O2}	تركيز الأكسجين المُذاب	gO_2/m^3
$S_{O2,a}$	O_r	تركيز الأكسجين في إعادة التدوير منقوصة الأكسجين إلى المفاعل اللاهوائي	gO_2/m^3
$S_{O2,i}$	O_i	تركيز الأكسجين في المياه الداخلة	gO_2/m^3
$S_{O2,s}$	N_{ns}	تركيز الأكسجين في إعادة تدوير الحمأة إلى المفاعل اللاهوائي	gO_2/m^3
$S_{PO4,rel}$	P_{rel}	تركيز الفسفور المُنبعث	gP/m^3
SRT	R_s	عمر الحمأة	d
$S_{S,i}$	S_S	تركيز طلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل بسهولة COD في المياه الداخلة	$gCOD/m^3$
$S_{S,PAO}$		تركيز Ss المُخزنة بواسطة الكائنات المراكمة للفسفور PAOs	$gCOD/m^3$
S_{VFA}	S_A	تركيز الاحماض الدهنية المتطايرة	$gCOD/m^3$
$S_{VFA,i}$	S_{bsai}	تركيز الأحماض الدهنية المتطايرة VFAs في المياه الداخلة	$gCOD/m^3$
t	t	الزمن	h
T	T	درجة الحرارة	^oC
TKN	N_t	إجمالي تركيز نيتروجين كلداهل	gN/m^3
$TKN_{i,synth}$		إجمالي نيتروجين كلداهل في المياه الداخلة المطلوبة لتوليف الكتلة الحيوية	gN/m^3
T_{min}	T	أدنى درجة حرارة	^oC
$T_{P,e}$	P_t	إجمالي تركيز الفسفور في النفايات السائلة	gP/m^3
$T_{P,i}$	P_t	إجمالي تركيز الفسفور في المياه الداخلة	gP/m^3
TSS	X_{TSS}	المواد الصلبة العالقة الكلية	$gTSS/m^3$
V_P	V_p	حجم العمليات البيولوجية (المفاعل الحيوي)	l
VSS	X_v	تركيز المواد الصلبة العالقة المتطايرة VSS	$gVSS/m^3$

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

$X_{FSS,i}$		تركيز المواد الصلبة العالقة الثابتة FSS في المياه الداخلة	g FSS/m^3
$X_{I,i}$		تركيز المادة الجزيئية الخاملة في المياه الداخلة	gCOD/m^3
X_{OHO}	X_{OHO}	تركيز الكائنات الحية العادية غيرية التغذية	gCOD/m^3
$X_{OHO,AN}$		تركيز الكائنات الحية العادية غيرية التغذية في المفاعل اللاهوائي	gCOD/m^3
X_{PAO}	X_{PAO}	الكائنات المراكمة للفسفور	gCOD/m^3
X_S	X_S	تركيز المواد العضوية القابلة للتحلل ببطء	g COD/m^3
$X_{S,i}$		تركيز المواد العضوية القابلة للتحلل ببطء في المياه الداخلة	g COD/m^3
X_{TSS}	X_t	إجمالي تركيز المواد الصلبة العالقة للمفاعل	g TSS/m^3
$X_{TSS.OX}$		تركيز المواد الصلبة العالقة الكلية المرغوبة والمختارة في المفاعل الهوائي	gTSS/m^3
X_{VSS}		تركيز المواد الصلبة العالقة المتطايرة للمفاعل	gVSS/m^3
$X_{VSS.OX}$		تركيز المواد الصلبة العالقة الكلية المرغوبة والمُختارة في المفاعل الهوائي	gVSS/m^3
Y_{OHO}	Y_{Hv}	ناتج الكتلة الحيوية للكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHO	gAVSS/gCOD
ΔP_{OHO}	ΔP_H	إزالة الفسفور بسبب الكائنات الحية العادية غيرية التغذية OHOs	gP/m^3 influent
ΔP_{PAO}	ΔP_G	إزالة الفسفور بسبب الكائنات المراكمة للفسفور PAOs	gP/m^3 influent
ΔP_{SYS}	ΔP_T	إجمالي إزالة الفسفور بواسطة النظام	gP/m^3 influent
$\Delta P_{SYS.ACT}$		إجمالي الإزالة الفعلية للفسفور بواسطة النظام	gP/m^3 influent
$\Delta P_{SYS,POT}$		إجمالي الإزالة المحتملة للفسفور بواسطة النظام	gP/m^3 influent
ΔP_{XE}	-	إزالة الفسفور بسبب كتلة البقايا الذاتية	gP/m^3 influent
ΔP_{XI}	ΔP_I	إزالة الفسفور بسبب الكتلة الخاملة	gP/m^3 influent

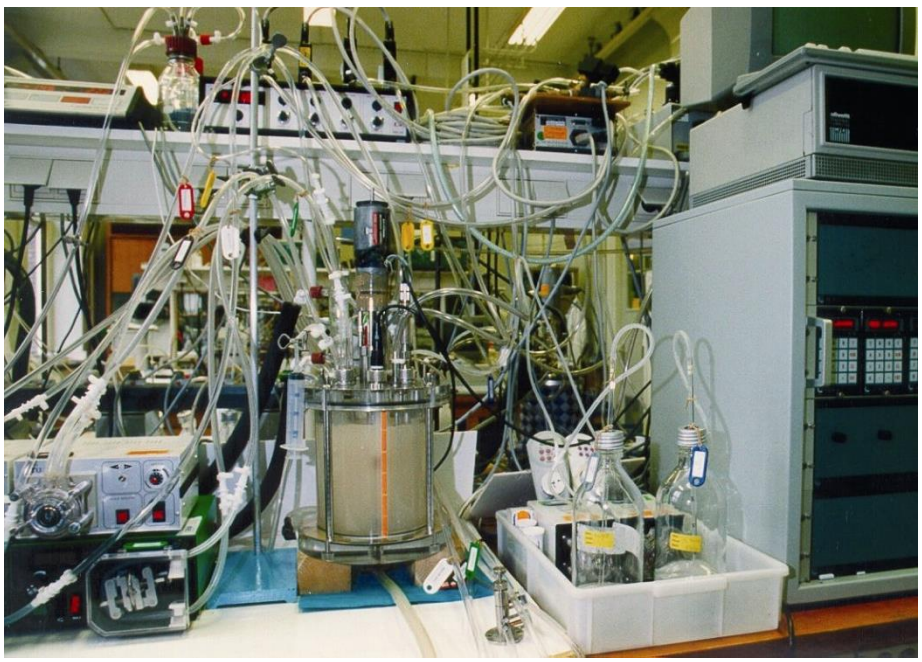
الاختصار	الوصف
A/O	عملية لاهوائية/ منقوصة الأكسجين
A^{2}O	عملية لاهوائية، منقوصة الأكسجين، هوائية
AN	لاهوائي
AX	منقوص الأكسجين
AVSS	المواد الصلبة العالقة المتطايرة النشطة
BNR	إزالة النيتروجين بيولوجيًا
DDGGE	المسخ بالرحل الكهربائي الهلامي الجاف
e	المياه الخارجة (المعالجة)
EBPR	تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا
EM	الميكروسكوب الألكتروني
EVSS	بقايا ذاتية في شكل مواد صلبة عالقة متطايرة
FISH	الفلورة في مسابر التهجين التألقي في الموضع
FSS	المواد الصلبة العالقة الثابتة (غير العضوية)
HRT	زمن المكث الهيدروليكي
IVSS	المواد الصلبة العالقة المتطايرة الخاملة
I	المياه الداخلة
JHB	عملية جوهانسبيرج
MLE	عملية لودزاك إيتينجار المعدلة
MLSS	المواد الصلبة العالقة للسائل المختلط

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

MLVSS	المواد الصلبة العالقة المتطايرة للسائل المختلط
MUCT	عملية جامعة كيب تاون المعدلة
NIT	الكائنات الحية المستخدمة للنترتة
ND	النيترة وإزالة النيترة
NDEBPR	عملية تعزيز إزالة الفسفور بيولوجيًا المستخدمة للنترتة وإزالة النيترة
OHO	الكائنات الحية العادية غيرية التغذية
OUR	معدل امتصاص الأكسجين
OX	هوائي
PAO	الكائنات المراكمة للفوسفات
PHA	بولي هيدروكسي ألكانوات
PHB	بولي هايدروكسي بيوتيرات
PHV	بولي هيدروكسي فاليرات
PO_4	فوسفات
RAS	الحمأة النشطة العائدة
RBCOD	طلب الاكسجين الكيميائي القابل للتحلل بسهولة
SBCOD	المادة العضوية الجسيمية القابلة للتحلل ببطء
SBR	المفاعل المتتابع الدفعي
SRT	زمن مكث الحمأة
SST	حوض الترسيب الثانوي
TCA	دورة حمض ثلاثي الكاربوكسيل
TKN	إجمالي نيتروجين كلداهل
TN	النيتروجين الكلي
TP	الفسفور الكلي
TSS	المواد الصلبة العالقة الكلية
UCT	عملية جامعة كيب تاون
VFA	الحمض الدهني المتطاير
VSS	المواد الصلبة العالقة المتطايرة
VIP	عملية محطة مبادرة فيرجينيا
W	مخلفات الحمأة من المفاعل الهوائي
ws	مخلفات الحمأة من خط إعادة تدوير الحمأة

الرموز اليونانية (الفصل السابع)	رمز جامعة كيب تاون (الفصل الرابع والخامس)	الوصف	الوحدات
A		ثابت ألفا	
B		ثابت بيتا	
$\mu_{NITmax20}$	μ_{Am20}	أقصى معدل نمو مُحدد لباكتيريا النيترة عند ٢٠ درجة مئوية	d^{-1}
θ_{kF}		معامل درجة حرارة أرهينيس لـ k_F	-
H		عامل انخفاض معدلات عملية التحلل/ النمو الهوائي على طلب الأكسجين الكيميائي القابل للتحلل ببطءعند الظروف منقوصة الأكسجين	
θ_{bOHO}		معامل درجة حرارة أرهينيس لـ b_{OHO}	-
θ_{bPAO}		معامل درجة حرارة أرهينيس لـ b_{PAO}	-

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



بحوث أساسية باستخدام البيئات الغنية من الكائنات المراكمة للفوسفات (PAOs) على نطاق المختبر فى مفاعلات التتابع الدفعي و التى ساهمت بشكل كبير فى تطوير نماذج الأيض
(photo: D. Brdjanovic)

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



٨

إزالة الكائنات الممرضة (مسببات الأمراض)

Charles P. Gerba

٨-١ مقدمة

على الرغم من أن البشر معرضون بصورة مستمرة لعدد كبير من الكائنات الدقيقة في البيئة، إلا أن عدد قليل من هذه الكائنات يكون قادرًا على التفاعل مع العوائل التي يعيش عليها بطريقة تنتج عنها العدوى والمرض. وتسمى الكائنات الدقيقة المسببة للأمراض "جراثيم" أو مسببات الأمراض. والعدوى هي العملية التي فيها تتكاثر الجراثيم أو تنمو على أو في العائل. والعدوى لا ينتج عنها بالضرورة أي مرض حيث إنه يمكن للكائن الدقيق أن ينمو على أو في العائل ولكن لا ينتج عنه مرض. ففي حالة العدوى المعوية التي تسببها السالمونيلا (أي الإسهال) نجد أن نصف الأفراد المصابين فقط هم الذين تظهر عليهم أعراض مرضية. وتنشأ مسببات الأمراض عادة من عائل مصاب بالعدوى (إما إنسان أو حيوان) أو مباشرة من البيئة المحيطة.

والكائنات الدقيقة التي تنتقل عن طريق برازي– فمي يشار إليها دائمًا كجراثيم معوية لأنها تعدي الجهاز المعوي. وهي مستقرة على نحو ملحوظ في الماء والغذاء وقادرة – في حالة البكتيريا المعوية – على النمو خارج العائل في ظل الظروف البيئية المواتية (درجات الحرارة الدافئة والمادة العضوية الكافية).

والأمراض المنتقلة عن طريق المياه هي تلك التي تنتقل خلال تناول مياه ملوثة والتي تعمل كناقل سلبي لعامل العدوى. والأمراض التقليدية المنتقلة عن طريق المياه، الكوليرا وحمى التيفوئيد، والتي اجتاحت مرارا مناطق كثيفة السكان على مدى التاريخ الإنساني، تمت السيطرة عليها بفعالية بحماية مصادر المياه وبمعالجة موارد المياه الملوَّثة. والأمراض الأخرى التي تسببها البكتيريا والفيروسات والبروتوزوا والديدان الطفيلية (الديدان المعوية) قد تنتقل أيضًا بواسطة مياه الشرب الملوثة. ومع ذلك فإنه من المهم أن نتذكر أن الأمراض المنتقلة عن طريق المياه تنتقل عن طريق برازي–فمي، من إنسان إلى إنسان أو حيوان إلى إنسان، وبهذا فمياه الشرب مجرد واحدة من موارد عديدة ممكنة لنقلها.

٨-٢ أنواع مسببات الأمراض المعوية

تشمل الكائنات الدقيقة الجرثومية القادرة على إحداث المرض الفيروسات والبكتيريا والبروتوزوا. والديدان أو الديدان المعوية قادرة أيضًا على أن تنتقل بواسطة مياه الصرف الصحي المنزلي. وبعض الأنواع الشائعة للجراثيم المعوية الموجودة في مياه المجاري موجودة في جدول ٨-١ حتى ٨-٣.

© 2008 Charles P. Gerba. Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design. Edited by M. Henze, M.C.M. van Loosdrecht, G.A. Ekama and D. Brdjanovic. ISBN: 9781843391883. Published by IWA Publishing, London, UK.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

جدول ٨–١ تقسيم بعض البروتوزوا والديدان التي تنتقل بيئيًا

البروتوزوا
شعبة البرغيات
سيكلوسبورا
كريبتوسبورديوم
شعبة السوطيات
إنتاميبا هيستوليتكا
جيارديا لامبليا
الديدان
شعبة الخيطيات
أسكاريس
نيكاتور
تريكوريس
شعبة الديدان المعوية
طائفة السيستوديا
تينيا ساجيناتا

٨–٢–١ الفيروسات

تتكون الفيروسات من حمض نووي فقط (والذي يحوي المعلومات الجينية) محاط بغطاء أو غلاف واقي. وبعض الفيروسات ربما يكون لها أيضًا طبقة دهنية تحيط بالغطاء البروتيني. والحمض النووي إما حمض نووي ريبوزي أو حمض ريبي نووي ناقص الأكسجين (RNA أو DNA ترتيبًا). كما لا يمكنها النمو خارج عوائلها (من البكتيريا أو النبات أو الحيوان) وهي لا تحتاج إلى غذاء لتبقى حية. ولهذا السبب فهي قادرة على البقاء حية لفترات طويلة، خاصة في درجات الحرارة المنخفضة في بيئتها. والفيروسات التي تعدي البكتيريا تسمى "ملتقمة البكتيريا"، والتي تعدي منها البكتيريا القولونية تسمى " ملتقمة القولونيات" والفيروسات البشرية التي تنمو في القناة المعوية يشار لها كفيروسات معوية. والفيروسات المعوية عادة تكون محددة العائل تمامًا، وهكذا لا تعدي الفيروسات البشرية سوى البشر. ومجرد تناول فيروسات قليلة (١–١٠ فقط) يمكن أن يسبب العدوى، مقارنة مثلاً بالآلاف من البكتيريا المعوية.

وتحتاج الفيروسات المعوية البشرية لاستخدام وسط نسيجي حيواني (مثل خلايا كلى القرود) لعزلها ونموها في المعمل، مما يجعلها أكثر تكلفة بكثير من البكتيريا المعوية في دراستها.

وهناك الآن أكثر من ١٦٠ فيروس معوي معروف لعدوى الإنسان، منهم أنواع جديدة يتم اكتشافها بصورة منتظمة. وهناك عدد كبير من الفيروسات المعوية تسبب الإسهال. وفيروس روتا (العجلي) عدوى شائعة بين الأطفال تحت عمر السنتين، ويسبب قدر كبير من الوفيات في الأطفال بالدول النامية. وقد ارتبطت أكثر من اثني عشرة حالة تفشي للأمراض المنتقلة بطريق المياه في الأطفال والبالغين بهذا الفيروس. أما فيروس الحمض النووي وما يرتبط به من الفيروسات العفنية (الإعفينية) فهي المسببات الرئيسة للإسهالات في العالم، وقد اكتشفت أول مرة خلال تفشي لمرض النزلات المعوية في نوروك بأوهايو في الولايات المتحدة في عام ١٩٦٨. وهذا الفيروس يسبب حالة مرضية يميزها الإسهال والقيء ويستمر عادة لمدة ٢٤ ساعة. ولا توجد مناعة طويلة الأمد ويمكن أن تعاد العدوى للأشخاص مرات ومرات. هذا هو الفيروس الأكثر شيوعًا و المرتبط بتفشي الأمراض المنقولة بواسطة المياه. والتهاب الكبد الفيروسي المنتقل في المياه يسببه فيروس A و فيروس E الكبدي الوبائي (HAV و HEV ترتيبًا). وفيروس الالتهاب الكبدي A و E شائعان كثيرًا في الدول النامية. وبينما نجد أن حوالي ٩٠% من السكان قد يكون لديهم أجسام مضادة لفيروس HAV، نجد أن HEV قد ارتبط بتفشي كبير للأمراض المنتقلة بطريق الماء في آسيا وأفريقيا. ولكن لم يتم توثيق حالات لتفشيها في الدول المتقدمة. ويمكن أن يسبب HEV الوفاة عند النساء الحوامل، حوالي ٢٠–٣٠% أثناء تفشي وباء الأمراض المنتقلة بطريق الماء. و HEV هو الفيروس المعوي الوحيد المقاوم لتثبيط نشاطه بالحرارة.

والفيروسات المعوية هي الفيروسات التي تمت دراستها بكثافة في مياه الصرف الصحي، لأنها الأكثر سهولة في النمو معمليًا. والفيروسات المعوية أعضاء في عائلة "الفيروسات البيكورناوية" والتي هي من ضمن أصغر فيروسات الأحماض النووية الريبوية. و pico تعني "صغير". والفيروسات المعوية فيروسات ذات قفيصة (غطاء كالقفص الصغير) متعددة السطوح. والفيروسات هنا تكون تقريبًا ٢٧–٣٢ ن.م (نانوميتر) في قطرها. وتنقسم الفيروسات المعوية إلى عدة مجموعات (جدول ٨–٢). ويتكون الحمض النووي للفيروسات المعوية من ssRNA، وهي فيروسات تُكتشف كثيرًا في مياه الصرف الصحي الملوثة. ومع ذلك فإن ظهورها بصورة سائدة قد يرتبط جزئيًا مع خلايا مرتبطة بنموها؛ لأن العديد من الفيروسات المعوية مثل HAV والفيروسات الغدية وفيروسات روتا (العجلية) وفيروسات الحمض النووي والفيروسات المستديرة الصغيرة الأخرى يصعب عليها النمو في الخلايا التقليدية.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

جدول ٨-٢ الفيروسات المعوية والأمراض المرتبطة بها

الفيروس المعوي	المرض
الفيروسات المعوية	
فيروس شلل الأطفال	الشلل
فيروس كوكساكي	الالتهاب السحائي- مرض القلب – السكر نزلات البرد – الإسهال
فيروس إيكوي	الحمى – الطفح – الالتهاب السحائي- الإسهال
فيروسات معوية (٦٨ – ١٠٠ نوع)	التهاب العين – الحمى – الشلل – الالتهاب السحائي
فيروس A الكبدي	أمراض الكبد
فيروسات تنفس يتيمة	غير معروف
الفيروس العجلي (روتا)	الإسهال
فيروس غدي (غدد)	الإسهال – عدوى العين والحلق – عدوى تنفسية – بدانة
فيروس نجمي	الإسهال
فيروس إكليلي بشرية كأسية	الإسهال
فيروس حمض نووي	الإسهال
فيروس عفن	الإسهال
فيروس التهاب كبدي	أمراض الكبد
فيروس نووي صغير	الإسهال
فيروس حليمي	الإسهال

إن الفيروسات التي تنتمي للفيروسات المعوية قادرة على أن تسبب تنوعًا كبيرًا من الظروف المرضية مثل الحمى والهرش والالتهاب السحائي وأمراض القلب والشلل والسكر والإسهال والخلل العقلي. وهناك الآن تقريبًا ١٠٠ نوع معروف من الفيروسات المعوية ولكن الأكثر فحصًا من بينها فيروس كوكساكي وفيروس إيكوي وفيروس شلل الأطفال. والعديد من هذه الفيروسات يسهل عزله من مياه الصرف الصحي وتكون مصدرًا لمعظم المعلومات عن فعالية معالجة مياه الصرف الصحي في إزالة الفيروسات، وكانت لقاحات سلالات فيروس شلل الأطفال هي الأكثر دراسة لأنها يمكن أن تنمو في يومين بالمعمل، وجعل الاستخدام السابق واسع النطاق للقاحات فيروس شلل الأطفال الحية منها أكثر الفيروسات المعوية عزلاً.

والفيروسات الغدية (من الغدد) على عكس الفيروسات المعوية الأخرى، لها مجموعة جينية مزدوجة الصبغية من الحمض النووي الريبي، مما يجعلها أكثر مقاومة للتثبيط بواسطة التطهير باستخدام الأشعة فوق البنفسجية. وهذه الفيروسات الغدية عمومًا تم عزلها في مياه الصرف الصحي بتركيزات أكثر من غيرها من الفيروسات المعوية التي تم دراستها بشكل أكثر شيوعا، وتم التعرف على الأقل على ٥٠ نوعًا من الفيروسات الغدية التي تصيب الإنسان. ويشيع ارتباط الفيروسات الغدية بأمراض الجهاز التنفسي، ولكنها أيضًا قادرة على أن تسبب عدوى أمراض العيون والحلق وهي سبب معروف للإسهال لدى الأطفال. والنوع ٣٦ من الفيروسات الغدية يرتبط بالبدانة في الحيوانات والإنسان، وبسبب مجموعته الجينية مزدوجة الصبغية من الحمض النووي الريبي، فهي قادرة على استخدام الإنزيمات في عائلها من البشر لإصلاح أي تلف ينشأ عن استخدام الأشعة فوق البنفسجية ضدها، مما يجعلها أكثر جراثيم الأمراض المنتقلة بطريق الماء مقاومة للتطهير بالأشعة فوق البنفسجية (Gerba *et al.*, 2002). والفيروسات الغدية ترتبط بالأوبئة الناشئة من مياه مناطق الترفيه لعدوى الأنف والعيون والحنجرة. وقد أظهرت العديد من الأوبئة التي ظهرت حديثًا في أوروبا أنها يمكن أن تنتقل أيضًا عن طريق مياه الشرب (Divizia *et al.*, 2004; Kukkula *et al.*, 1997).

٨-٢-٢ البكتيريا

البكتيريا كائنات وحيدة الخلية محاطة بغشاء وجدار خلوي. وتسمى البكتيريا التي تنمو في الجهاز المعوي للإنسان بكتيريا معوية. والبكتيريا الممرضة المعوية عادةً لا يمكنها البقاء حية لفترات زمنية طويلة في البيئة وعلى عكس الفيروسات المعوية، تنقل جراثيم البكتيريا المعوية عدواها لكل من الإنسان والحيوان. وهكذا نجد بكتيريا السالمونيلا تنقل العدوى للإنسان والدواجن والأبقار والزواحف ... إلخ. ويتم تصنيف البكتيريا بالشكل والحجم والقدرة على تخمير مختلف أنواع المواد المغذية واحتياجاتها للأكسجين وصبغة جرام. والبكتيريا تصنف إلى بكتيريا سلبية الجرام و إيجابية الجرام، والتي هي انعكاس التركيب الكيميائي لجدارنها الخلوية.

والبكتيريا الرئيسة المعوية والتي تشكل مصدر القلق في مياه الصرف الصحي هي: السالمونيلا والبكتيريا الحلزونية و البكتيريا العصوية (الشيجلا) والبكتيريا القوسية والبكتيريا المعوية القولونية "إيشريشيا كولاي" (جدول ٨-٣). وهذه الأنواع من البكتيريا ترتبط بالإسهال دائمًا. والسالمونيلا تكون مجموعة كبيرة من البكتيريا مستديرة الشكل سالبة الجرام وتشمل ما يزيد عن ٢٠٠٠ نوع مصلي معروف. هذه الأنواع المصلية ناقلة للمرض للإنسان وتسبب مجالاً واسعًا من الأعراض بدءًا من الإلتهاب المعدي المعوي المتوسط إلى المرض الخطير وحتى الموت.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

وتستطيع السالمونيلا أن تنقل العدوى للكثير من الحيوانات ذوات الدم البارد أو الدم الدافئ. وحمى التيفوئيد التي تسببها السالمونيلا التيفية وحمى الباراتيفوئيد التي تسببها السالمونيلا نظيرة التيفية توجدان عادة في الإنسان فقط رغم أن السالمونيلا نظيرة التيفية توجد في الحيوانات المستأنسة في أحوال نادرة، والسالمونيلا هي الجراثيم البكتيرية الأكثر وجودًا وبحثًا في الصرف الصحي.

جدول ٨–٣ مسببات الأمراض البكتيرية المعوية الموجودة في مياه الصرف الصحي

جنس السالمونيلا > ٢٤٠٠ نوع مصلي
السالمونيلا التيفية
السالمونيلا نظيرة التيفية
جنس الشيجيلية
بكتيريا الأمعاء الدقيقة البيضاوية
الكوليرا القوسية
السلالات المعوية للبكتيريا القولونية
يرسينيا القولون

والإيشريشيا كولاي (البكتيريا القولونية) تكون سالبة الجرام ومستديرة وتوجد في الجهاز الهضمي لجميع الحيوانات ذات الدم الدافئ وكثيرًا ما تعتبر غير ضارة. ومن جانب آخر، فهناك سلالات عديدة منها قادرة على العدوى بالالتهاب المعدي المعوي، ومن بينها الإيشريشيا كولاي المعوية ETEC والإيشريشيا كولاي المعوية الدموية EHEC. وهذه السلالات المسببة للعدوى من الأيشريشيا كولاي ارتبطت بالعديد من الأمراض المنتقلة بالماء. والإيشريشيا كولاي المعوية تعد مسببات رئيسة للإسهال عند الأشخاص المسافرين من البلاد الصناعية إلى البلاد الأقل تطورًا، كما أنها سبب رئيس للإسهال لدى الرضع والأطفال في الدول النامية. وبعد فترة حضانة مدتها ١٠–٧٢ ساعة، تبدأ الأعراض في الظهور كتقلصات وقيء وإسهال (ربما شديد) وإجهاد شديد وجفاف. ويمكث المرض عادة بين ٣ إلى ٥ أيام وقد ارتبطت الأوبئة بشرب مياه ملوثة بمخلفات آدمية. تم توصيف EHEC أول مرة في ١٩٨٢ عندما ظهر الوباء في عدة ولايات بأمريكا وظهر أنه نتج عن نوع مصلي محدد بإيشريشيا كولاي O157:H7. وعدوى EHEC تعتبر الآن أحد أهم مشاكل أمريكا الشمالية وأوروبا وبعض مناطق أمريكا الجنوبية. ويتضمن المرض عادة تقلصات شديدة وإسهال، والذي يبدأ بأن يكون مائيًا بعدها يصبح دمويًا، والمرض عادة يكون محدودًا ذاتيا ويستمر لحوالي ٨ أيام. وعلى جانب آخر، فإن بعض ضحاياه، خاصة الصغار جدًا، ينشأ عندهم ما يسمى "انحلال الدم اليوريمي (HUS)" مسببًا لهم الفشل الكلوي وأنيميا تحلل الدم. وهذا المرض يمكن أن ينشأ عنه الفقدان التام لوظائف الكلى. ويمكن أن يكون كل من الإنسان والأبقار مصدرًا لتلوث المياه بهذا الكائن الدقيق. وتشمل الأوبئة الناشئة من المياه الملوثة كلا من المياه الجوفية غير المنقاة ومياه المتنزهات أيضًا.

والشيجيلا ترتبط ارتباطا وثيقًا بالإيشريشياكولاي. وتسبب سلالة الدوسنتاريا أقسى الأمراض وسلالة "السوني" تسبب الأعراض المتوسطة. وهذا مرض يصيب الإنسان بصورة رئيسة ويوجد الميكروب دائمًا في المياه الملوثة ببراز الإنسان وينقل من خلال مسار برازي – فمي. ولا يبدو أنه يبقى طويلاً في البيئة التي يتواجد بها.

وبكتيريا الأمعاء الدقيقة البيضاوية سالبة الجرام وعصوية منحنية ومعدية وتنتشر كثيرًا مرتبطة بالالتهاب المعدي المعوي في الولايات المتحدة إنجلترا، وهي مبدئيًا عدوى تنتشر مع الأطعمة ترتبط بأكل لحوم الدواجن. وهي هشة نسبيًا وحساسة للضغوط البيئية ولا يبدو أنها قادرة على البقاء طويلاً في البيئة. ووُجد أنها ترتبط بكل من أوبئة مياه الشرب أو مياه المتنزهات.

ويشمل النوع السالب الجرام القوسية أكثر من واحد من الميكروبات المعوية للإنسان. وأشهرها هو النوع المعدي بالكوليرا. وتنتقل الكوليرا من خلال العدوى بالأغذية الملوثة بالبراز والمياه. وتبقى الكوليرا متواجدة في العديد من أجزاء أمريكا الوسطى وجنوب أمريكا وآسيا وأفريقيا.

تشمل المجموعة المصلية للكوليرا القوسية Ol سلالتين: الكوليرا (التقليدية) و El Tor، وكل منهما يشمل كائنات دقيقة من الأنواع المصلية/ إنابا وأوجاوا Inaba and Ogawa. وكل من هذين النوعين ينتج مواد معوية سمية متشابهة، لهذا تكون الأعراض السريرية متشابهة. والعدوى بالأعراض المرضية هي أكثر شيوعًا من المرض نفسه، ولكن ظهور بعض حالات الإسهال المتوسطة أمر شائع أيضا. وفي الحالات الشديدة التي لا تتم معالجتها، قد تحدث الوفاة خلال ساعات قليلة، وتتجاوز نسبة الوفيات بدون علاج نسبة ٥٠%، وذلك نتيجة للإسهال المائي الشديد الذي يسمى "براز مياه الأرز" ويكون مظهر مياه الأرز بسبب إراقة الغشاء المخاطي المعوي والخلايا الطلائية. ومع العلاج المناسب، تنخفض نسبة الوفيات إلى أقل من ١%، والإنسان هو العائل الوحيد المعروف لهذا المرض. وبهذا فإن خزان مرض الكوليرا هو الإنسان رغم إمكانية وجود عوائل بيئية

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

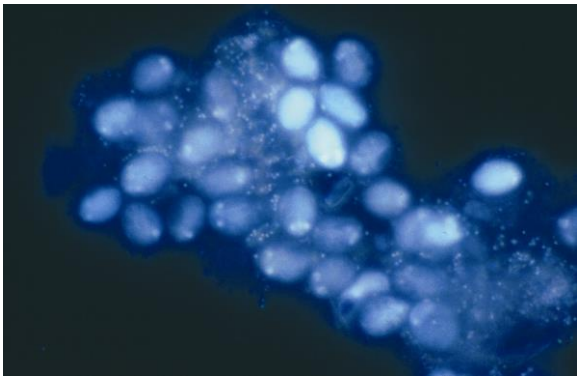
أخرى، غالبًا بالارتباط بالقشريات المائية (مجدافية الأرجل) أو العوالق النباتية. والكوليرا القوسية كائن بحري المنشأ وإمكانية انتقاله إلى الإنسان ترتبط ببيئة طبيعية متشابكة التي تتحكم في وجودها وتركيزها في السلسلة الغذائية المائية (Lipp *et al*., 2002).

٨-٢-٣ البروتوزوا

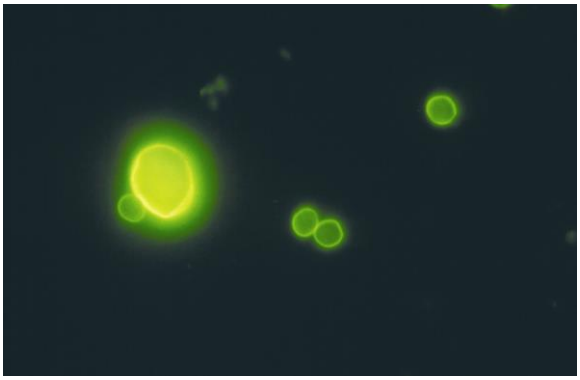
البروتوزوا ما هي إلا حيوانات وحيدة الخلية مع دورة حياة غالبًا ما تكون معقدة. والبروتوزوا المعوية عن طريق الماء لها مرحلة مقاومة بيئية في دورة حياتها تسمى "الكيسة" أو الكيس الغشائي. هذه الأكياس الغشائية لها جدر سميكة تجعل للبروتوزوا مقاومة شديدة جدًا للمواد المطهرة. وهي أيضًا قادرة على البقاء حية لفترات زمنية أطول في البيئة، خاصة في درجات الحرارة المنخفضة. وهي أكبر بكثير من البكتيريا والفيروسات ويمكن أن يتم خفض عددها كثيرًا عند ترشيحها خلال وسط طبيعته حبيبية. ومن البروتوزوا التي تثير القلق: الجيارديا والكريبتوسبوروديوم لاترباطهما بالعديد من أوبئة الأمراض المنتقلة بالماء في البلاد النامية. وكما هو الحال في الفيروسات المعوية ، يكفي عدد قليل من أكياس الجيارديا أو الكريبتوسبوروديوم لأن يتناولها الإنسان لتسبب العدوى.

والجيارديا عدوى شائعة في الإنسان، وهي تسبب إسهالاً يستمر لمدة ٧-١٠ أيام، لكن العدوى قد تبقى لمدة ستة شهور بدون علاج مع معاودة ظهور الإسهال. وربما يصبح بعض الناس مصابين بالعدوى بصورة مزمنة، وهذا يفسر شيوع عزلها في مياه الصرف الصحي البلدية. وعندما تخترق أكياس الجيارديا البيئة، فقد تستمر في الحياة لمدد زمنية طويلة. ووجد أن أكياس الجيارديا لامبليا تعيش حتى عمر ٧٧ يومًا عند ٨°م و ٤ أيام عند ٣٧°م في المياه المقطرة (Bingham *et al*., 1979). وأكياس الجيارديا مقاومة لمطهر الكلورين، وقد ارتبطت أوبئتها بموارد المياه غير المرشحة المكلورة.

وتسبب الكريبتوسبوروديوم أيضًا الإسهال في الإنسان، ولكن العدوى تبقى فقط بين ٥ و٧ أيام، بالرغم من أنها أكثر قوة من الجيارديا. وعمومًا تظهر أكياس الكريبتوسبوروديوم بتركيزات أقل (١-١٠%) من الجيارديا، غالبًا بسبب أنها تخرج مع الفضلات لفترات طويلة مثلما هو الحال مع الجيارديا. ومن جانب آخر فإن أكياس الكريبتوسبوروديوم تكون أكثر انتشارًا وبتركيزات عالية في المياه السطحية من الجيارديا، ربما بسبب مصادر حيوانية أخرى.



شكل ٨-١ كتلة متلبدة لمياه صرف صحي خارجة (السيب المعالج) مملوءة اصطناعيًا بأكياس الجيارديا مصبوغة بمادة DAPI وهي صبغة فلورسنت ترتبط بقوة مع الأحماض النووية (صورة G. Medema).



شكل ٨-٢ البيض المتكيس للكريبتوسبوروديوم (الدوائر الصغيرة) وأكياس الجيارديا (البيضاوية الكبيرة) مصبوغين بصبغة الفلورسنت (صورة G. Medema).

وتمثل أكياس الكريبتوسبوروديوم بارفوم parvum مقاومة لمطهر الكلورين كما لوحظ عمليًا في محطات تنقية المياه. وهي أكثر الكائنات الممرضة مقاومة للتطهير بالكلورين، كما وجد أنها تعيش لأسابيع في المياه السطحية (Johnson *et al*., 1997). ويهاجم الكريبتوسبوروديوم بارفوم أساسًا الماشية و لكنه يصيب أيضًا الإنسان. الكريبتوسبوروديوم هومينيس هو كائن يصيب الإنسان خاصة (Nichols, 2008). وقد نتجت الأوبئة بالانتقال عن طريق المياه في كل من السلالتين. وفي بعض البلاد تظهر الكريبتوسبوروديوم هومينيس كالسلالة الشائعة لعدوى الإنسان، بينما في دول أخرى تسود سلالة الكريبتوسبوروديوم بارفوم.

وتسبب الأنتاميبا هستوليتيكا الدوسنتاريا الأميبية (إسهال مدمم) وهي ثالث أكثر أسباب الموت بالعدوى في العالم. ويتجاوز مقدار تفشيها في العالم ٥٠٠ مليون عدوى مع أكثر من ١٠٠٠٠٠ حالة وفاة

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

سنويًا. وهناك حجمين من الأكياس، صغير (٥–٩ µm) وكبير (١٠–٢٠ µm)، ووجد أن الأكياس الكبيرة فقط هي التي ترتبط بالمرض، وتميل الأكياس الأصغر إلى الارتباط بعلاقة معايشة (حيث يستفيد الكائن من العائل المرتبط به ولكن لا يتأثر العائل من ذلك). ويعاني حوالي ٢–٨% من الأشخاص المصابين بالعدوى من مرض الدوسنتاريا الأميبية المتنامية في الجسم حيث تهاجم أطوارها بنشاط الجدران المعوية ومجاري الدم والكبد. وهذا الكائن مشكلة في الدول النامية بوجه عام حيث خدمات الصرف الصحي غير أساسية، وينتقل عبر الغذاء والماء الملوثين، وهو غير شائع في الدول المتقدمة ولم يظهر منها أوبئة عن طريق الانتقال من المياه في الولايات المتحدة مثلاً منذ ٤٠ عامًا. والأنتاميبا ليست مقاومة للمواد المطهرة بنفس درجة كل من الجياردیا والكربتوسبوريديوم ولا يبدو أنها يمكن أن تعيش جيدًا في بيئتها.

٨–٢–٤ الديدان الطفيلية

هذه ديدان قادرة على عدوى الإنسان. وبعض الديدان تعيش في القناة المعوية وتخرج بويضاتها مع البراز ويمكن أن تنتشر بواسطة مياه الصرف الصحي أو التربة أو الغذاء. وتكون بويضاتها قادرة على البقاء حية لفترات طويلة في البيئة (شهور وربما سنوات) ومقاومة جيدًا للمطهرات. وتشمل الديدان الطفيلية التي تسبب قلقًا: الديدان الإسطوانية (النيماتودا) والديدان الشريطية (السيستودا) والديدان المفلطحة (تريماتودا).

والمسبب الرئيس لعدوى النيماتودا في العالم هي ديدان الأسكاريس لامبريوديس، ويقدر عدد المصابين بها في العالم ١٠٠٠٠٠٠. ومعظم العدوى تظهر في المناطق الاستوائية وشبه الاستوائية (Cropmton, 1988). وقليل فقط من البويضات يحتاج لأن يتم تناوله حتى بسبب العدوى ويمكن لأنثى واحدة أن تنتج ٢٠٠٠٠٠ بويضة في اليوم الواحد في الشخص المصاب بالعدوى. وليس هناك حيوانات معينة تعرف على أنها مصدر لهذه الديدان. وتتضمن دورة الحياة في هذه الدودة الإسطوانية مرحلةً تهاجر فيها اليرقات عبر الرئتين ويتم ابتلاعهما لتتخذ طريقها إلى الأمعاء. وتتوافق الأعراض دائمًا مع حمل (مقدار) الديدان، ويمكن لمقدار كبير من الديدان أن يؤدي إلى انسداد معوي. وبالرغم من أن معظم العدوى تكون متوسطة، إلا أنه يقدر أن ٢٠٠٠٠ شخص يموتون سنويًا نتيجة لتعقيدات وانسدادات في الأمعاء (Freedman, 1992). وبالرغم من كثافة البويضات في العدد، وإزالتها من خلال ترسيب مياه المجاري، فهي تكون مقاومة جدًا أيضًا لتأثير الكلور. بالإضافة لذلك، فهي يمكنها البقاء حية لفترات طويلة في حمأة المجاري والتربة، ربما لسنوات تحت ظروف باردة ورطبة.

والديدان السوطية أو "تريكوريس تريكورا" دودة طفيلية شائعة في الإنسان وهي ثالث أكثر أنواع العدوى النيماتودية انتشارًا. وبيض هذا النوع يجب أن يوضع في التربة ويحتاج ٢١ يومًا في تربة رطبة ودافئة ومظللة حتى يصبح معديًا. ويمكن للبيض أن يعيش ١٨ شهرًا في التربة (Burden *et al.*, 1976)، تكون العدوى في الإنسان عن طريق تناول مياه ملوثة أو تربة ملوثة. وتسبب الديدان الإسهال والقيء والأنيميا والتهاب الزائدة.

وهناك مجموعتين رئيستين من الديدان الخطافية تسبب العدوى للإنسان: الدودة الخطافية للعالم القديم (دودة الأنكلستوما) والديدان الخطافية للعالم الجديد (الفتاكة الأمريكية – نيكاتور). وهي تسبب العدوى للإنسان فقط وتتوطن في الأمعاء الدقيقة وتتغذى على الدم، وهي أسباب رئيسة في نقص الحديد في مرضى المناطق الاستوائية. ويمكن لمرحلة اليرقات في هذه الديدان أن تبقى حية لمدة ٦ أسابيع في التربة الرطبة المظللة الرملية أو الطفلية. وهي لا تحيا جيدًا في التربة الجافة أو درجات التجمد أو الحرارة فوق ٤٥°م.

تنتقل الدودة الشريطية من نوع التينيا ساجيناتا عبر منتجات لحوم الأبقار التي بها عدوى وهي أكثر أنواع الديدان الشريطية شيوعًا في البشر. وتنتقل العدوى للأبقار من أكل الحشائش أو التربة الملوثة بمياه الصرف الصحي الآدمي أو البراز. ويمكن لهذا الكائن المعدي أن يبقى حيًا في بيئته لأسابيع. ووجد في أحد الدراسات أنها تعيش ١٦ يومًا في مياه الصرف الصحي غير المعالج وتقريبًا لحوالي ٦ شهور في الحشائش (Jepson and Roth, 1952). وتتضمن أعراض العدوى آلام في البطن والصداع والدوار والإسهال وانسداد الأمعاء.

٨–٣ ظهور الكائنات الممرضة في مياه الصرف الصحي

تتواجد الكائنات الدقيقة المسببة للأمراض تقريبًا بصورة دائمة لمستوى ما في الصرف الصحي البلدي. والسبب هو أن الأشخاص المصابين بالعدوى دائمًا ما يفرزون عددًا كبيرًا من هذه الجراثيم عندما يصابوا بالعدوى. وحتى الأشخاص غير المرضى يمكنهم إفراز جراثيم، وبالنسبة لمعظم الكائنات الممرضة المعوية فإن ١٠–٧٥% من الأشخاص المصابين بالعدوى يصبحون مرضى، وربما يصل تركيز

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

فيروس روتا (العجلي) إلى ١٠ ^{١٠} في الجرام من البراز أو ١٠ ^{١٢} في كل ١٠٠ جرام من البراز (جدول ٨–٤).

جدول ٨–٤ تركيز مسببات الأمراض المعوية في البراز

الكائن	في كل جرام براز
طفيليات البروتوزوا	10^6–10^7
الديدان الطفيلية	
الإسكاريس	10^4–10^5
الفيروسوات المعوية	
الفيروسات المعوية	10^3–10^7
فيروس روتا (العجلي)	10^{10}
الفيروسات الغدية	10^{11}
البكتيريا المعوية	
السالمونيلا	10^4–10^{10}
الشيجيلا	10^5–10^9
المؤشرات البكتيرية	
بكتيريا قولونية	10^7–10^9
قولونية برازية	10^6–10^9

وقد يفرز الأشخاص المصابون بالعدوى الكائنات الممرضة على مدى أسابيع عديدة وحتى عدة شهور. ويكون تركيز الكائنات الممرضة المعوية في مياه الصرف الصحي مختلفًا، اعتمادًا على عدة عوامل:

- حدوث العدوى في مجتمع من المجتمعات. كلما كان عدد المصابين بالعدوى أكثر، كلما زاد مقدار الجراثيم الخارجة إلى مياه الصرف الصحي. وبهذا، في الدول النامية حيث المعدلات الأكبر للأمراض العديدة يتوقع تركيزات أكبر للكائنات الممرضة في مياه الصرف الصحي.
- الوضع الاجتماعي الاقتصادي للسكان. هذه العوامل ترتبط بمستوى التعليم وممارسات الصحة العامة بالإضافة إلى إمكانية الوصول إلى مستوى الرعاية الصحية الذي يكفي لمعالجة الأمراض المعدية.
- التوقيت في مدار العام. ففي مناطق المناخ المعتدل تصل حالات العدوى بفيروس روتا المعدي قمتها في بداية الشتاء، بينما الكريبتوسبوريديوم يصل إلى قمة العدوى به مع بداية الربيع والخريف.
- استهلاك الفرد من المياه. فكلما انخفض استهلاك المياه للشخص الواحد، كلما زاد تركيز الكائنات الممرضة فى مياه الصرف الصحي.

ولهذه الأسباب فتركيزات الكائنات المعوية في مياه الصرف الصحي يكون أعلى كثيرًا في الدول النامية عنه في الدول الصناعية. على سبيل المثال، فإن تركيز الفيروسات المعوية الذي تمت ملاحظته في الولايات المتحدة يقع بين ١٠ و١٠٠٠ لكل لتر، بينما تركيزات عالية تصل إلى ١٠٠٠٠٠ لكل لتر تمت ملاحظتها في أفريقيا وآسيا (Leong, 1983).

٨–٣–١ الكائنات المؤشرة

يكون الفحص الروتيني للمياه بخصوص وجود الكائنات الناقلة للأمراض عادةً أمرًا مرهقًا وصعبًا ومكلفًا ومستهلكًا للوقت. وبالتالي، فقد تم استخدام كائنات مؤشرة لتقدير مدى وجود برازي وفعالية عملية معالجة مياه الصرف الصحي. ومفهوم "المؤشرة"، والذي أُدخل مع نهاية القرن الماضي لتقدير مدى التلوث البرازي، يعتمد على أن بكتيريا غير ممرضة معينة تظهر في براز جميع الكائنات ذات الدم الدافيء. هذه البكتيريا يمكن عزلها بسهولة وتقدير كميتها بأساليب سهلة. وكشف هذه البكتيريا في المياه يعني أن التلوث البرازي قد حدث، وبالتالي تدل على أنه ربما كان هناك أيضًا كائنات ممرضة معدية. على سبيل المثال، البكتيريا القولونية والتي تظهر عادة في الأمعاء الدقيقة لجميع الكائنات ذات الدم الدافيء، يتم إخراجها بكميات كبيرة في البراز، وفي المياه الملوثة فإن البكتيريا القولونية توجد بكثافات تتناسب تقريبًا مع درجة التلوث البرازي، ولأن البكتيريا القولونية تكون أشد احتمالا من البكتيريا المسببة للأمراض، فإن غيابها من المياه يعتبر مؤشرًا بأن المياه آمنة بكتريولوجيًا للاستهلاك الآدمي.

وتستخدم المؤشرات بصورة تقليدية للدلالة على وجود الكائنات الممرضة، ومع ذلك فإننا اليوم ندرك أنه من النادر أن يكون هناك رابطة متبادلة بين المؤشرات البكتيرية والكائنات الممرضة للإنسان (Ashbolt *et al.*, 2001). وبهذا، فإن استخدام المؤشرات يحدد بصورة أفضل بواسطة الأغراض المستهدفة (جدول ٨–٥).

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

جدول ٨–٥ تعريفات وأمثلة للكائنات الدقيقة المؤشرة (معدلة من Ashbolt *et al.*, 2001)

المجموعة	تعريف وأمثلة
مؤشر العملية	مجموعة من الكائنات الدقيقة التي تمثل عمليًا كفاءة عملية ما، مثل إجمالي البكتيريا عضوية التغذية وإجمالي البكتيريا القولونية في التطهير بالكلور.
مؤشر برازي	مجموعة كائنات تبين وجود تلوث برازي، مثل البكتيريا القولونية البرازية أو الايشيريشيا كولاي.
المؤشر والكائنات النموذجية	مجموعة من السلالات تكشف وجود مسببات الأمراض وسلوكها على التوالي، مثل إيشيريشيا كولاي كمؤشر للسالمونيلا والفيروس المعدي لبكتيريا القولون المحدد الذكري كنموذج للفيروسات المعوية للإنسان

وهكذا، فإن مؤشرات العملية تستخدم لتقييم فعالية التنقية (تنقية مياه الشرب) بينما تستخدم المؤشرات البرازية لبيان وجود تلوث برازي. والكائن المؤشر (أو النموذج) يمثل وجود وسلوك كائن ممرض في بيئة معينة.

وتركيز مختلف المؤشرات في مياه صرف صحي خام مبينة في جدول ٨–٦

جدول ٨–٦ المستويات التقديرية للكائنات المؤشرة في مياه الصرف الصحي الخام

الكائن	CFU per 100 ml
البكتيريا القولونية	10^7–10^9
البكتيريا القولونية البرازية	10^6–10^7
البرازية العقدية	10^5–10^6
البرازية المعوية	10^4–10^5
الكلوستريديوم العصوية	10^4
العنقودية (الموجبة لإنزيم الكواجيولاس)	10^3
الزائفة الزنجارية (سيدوموناس إيريجنوزا)	10^5
بكتيريا مقاومة للحمض	10^2
العصبية القولونية	10^2–10^3
العصوانية	10^7–10^{10}

٨–٣–٢ المؤشرات البكتيرية

من السهل اكتشاف البكتيريا القولونية والتي تشمل أجناس: الإيشيريشيا والسيتروباكتر والإنتيروباكتر الكلبسيلا. وعلى وجه الخصوص، فإن هذه المجموعة تشمل جميع أنواع البكتيريا الهوائية واللاهوائية الاختيارية، السالبة الجرام التي لا تكون أبواغ والمستديرة الشكل، والتي تنتج الغاز عند تخمر اللاكتوز في وسط استزراع محدد، خلال ٤٨ ساعة عند ٣٥°م. وقد استخدمت مجموعة البكتيريا القولونية (الكوليفورم) كمعيار قياسي لتقدير مدى التلوث البرازي في مياه الشرب والترفيه، معظم القرن الماضي.

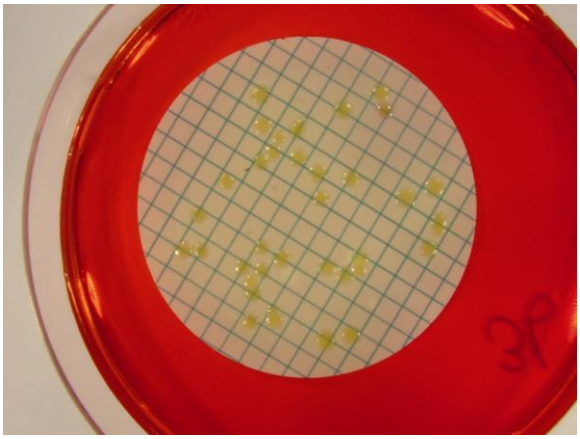
ويعتمد معدل موت بكتيريا الكوليفورم على مقدار ونوع المادة العضوية في المياه ودرجة حرارتها. فإن احتوت المياه تركيزات كبيرة من المادة العضوية وفي درجة حرارة مرتفعة ومناسبة لنمو البكتيريا فهي تزيد في عددها. وقد لوحظت هذه الظاهرة في المياه الاستوائية الغنية بالمواد المغذية (eutrophic) والمياه التي تستقبل مخلفات صناعة الورق والألياف، ومياه الصرف الصحي والرواسب المائية والتربة المخصبة عضويًا (أي معدَّلة بحمأة المجاري) بعد فترات المطر الثقيل.

ومع أن إجمالي مجموعة الكوليفورم كان يمثل المؤشر الرئيس لتلوث المياه للعديد من السنين، إلا أن العديد من الكائنات في هذه المجموعة ليس محددًا بمصادر برازية. وهكذا، فقد تم تطوير طرق لقصر عملية تحديد العدد على البكتيريا القولونية (الكوليفورم) الواضح أنها من مصدر برازي، أي القولونيات البرازية أو القولونيات المتحملة للحرارة. هذه الكائنات والتي تشمل الإيشيريشيا والكلبسيلا يفرَّق بينها وبين غيرها في المعمل بقدرتها على تخمر اللاكتوز مع إنتاج حامض عند درجة ٤٤°م خلال ٢٤ ساعة. وعمومًا، فهذا الاختبار يبين القولونيات البرازية، ولكنه، من جانب آخر، لا يفرق بين التلوث الإنساني و الحيواني.

إن تكرار ظهور البكتيريا القولونية البرازية في المياه غير الملوثة في المناطق الاستوائية، وقدرتها على البقاء حية لفترات طويلة من الوقت خارج الأمعاء في هذه المياه يرجح أن هذه الكائنات تظهر طبيعيًا في المياه الاستوائية (Toranzos 1991) وأنه يلزم البحث عن مؤشرات جديدة في هذه المياه.

والإيشيريشيا كولاي هي الأكثر استخدامًا كمؤشر، لأنه من السهل تمييزها من الأعضاء الآخرين في مجموعة البكتيريا القولونية (مثل غياب مسببات تخمر اليوريا ووجود مسببات إنزيم هضم الجلوكوز: بيتا غلوكورونيداز) واحتمالات كشف التلوث البرازي أكثر معها. والقولونيات البرازية أيضًا لها بعض من نفس محددات الاستخدام مثل القولونيات الأخرى مثل إعادة النمو وكونها أقل مقاومة لتنقية المياه من الفيروسات والبروتوزوا.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



شكل ٨-٣ مجموعات صفراء من الإيشيريشيا كولاي على الآجار (لوريل سلفات) (صورة H. Veenendaal)

وتنتمي البكتيريا العقدية البرازية إلى جنس البكتيريا المعوية والبرازية العقدية (Gleeson and Gray, 1997) ويشمل جنس البكتيريا المعوية جميع البكتيريا البرازية العقدية والتي تشترك في خواص كيميائية حيوية ولها مجال واسع من المقاومة للظروف المواتية للنمو. وهي تتميز عن غيرها من البكتيريا العقدية بقدرتها على النمو في محلول كلوريد صوديوم ٦,٥% وأس هيدروجيني (pH) ٩,٦ و٤٥° وتشمل البكتيريا البرازية من الأنواع الطيرية (*avium*) والمكورة (*faecium* و*durans*) والمعوية البرازية (*faecalis*) والدجاجية (*gallinarium*). وفي تنقية المياه، تكون هذه السلالة في صورة عنقودية. ومن سلالة العنقودية هذه، يعتبر نوعي: البقرية (*bovis*) والخيلية (*equinus*) كمثالين للعنقودية البرازية. وهذان النوعان من العنقوديات تسودان في الحيوانات، بينما المعوية البرازية والمكورة تسودان في أمعاء الإنسان ويعتقد أن نسبة البكتيريا القولونية (FC) إلى البكتيريا العنقودية (FS) التي تصل إلى ٤ أو أكثر، تبين تلوثًا من مصدر آدمي، بينما النسبة الأقل من ٠,٧ تبين تلوثًا حيوانيًا (Geldreich and Kenner, 1969). ومن جانب آخر، فإن مدى صلاحية FC/FS كانت موضع تساؤل. وفوق ذلك، فإن هذه النسبة صالحة فقط للتلوث البرازي الحديث (٢٤ ساعة فقط).

وتتمتع البكتيريا البرازية العنقودية بمميزات معينة على البكتيريا القولونية والقولونية البرازية كمؤشرات، حيث إنها (Gleeson and Gray, 1997):

- نادرًا ما تتكاثر في المياه.
- أكثر مقاومة للضغوط البيئية والكلورة عن القولونيات.
- بقاؤها أطول في الطبيعة.

وقد تم اقتراح البكتيريا المعوية البرازية كمؤشرات مفيدة لمخاطر الالتهاب المعوية بالنسبة لمستخدمي حمامات السباحة، وتمت التوصية بمستويات قياسية لذلك (Cabelli 1989).

والكلوستريديوم برفينجنز عبارة عن كائن لاهوائي مكون للأبواغ يختزل الكبريتيد وإيجابي الجرام، عصوي الشكل وبرازي المصدر. والأبواغ مقاومة جدًا للحرارة (٧٥°م لمدة ١٥ دقيقة) وتبقى في الطبيعة طويلاً مع مقاومتها الشديدة جدًا للمواد المطهرة. وتعتبر الجراثيم القوية لهذا الكائن محددًا لفائدته كمؤشر. من جانب آخر، فالمعتقد أنه يمكن اعتباره مؤشرًا على تلوث حدث في الماضي، ولاستكشاف المؤشرات الأقل قوة منه، وأيضًا كمؤشر لإزالة طفيليات البروتوزوا أو الفيروسات خلال تنقية ومعالجة مياه الشرب والصرف الصحي (Payment and Franco, 1993). وبكتيريا لاهوائية أخرى مثل البكتيريا المشقوقة الثنائية تم اقتراحها كمؤشرات ممكنة، والسبب كون بعضٌ من هذه البكتيريا المشقوقة الثنائية مرتبطًا أساسًا بالإنسان، ويمكن أن تساعد في التمييز بين التلوث الآدمي والحيواني. على جانب آخر، فالأمر يحتاج إلى طرق أفضل وأكثر قياسية للكشف عن جميع أنواع البكتيريا اللاهوائية في البيئة، قبل أن تتم مراقبتها بصورة كافية في شكل روتيني.

٨-٣-٣ الفيروسات ملتقمة البكتيريا كمؤشرات (Bacteriophage)

تم اقتراح الفيروسات البكتيرية كمؤشرات للتلوث البرازي بسبب تواجدها الثابت في مياه الصرف الصحي المعالج. هذه الكائنات الدقيقة تم اقتراحها أيضًا كمؤشرات للتلوث بالفيروسات. ذلك لأن الهيكل والتركيب البنائي والحجم والسلوك في البيئة المائية بالنسبة لعدد كبير من للفيروسات ملتقمة البكتيريا يشبه تلك الخاصة بالفيروسات المعوية. ولهذه الأسباب، تم استخدامها أيضًا بكثافة في تقدير مدى مقاومة الفيروسات للمواد المطهرة، ولتقييم مصير الفيروسات أثناء معالجة مياه شرب ومياه صرف صحي، وكذلك لاستشفاف المياه السطحية والجوفية. واستخدام الفيروسات البكتيرية كمؤشرات للتلوث البرازي أساسه هو الافتراض بأن وجودها في عينات الماء يشير إلى وجود بكتيريا قادرة على أن تدعم تكاثر الفيروسات الملتهمة لها. وقد تمت دراسة نوعين من الفيروسات البكتيرية على وجه التحديد: الفيروس البكتيري الجداري والذي يصيب السلالات العائلة له من الإيشيريشيا كولاي من خلال روابط على جدران هذه البكتيريا، والفيروس البكتيري المرتبط بمحدد الحمض النووي الريبي لملتقمة القولونيات ويصيب سلالات الإيشيريشيا كولاي العائلة له من خلال

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

شعيرات دقيقة. ومن المميزات الكبيرة لاستخدام الفيروس الملتهم للبكتيريا أنه يمكن اكتشافه بسهولة بواسطة تقنيات غير مكلفة والتي تعطي نتائج خلال ٨–١٨ ساعة. فيمكن استخدام كل من طريقة استخدام طبقات الآجار (طريقة الكساء بطبقة من مادة الآجار) أو العدد الأرجح (MPN) للكشف عن الفيروسات الملتهمة للبكتيريا في أحجام ما بين ١ إلى ١٠٠مل. وقد نال الفيروس الملتهم للبكتيريا (F-specific) (المرتبط بجنس الذكر) أكبر قدر من الاهتمام لأنه يماثل في الحجم والشكل العديد من الفيروسات المعوية للإنسان. والفيروسات الملتهمة للبكتيريا: f2 و ΦX174 و MS-2 و PRD-1 هي الأكثر شيوعًا في استخدامها لاستشفاف وجود البكتيريا وتقييم المواد المطهرة. ووجود الفيروسات ملتهمة البكتيريا بأعداد كبيرة في مياه الصرف الصحي ومقاومتها العالية نسبيًا للكلورة يساهم في اعتبارها مؤشرًا لتلوث مياه الصرف الصحي وكمؤشرات ممكنة لوجود فيروسات معدية.

كذلك تم اقتراح الفيروسات الملتهمة للبكتيريا العصوية كمؤشرات محتملة للفيروسات الآدمية في البيئة (Tartera and Jofre, 1987). والبكتيريا العصوية لاهوائية تمامًا وهي مكون رئيس في البراز الإنساني، وبهذا فالفيروسات الملتهمة لها يحتمل أن تكون مؤشرات مناسبة للتلوث الفيروسي. والفيروسات الملتهمة للبكتيريا العصوية يبدو أنها – حصريًا – ذات مصدر آدمي (Tartera and Jofre, 1987) ويبدو أنها توجد فقط في العينات البيئية الملوثة بالملوثات البرازية الآدمية. هذا ربما يساعد على التفريق بين التلوث الآدمي والحيواني. وهي لا توجد في المواطن الطبيعية، مما يجعلها ذات ميزة كبيرة على باقي الفيروسات الملتهمة للبكتيريا الموجودة في براز الحيوانات. وهي لا تقدر على التكاثر في البيئة (Tartera *et al.*, 1989) كذلك فإن معدل تحللها في البيئة يجعلها تبدو مشابهة إلى الفيروسات المعوية الآدمية. ومن جانب آخر، فإن عائلها نوع من البكتيريا اللاهوائية الذي ينطوي على أسلوب معقد ومرهق ، مما يحدد مناسبتها ككائن مؤشر روتيني.

٨–٣–٤ المستويات القياسية والمعايير الخاصة بالمؤشرات

المؤشرات البكتيرية مثل البكتيريا القولونية تستخدم منذ زمن في وضع المستويات القياسية لجودة المياه وقد وضعت مؤسسات حكومية مختلفة مستويات قياسية لجودة المياه واستخدام تصرفات مياه الصرف الصحي المعالجة. مثلاً: في الولايات المتحدة يجب ألا تتعدى تصرفات مياه الصرف الصحي ٢٠٠ بكتيريا قولونية/ ١٠٠ مل.

والمعايير والإرشادات هي بنود تستخدم لوصف التوصيات المتعلقة بالمستويات المقبولة للكائنات الدقيقة المؤشرة. وهي غير منفذة قانونيًا ولكن تخدم كإرشادات تبين إذا كانت هناك مشكلة تتعلق بجودة المياه. ومثاليًا، فجميع المستويات يمكن أن تكشف أن هناك تهديدًا غير مقبول للصحة العامة أو أن هناك علاقة موجودة بين مقدار المرض ومستوى الكائنات الدقيقة المؤشرة. مثلُ هذه المعلومات يصعب الحصول عليها لأنها تشتمل على دراسات علمية وبائية مكلّفة والتي كثيرًا ما تكون صعبة في تفسيرها بسبب عوامل مختلطة. ومن المجالات التي استخدم فيها علم الأوبئة لوضع المعايير كانت مياه حمامات السباحة الترفيهية. وقد بينت دراسات وبائية في الولايات المتحدة أن ثمة علاقة بين الاضطرابات المعوية المرتبطة بالسباحة في الحمامات وبين كثافات البكتيريا البرازية العنقودية والإيشيريشيا كولاي. ولم تلاحظ علاقة بين البكتيريا القولونية وذلك (Cabelli, 1989). وقد تم اقتراح استخدام متوسط هندسي قياسي قدره ٣٥ بكتيريا عقدية برازية لكل ١٠٠ مل بالنسبة لمياه الاستحمام في البحر.

واستخدام المستويات القياسية الميكروبية أيضًا يحتاج إلى تطوير طرق قياسية وخطط ضمان أو تحكم في الجودة للمعامل التي تقوم بالمراقبة. ومعرفة كيف تؤخذ العينة وعدد مراتها أيضًا أمر هام. وجميع هذه المعلومات يتم تحديدها في اللائحة عندما توضع مواصفات قياسية. على سبيل المثال: تكرار أخذ العينات قد يتم تحديده بحجم (عدد العملاء) المرفق الذي يوفر خدمة المياه. فيجب أن يسير أخذُ العينات بصورة عشوائية لحد ما بحيث يتم تحديد خواص المنظومة كلها. ونظرًا للتنوع الكبير في أعداد المؤشرات في المياه، ربما يُسمح ببعض العينات الإيجابية أو يُسمح بمستويات مسموحة أو متوسطات. ودائمًا، تُستخدم متوسطات هندسية في وضع المستويات القياسية بسبب توزيع الأعداد البكتيرية. هذا يمنع واحد أو اثنين من القيم العالية من إعطاء تقديرات مبالغ فيها للمستويات العالية من التلوث، مما قد يبدو وكأنه هو الوضع مع المتوسطات الرياضية (جدول ٨–٧).

ويتم تحديد المتوسطات الهندسية كما يلي:

$$\log \bar{x} = \frac{\sum(\log x)}{N} \qquad (8.1)$$

$$\bar{x} = anti\log(\log \bar{x}) \qquad (8.2)$$

حيث

N	عدد العينات
$\bar{x}$	المتوسط الهندسي
x	عدد الكائنات في كل حجم عينة

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

وكما يمكن مشاهدته، فإن وضع المستويات القياسية ووضع المعايير عملية صعبة وليس هناك مستوى قياسي مثالي، حيث يكون مطلوبًا قدرًا كبيرا من الحكم على الأمور بواسطة العلماء ومسئولي الصحة العامة والجهة المنظمة.

جدول ٨-٧ المتوسطات الحسابية والهندسية لأعداد البكتيريا في الماء

العدد الأرجح (MPN[a])	لوغاريتم
2	0.30
110	2.04
4	0.60
150	2.18
1100	3.04
10	1.00
12	1.08
المتوسط الحسابي = h198	$1.46 = \log \bar{x}$
	$\text{antilog } \bar{x} = 29$
	المتوسط الهندسي = 29

[a] MPN العدد الأرجح

٨-٤ إزالة الكائنات الممرضة والمؤشرات بواسطة عملية معالجة مياه الصرف الصحي

٨-٤-١ البرك

إذا أعطيت أزمنة مكث كافية، يمكن لبرك الأكسدة أن تسبب خفضًا ملحوظًا في تركيزات الكائنات المسببة للمرض والمعوية ، خاصة بويضات الديدان الطفيلية. ولهذا السبب، يتم الترويج لها في الدول النامية بصورة واسعة كطريقة منخفضة التكاليف لخفض الجراثيم الممرضة لاستخدام مياه الصرف الصحي في الري. ومن جانب آخر، فإن من العيوب الرئيسة للبرك هو إمكانية الدوران القصير (short circuiting) بسبب الانحدارات الحرارية، حتى في نظم البرك المتعددة المصممة لأزمنة مكث طويلة (مثل ٩٠ يوم مثلاً). ومع أن الدوران ربما يكون محدودًا، فإن مستويات ملحوظة من الجراثيم الممرضة يمكن دائمًا أن توجد في المياه الخارجة من برك الأكسدة.

إن تثبيط نشاط أو إزالة الجراثيم الممرضة في برك الأكسدة يتم التحكم فيه بعدد من العوامل تشمل: الحرارة وضوء الشمس والأس الهيدروجيني والفيروسات الملتهمة للبكتيريا والافتراس من كائنات دقيقة أخرى والأمونيا ونشاط الطحالب والامتزاز (الالتصاق بالسطح) إلى/ أو الاحتجاز بالمواد الصلبة القابلة للترسيب وترسيب الكائنات الأكبر (الديدان الطفيلية والبروتوزوا). وقد تنخفض البكتيريا المؤشرة والبكتيريا الممرضة بنسبة ٩٠-٩٩% أو أكثر، اعتمادًا على أزمنة المكث (جدول ٨-٨).

ولاحظ Oragui (٢٠٠٣) أن أعداد فيروسات روتا في البرك الاختيارية التي لها عمق مترين تناقصت كثيرًا عند المتر العلوي لمياه البركة، مع قليل من الفروق في هذا الفيروس في الطبقة الأدنى وقد رأي Oragui أن ذلك بسبب الأس الهيدروجيني الأعلى (pH) والتأثيرات السمية للأمونيا والكبريتيد في هذه الطبقة.

وقد أثبتت جميع أنواع برك تثبيت المخلفات فعاليتَها في إزالة الجراثيم البروتوزوية، بآلية الإزالة الرئيسة فيها في صورة الترسيب الذي يرتبط بزمن المكث الهيدروليكي (جدول ٨-٩) (Stott, 2003). ونظم البرك الفردية يمكنها إزالة الديدان الطفيلية بمقدار ٦٠ إلى ٩٠% (Veerannan, 1977). وبواسطة نظم البرك المتعددة يمكن أن تتم إزالة البويضات إلى حد أقل من المستوى الممكن الكشف عنه. وقد رأى العديد من المؤلفين أن أزمنة المكث بين ١١ و٢٠ يومًا يمكن أن ينتج عنها إزالة البويضات عند المستويات القياسية لمنظمة الصحة العالمية المساوية أو أقل من بيضة نيماتود واحد في اللتر.

وقد تم اقتراح نموذج رقمي بسيط لاستنباط إزالة بويضات النيماتودا

جدول ٨-٨ إزالة البكتيريا القولونية البرازية وفيروس الروتا من مياه الصرف الصحي الخام والمياه الخارجة من البرك (معدلة عن Oragui, 2003)

خطوة المعالجة	البكتيريا القولونية البرازية/ ١٠٠مم	فيروس روتا/ ل	نسبة الإزالة لكل خطوة %		نسبة إجمالي الإزالة %	
			القولونية البرازية	فيروس روتا	القولونية البرازية	فيروس روتا
مجاري خام	$6.12 \cdot 10^4$	11,300	-	-		
بركة لاهوائية	$3.13 \cdot 10^6$	5,870	94.9	94.8	-	-
بركة اختيارية	$8.91 \cdot 10^5$	1,410	71.5	76.0	-	-
بركة أولية	$1.50 \cdot 10^6$	187	83.2	86.7	-	-
بركة ثانوية	$4.37 \cdot 10^4$	23.4	70.8	87.5	-	-
بركة ثلاثية	$1.41 \cdot 10^3$	3.9	96.8	83.3	99.95	99.96

ملحوظة: زمن المكث في كل بركة كان: ٥ أيام

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

كدالة لزمن المكث الهيدروليكي (HRT) بواسطة Ayres *et al.*, (1992). ويمكن استخدام قيمة ٩٥% لحدود الثقة بالنموذج في تحديد عدد وأزمنة المكث في البرك المطلوبة لخفض مستوى بويضات الجراثيم في المياه الخارجة لتساوي أو تكون أقل من بيضة نيماتودا واحدة في لتر بالنسبة لمياه الري المقصورة (restricted)، على أساس التركيزات الأولية لبيض النيماتودا في مياه الصرف الصحي الخام.

$$\% \text{ Nematode egg removal} = 100\,[1-0.41\exp(-0.49\,HRT+0.0085\,HRT^2)\,] \quad (8.3)$$

هذا النموذج يستنبط أن زمن مكث ١–٢ يوم في البرك يمكنه إزالة ٧٥% إلى ٨٤% من البويضات و٣–٥ أيام زمن مكث يزيل ٨٩,٨ إلى ٩٥,٦% و٢٠ يوم زمن مكث يصل إلى ٩٩,٩% إزالة للبويضات. وينتج عن نظام البرك المتعددة إزالة أكبر للبويضات عن المعالجة التقليدية، وذلك بسبب أن الترسيب هو الآلية الأساسية في إزالة بويضات الديدان.

٨–٤–٢ المرشحات الزلطية

تكون المرشحات الزلطية عمومًا أقل فعالية في إزالة الجراثيم الممرضة من الحمأة المنشطة التقليدية. والمرشحات الزلطية التي تحوي ترسيبًا ابتدائيًا وثانويًا يمكن تَوقُّع إزالتها لما يصل ٩٢% من بويضات الجراثيم، و٧٧% من الأكياس والبويضات التكيسية (Stott, 2003).

وفي محطة يتم تشغيلها جيدًا سيقوم المرشح الزلطي بإزالة ٢٠–٨٠% من البكتيريا المعوية والمحطة كلها تزيل من ٧٠–٩٣% منها (Feachem *et al.*, 1983) ووجد أن الترسيب والمرشحات مرتبطان ببعضهما يزيلان ٩٩,٩% من سلالة العطيفة (الكامبيلوباكتر: جنس من الجراثيم السلبية) (Arimi *et al.*, 1988) وإزالة الفيروسات المعوية وجد أنها تتراوح بين صفر و ٩٤% معتمدة غالبًا على مدى نجاح تشغيل المحطة (Leong, 1983).

٨–٤–٣ الحمأة النشطة

وتشمل المعالجة بالحمأة النشطة كما نوقشت في هذا الجزء الترسيب الابتدائي والتهوية والترسيب الثانوي. وإزالة الجراثيم متغيرة كثيرًا بهذه العملية، اعتمادًا على نوع الكائن الحي وأزمنة الاحتجاز خلال العملية. ويعتقد أن معظم الإزالة تتم نتيجة للترسيب والامتزاز أو الإدخال على الكتلة الحيوية المتلبدة التي تتكون أثناء العملية. وإزالة جميع الجراثيم عرف أنها تتراوح بين ٤٠% و ٩٩% تقريبًا.

إن إزالة الجراثيم عُرف أنها تكون متغيرة كثيرا خلال عمليات الترسيب الابتدائي. ويحدث القليل من إزالة البكتيريا والفيروسات، بسبب حجمها الضئيل خلال هذه العملية. عمومًا، تتم إزالة بويضات الديدان بصورة فعالة تتراوح من ٦٠–٩٠% (Stott, 2003)، وتكون إزالة البروتوزوا أكثر تغيرًا وتتراوح بين ٤ و ٩٣%. ونفس الشيء أيضًا بالنسبة للبكتيريا المعوية والفيروسات. ووجد أن إزالة الفيروسات المعوية

جدول ٨–٩ إزالة الديدان المعوية والبروتوزوا المعوية (معدلة عن Stott, 2003)

عملية المعالجة	النسبة المئوية لإزالة مسببات الأمراض (%)	
	بيض الديدان	أكياس البروتوزوا
الترسيب البسيط	73 (35-96)	38 (4-68)
الترسيب المدعم كيميائيًا	97 (95 - >99.99)	70 (27-93)
خزانات التحليل	94.7 (85->99)	-
المرشحات الزلطية	60 (5-90)	77 (5-93)
الحمأة النشطة	92 (75->99)	87 (15->99.9)
برك التهوية	83 (48->99)	5 (84-87)
برك الأكسدة	93 (72-100)	81 (81 (60-91)
المرشحات (رملية – عديدة الأوساط)	92 (78-99.6)	72 (40-99)
برك المعالجة بعشب الماء/ عدس الماء	>99	86 (69-98)
الأراضي الرطبة المشيدة ذات التدفق السطحي	89 (71->99)	85 (58-99.9)
الأراضي الرطبة المشيدة ذات التدفق التحت سطحي	-	80 (32-99.8)
برك تثبيت المخلفات	99 (88->99)	98 (87->99)
برك لاهوائية	<99	99.99

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

جدول ٨–١٠ إزالة الكائنات الممرضة خلال عملية المعالجة بالمجاري المنشطة

	الفيروسات المعوية	السالمونيلا	الجيارديا	الكريبتوسبورديوم
تركيز مياه الصرف الصحي الخام (العدد في كل لتر)	10^5–10^6	5,000–80,000	9,000–200,000	1-3,960
الإزالة أثناء:				
المعالجة الابتدائية[a]	50–98.3	95.8–99.8	27–64	0.7
النسبة المئوية للإزالة%	1,700–500,000	160–3,360	72,000–146,000	
العدد المتبقي/ لتر	53–99.92	98.65–99.996	45–96.7	
المعالجة الثانوية[b]	80–470,000	3–1075	6,480–109,500	
النسبة المئوية للإزالة%	99.983–99.9999998	99.99–99.999999995	98.5–99.99995	2.7[d]
العدد المتبقي/ لتر	0.007–170	0.000004–7	0.099–2,951	
المعالجة الثلاثية[c]				
النسبة المئوية للإزالة%				
العدد المتبقي/ لتر				

[a] ترسيب ابتدائي وتطهير
[b] ترسيب ابتدائي ومرشح زلطي أو حمأة منشطة وتطهير
[c] ترسيب ابتدائي ومرشح زلطي أو حمأة منشطة وتطهير وتنديف وترشيح وتطهير
[d] ترشيح فقط

تتراوح بين صفر و٩٨% (جدول ٨–١٠، Leong, 1983). وتختلف معدلات الترسيب للديدان الطفيلية بين الأنواع اعتمادًا على الكثافة النوعية وأبعاد الطفيل وكثافة السائل. هكذا فإن بيض دودة الأسكاريس والدودة السوطية تتم إزالته بفعالية أكثر من الديدان الخطافية أو أكياس البروتوزوا وبيضها المتكيس. وفي إحدى الدراسات تم إزالة الأسكاريس والسوطية بمعدلات ٩٦% و٩٠% على التوالي بالمقارنة مع ٨٠% للديدان الخطافية (Stott, 2003). وتبين أيضًا أن كفاءة الإزالة بالنسبة للبكتيريا المؤشرة والممرضة تتراوح بين ٨٠–٩٠% في عملية المعالجة بالحمأة النشطة (Bitton, 2005). ومعظم إزالة البكتيريا هو في الحقيقة إنتقال إلى الحمأة.

وغالبًا ما تنتهي العديد من الفيروسات في الحمأة بسبب وجود بكتيريا لها مواقع ربط مشابهة لتلك التي يمكن أن ترتبط بها الفيروسات مع القناة الهضمية الآدمية (Sano *et al.*, 2004). ووقف نشاط الفيروسات يمكن أيضًا حدوثه خلال عملية المعالجة. فقد وجد Glass and O'Brien (١٩٨٠) أنه بعد ١٠ ساعات من التهوية تم وقف نشاط ٧٥% من الفيروسات وأصبح ٢٥% منها مرتبطًا بكتلة الحمأة التي تكونت. وقد استنتج من ذلك أن وقف النشاط وحده لا يكفي لإزالة كل الفيروسات في زمن مكث قدره ٦–١٢ ساعة. وأوضحت الدراسات أن ٩٠–٩٩% من الفيروسات المعوية وفيروسات روتا تتم إزالتها في محطات المعالجة بالحمأة المنشطة (Rao *et al.*, 1977; Rao *et al.*, 1986; Rose *et al.*, 1996). وأيضًا تزال الفيروسات الملتهمة للبكتيريا البرازية العصوية بدرجة مشابهة (Safferman and Morris, 1976; Rose *et al.*, 2001). وقد أظهرت الدراسات على العصويات المستوطنة أن ٩٧% منها ترتبط مع المواد الصلبة في حوض التهوية (Ketratanakal and Ohgaki, 1989).

وقد لخص Bitton (٢٠٠٥) إزالة الفيروسات والبكتيريا في أنها تكون نتيجة ثلاثة عوامل رئيسة:

- الامتزاز (الالتصاق بالسطح) أو التغلف داخل المواد الصلبة للحماة.
- وقف نشاط (تثبيط) الفيروسات بالبكتيريا.
- تناولها بواسطة البروتوزوا والنيماتودا الصغيرة.

وتختلف إزالة الديدان الطفيلية في نظم الحمأة المنشطة مع نوع الكائن. فالأسكاريس والديدان السوطية وجد أنه تتم إزالتهما بمقدار ٩٦–٩٧% والديدان الخطافية (الشعبية) ٨٨% (Bhaskaran *et al.*, 1956) وإزالات الجيارديا ٨٠–٩٩% (Casson *et al.*, 1990; Mayer and Palmer, 1996). والبويضات المتكيسة الأصغر للكريبتوسبورديوم يمكن إزالتها بدرجة أقل (٨٠–٩٦,٨%)، Chauret (*et al.*, 1999; Mayer and Palmer, 1996). ولاحظ

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

Gennaccaro *et al.* (٢٠٠٣) أن ٤٠% من الأكياس وجدت لا تزال قادرة على الحياة بعد المعالجة التامة بالحمأة المنشطة والتطهير بالكلورة. وعرف أن نسبة إزالة قدرها > ٩٧% تمت بالنسبة للأنتاميبا هيستوليتكا (Feachem *et al.*, 1983). وتحدث معظم إزالة البويضات المتكيسة والأكياس أثناء الترسيب الثانوي. وعندما يعتبر الترسيب الثانوي والابتدائي معًا تتراوح نسبة إزالة بويضات الأسكاريس بين ٩٧% وأقل من الملاحظة. وللمعالجة بالحمأة المنشطة تأثير قليل على حيوية بويضات الأسكاريس والبروتوزوا – الجيارديا والكريبتوسبورديوم. وإزالة المجموعات الأخرى من الكائنات المعوية تحدث بصورة كبيرة من خلال الالتصاق بالكتلة المتندفة والإزالة أثناء ترسيبها. والفيروسات بصورة خاصة ترتبط وثيقًا بحمأة المجاري لهذا السبب. وعمومًا، فالمعالجة بالحمأة النشطة التي تشمل ترسيبًا ابتدائيًا وثانويًا قد تزيل من صفر إلى ٩٩,٩% من العديد من الديدان الطفيلية والبروتوزوا.

٨-٤-٤ المفاعلات الحيوية الغشائية

تربط المفاعلات الحيوية الغشائية ما بين المعالجة بالحمأة النشطة مع العمليات الغشائية مثل: الترشيح الدقيق أو الترشيح الفائق مع مفاعل حيوي معلق النمو. وتكون الأغشية، تقليديًا، مغمورة في حوض للتهوية، وكانت معظم الدراسات على إزالة الكائنات الممرضة والمؤشرة مقصورة على محطات تجريبية.

وقد قارن (Ottoson *et al.*, 2006) إزالة الكائنات المسببة للأمراض بعد المعالجة بمفاعل حيوي غشائي والمعالجة بالحمأة النشطة المشتملة على إزالة النيترة متبوعة بالترشيح في مرشح رملي والمعالجة فى مفاعل غطاء حمأة لاهوائي أعلى التيار (UASB). ووجد أن المفاعل الحيوي الغشائي أزال المؤشرات (إيشيريشيا كولاي و المكورة المعوية وملتقمة القولونيات) بأكثر فعالية من الطريقتين الأخريين في المعالجة.

وقد أزال المفاعل الإيشيريشيا كولاي بمقدار $4.97 \log_{10}$ والفيروسات المعوية بمقدار $1.79 \log_{10}$ وطفيليات البروتوزوا إلى حد أقل من الممكن الكشف عنها. وأفاد أيضًا (Zhang and Farahbakhsh, 2007) إزالات كبيرة للقولونيات البرازية (أقل من الكشف عنها) و $5.8 \log_{10}$ من البرازية المعوية.

جدول ٨-١١ خفض المؤشرات والكائنات الممرضة (متوسط) بواسطة نظام معالجة فيه مفاعل غشائي، وحمأة منشطة يتبعها مرشح رملي وغطاء حمأة لاهوائي أعلى التيار (Ottoson *et al.*, 2006)

الكائن	لوغاريتم الإزالة	النسبة المئوية للإزالة %
إيشيريشيا كولاي	4.97	99.9
البرازية المعوية	4.52	99.99
جراثيم الكلوستريديوم العصوية (المطثية الحاطمة)	3.04	99.9
ملتقمة القولونيات الجسدية	3.08	99.9
ملتقمة القولونيات البرازية العصوية	3.78	99.9
فيروسات معدية	1.79	98.4
أحياء غير فيروسية	1.14	93
أكياس الجيارديا	>3.52	>99.98
أكياس الكريبتوسبورديوم	>1.44	>96.4

٨-٤-٥ المفاعلات اللاهوائية

إن مفاعل غطاء الحمأة اللاهوائي أعلى التيار (UASB) هو شكل من المعالجة اللاهوائية لمياه الصرف الصحي المخففة عادة، وهو غالبًا ما يستخدم بالارتباط مع عمليات معالجة أخرى (مثل برك الصقل). ولم تتم بعد دراسة إزالة الجراثيم فيما يختص بهذه الطريقة من المعالجة. ولكن يبدو أن الإزالة تكون منخفضة نسبيًا لمعظم الجراثيم والمؤشرات.

ومن المقترح أن معظم إزالة بويضات الديدان الطفيلية في UASB يحدث بالترشيح والتجمع عندما تنساب المياه الداخلة خلال غطاء الحمأة وأن الترسيب لا يحتمل أن يكون له دور هام لأن سرعات أعلى التيار تكون أعلى من سرعات الترسيب للبويضات (Dixo *et al.*, 1995). ووجد أن إزالة بويضات الديدان الطفيلية تتراوح بين ٧٠ إلى ٨٩,٦% (Stott, 2003). ولاحظ Pant and Mitttal (٢٠٠٧) متوسط انخفاض ٧٩% في القولونيات البرازية باستخدام نظام (UASB) و ٨٨% للسالمونيلا والشيجيلا و ٨٧% للفيبرو، والتي تكون أقل بكثير من تلك التي تم ملاحظتها في عملية الحمأة النشطة.

٨-٤-٦ الأراضي الرطبة وأحواض البوص (الغاب)

ترتبط إزالة الكائنات المسببة للأمراض في النظم التي تحتوي على نباتات مثل برك المجاري/ برك الأكسدة بزمن احتباسها. فعمليات مثل

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

الترسيب والترشيح وضوء الشمس والنباتات المعادية الكبرى والصغرى وتأثيرها كلها عوامل ترتبط بذلك.

ومعدلات الإزالة في الأراضي الرطبة المشيدة أفضل مقارنة بالبرك بالرغم من أن لها مدة مكث أقصر من البرك (عادة حد أدنى ٥ أيام بدلاً من ٢٠–٣٠ يومًا في البرك). ويمكن أن تكون فعالية الترسيب أعلى في الأراضي الرطبة المشيدة بسبب وجود نباتات، كذلك يكون احتمال إعادة تعليق المواد أقل. والنظم المهجنة، التي تحوي برك مع نباتات مائية وتدفق تحت سطحي يمكن أن تعطي نتائج أفضل لإزالة الطفيليات تتعدى تلك التي تظهر في البرك مع أزمنة مكث مشابهة (Kadlec and Knight, 1996; Gerba *et al.*, 1999).

وبسبب وجود حيوانات (ثدييات صغيرة وطيور) والتي تفرز بكتيريا برازية، تكون إزالة البكتيريا المؤشرة (مثل القولونيات البرازية) عادةً مختلفة بصورة كبيرة، خاصة باستخدام المياه الخارجة المطهرة في نظام الحمأة النشطة (Kadlec and Knight, 1996). ووجد أن تركيز القولونيات البرازية يتراوح من ١١٠ إلى ٥٥٠ لكل ١٠٠ مل في الأراضي الرطبة الطبيعية التي لا تتلقى مياه خارجة من المعالجة (Kadlec and Knight, 1996). وعندما تكون أعداد القولونيات الداخلة والبرازية العقدية عالية، مثل مياه الصرف الصحي المعالجة جزئيًا أو غير معالجة والتي لم تتعرض لعملية التطهير، تكون عالية الإزالة في الأراضي الرطبة تقريبًا ودائمًا أعلى من ٨٠% بالنسبة للبرازية العقدية. وتكون الإزالة من الدرجة الأولى، طالما أن المياه الداخلة بها أعداد بكتيريا عالية (Kadlec and Knight, 1996).

ومعاملات التحلل من الدرجة الأولى تم تقديرها بالنسبة لإجمالي القولونيات عند $\log_{10}$ 0.86 في اليوم في الأراضي الرطبة التحت سطحية (Gersberg *et al.* 1987) و $\log_{10}$ 0.74 في اليوم في مستجمع به نبات السرو (Scheuerman *et al.*, 1989). أيضًا في أرض رطبة بها نبات السرو وجدت نسبة تحلل $\log_{10}$ 0.70 في اليوم للقولونية البرازية و $\log_{10}$ 0.62 في اليوم بالنسبة للعقدية البرازية. وقام Gearhart *et al.* (1989) بقياس تحلل مقداره $\log_{10}$ 0.29 في اليوم للقولونيات البرازية في أرض رطبة سطحية في جنوب كاليفورنيا. وأفاد Gersberg *et al.* (1989) بأن نسبة خفض ٩٦,١% للسالمونيلا خلال ٥٢ ساعة حدثت في بلدة سانتي. وأفاد Scheuerman *et al.* (1989) بنسبة تحلل وصلت $\log_{10}$ 0.91 في اليوم في منطقة أرض رطبة بها نبات السرو في فلوريدا.

ووجد أن إزالة الكائنات الدقيقة في برك عدس الماء (duckweed) ترتبط بحجم الكائن الحي. وإزالة أكياس الجيارديا كانت أكثر فعالية من أكياس الكريبتوسبورديوم بنسبة ٩٨% إلى ٨٩% لزمن مكث قدره ٩ أيام (Falabi *et al.*, 2002) وفي نفس البركة أزيلت القولونية البرازية بنسبة ٦١% والفيروسات الملتهمة للبكتيريا بمقدار ٤٠% ووجد أيضًا أن إزالة العكارة في المياه الخارجة وكذلك البروتوزوا مرتبطة ببعضها كثيرًا ($p = 0.01$) وفي أحواض البوص (الغاب) يمكن حدوث > ٩٩% للديدان الطفيلية. وأثبت Stott *et al.* (1999) أن أحواض البوص التي طولها ١٠٠ م والتي بها أعداد عالية من بويضات الجراثيم (بصورة متعمدة وتصل ١٠٠ إلى ٥٠٠ بويضة في اللتر)، يمكن أن يخرج منها مياه معالجة لا توجد بها أي بويضات. ويعتقد أن معظم البويضات تترسب في ١٠–٢٥ متر الأولى من حوض البوص.

ودور النباتات في إزالة البويضات والأكياس غير واضح بصورة كاملة. ففي نظام تدفق تحت سطحي ذي نموات خضرية مختلطة (البوص والأشجار والحشائش)، أزيلت البويضات والأكياس بنسبة ٩٥%، مقارنة بنسبة ٨٢–٩٢% في نظام تحت سطحي بدون نباتات (Quinonoez-Diaz *et al.*, 2001). من جانب آخر، في أرض رطبة قاعها من الحصى في مصر وبها نموات خضرية لم يلاحظ أي تأثير على إزالة الديدان (Stott *et al.*, 1996).

وأفاد Gersberg *et al.* (1989) خفض مقداره ٩٩% في الفيروسات ملتقمة القولونيات البرازية العصوية من نوع MS-2 في دراسة لأراضي رطبة تحت سطحية و٢١,٥% في أراضي رطبة سطحية.

٨–٤–٧ المعالجة الأرضية

يعتبر تطبيق نشر مياه الصرف الصحي على الأرض وسيلة أخرى للمعالجة. ومع أنها طريقة تستخدم عادة لتحسين نوعية مياه الصرف المعالجة ثانويًا، إلا أنها تستخدم لمعالجة المياه الخارجة المعالجة ابتدائيًا. ويمكن اعتبار ري المحاصيل وتجميع ما ينفذ خلال التربة بمصارف الحقول أو الاسترجاع من الآبار من طرق المعالجة. ومرور مياه الصرف الصحي عبر منحدرات من التربة ذات النفاذية المنخفضة مع النمو الخضري واسترجاع مياه الصرف الصحي من قاع المنحدر يتم أيضًا كوسيلة للمعالجة. والارتشاح خلال التربة الرملية هو غالبًا أكثر الممارسات شيوعًا لتحسين جودة مياه الصرف الصحي.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

٨-٤-٧-١ التدفق السطحي

هنا، تسمح نظم التدفق السطحي لمياه الصرف الصحي بالتدفق لمسافة ٥٠-١٠٠ متر بطول منحدر من ٢-٨% به نمو خضري ويتم تجميع المياه الناتجة في "خندق" أو مصرف صغير. والآليات الرئيسة لإزالة الكائنات الدقيقة هنا تشمل الترسيب والترشيح خلال النمو الخضري والامتزاز (الالتصاق بسطح) بالتربة ثم التجفيف خلال فترات الجفاف. والتدفقات السطحية ليست فعالة كثيرًا في إزالة الكائنات الدقيقة. فعند استخدام المياه المعالجة ابتدائيًا فإن القولونيات البرازية تنخفض فقط بمقدار ٩٠% ويحدث الخفض في حده الأدنى عندما تستخدم المياه المعالجة ثانويًا. وقد أوصى Chernicharo *et al.* (2001) بنظام تدفق سطحي مع تطبيق معدلات ٠,٤ إلى ٠,٥ م^3/ م/ ساعة، ومنحدر بطول ٣٥ متر، وهذا يمكنه إحداث إزالة ٩٩% من بويضات الطفيليات. وقام Schaub *et al.* (1978) بدراسة خفض فيروس الشلل والفيروس البكتيري F2 من مياه صرف صحي خام وأخرى معالجة ابتدائيًا وأخرى معالجة ثانويًا، تم نثرها على منحدرات طولها ٣٦م مغطاة بالحشائش وبميل عام ٣%. وتم اكتشاف الفيروس البكتيري F2 خلال ٥٠-٩٠ دقيقة في قاع المنحدر، اعتمادًا على معدل الحمل الهيدروليكي. وتمت إزالة ٣٠-٦٠% من الفيروسات البكتيرية و٨٥% من فيروس الشلل.

٨-٤-٧-٢ الارتشاح

تتم ممارسة ارتشاح مياه الصرف المعالجة كطريقة لمزيد من تحسين جودة المياه المعالجة لإعادة الاستخدام وكذلك لإعادة تغذية أحواض المياه الجوفية. وعادة توضع مياه الصرف الصحي في أحواض ويسمح لها بالنفاذ (التقطر) ببطء خلال التربة، مع فترات وسيطة من البلل ثم التجفيف لمنع انسداد التربة. وإزالة مسببات المرض يكون محددًا كثيرًا بالموقع، اعتمادًا على طبيعة التربة (مقدار الطمي بها) والعوامل المناخية (الحرارة). وبسبب حجم البويضات الكبيرة، تزال الجياريديا والكريبتوسبورديوم بعد مرور مياه الصرف الصحي خلال التربة أمتارًا قليلة. وتزال البكتيريا أيضًا لمستوى أقل من الملاحظة. ومن جانب آخر فإن الفيروسات المعوية يمكن أن تسير مسافات أطول. وبينما تُزال الكائنات الأكبر حجمًا بالترشيح، فإزالة الفيروسات، تعتمد على الامتزاز (الالتصاق بالسطح) بحبيبات التربة.

ولأن الفيروسات لديها الإمكانية الأكبر للتحرك خلال التربة، كانت هي الأكثر عرضة للدراسة. فالفيروسات يمكنها الانتقال لمسافات طويلة خلال أنواع محددة من التربة (الرملية والطمي المجزأ) لمئات الأمتار (Yates and Gerba, 1998). ولكونها جزيئات، فإن نقل الفيروسات يكون عادة قاصرًا على المسام الأكبر وربما تنتقل أسرع من الملوثات الكيميائية الذائبة تحت ظروف محددة (McKay *et al.* 1993; Bales *et al.*, 1989). وهكذا، فغياب الملوثات الكيميائية (النيترات والمواد العضوية الذائبة والأملاح) لا يحول دون وجود الفيروسات المسببة للأمراض في المناطق المتأثرة من إضافة مياه الصرف الصحي للأرض.

وبقاء الفيروسات وانتقالها خلال التربة تحكمه عدد من العوامل (الحرارة وعمق المياه الجوفية ومعدلات التحميل الهيدروليكي ونوع التربة ووجود المادة العضوية والأس الهيدروجيني). إن درجة الحرارة وعمق منطقة الفادوز (ما بين المياه الجوفية وسطح الأرض) هي الأهم. فقد تحيا الفيروسات لسنوات في المياه الجوفية عند درجات حرارة تحت ١٠°م (Kutz and Gerba, 1988)، ولكن لأيام قليلة فقط عند درجات حرارة أعلى من ٣٧°م. ومثل معظم الكائنات، يخفض الانتقال خلال منطقة الفادوز أو المنطقة غير المشبعة كثيرًا من أعداد الفيروسات بسبب العاقة الاكبر في أسطح التلامس بين التربة – المياه – الهواء، رغم أن بعض الفيروسات تتحرك أكثر من غيرها خلال منطقة الفادوز في التربة (Chu *et al.*, 2003). وهناك مكث أطول في التربة مع زيادة المحتوى من الطمي والأس الهيدروجيني المنخفض والتركيزات الأقل للمادة العضوية الذائبة.

ويمكن توقع الإزالات الإجمالية الأكبر للكائنات الممرضة في نظم الترشيح – الاستخلاص والتي تعطي زمن مكث أطول في منطقة تحت سطح وعمق كافٍ للمنطقة المشبعة واستخدام التربة جيدة التركيب مع تيار تفصيلي قليل. ومع ترتيب وتشغيل مناسبين، يمكن توقع نسب إزالة أكثر من ٩٩,٩٩% لجميع الكائنات الممرضة. وحيث إن مثل هذه النظم تعتمد كثيرًا على عمليات طبيعية فإن فعالية الإزالة تكون أقل عرضة للتأثر بأعطال التشغيل قصيرة الأجل.

٨-٤-٨ خزانات التحليل (الخزانات الأرضية)

لا تزال خزانات التحليل (الخزانات الأرضية) شائعة الاستخدام على مجال واسع، حتى في الدول المتقدمة. ولا تتم إزالة الكائنات الممرضة بفعالية خلال هذه العملية حيث يسمح القصور في الأداء أحيانًا لبعض المخلفات بأن يكون لها زمن مكث محدود داخل الخزان. كذلك فإن تلوث المياه الجوفية الفيروسي بواسطة خزانات التحليل أمر موثق جيدًا وارتبط بالعديد من الأوبئة نتيجة لتلوث المياه الجوفية. ومن ناحية أخرى فإن المناطق التي بها مياه جوفية على عمق كافٍ (عدة

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

أمتار على الأقل) مع كثافات أقل (عدد لكل هكتار) يمكن أن تكون فعالة وذات تأثير محدود على جودة المياه الجوفية.

والترسيب داخل الخزان هو الآلية الرئيسة للإزالة، على الأقل للديدان والبروتوزوا. ويرى Feacham *et al.* (1983) أن خزانات التحليل (الأرضية) التي بها زمن مكث ١–٣ أيام يمكن أن تخفض هذه الكائنات الممرضة بقيمة (0 to 2 $\log_{10}$). وأفاد Lloyd and Fredrick (2000) بإزالة قدرها ٩٩,٩٥ إلى ٩٩,٩٩% في نظام طوارئ OXFAM يستخدم خزانين على التوالي ويوفر ترسيب لاهوائي وزمن مكث ٢–٣ أيام. وبعد مراجعةٍ لمؤلفات عديدة، قدَّر Feacham *et al.* (1983) أن خزانًا مصممًا جيدًا عند > ٢٥°م يمكنه خفض البكتيريا المؤشرة البرازية والسالمونيلا بمقدار ٥٠–٩٥% ولكن خفض الفيروسات لا يتوقع زيادته عن ٥٠%.

٨–٤–٩ المعالجة الثلاثية

تُستخدم المعالجة الثلاثية كثيرًا بغرض زيادة تحسين النوعية الميكروبية لعمليات المعالجة الثانوية. وهذا يكون فعليًا عندما تكون المياه المعالجة سيعاد استخدامها أو تسترجع لأغراض ري المحاصيل الغذائية أو محاصيل الزينة أو الأغراض الترفيهية وربما أيضًا مياه الشرب. ويمكن أن تشمل عمليات المعالجة الثلاثية والتي تخفض عدد الجراثيم المسببة للأمراض، ما يلي:

- الترشيح – الترشيح السريع أو ذو الوسط المختلط؛ الترشيح الرملي البطيء؛ الترشيح الدقيق.
- إضافة كيماويات تسبب التخثر (التجلط) لتعزيز عمليات التنديف والترشيح.
- عمليات غشائية – الترشيح الفائق؛ الترشيح الغشائي (النانوي)؛ التناضح (الضغط الأسموزي) العكسي.
- الاحتجاز في برك أو خزانات.
- الإمرار خلال نظم طبيعية – اراضي رطبة؛ معالجة التربة والخزانات الجوفية (SAT).

ومعظم المعالجات الثلاثية فعالة جدًا في إزالة عدد الديدان الطفيلية والبروتوزوا لأنها تشمل الترشيح والاحتجاز اللذين يساعدان في إزالة هذه الكائنات. وإجمالي عمليات المعالجة الثلاثية تزيل ٩٩% من الديدان و٩٥–٩٩% من أكياس بويضات البروتوزوا. وبسبب صغر الحجم، تُزال الفيروسات بصورة أقل فعالية بالترشيح بالرمل أو خلال وسط مختلط، ويكون ضروريًا استخدام الترشيح الفائق أو التناضح العكسي لجعل هذه الكائنات عند مستويات أقل من مستوى الكشف عنها (أي أقل من فيروس واحد في كل ١٠٠٠ لتر).

ويمكن أن يكون خفض مسببات الأمراض بواسطة الترشيح بالرمل أو الوسط المختلط متنوعًا بدرجة كبيرة، اعتمادًا على حجم الحبيبات ومعدلات التحميل الهيدروليكي (Logan *et al.*, 2001). بصورة عامة، فالترشيح بالرمل يقدر على إزالة الديدان إلى مستوى أقل من أن يمكن ملاحظته (Rose *et al.* 1996). وأفاد Schwartzbrod *et al.* (1989) عن خفض في الديدان من ٩٠٠ إلى ١٠ بويضات لكل لتر بالترشيح الرملي. كذلك أفاد Rose *et al.* (1996) أن الترشيح السريع أكثر فعالية بالنسبة لإزالة أكياس الجياريا عن إزالة أكياس الكريبتوسبوريديوم . وإزالة كل من هذين الكائنين كان أكثر من ٩٨%، بالرغم من أن بعض أكياس الكريبتوسبوريديوم يمكن أن تلاحظ في المياه الخارجة. ومعدلات الإزالة بواسطة الترشيح السريع شاملٌ التخثر/ التنديف، متبوعٌ بالترشيح بوسط خليط (حصى ورمل وكربون) تراوحت بين ٩٧,٩% إلى ٩٩%. ويحدث خفض ملحوظ في البكتيريا المعوية مع التخثر. وتظهر أكبر إزالة للفيروسات مع أملاح الحديد (٩٩,٥%) ويليها الجير (٩٨,٨%). والتخثر والتندف والترسيب والترشيح يمكن أن يتوقع منها إزالة ٩٩,٩% أو أكثر من البكتيريا والفيروسات (Leong *et al.* 1983; Rose *et al.* 1996).

٨–٤–١٠ التطهير

تتم ممارسة عملية التطهير لمياه الصرف الصحي المعالجة لخفض مستوى الكائنات الدقيقة الممرضة. وهذا يكون واقعًا بوجه خاص إذا كان مطلوبًا استرجاعها أو إعادة استخدمها أو منع تأثيرها على مياه الأماكن الترفيهية. وفي بعض الدول المتقدمة مثل الولايات المتحدة فإن تطهير مياه الصرف الصحي المعالجة المنصرفة يكون مطلوبا. ولدرجة الحرارة تأثير رئيس حيث إنها تتحكم في معدل التفاعلات الكيميائية. وبهذا، فزيادة الحرارة، تزيد فعالية التطهير الكيماوي.

ويمكن أن يؤثر الأس الهيدروجيني (pH) في تأين المادة المطهرة وحيوية الكائن الدقيق. ومعظم الجراثيم المنتقلة عن طريق المياه تتأثر سلبًا بمستويات pH الأقل من ٣ وفوق ١٠. وفي حالة الهالوجينات مثل الكلور، تتحكم pH في مقدار حامض الهيبوكلورايت HOCl ومقدار الكلورايت OCl^- في السائل. ويكون HOCl أكثر فعالية من OCl^- في التطهير من الكائنات الدقيقة. ومع الكلورين يزيد CT (تركيز المطهر مضروبًا في زمن التلامس) مع pH. ويساعد التصاق الكائنات بالأسطح أو المادة الجزيئية في المياه، مثل الطمي وفتات

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

المواد العضوية، في مقاومة الكائنات للمطهرات. وقد تتداخل المادة الجزيئية إما بالعمل كيميائيًا بالتفاعل مع المطهر، وبالتالي معادلة فعل المطهر، أو طبيعيًا بوقاية الكائن من المادة المطهرة (Stewart and Olson 1996). والمواد الكيماوية الذائبة التي تتداخل مع المطهرات تشمل المركبات العضوية والمركبات النيتروجينية العضوية وغير العضوية والحديد والمنجنيز وكبريتيد الهيدروجين.

ودائمًا ما يتم التطهير بواسطة إضافة مادة مؤكسدة. والكلور هو المطهر الأكثر شيوعًا في الاستخدام مع مياه الصرف الصحي. وتتحكم العديد من العوامل في فعالية أو معدل قتل أو تثبيط الكائنات الحية في مياه الصرف الصحي. وفي مياه الصرف الصحي نجد أن الأمونيا والمادة العضوية تتحد بسرعة لخفض مستوى الكلور الحر، الذي هو أكثر أشكال الكلورين فعالية في تثبيط الجراثيم.

٨-٤-١١ التطهير بالكلورة

الكلور عامل مؤكسد قوي وعندما يضاف كغاز إلى المياه يكون مخلوطًا من حمض الهيبوكلورايت وحمض الهيدروكلوريك:

$$Cl_2 + H_2O = HOCl + HCl \quad (8.4)$$

وفي المحاليل المخففة، يوجد قليل من الكلور في السوائل. وتأثير التطهير له يرتبط بالهيبوكلورايت المتكون. ويتفكك الهيبوكلورايت كما يلي:

$$HOCl = + H^+ OCl^- \quad (8.5)$$

وتكوين حمض الهيبوكلورايت والكلورايت يعتمد على pH المياه. ويكون مقدار الهيبوكلورايت أكبر عند pH المتعادل أو الأقل، مما ينتج عنه كفاءة تطهير أكبر عند هذه المستويات. والكلور في صورة HOCl أو OCl^- يعرف بأنه الكلور الحر المتاح. ويتحد HOCl مع الأمونيا والمركبات العضوية لتكوين ما يعرف بالكلور المرتبط. وتفاعلات الكلور مع الأمونيا والمواد العضوية المحتوية على النيتروجين له أهمية كبري في تطهير المياه.

هذه التفاعلات ينتج عنها تكوين أحادي الكلورامين وثنائي وثلاثي الكلورامين ... إلخ.

$$NH_3 + HOCl \rightarrow NH_2Cl + H_2O \quad (8.6)$$
Monochloramine

$$NH_2Cl + HOCl \rightarrow NHCl_2 + H_2O \quad (8.7)$$
Dichloramine

$$NHCl_2 + HOCl \rightarrow NCl_3 + H_2O \quad (8.8)$$
trichloramine

ومثل هذه النواتج تحتجز بعض قدرات التطهير لحمض الهيبوكلورايت، ولكنها أقل فاعلية بكثير في تركيزات معينة عن الكلور.

والكلور الحر يكون فعال تمامًا في تثبيط الكائنات الممرضة، ففي مياه الشرب ١ مجم/ ل أو أقل لمدة حوالي ٣٠ دقيقة تكفي عمومًا لخفض الأعداد البكتيرية بصورة ملحوظة. ووجود مواد متداخلة في مياه الصرف الصحي تقلل من كفاءة التطهير ويكون مطلوبًا تركيزات أعلى نسبيًا من الكلور (٢٠-٤٠ مجم/ ل) (Bitton, 2005). والفيروسات المعوية والبروتوزوا تكون أكثر مقاومة للكلور من البكتيريا (جدول ٨-١٢) ويمكن أن توجد في المياه الخارجة من المعالجة الثانوية لمياه الصرف الصحي بعد ممارسات التطهير المعتادة. والكريبتوسبورديوم مقاوِمة بدرجة ضخمة للكلور. وتركيز كلور قدره ٨٠ مجم/ ل ضروري لإحداث ٩٠% تثبيط بعد ٩٠ دقيقة زمن تلامس (Korich *et al.* 1990). والكلورامينات أقل فعالية بكثير من الكلور الحر (حوالي ٥٠ مرة أقل فعالية) في تثبيط الفيروسات (جدول ٨-١٣).

جدول ٨-١٢ قيم تركيز المطهر في زمن التلامس (CT) لتثبيط الكلور للكائنات الدقيقة في المياه (٩٩% تثبيط)[a] (*Sobsey, 1989; Rose et al., 1997*)

الكائن الدقيق	°م	الأس الهيدروجيني	تركيز المطهر
البكتيريا			
إيشيريشيا كولاي	5	6.0	0.04
إيشيريشيا كولاي	23	10.0	0.6
الفيروسات			
شلل الأطفال ١	5	6.0	1.7
الفيروس المعوي ١	5	6.0	0.24
الفيروس المعوي ١	5	7.8	0.56
الفيروس المعوي ١	5	10.0	47.0
فيروس كوكساكي ب٥	5	7.8	2.16
فيروس كوكساكي ب٥	5	10.0	33.0
فيروسات غذائية ٤٠	5	7.0	0.15
البروتوزوا			
أكياس جياردیا لامبليا	5	8.0	119–192
بويضات متكيسة كريبتوسبورديوم	25	7.0	>7200

[a] في مياه مقطرة ثابتة الأس الهيدروجيني (buffered)

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

جدول ٨–١٣ قيم تركيز المطهر للكلورامين في المياه (٩٩% تثبيط)[a] (معدلة عن *Sobsey, 1989; Rose et al., 1997*)

الكائن الدقيق	°م	الأس الهيدروجيني	تركيز المطهر
البكتيريا			
إيشيريشيا كولاي	5	9.0	113
الفيروسات			
شلل الأطفال ١	5	9.0	1420
التهاب كبدي أ	5	8.0	592
برازية عصوية	5	8.0	2100
فيروس روتا	5	8.0	4034
البروتوزوا			
جياردیا موريس	5	7.0	1400
كريبتوسبورديوم	25	7.0	>7200

[a] في مياه مقطرة ثابتة الأس الهيدروجيني (buffered)

وبويضات الأسكاريس مقاومة بشدة لتأثيرات العديد من المطهرات الكيماوية (Krishnaswami and Post, 1968)، والذي يحتمل أن تكون بسبب عدم نفاذية غشاء قوقعة البويضة (Wharton, 1980).

وبسبب ظهور الأمونيا في المياه الخارجة للصرف الصحي، يتم تحول معظم الكلور المضاف إلى كلورامينات. ويجب تلبية هذا الطلب على الكلور قبل أن يصبح الكلور الحر متاحًا للتطهير. وعندما يضاف الكلور، فإن المتبقي يصل إلى قمته (تكوين الكلورامين في معظمه) وعندئذ ينقص إلى حد أدنى يسمى نقطة الانكسار. وعند نقطة الانكسار، تتم أكسدة الكلورامين إلى غاز النيتروجين في سلسلة معقدة من التفاعلات تلخص في معادلة 8.9.

$$2NH_3 + 3HOCl \rightarrow N_2 + 3H_2O + 3HCl \qquad (8.9)$$

وإضافة الكلور لأكثر من نقطة الانكسار يضمن وجود راسب من الكلور الحر المتاح.

٨–٤–١٢ الأوزون

الأوزون (O_3) عامل مؤكسد قوي ويمكن إنتاجه بإمرار تفريغ كهربائي خلال تيار من الهواء أو الأكسجين. والأوزون أكثر تكلفة لاستخدامه في معالجة مياه الصرف الصحي من الكلور، ولكنه أكثر استخدامًا في تنقية مياه الشرب. ولا يترك الأوزون باقيا في المياه. وفعالية الأوزون كمطهر لا تتأثر بالأس الهيدروجيني pH والأمونيا. والأوزون أكثر قدرة بكثير كعامل مؤكسد من الكلور (جدول ٨–١٢ و٨–١٤) وأكياس الكريبتوسبورديوم يمكن أن تثبط بالأوزون، ولكن CT قيمتها ١–٣ تكون مطلوبة لذلك.

٨–٤–١٢–١ تقدير فعالية الكلور والأوزون

تم تطوير العديد من النماذج لاستنباط نتيجة التطهير على أساس البيانات التجريبية. ونظرية التطهير الأساسية المستخدمة حاليًا لا تزال هي نموذج تشيك–واطسون، والذي يعبر عن معدل تثبيط الكائنات الدقيقة بتفاعلات كيميائية:

$$N_t/N_o = e^{-k} \qquad (8.10)$$

Or

$$In\ N_t/N_o = -kt \qquad (8.11)$$

حيث:

N_0	عدد الكائنات عند الزمن صفر
N_t	عدد الكائنات عند الزمن ١
k	ثابت التحلل (١/ زمن)
t	الزمن

ورسم لوغاريتم معدل البقاء (N_t/N_0) عبارة عن خط مستقيم مقابل الزمن. ومن سوء الحظ أن البيانات العملية والميدانية تنحرف عن البيانات الحركية الأساسية. ويمكن أن تنتج منحنيات كتفية بسبب كتل من الكائنات أو ضربات متعددة لمواقع حرجة قبل التثبيط. والمنحنيات من هذا النوع شائعة في تطهير البكتيريا القولونية باستخدام الكلورامينات. ومنحنى التتبع، الذي نراه كثيرًا مع العديد من المطهرات، قد يفسَّر ببقاء مجموعة فرعية من الكائنات المقاومة كنتيجة لحمايتها من جانب مواد متداخلة (مادة عالقة في المياه مثلاً) أو التجمع في كتل أو المقاومة المتكونة جينيًا.

وفي استخدامات المياه، يمكن التعبير عن فعالية المطهر كنسبة CT، حيث تكون C هي تركيز المطهر و t هو الزمن المطلوب لتثبيط نسبة محددة من عدد الكائنات في ظروف محددة (pH أو درجة الحرارة) ونمطيًا، فإن مستوى ٩٩% من التثبيط تستخدم عند مقارنة قيم CT. وعمومًا فإن قيمة CT الأقل تمثل فعالية أكثر للمطهر. وطريقة CT تعطي مقارنة عامة لفعالية الكلور والكلورامينات والأوزون على العوامل الميكروبية المختلفة (جدول ٨–١٢ حتى ٨–١٤). وهي تستخدم في صناعة مياه الشرب لتحديد مقدار المادة المطهرة الواجب

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

إضافتها خلال المعالجة لتحقيق خفض معين في الكائنات الممرضة وقيم CT للكلور بالنسبة لمختلف الكائنات الدقيقة الممرضة مبينة في جدول ٨–١٢، وترتيب المقاومة للكلور والمطهرات الأخرى المستخدمة في تطهير المياه هو: أكياس البروتوزوا > الفيروسات > البكتيريا الخضرية.

٨–٤–١٣ التطهير بالأشعة فوق البنفسجية

شهد استخدام التطهير بالأشعة فوق البنفسجية في مياه الصرف الصحي تزايدًا في شهرته لأنه لا يعرف عنه أنه يُنتج مخلفات سامة أو مسرطنة، وأنه لا تكون هناك حاجة فيه لتداول أو تخزين كيماويات سامة. ومن سوء الحظ أن له عيوبًا عديدة، منها التكاليف الأعلى من الهالوجينات ولا يكون له بقايا تطهير مع صعوبة تحديد جرعة الأشعة المطلوبة وصيانة ونظافة مصابيح الأشعة فوق البنفسجية مع احتمال إعادة التنشيط لبعض البكتيريا المعوية (Bitton, 2005). من جانب آخر، فإن التقدم في تقنية الأشعة فوق البنفسجية يوفر تكلفة أقل ومصابيح أكثر فعالية ومعدات يعتمد عليها أكثر. والتثبيط البكتيري يكون متناسبًا مع جرعة الأشعة فوق البنفسجية، والتي يعبر عنها بالميكروات ثانية لكل سنتيمتر مربع (μW-s/cm^2)، أو

$$UV\ dose = It \qquad (8.12)$$

حيث:

I	μW/cm^2
t	زمن التعرض

وفي معظم دراسات التطهير، لوحظ أن لوغاريتم الجزء الباقي حيًا من الكائنات يكون تقريبًا خطيًا عندما يتم رسمه مقابل الجرعة، حيث تكون الجرعة هى ناتج التركيز مضروبا في زمن التلامس (CT) للمطهرات الكيماوية أو الكثافة والزمن (IT) للأشعة فوق البنفسجية. وملحوظة أخرى هي أن الجرعة الثابتة تنتج تثبيطًا ثابتًا. وهذا يعبر عنه رياضيًا في المعادلة 8.13.

$$\log \frac{N_s}{N_i} = function\ (IT) \qquad (8.13)$$

حيث:

N_S	كثافة الكائنات الحية (عدد/ سم^3)
N_i	الكثافة المبدئية للكائنات قبل التعرض (عدد/ سم^3)

وبسبب العلاقة اللوغاريتمية للتثبيط الميكروبي مقابل جرعة الأشعة فوق البنفسجية، من الشائع أن يتم وصف التثبيط بلغة لوغاريتم البقاء

جدول ٨–١٤ قيم تركيز المطهر للتثبيط بالأوزون للكائنات الدقيقة في المياه (٩٩% تثبيط) (Sobsey, 1989; Rose *et al.*, 1997)

الكائن	°م	الأس الهيدروجيني	تركيز المطهر
البكتيريا			
أيشيريشياكولاي	1	7.2	0.006–0.02
الفيروسات			
شلل الأطفال ٢	25	7.2	0.72
فيروس روتا أس إيه ١١	4	6.0–8.0	0.019–0.064
فيروس كوكساكي ب ٥	20	7.2	0.64-2.6
فيروس غدد	5-7	7.0	
البروتوزوا			
جيارديا لامبليا	5	7.0	0.53
كريبتوسبورديوم	22		3.5

أحياء، كما هو معبر عنه في معادلة 8.14. على سبيل المثال، إذا بقي كائن واحد حيا من أصل ١٠٠٠ بعد التعرض للأشعة فوق البنفسجية، فإن النتيجة ستكون ($\log_{10}$ 3–) بقاء، أو ($\log_{10}$ 3) خفض.

$$log\ survival = log \frac{N_s}{N_i} \qquad (8.14)$$

وتحديد مدى خطورة التعرض للأشعة فوق البنفسجية لمختلف الكائنات الدقيقة المائية الممرضة أو المؤثرة أمر أساسي في تحديد مقدار جرعة الأشعة فوق البنفسجية المطلوبة للتطهير الكافي في المياه. والعوامل التي قد تؤثر في جرعة الأشعة فوق البنفسجية تشمل تكتل الخلايا وتخفيها، المواد العالقة والعكارة وامتصاص الأشعة فوق البنفسجية. وتعتمد تجارب التعرض لتأثير الأشعة فوق البنفسجية الموصوفة في الأدبيات دائمًا على تعرض الكائنات الدقيقة إلى ظروف معينة مثالية للتطهير بالأشعة فوق البنفسجية. ومثل هذه الظروف تشمل ترشيح الكائنات الدقيقة لإنتاج معلقات موحدة أحادية الانتشار من الخلايا واستخدام مياه محتجزة بها قليل من العكارة وقدرة انتقال (254 nm). هكذا، فإنه في الواقع يكون من المطلوب جرعات أعلى لتحقيق نفس المقدار من التثبيط الميكروبي في النظم التي يتم تشغيلها على نطاق كامل.

وفعالية ضوء الأشعة فوق البنفسجية تتناقص في مياه الصرف الصحي الخارجة بالمواد التي تؤثر على انتقال الأشعة فوق البنفسجية في المياه. هذه تشمل المواد الدبالية والمركبات الفينولية وسلفونات

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

اللجنين والحديد والمادة العالقة التي قد تحمي الكائنات الدقيقة من تأثير ضوء الأشعة فوق البنفسجية، وبهذا، فالترشيح في مياه الصرف الصحي عادة ما يكون ضروريا للتطهير باستخدام ضوء الأشعة فوق البنفسجية.

بشكلٍ عام، فإن مقاومة الميكروبات للأشعة فوق البنفسجية تتبع نفس نمط مقاومة المطهرات الكيماوية، أي أن فيروسات الحمض النووي مزدوجة الجدائل > ملتقمة البكتيريا MS-2 > البكتيريا الجرثومية > الفيروسات المعوية للحمض النووي الريبي مزدوجة الجدائل > الفيروسات المعوية للحمض النووى الريبى فردية الجدائل > البكتيريا الخضرية (جدول ٨-١٥).

ويُتلف إشعاع فوق البنفسجية الحمضَ النووي الميكروبي الريبوزي أو الريبي عند طول موجة (260 nm). ويؤدي إلى عملية مثنى الثيمين، والتي تمنع تكرار الحمض النووي وتثبط بفعالية نشاط الكائنات الدقيقة. والموقع المبدئي لتلف الأشعة فوق البنفسجية في الفيروسات هو "الجينوم"، يتبعه تلف بنائي في الغطاء البروتيني الفيروسي. والفيروسات ذات الأوزان الجزيئية العالية والحمض النووي الريبوزي أو الريبي مزدوجة الجدائل، تكون أسهل فى تثبيطها من تلك التي لها أوزان جزيئية أقل والجينوم مزدوجة الجدائل. ومثل هذا، الفيروسات مفردة الجدائل، الأحماض النووية عالية الأوزان الجزيئية المنخفضة. وذلك يعتقد أنه بسبب أن الكثافة المستهدفة تكون أكثر في الجينوم الأكبر. والفيروسات ذات الجينوم مزدوج الجدائل تكون أقل تعرضًا من تلك فردية الجدائل بسبب قدرة الإنزيمات الطبيعية المتكونة داخل الكائن العائل على إصلاح القطاعات التالفة للجينوم مزدوج الجدائل، باستخدام الجدائل غير التالفة كنموذج (Roessler and Severin, 1996).

وهناك ظاهرة تعرف بـ "إعادة التنشيط الضوئي" تظهر في بعض البكتيريا التالفة بواسطة الأشعة فوق البنفسجية عند تعرضها لموجات مرئية بين ٣٠٠ و٥٠٠ nm. ويتم إصلاح التلف من الأشعة فوق البنفسجية عندئذ بتنشيط إنزيم للتنشيط الضوئي، والذي يقوم بربط ثم فصل مخفضات الضوء الغدية في الحمض النووي. ويمكن أيضًا إصلاح تلف الحمض النووي في الظلام بآلية تستخدم قاعدة مزدوجة في أزواج تسمح بإعادة القواعد المنفصلة بإنزيمات أخرى. وتعتمد القدرة على إعادة تنشيط أي كائن على نوع الكائن. والقولونيات الكلية والبرازية قادرة على إعادة التنشيط ضوئيًا، لكن البكتيريا العقدية البرازية

جدول ٨-١٥ جرعة فوق البنفسجية لقتل الكائنات الممرضة (Roessler and Severin, 1996; John *et al.* 2003; Gerba *et al.*, 2002; Li *et al.*, 2007)

الكائن	(جرعة فوق بنفسجية) (μW-s/cm^2) المطلوبة لخفض ٩٠%
البكتيريا العطيفة الصائمية (الكامبيلوباكتر)	1,100
إيشيريشيا كولاي	1,300–3,000
الكلبسيلة البرئوية	3,900
السالمونيلا	2,100–2,500
الشيجيلا (دوسنتاريا)	890–2,200
الكوليرا	650–3,400
اليرسينيا القولونية	1,100
الفيروس الغددي	23,600–56,000
فيروس كوكساكي	11,900–15,600
الفيروس المعدي	10,800–12,100
فيروس شلل الأطفال	5,000–12,000
الفيروس الكبدي أ	3,700–7,300
فيروس روتا إس أيه ١١	8,000–9,900
برازي عصوي إم إس-٢	18,600
كريبتوسبوريديوم	3,000
جيارديا	2,000
التواء الرقبة	2,800

ليست كذلك. ولمنع إعادة التنشيط الضوئي، يجب استخدام جرعات كافية أو منع التعرض المباشر لأشعة الشمس.

٨-٥ الخلاصة

من هذا الاستعراض العام، أصبح واضحًا أنه بينما يمكن حدوث إزالة كبيرة للجراثيم الممرضة بالعديد من عمليات معالجة مياه الصرف الصحي والشائعة الاستخدام في العالم كله وهذه الإزالة متنوعة كثيرًا، وتعتمد على التشغيل المثالي للعمليات. وهكذا، فإنه بدون بعض من المتابعة الميكروبية فإن نجاح هذه العمليات يكون من الصعب الحكم عليه. ويكون ضروريًا استخدام مؤشرات أو متابعة للكائنات الممرضة (مثل بيض النيماتودات في حالة برك الأكسدة أو أحواضها مثلاً) وذلك لضمان أكبر قدر من الإزالة العملية المستخدمة.

ويجب دائمًا أن يُتوقع وجود مستوى ما من الكائنات الممرضة في مياه الصرف الصحي، حتى مع إفادة بعض المؤلفين بمستوى ١٠٠% إزالة

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

في بعض الكائنات بعمليات المعالجة، هذه الإزالة تعكس فقط حدود الكشف عن الكائن محل الدراسة. وهكذا، فإنه من الأفضل أن تذكر هذه البيانات على أنها أكثر من (> ٩٩% مثلاً) حتى تعكس بصورة أفضل حدود الطريقة المستخدمة. ويتوقع الحصول على مياه صرف صحي بها مستويات لا يمكن اكتشافها من الجراثيم الممرضة على أساس منظم، فقط عندما يستخدم خليط من الترشيح (التخثر – وسط مخلوط، وترشيح فائق) مع عملية تطهير مناسبة.

المراجع

Ashbolt N.J., Grabow W.O.K. and Snozzi M. (2001) *Indicators of microbial water quality*, in Water Quality: Guidelines, Standards and Health, (L. Fewtrell and J. Bartram, Ed. IWA Publishing, London, pp. 289-315.

Arimi S.M., Fricker C.R. and Park R.W. (1988) Occurrence of "thermophilic" campylobacters in sewage and their removal by treatment processes. *Epidemiol. Infect*. **101**, 279-286.

Ayres R.M., Alabaster G.P., Mara D.D. and Lee D.I. (1992) A design equation for human intestinal nematode egg removal in waste stabilization ponds. *Wat. Res.* **26**, 863-865.

Bales R.C., Gerba C.P., Grondin G.H. and Jensen S.L. (1989) Bacteriophage transport in sandy soil and fractured tuff. *Appl. Env. Micr.* **55**, 2061-2067.

Bhaskaran T.R., Sampathkumaran M.A., Sur T.C. and Radhakrishban I. (1956) Studies on the effect of sewage treatment processes on the survival of intestinal parasites. *Indian J. Med. Res*. **44**, 163-180.

Bingham A.K., Jarroll E. and Meyer E. (1979) Giardia spp.: Physical factors of excystation in vitro, and excystation vs. eosin exclusion as determinants of viability. *Exp. Parasitol.* **47**, 284-291.

Bitton G. (2005) *Wastewater Microbiology*, Third ed. Wiley-Liss, New York.

Burden D.J., Whitehead A., Green E.A., McFadzean J.A. and Beer R. (1976) The treatment of soil infected with human whip-worm Trichuris trichiura. *J. Hyg.* **77**, 377-382.

Cabelli V.J. (1989) Swimming-associated illness and recreational water quality criteria. *Wat. Sci. Tech.* **21**, 13–21.

Carraro E., Fea E., Salva S. and Grillo G. (2000) Impact of a wastewater treatment plant on Cryptosporidium oocyst and Giardia cysts occurring in a surface water. *Wat. Sci. Tech.* **41**, 31-37.

Casson L.W., Sorber C.A., Sykora J.L., Gavaghan P.D., Shapiro M.A. and Jakubowski W. (1990) Giardia in waste-water – effect of treatment. *J. Water Pollut. Control Fed.* **62**, 670-675.

Chauret C., Springthorpe S. and Sattar S. (1999) Fate of Cryptosporidium oocysts, Giardia cysts and microbial indicators during wastewater treatment and anaerobic sludge digestion. *Canad. J. Microbiol.* **45**, 257-262.

Chernicharo C.A.L., da Silveira Cota R., Zerbini A.M., von Sperling M. and Novy de Castro L.H. (2001) Post-treatment of anaerobic effluents in an overland flow system. *Wat. Sci. Tech.* **44**, 229-236.

Chu Y., Jin Y. and Yates M.V. (2003) Effect of soil properties on saturated and unsaturated virus transport through columns. *J. Environ. Qual.* **32**, 2017-2025.

Crompton D.W.T. (1988) The prevalence of ascariasis. *Parasitol. Today* **4**, 162-169.

Divizia M., Gabrieli R., Donia D., Macaluso A., Bosach A., Guix S., Sanchez G., Villena C., Pinto R. M., Palombi L., Buonuomo E., Cenko F., Leno L., Bebeci D., and Bino S. (2004) Waterborne gastroenteritis outbreak in Albania. *Wat. Sci. Tech.* **50**, 57-61.

Dixo N.G.H., Gambrill M.P., Catunda P.F.C. and van Haandal A.C. (1995) Removal of pathogenic microorganisms from the effluent of an upflow anaerobic digester using waste stabilization ponds. *Wat. Sci. Tech* **31**, 275-284.

Falabi J.A., Gerba C.P. and Karpiscak M.M. (2002) Giardia and Cryptosporidium removal from waste-water by a duckweed (Lemma gibba L.) covered pond. *Lett. Appl. Microbiol.* **34**,384-387.

Feachem R.G., Bradley D., Garelick H. and Mara D.D. (1983) *Sanitation and Disease*, Wiley, New York.

Freedman D.O. (1992) *Intestinal nematodes*, in Infectious Diseases. Gorbach S.L., Barlett J.G. and Blacklow N. (Eds.)., Saunders, Philadelphia, pp. 2003-2008.

Geldreich E.E., and Kenner B.A. (1969) Comments on fecal streptococci in stream pollution. J *J. Water Pollut. Control Fed.* **41**, R336-R341.

Gennaccaro A.L., McLayghlin M.R., Quintero-Betancourt W., Hoffman D. E. and Rose J. B. (2003) Infectious Cryptosporidium parvum oocysts in reclaimed effluent. *Appl. Env. Micr.* **69**, 4983-4984.

Gerba C.P., Gramos D.M. and Nwachuku N. (2002) Comparative inactivation of enteroviruses and adenovirus 2 by UV light. *Appl. Env. Micr.* **68**, 5167-5169.

Gerba C.P., Thurston J.A., Falabi J.A., Watt P. and Karpiscak M.M. (1999) Optimization of artificial wetland design for removal of indicator microorganisms and pathogenic protozoa. *Wat. Sci. Tech.* **40**, 363-368.

Gearheart R.A., Klopp F. and Allen G. (1989) *Constructed free surface wetlands to treat and receive wastewater; Pilot to full-scale*, in Hammer, D. A. (Ed.). Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Municipal, Industrial and Agricultural, Lewis Publishers, Chelsea, Michigan. pp. 121-137.

Gersberg R.M., Elkins B.V., Lyon S.R. and Goldman C.R. (1987) *Survival of bacteria and viruses in municipal wastewaters applied to artificial wetlands* in Reddy K. R. and Smith, W.H. (Eds.) Aquatic Plants for Water

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

Treatment and Resource Recovery. Magnoia Publishing, Orlando. pp. 237-245.

Gersberg R.M., Gearhart R.A. and Ives M. (1989) *Pathogen removal in constructed wetlands,* in Hammer, D.A. (Ed.) Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Municipal, Industrial, and Agricultural. Lewis Publishers, Chelsea, Michigan. pp. 431-445.

Glass J.S. and O'Brien (1980) Enterovirus and coliphage inactivation during activated sludge treatment. *Wat. Res.* **14**, 877-882.

Gleeson C., and Gray N. (1997) *The Coliform Index and Waterborne Disease*, E and FN Spon, London.

Jepsen A. and Roth H. (1952) Epizootiology of Cysticercus bovis-restance of the eggs of Tenia sageninata. Report 14. Vet. Cong. 22, 43-50.

John D.E., Nwachuku N., Pepper I.L. and Gerba C.P. (2003) Development and optimization of a quantitative cell culture infectivity assay for the microsporidium Encephalitozoon intestinalis and application to ultraviolet light inactivation. J. *Microbiol. Methods.* **52**, 183-196.

Johnson D.C., Enriquez C.E., Pepper I.L., Davis T.L., Gerba C.P. and Pepper I.L. (1997) Survival of Giardia, Cryptosporidium, poliovirus and Salmonella in marine waters. *Wat. Sci. Tech.* **35**, 261-268

Kadlec R.H. and Knight R.L. (1996) *Treatment Wetlands.* Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.

Kertratanakul A. and Ohgaki S. (1989) Indigenous coliphages and RNA-F-specific coliphages associated with suspended solids in activated sludge process. *Wat. Sci. Tech.* **27**, 257-260.

Korich D.G., Mead J.R., Madore M.S., Sinclair N.A., and Sterling C.R. (1990) Effect of zone, chlorine dioxide, chlorine, and monochloramine on Cryptosporidium parvum oocyst viability. *Appl. Env. Micr.* **56**, 1423–1428.

Krishnaswami S.K. and Post F.J. (1968) Effects of chlorine on Ascaris (Nematoda) egg. *Hlth. Lab. Sci.* **5**, 225-232.

Kukkula M., Arstila P., Klossner M.L., Maunula L., Bonsdorff and Jaatinen P. (1997) Waterborne outbreak of gastroenteritis. *Scand. J. Infect. Dis.* **29**, 415-418.

Kutz S.M. and Gerba C.P. (1988) Comparison of virus survival in freshwater sources. *Wat. Sci. Tech.* **20,**467-471.

Leong L.Y.C. (1983) Removal and inactivation of viruses by treatment processes for potable water and wastewater – a review. *Wat. Sci. Tech.* **15**, 91-114.

Li D., Craik S.A., Smith D.W. and Belosevic M. (2008) Survival of Giardia lamblia trophozoites after exposure to UV light. *Fems Microbiology Letters* **278**, 56-61.

Lipp E.K., Huq A. and Colwell R.R. (2002) Effects of global climate on infectious disease: the cholera model. *Clin. Microbiol. Rev.* **15**, 757-770.

Lloyd B.J. and Frederick G.L. (2000) Parasite removal by waste stabilization pond systems and its relationship between concentrations in sewage and prevalence in the community. *Wat. Sci. Tech.* **42**, 375-386.

Logan A.J., Stevik T.K., Siegrist R.L. and Ronn R.M. (2001) Transport and fate of Cryptosporidium parvum oocysts in intermittent sand filters. *Wat. Res.* **35**, 4359-4369.

Mayer C.L. and Palmer C.J. (1996) Evaluation of PCR, nested PCR and fluorescent antibodies for detection of Giardia and Cryptosporidium species in wastewater. *Appl. Env. Micr.* **62**, 2081-2085.

McKay L.D., Cherry J.A., Bales R.C., Yahya M.T. and Gerba C.P. (1993) A field example of bacteriophage as tracers of fracture flow. *Environ. Sci. Tech.* **27**, 1075-1079.

Madore M.S., Rose J.B., Gerba C.P., Arrowood M.J. and Sterling C.R. (1987) Occurrence of Cryptosporidium oocysts in sewage effluents and selected surface waters. *J. Parasitol.* **73**, 702-705.

Montgomery (1988) *Water Treatment and Design*. John Wiley & Sons, New York.

Nichols G. (2008) Epidemiology. In: Fayer R. and Xiao L. (Eds.), *Cryptosporidium and Cryptosporidiosis*. Second edition. IWA Publishing, London, pp.79-118.

Oragui J. (2003) *Viruses in feces*, in Mara D. and Horan N. (Eds.). The Handbook of Water and Wastewater Microbiology. Academic Press, San Diego. pp.473-476.

Ottoson J., Hansen A., Bjorlenius B., Norder H. and Senstrom T. A. (2006) Removal of viruses parasitic protozoa and microbial indicators in conventional and membrane processes in a wastewater pilot plant. *Wat. Res.* **40**, 1449-1457.

Pant A. and Mittal A.K. (2007) Monitoring of pathogencitity of effluents from the UASB based sewage treatment plant. *Environ. Monit. Assess*. **133**, 43-51.

Payment P., and Franco E. (1993) Clostridium perfringens and somatic coliphages as indicators of the efficiency of drinking water treatment for viruses and protozoan cysts. *Appl. Env. Micr.* **59**, 2418–2424.

Quinonez-Diaz M., Karpiscak M.M., Ellman E.D. and Gerba C.P. (2001) Removal of pathogenic and indicator microorganisms by a constructed wetland receiving untreated domestic wastewater. *J. Environ. Sci. Hlth. Part A*. **36**, 1311-1320.

Rao V.C., Lakhe S.B., Waghmare S.V. and Dube P. (1977) Virus removal in activated sludge sewage treatment. *Prog. Wat. Tech.* **9**, 113-127.

Rao V.C., Metcalf T.G. and Melnick J.L. (1986) *Removal of pathogens during wastewater treatment*. In: Rehm, H. J. and Reed, C. (Eds.). Biotechnology, Vol. 8.VCH, Berlin.

Robertson L.J., Paton C.A., Campbell A.T., Smith P.G., Jackson M.H., Gilmore R.A., Black S.E., Stevenson D.A., and Smith H.V. (2000) Giardia cysts and Cryptsporidium oocysts at sewage treatment works in Scotland, UK. *Wat. Res.* **34**, 2310-2322.

Rose J.B., Huffman D.E., Riley K., Farrah S.R., Lukasik J.O. and Hamann C.L. (2001) Reduction of enteric microorganisms at the Upper Occoquan Sewage Authority Water Reclamation Plant. *Water Environ. Res*. **73**, 711-720.

Rose J.B., Dickson L.J., Farrah S.R. and Carnahan R.P. (1996) Removal of pathogenic and indicator

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

microorganisms by a full-scale water reclamation facility. *Wat. Res.* **30**, 2785-2797.

Rose J.B., Lisle J.T. and LeChevallier M. (1997) *Waterborne Cryptosprodiosis: incidence, outbreaks and treatment strategies*, in Fayer, R. (Ed.), "Cryptosporidium and Cryptosporodiosis." CRC Press, Boca Raton, Florida. pp. 93-109.

Roessler P.F., and Severin B.F. (1996) *Ultraviolet light disinfection of water and wastewater*, in Modeling Disease Transmission and Its Prevention by Disinfection (C.J. Hurst, ed.) Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 313–368.

Safferman R.S. and Morris M.E. (1976) Assessment of virus removal by multi-stage activated sludge process. *Wat. Res.* **10**, 413-42

Sano D., Matsuo T. and Omura T. (2004) Virus-binding proteins recovered from bacterial culture derived from activated sludge by affinity chromatography assay using a virus capsid peptide. *Appl. Env. Micr.* **70**, 3434-3442.

Schaub S.A., Kenyon K.F., Bledsoe and Thomas R.E. (1978) *Evaluation of the overland runoff mode of land application for virus removal* in Mckim, (Ed.), State of Knowledge in Land Treatment of Wastewater. Cold Regions Research and Engineering Laboratory. Hanover, NH. pp. 245-252.

Scheuerman P.R., Bitton G. and Farrah S.R. (1989) *Fate of microbial indicators and viruses in a forested wetland*, in Hammer, D. A. (Ed.), Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Municipal, Industrial and Agricultural. Lewis Publishers, Chelsea, Michigan. pp. 657-663.

Schwartzbrod J., Stein J. L., Bouhoum K. and Baleux B. (1989) Impact of wastewater treatment n helminth eggs. *Wat. Sci. Tech.* **21**, 295-297.

Sobsey M.D. (1989) Inactivation of health-related microorganisms in water by disinfection processes. *Wat. Sci. Tech.* **21**, 179-195.

Stewart M.H. and Olson B.H. (1996) *Bacterial resistance to portable water disinfectants*, in Hurst, C. H. (Ed.), Modeling Disease Transmission and Its Prevention by Disinfection. Cambridge University Press, pp. 140-192.

Stott R., Jenkins T., and Williams J. (1996) *Pathogen removal and microbial ecology in gravel bed hydroponic treatment of wastewater.* Research Monograph 4, Dept. of Civil Engineering, University of Portsmouth, UK.

Stott R., Jenkins T., Bahgat M. and Shalaby I. (1999) Capacity of constructed wetlands to remove parasite eggs from wastewaters in Egypt. *Wat. Sci. Tech.* **40**, 117-198.

Stott R. (2003) *Fate and behavior of parasites in wastewater treatment systems*, in Mara D. and Horan N. (Eds.), The Handbook of Water and Wastewater Microbiology. Academic Press, San Diego. pp.491-521.

Tartera C., and Jofre J. (1987) Bacteriophage active against Bacteroides fragilis bacteriophage as indicators of the virological quality of water. *Wat. Sci. Tech.* **18**, 1623–1637.

Tartera C., Lucena F., and Jofre J. (1989) Human origin of Bacteroides fragilis bacteriophage present in the environment. *Appl. Env. Micr.* **55**, 2696–2701.

Toranzos G.A. (1991) Current and possible alternative indicators of fecal contamination in tropical waters: a short review. *Environ. Toxicol. Water Qual.* **6**, 121-130.

Veerannan K.M. (1977) Effect of sewage treatment by stabilization pond method on the survival of intestinal parasites. *Indian J. Environ. Hlth.* **19**, 100-106.

Wharton D.A. (1980) Naematode egg-shells. *Parasitol.* **81**, 447-463.

Yates M.V. and Gerba, C.P. (1998) *Microbial considerations in wastewater reclamation and reuse*, in Asano, T. (Ed.), Wastewater Reclamation and Reuse. Technomic Publishing, Lancaster, PA. pp. 437-488.

Zhang K. and Farahbakhsh K. (2007) Removal of native coliphages and coliform bacteria from municipal wastewater by various wastewater treatment processes: implications to water reuse. *Wat. Res.* **41**, 2816-2824.

المصطلحات والاختصارات

الرمز	الوصف	الوحدة
I	الكثافة	$\mu W/cm^2$
k	ثابت التحلل	1/d
N	عدد العينات	
Ni	الكثافة المبدئية للكائن قبل التعرض	$number/cm^3$
No	عدد الكائنات الدقيقة عند زمن صفر	
Ns	كثافة الكائنات الباقية على قيد الحياة	$number/cm^3$
Nt	عدد الكائنات الدقيقة عند زمن t	
T	زمن التعرض	h
t	الزمن	d
x	عدد الكائنات لكل حجم عينة	
$\bar{x}$	المتوسط الهندسي	

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

الاختصار	الوصف
CT	تركيز المطهر مضروبا في زمن التلامس
DNA	حامض نووي ريبي ناقص الأكسجين
DAPI	صبغة ضوئية لإظهار الحمض النووي
EHEC	البكتيريا القولونية
ETEC	البكتيريا المعوية
FC	قولونيات برازية
FITC	صبغة فلوروسنتية لتحليل الأضواء
FS	بكتيريا البراز العقدية
HAV	فيروس A الكبدي
HEV	فيروس E الكبدي
HRT	زمن المكث الهيدروليكي
HUS	انحلال الدم اليوريمي
MPN	الرقم الأكثر احتمالاً (المرجح)
RNA	حمض نووي ريبي
UASB	غطاء الحمأة اللاهوائي ذو التدفق الرأسي
UV	أشعة فوق بنفسجية



تلوث مياه الشرب بالكائنات الممرضة الميكروبية يمكن أن يسبب الأوبئة الممرضة ويساهم في زيادة معدلات المرض. ومن المهم ملاحظة أن الأمراض المنتقلة عن طريق المياه تنقل عن طريق مسار برازي – فمي، من إنسان أو من حيوان إلى إنسان، بهذا فإن مياه الشرب ما هي إلا واحد من عدة مصادر محتملة لنقلها. وتلوث مياه الشرب بالمجاري أمر شائع في الدول النامية (صورة : اليونسكو – الأرشيف)

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



مع نهاية عام ٢٠٠٠، كان هناك ١,١ بليون شخص لا يجدون وسيلة للحصول على مياه شرب آمنة و ٢,٤ بليون كانوا بلا خدمات صرف صحي أساسية. ونتيجة لذلك، يموت تقريبًا ٣,٥ مليون شخص سنويًا من الأمراض المرتبطة بالمياه والصرف الصحي. وقد جدد "إعلان الألفية" الذي أقرته جميع الدول الأعضاء بالأمم المتحدة في سبتمبر ٢٠٠٠، وكذلك خطة التنفيذ بجوهانسبرج والذي أقر في سبتمبر ٢٠٠٠ أيضًا، الأهداف الخاصة بالمواصلة الفعالة لأجندة "المياه والصرف الصحي. لذلك نجد أن "الأهداف الإنمائية للألفية" حددت: "الخفض إلى النصف، بحلول ٢٠١٥، نسبة الأشخاص الذين ليس لديهم مياه شرب آمنة أو صرف صحي، كأحد مستهدفاتها. وفي الواقع، هذا الهدف سيكون حرجًا في تحقيق الأهداف الإنمائية الأخرى، خاصة تلك المرتبطة بمعدلات الوفاة وانتشار الأمراض والمساواة بين الجنسين. وبنفس النمط، هناك حاجة إلى منهج متكامل وأوسع مجالاً لعمل حساب كامل للتداخلات الهامة من مختلف جوانب الاهتمام في قطاع المياه، مثل الري وتلوث المياه ومعالجة مياه الصرف الصحي وإدارة المياه، مع تركيز خاص على خفض معدلات الفقر. وقد أوجدت الأهداف التي تم تبنيها في "مؤتمر الألفية" ومؤتمر القمة العالمي للتنمية المستدامة قوى دافعة ملحوظة حتى الآن في هذا الاتجاه، إلا أن المهام القادمة ضخمة وعديدة (المصدر "المكتب الاستشاري المعني بالمياه والصرف الصحي – سكرتير عام الأمم المتحدة" والصورة من اليونسكو – الأرشيف).

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



٩

التهوية والخلط

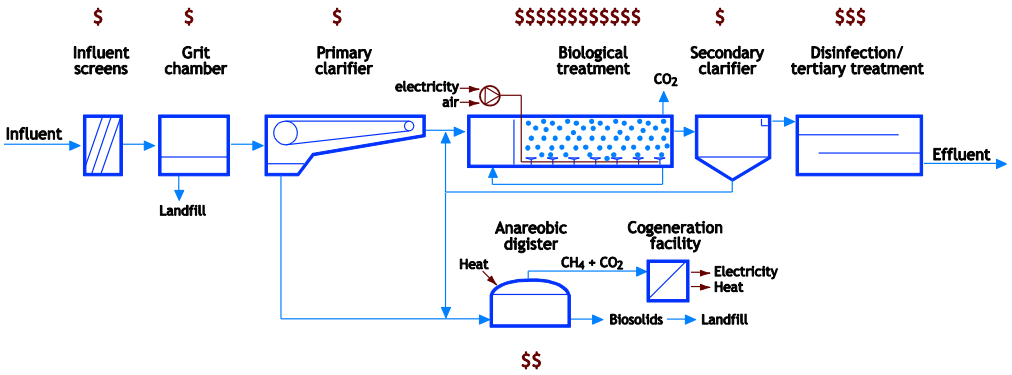
Michael K. Stenstrom and Diego Rosso

٩-١ تكنولوجيا التهوية

٩-١-١ مقدمة

التهوية عملية أساسية في معظم محطات معالجة مياه الصرف الصحي وهي مسؤولة عن أكبر جزء من تكاليف الطاقة بالمحطة، بما يتراوح بين ٤٥ إلى ٧٥% من إنفاق الطاقة بالمحطة (Reardon, 1995). ولهذا السبب، عند تطبيق أساليب الاستخدام الفعّال للطاقة في معالجة مياه الصرف الصحي، يكون من المهم الإشراف على خواص نظم التهوية. وشكل ٩-١ يبين مخططًا نوعيًا لكثافة استخدام الطاقة في محطة معالجة مياه صرف صحي تقليدية.

تقوم نظم التهوية بنقل الأكسجين لداخل الوسط السائل بواسطة شق سطح السائل shearing بخلاط أو توربين، أو بإطلاق الهواء من خلال فتحات عيانية أو مواد مسامية، أو من خلال التلامس المباشر للهواء مع سطح مائي كبير. ويكون للقطرات الصغيرة المتساقطة



شكل ٩-١ شكل تخطيطي لمحطة معالجة مياه صرف صحي بمقارنة نوعية لكثافة استخدام الطاقة في عمليات تشغيل وحداتها

© 2008 Michael K. Stenstrom. Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design. Edited by M. Henze, M.C.M. van Loosdrecht, G.A. Ekama and D. Brdjanovic. ISBN: 9781843391883. Published by IWA Publishing, London, UK.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

والفقاعات الخشنة المتصاعدة منحدرات سرعة عالية في المسافة بين سطحي الغاز والسائل، ويمكن تصنيفها كنظام عالي التدفق بين سطحين، بينما يكون للفقاعات الدقيقة منحدرات سرعة منخفضة بين السطحين ويمكن أن يتم تصنيفها كنظام منخفض التدفق بين السطحين (Rosso and Stenstrom, 2006a).

وعند تحليل أو تحديد نظم التهوية، فمن المهم تحديد قياسات فعاليتها، فهي ضرورية عند مقارنة التقنيات المختلفة المستخدمة، بالإضافة إلى مراقبة نظم التهوية على مدى زمني طويل من تشغيلها. والمقياس الأساسي بصورة كبيرة هو معدل الأكسجين المنقول إلى المياه النظيفة معبرًا عنه "بمعدل تحويل الأكسجين " Oxygen Transfer (OTR) Rate ووحدته Kg O^2/m^3 حيث:

$$OTR = k_L a(DO - DO_{sat})\,V \qquad (kgO_2/h) \quad (9.1)$$

حيث:

k_La	معامل تحول كتلة الجانب السائل (/في الساعة h/)
DO	الأكسجين الذائب في الماء (كجم أكسجين/ م^3)
DO_{sat}	الأكسجين الذائب في الماء في حالة التشبع (كجم أكسجين / م^3)
V	حجم الماء (م^3)

ومعدل تحويل الأكسجين (OTR) يحدد كم كفاءة نظام التهوية أي مقدار الأكسجين الذي يمكن للنظام أن يمد به المياه في الوحدة الزمنية. ويحدد معدل تحويل الأكسجين قدرة سعة نظام التهوية بغض النظر عن فعاليته في تحويل الأكسجين، لهذا فإنه من الضروري تحديد قياسات إضافية. وأكثر القياسات شيوعًا لتوصيف فعالية الطاقة هو كفاءة التهوية (AE, KgO_2 / KWh)، كفاءة التهوية AE يعبر عنها بالكيلو جرام أكسجين KgO_2 في كل كيلووات ساعة Kwh

$$AE = \frac{OTR}{P} \qquad (kgO_2/kWh) \quad (9.2)$$

حيث:

P	الطاقة المسحوبة بواسطة نظام التهوية (كيلو وات)

وبالنسبة لأجهزة التهوية تحت السطحية (مثل ناشرات الفقاعات الدقيقة أو الخشنة) تستخدم كفاءة تحويل الأكسجين (OTE%) وتحدد كما يلي:

$$OTE = \frac{(O_{2,in} - O_{2,out})}{O_{2,in}} \qquad (9.3)$$

يمثل كل من O_{2in} وO_{2out} كتلة تدفق الأكسجين الداخل والخارج في حجم المياه النظيفة. وتبين كفاءة تحويل الأكسجين الكفاءة المطلقة للتشغيل، وهي كثيرًا ما تكون ملائمة أكثر من غيرها حيث إنها تسمح بمقارنة أداء نظام التهوية دون تعقيد الأمور الأخرى المحيطة بالهوايات. والهوايات يتم توفيرها دائمًا بواسطة مصنعين أو مقاولين مختلفين، واستخدام كفاءة تحويل الأكسجين (OTE) وكفاءة النوافخ كل منهما مستقل عن الآخر يسهلان تحديد وتصميم نظام التهوية.

وحتى يتم تجنب المحاباة لاتجاه معين نتيجة للظروف البيئية وطبيعة العمليات المرتبطة بموقع محدد، تستخدم ظروف قياسية وتعرف بصفر الأكسجين المذاب Zero DO وصفر الملوحة Zero Salinity و٢٠° م وضغط ١ .atm. ولهذا فإن النتائج يتم تقديمها في صورة: كفاءة تحويل الأكسجين القياسية (SOTE%) ومعدل تحويل الأكسجين القياسي (SOTR, KgO_2/ h) أو كفاءة التهوية القياسية (SAE, KgO_2 / KWh).

وعادة تحتاج ترجمة الظروف القياسية إلى ظروف تشغيل لاستخدام العديد من القياسات التجريبية المرتبطة بالموقع المحدد. فمياه عمليات المعالجة تتصف بالملوثات الذائبة أو المعلقة، والتي تسبب انحرافًا في أداء الهوايات عن ظروف المياه النظيفة والمقياس الذي له أكبر أثر هو عامل ألفا (α) والذي يعرف بأنه نسبة معاملات نقل الكتلة لمياه عمليات المعالجة إلى المياه النظيفة، أو:

$$\alpha = \frac{(k_L a)_{process\ water}}{(k_L a)_{clean\ water}} \qquad (9.4)$$

أو

$$\alpha = \frac{\alpha SOTE}{SOTE} \qquad (9.5)$$

حيث:

SOTE	كفاءة تحويل الأكسجين في الظروف القياسية (%)

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

αSOTE كفاءة تحويل الأكسجين في مياه عمليات المعالجة في الظروف القياسية، عدا تأثير الملوثات على معامل تحويل الكتلة (%)

وطرق ترجمة الظروف القياسية إلى ظروف عمليات المعالجة في جميع الأوضاع (أي الضغط البارومتري، درجة الحرارة .. إلخ) يمكن إيجادها في مواقع أخرى. هناك العديد من القياسات التي تستخدم لترجمة وتوصيف نظم التهوية بصفة عامة، وهي المذكورة في جدول ٩-١، وتستخدم خلال هذا الفصل من الكتاب.

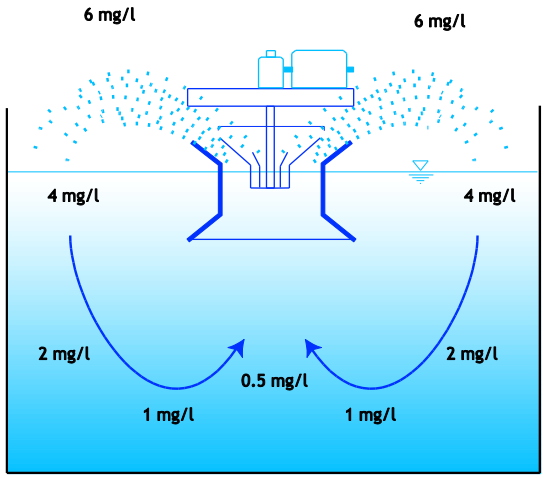
وهناك اختيارات لأنواع سحب الطاقة أو الضغط المستخدم فيما يختص بكفاءة التهوية (AE) وكفاءة التهوية القياسية (SAE) أو كفاءة تحويل الأكسجين في مياه عمليات المعالجة، عدا تأثير الملوثات (α SAE) في جدول ٩-٢. والطاقة السلكية (Wire power) أي الطاقة المستهلكة فعلاً بواسطة المحركات الكهربائية المستخدمة في الهوايات أو النوافخ هي الاختيار الأكثر تكرارًا وتشمل جميع الفواقد في النظام. والطاقة الكابحة (Brake power)، وهي الناتجة عن موتور أو صندوق تروس، تستخدم أحيانًا. وفي حالات نادرة، تستخدم الطاقة المائية أو الطاقة المنقولة (Water power Or delivered power) وهي التي تشير إلى الطاقة المنقولة فعلاً للسائل الذي تتم معالجته. ومن المهم ألاّ يحدث خلط بين أنواع الطاقة وأن يكون الاختيار متناسقًا مع عملية التصميم.

والطاقة السلكية هي الأكثر استخداما لأنها أفضل وسيله استنباط للاستهلاك الفعلي للطاقة. ولاستخدام الطاقة السلكية، يجب أن يتم قياس نقص كفاءة نافخ الهواء والمحركات وصناديق التروس أو معرفتها. والطاقة الكابحة قد تكون أكثر ملاءمة للاستخدام إن كانت المحركات يتم وضع مواصفاتها منفصلة عن باقي المكونات. وينتج أي خطأ أو سبب ظاهر للخطأ في تصميم نظام التهوية عادة من الخلط بين أنواع الطاقة. وما لم يكن محددًا غير ذلك، فإن الطاقة السلكية هي التي سوف تستخدم في هذا الفصل.

النقطة التالية تقدم نظرة عامة على نظم التهوية المتاحة والتي سيتم توصيف خواصها فيما بعد في نفس الفصل.

٩-١-٢ الهوايات السطحية

تنتمي الهوايات السطحية إلى الجيل الأول من تقنيات تحويل الأكسجين. وهي تتميز، نمطيًا، بمعدل تحويل أكسجين عالي وكفاءة تهوية قياسية منخفضة (في المجال مابين ٠,٩ و ٢,١ KgO_2/ Kwh). وتشق الهوايات السطحية السائل إلى قطرات تنتشر في صورة دوامات من كتل السائل الصاعدة وتبلغ عدة أمتار في الثانية الواحدة. والقطرات المتطايرة تكون في تلامس دوامي مع الهواء الجوى وتتم أكسجتها إلى ما يصل لنصف درجة التشبع على الأقل، وفور استقرارها على السطح الحر تختلط مع الكتلة السائلة، منتجة نموذجًا للأكسجين المذاب مطابق للشكل ٩-٢.



شكل ٩-٢ مخطط لنماذج الأكسجين الذائب في أحواض مجهزة بهوايات سطحية

وحيث إنه لا يتم إمداد أي هواء أو أكسجين إلى الهوايات السطحية، فإنه لا يمكن تحديد كفاءة تحويل الأكسجين OTE. كذلك تقوم حركة السائل أثناء إنتاج الرذاذ بتوفير عملية الخلط. وفي بعض الحالات يتم أيضًا توصيف الهوايات السطحية على أساس معدلات ضخ السائل بالإضافة إلى معدل تحويل الأكسجين OTR.

ويمكن توفير الهوايات السطحية في هيئتين مختلفتين: سرعة عالية (أي دفع مباشر) أو سرعة منخفضة (أي بصندوق تروس). والهوايات عالية السرعة تدور بسرعة ٩٠٠ – ١٢٠٠ لفة/ دقيقة (RPM) ونتيجة لعدم وجود صندوق للتروس تكون سهلة التركيب وأقل تكلفة. وعلى الجانب الآخر، فإن الكتل الصاعدة للسائل تكون دوامية (هائجة) بصورة عالية، فينتج عنها تكوين أكثر للرذاذ وقوى لتمزيق الكتل المتلبدة. وكل من النوعين به درجة عالية من التلامس بين الماء – الهواء الذي يبخر الماء لتوفير التبريد الكافي. وفي أنواع معينة من التجهيزات، مثل البحيرات الضحلة في الأجواء الحارة أو منشآت معالجة مياه الصرف الصناعي، يتم اختيار الهوايات السطحية نظرًا لقدراتها على التبريد. وفي الأجواء الباردة يجب تجنب الهوايات

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

جدول ٩-١ ملخص بجميع القياسات المستخدمة لتحديد وتوصيف نظم التهوية

القياس	التعريف	ملاحظات
معدل تحويل الأكسجين (OTR)	معدل الأكسجين المنقول في المياه النظيفة	$k_La\ (DO\text{-}DO_{sat})\ V =$
معدل تحويل الأكسجين في الظروف القياسية (SOTR)	معدل الأكسجين المنقول في الظروف القياسية بالمياه النظيفة	
كفاءة تحويل الأكسجين (OTE)	كفاءة تحويل الأكسجين في المياه النظيفة	$(O_{2,in} - O_{2,out}) / O_{2,in} =$
كفاءة تحويل الأكسجين في الظروف القياسية (SOTE)	كفاءة تحويل الأكسجين في الظروف القياسية بالمياه النظيفة	
كفاءة التهوية (AE)	كفاءة التهوية في المياه النظيفة	$OTR / P =$
كفاءة التهوية القياسية (SAE)	كفاءة التهوية في الظروف القياسية بالمياه النظيفة	
معامل تحول كتلة الجانب السائل (KLA)	مقاسًا في اختبارات المياه النظيفة	Measured in clean water tests
عامل ألفا (α)	أي نسبة تحول كتلة مياه عمليات المعالجة للمياه النظيفة	$\alpha SOTE / SOTE =$
عامل السدد (F)	التغير في قدرة الناشرات لانسدادها جزئيًا	$k_La_{process\ water} / k_La_{clean\ water} =$
عامل ألفا للناشرات المستعملة (α F)	أي نسبة قدرة الناشرات بعد الاستخدام	$\alpha SOTE_{new\ diffuser} / \alpha SOTE_{used\ diffuser} =$
معدل تحويل الأكسجين (OTR)		$\alpha\ F =$
αSOTE	كفاءة تحويل الأكسجين في الظروف القياسية بمياه عمليات المعالجة	
αFSOTE	كفاءة تحويل الأكسجين في الظروف القياسية بمياه عمليات المعالجة في ناشرات الهواء المستعملة	
αSAE	كفاءة التهوية في الظروف القياسية بمياه عمليات المعالجة	
αFSAE	كفاءة التهوية في الظروف القياسية بمياه عمليات المعالجة في ناشرات الهواء المستعملة	

تعرف الظروف القياسية بأنها: ٢٠°م، 1 atm، صفر الملوحة، ، صفر الأكسجين في المياه.
مفتاح الرموز: الطاقة المسحوبة = P حجم المياه = V

السطحية بسبب التبريد الذي يقلل النشاط البيولوجي واحتمالات ظروف إحداث التجمد. وبصفة عامة، تكون للهوايات السطحية عالية السرعة كفاءة تهوية قياسية (SAE) منخفضة عن الهوايات قليلة السرعة (تكون ٠,٩ – ١,٣ كجم أكسجين/ كيلو واط ساعة (KgO_2/ Kwh) للسرعة العالية و١,٥ – ٢,١ Kwh / KgO_2 للسرعة المنخفضة.

وإدخال صندوق للتروس بين المحرك الكهربي والمروحة يسمح للهواية بأن تدور بسرعة أقل (٣٠ – ٦٠ لفه / دقيقة RPM). وهذا عادة يصاحبه زيادة في التكلفة الرأسمالية ووقتًا أطول للتوريد (لأنه من المعتاد أن يصنع صندوق التروس فقط بعد أن يتم شراؤه). ولكن التكلفة المبدئية العالية وزمن التوريد قد يتم تعويضهما جزئيًا بكفاءة التهوية (AE) الأعلى. وفقدان الحرارة مع تكوين الرذاذ يعدان من العوامل الهامة ويجب أن يتم إعطاؤهما وزنًا أكبر عند اختيار نظم

جدول ٩-٢ ملخص بكفاءة التهوية (AE) وكفاءة التهوية القياسية (SAE) لكل نظم التهوية المتاحة تجاريًا

نوع الهواية	كفاءة التهوية القياسية KgO_2/ Kwh	كفاءة التهوية في مدة مكث الحمأة المنخفضة @ 2 mg DO/ L	كفاءة التهوية في مدة مكث الحمأة العالية @ 2 mg DO/ L
هواية سطحية عالية السرعة	0.9–1.3	0.4-0.8	
هواية سطحية منخفضة السرعة	1.5–2.1	0.7–1.5	
ناشرات فقاعات خشنة	0.6 –1.5	0.3-0.7	0.4-0.9
توربينات أو نفاثات (فقاعات دقيقة)	1.2-1.8	0.4-0.6	0.6-0.8
ناشرات ذات ثقوب دقيقة (فقاعات دقيقة)	3.6–4.8	0.7–1.0	2.0–2.6

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest





شكل ٩-٣ هواية سطحية منخفضة السرعة خلال عملية تركيبها (في اليسار) وأثناء التشغيل (في اليمين) والمروحة الموجودة في قاع الحوض تستخدم لضمان أن المواد الصلبة لا تترسب في قاع الحوض. وتعمل الأعمدة الإنشائية الأربعة كداعم للهواية بالإضافة إلى كونها حواجز لمنع الدوامات (photos: M.K. Stenstrom).

التهوية. ونعلم أن احتمالات توليد الرذاذ والرائحة لها أهمية خاصة في المناطق الحضرية.

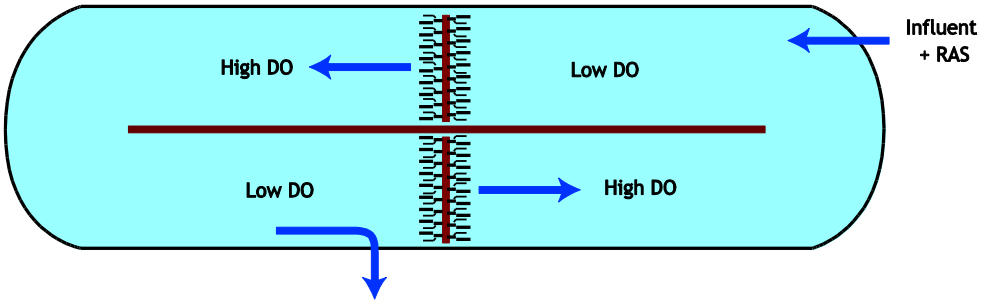
ولا يمكن استخدام الهوايات السطحية في الأحواض أو البحيرات العميقة بدون الترتيبات الخاصة بالخلط المنخفض باستخدام مواسير سحب أو مراوح منخفضة. فماسورة السحب توجه التدفق الصاعد ليعود إلى الهواية من عمق الحوض. ويتم تركيب مروحة أكثر انخفاضا على عمود طويل يضع المروحة على بعد ١م تقريبًا من القاع. ونادرًا ما تستخدم الهوايات عالية أو منخفضة السرعة على أعماق أكثر من ٤م و٥م، على التوالي، بدون مواسير سحب أو خلاطات.

وفي حالة البرك أو الأحواض ذات القاع الترابي، يجب حماية القاع من فرك أو كشط سطحه بواسطة السائل. وليس مستبعدًا أن تسبب الهوايات انخفاضات في القاع الترابي للحوض، مما يسمح بدخول الصخور أو الأحجار وإتلاف المراوح أو إحداث متاعب إنشائية بالحوض. بالإضافة لذلك فإن البحيرات الواسعة والضحلة جدًا، قد لا تمتد منطقة تأثير الهواية السطحية حتى حافة البحيرة، واحتمال التسبب في مناطق منخفضة الأكسجين الذائب.

ونوع من الهوايات السطحية التي توفر التهوية والخلط مع إضافة سرعة أفقيه للمياه، هو هواية الفرشاة السطحية أو الدوّار، والذي يوجد نمطيًا في قنوات الأكسدة (شكل ٩-٤). وهذه الهوايات السطحية-منخفضة السرعة لها بصفة عامة احتياجات طاقة خاصة ومرتفعة (بمعنى آخر: كفاءة تهوية قياسية منخفضة) بسبب أنها تضخ السائل بالإضافة للتهوية. والسبب يرجع إلى ضرورة تدوير السائل داخل القنوات أي أن الطاقة مطلوبة للحفاظ على الحركة الدائرية للسائل داخل القناة، بينما في حالة الأحواض الحاجزة لدفق السائل يجرى السائل بالانحدار. وحيث إن الماء يعد أكثف من الهواء بثلاثة أضعاف، تستخدم معظم الطاقة المستخدمة في الهوايات ذات الفرشاة لرفع السائل بالقياس للمستخدم للتهوية. ولهذا فإن القنوات التي بها فرشاة سطحية غالبًا ما تكون مرشحة لإعادة تجهيزها بتزويدها بناشرات هواء سطحية وخلاطات/ مضخات ميكانيكية تحتاج طاقة منخفضة (مثل الخلاطات ذات الريش المروحية العريضة) والتي يمكن أن تخفض الطاقة المطلوبة في قنوات الأكسدة بصورة ملحوظة.

وهناك استخدام أقل انتشارًا للهوايات السطحية ذات الفرشاة في بحيرات التهوية الضحلة (شكل ٩-٥) حيث يتم تركيب الفرشاة السطحية على بارجة عائمة مفتوحة في المنتصف، حيث تقوم الهواية السطحية

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest







شكل ٩-٤ قناة أكسدة (المخطط بأعلى الصور) مجهز بفرشاة تهوية سطحية (brush surface aerator) أثناء الاستعداد للحركة التالية (الصورة السفلية على اليسار) والتشغيل (الصورة السفلية على اليمين). ونرى عمود إدارة الهواية مركبًا على قضبان تمكن من ضبط الطاقة المسحوبة، ورفع الهواية كلها فوق سطح المياه، وبالتالي تجنب أي إعاقة لتدفق السائل (photos: M.K. Stenstrom)

بالخلط والتهوية. وهذه التقنية يتم اختيارها للبحيرات لأنها يسهل سحبها للشاطئ لصيانتها أو إصلاحها وكذلك يمكن تحريك الهواية كلها من مكان لآخر لمنع تراكم الحمأة في القاع.

٩-١-٣ نظم ناشرات الفقاعات الخشنة

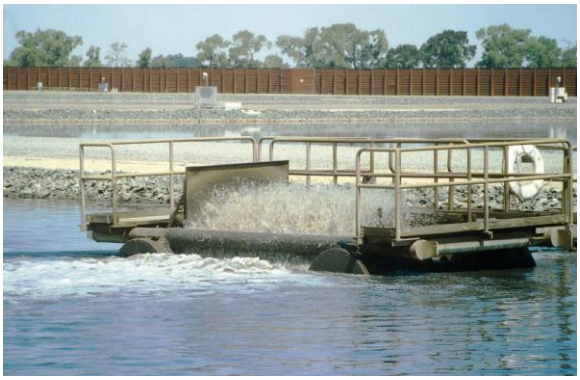
تستخدم جميع نظم الفقاعات الخشنة فتحات أو ثقوب ترى بالعين المجردة لإخراج فقاعات الهواء ذات الأبعاد فوق ٥٠ مم بصورة عامة. والفقاعات بهذا الحجم لا تبدو في صورة كرات، ولكن كأغطية كروية الشكل (تشبه قنديل البحر). والفقاعات الخشنة لها طبيعة مضطربة جدًا مع تميزها بتراكم مواد ذات فاعلية سطحية (surfactants) بيني أقل ولذلك يكون لها عامل ألفا α أعلى عند مقارنتها بنظم الفقاعات الدقيقة (Kessener and Ribbius, 1935; Rosso and Stenstrom 2006a) والأنظمة التحت سطحية، مثل نظم الفقاعات الخشنة يتم تركيبها بصفة عامة في تشكيل ذي قاع كامل، لتعظيم فعاليتها. وفيما مضى، وبتوافر طاقة أقل تكلفة، كانت ناشرات الفقاعات الخشنة تركب في صف فردي على جانبي أحواض التدفق الكتلي (مسار لولبي) أو في صفين أو أكثر (مسار متقاطع أو أضلاع أو أخدود) هذه النظم كانت تحتاج ناشرات أقل، مما يقلل التكلفة الرأسمالية، ولكنها ضمن أقل نظم التهوية فعالية وتكون عادة محتاجة للتحديث والاستبدال.

وناشرات الفقاعات الخشنة لها الميزة المتأصلة فيها بكونها أقل تأثرًا بالأوحال أو الصدأ وذلك لضخامة أبعادها والحركة الترددية العالية لفتحات خروج السائل منها مما يجعلها صعبة الانسداد، وعمليًا وعلى جانب آخر، فإن من خصائص هذه الناشرات أنها دائمًا قليلة في كفاءة التهوية القياسية (SAE) (بين ٠,٦ و ١,٥ KgO_2 / KWh) لأن الفقاعات الكبيرة تمر بسرعة كبيرة خلال عمود المياه ولها نسبة سطح/ حجم منخفضة.

وناشرات الفقاعات الخشنة لها ميزة كونها قادرة على توفير معدل تحويل أكسجين عالٍ جدًا في نطاق حجم الحوض، ونادرًا ما يكون معدل التدفق محدودًا بعدد الناشرات أو الفتحات. ومثل هذه الناشرات ذات المعدلات العالية تكون منخفضة في كفاءة التهوية القياسية، وعادة فإن كفاءة التهوية القياسية تكون متناسبة عكسيًا مع معدل تحويل الأكسجين. والحصول على تحويل لمقادير أكبر (أي معدل تحويل للأكسجين يكون أعلى) يتطلب معدلات أعلى لتدفق الهواء ينتج

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

عنها "مدة مكث" أو "زمن بقاء" قصير للفقاعات ومساحة أقل لنقل الأكسجين. والحد الأقصى لمعدل تحويل الأكسجين لناشرات الفقاعات الخشنة يمكن أن يكون أكثر بعدة مرات من ذلك الخاص بالهوايات السطحية أو ذات الفتحات الدقيقة ودائمًا يكون محدودًا بقدرة المروحة (وليس بمساحة سطح قاع الحوض كما في الناشرات ذات الثقوب الدقيقة). ولهذا فإن الشبكات الكثيفة لناشرات الفقاعات الخشنة تكون هي التقنية المختارة لمعالجة مياه الصرف الصناعي عالية القوة. وبالنسبة لنظم المعالجة التي لا تحتاج معدل تحويل أكسجين عالي لكل وحدة حجم، مثل محطات الصرف الصحي البلدية، فإن ناشرات الفقاعات الخشنة تمثل اختيارا سيئًا بالنسبة لترشيد الطاقة. وبدأ استبدال المحطات ذات ناشرات الفقاعات الخشنة بعد الارتفاع السريع في أسعار الطاقة مع بدايات السبعينات، وتستخدم محطات معالجة الصرف الصحي البلدية ناشرات الفقاعات الدقيقة.



شكل ٩-٥ "هواية سطحية ذات فرشاة مركبة على برج عائم في بحيرة تهوية" (photos: M.K. Stenstrom)

وتبين الأشكال ٩-٦ و ٩-٧ نموذجين لناشرات الفقاعات الخشنة المتاحة تجاريًا. يبين شكل ٩-٦ نوعين من الرشاشات وشكل جمالون لحواف ناشرات الفقاعات الخشنة. والرشاشات تنتمي إلى الجيل الأول من ناشرات الفقاعات الخشنة، وهي أساسًا صامولة مجوفة ذات غطاء ولها فتحة أو أكثر لإطلاق الهواء، وهي من المعدن (قديمًا) أو البلاستيك (حديثًا). ويمر الهواء خلال الوصلة المتشعبة ثم الرشاش الهابط ثم الرشاش الداخلي وأخيرًا يطلق من خلال فتحات الرشاش الموضوعة تحت الغطاء، مما يعزز نشر الفقاعات ويمنع الهواء من الخروج كتيار مستمر (تخرج الفقاعات منتشرة لأعلى مثل حبات اللؤلؤ في العقد). والنظم ذات المعدلات العالية قد تستخدم شبكة أنابيب، عادة من البلاستيك بها ثقوب حوالي ٥ مم تقريبًا موزعه على مسافات ٠,٥ متر بطول الجانب السفلي للأنابيب.

٩-١-٤ ناشرات الفقاعات الدقيقة

يمكن أن تنتج الفقاعات الدقيقة بتقنيات مختلفة، إما بإطلاق الهواء خلال صفيحة معدنية مثقبه أو من خلال تكسير الفقاعات الخشنة ميكانيكيًا إلى فقاعات صغيرة. والتقنية الأخيرة تستخدم توربينات مغمورة أو ناشرات نافوري، تنتج فقاعات دقيقة، وفي الحالتين تستخدم طاقة ميكانيكية لتكسير الفقاعات الكبيرة إلى فقاعات دقيقة، والفقاعات الدقيقة من التوربينات أو النافوري دائمًا يكون لها كفاءة تهوية قياسية (١,٢ – ١,٨ KWh / KgO_2) أقل من ناشرات الفقاعات الدقيقة ذات الثقوب الضيقة، وهي تنتج فقاعاتها الدقيقة عن طريق إطلاق الهواء المضغوط خلال فتحات ضيقة أو ثقوب إما في أغشية مثقبة أو مادة ذات نفاذية مثل حجارة السيراميك أو البلاستيك الملبد، ونظرًا لانتشار الناشرات ذات الثقوب الضيقة في قطاع مياه الصرف الصحي البلدية، سنركز عليها هنا.

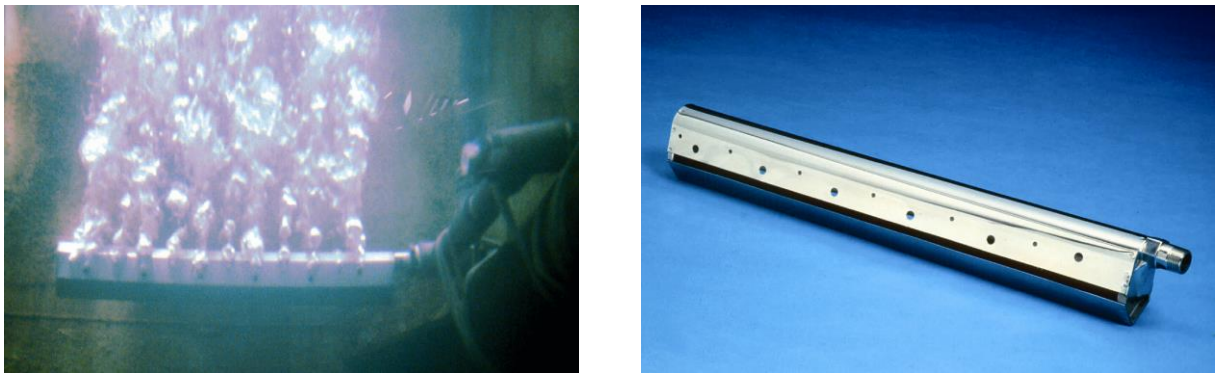
فناشرات الفقاعات الدقيقة هي أكثر الناشرات استخداما في معالجة مياه الصرف الصحي في الولايات المتحدة وأوروبا ولديها كفاءة تهوية قياسية أعلى (٣,٦ – ٤,٨ KWh / KgO_2) وتستخدم روتينيًا في التشكيلات الأرضية الكاملة، وهي التي تستغل أقصى إمكانيات هذه الناشرات. ونظم الثقوب الضيقة تنزع أقل ما يمكن من المركبات العضوية المتطايرة، بتأثير كفاءتها الزائدة، والتي ينتج عنها معدلات تدفق هواء أقل (Hsieh *et al.* 1993a and b). ونظم الثقوب الضيقة أيضًا تكون ذات فواقد حرارية أقل لنفس السبب (Talati and Stenstrom 1990; Sedory and Stenstrom 1995).

والناشرات ذات الثقوب الضيقة لها عيبان رئيسان: الأول هو احتياجها للتنظيف دوريًا، والثاني هو التأثير السلبي الكبير على كفاءة التحويل من ملوثات مياه صرف صحي، وهي التي عادةً ما تقدر كميا بعامل ألفا (نسبة معاملات مياه عمليات المعالجة إلى المياه النظيفة أو KLaPW / KLaCW)، تكون قيمتها أقل في ناشرات الثقوب الضيقة (عامل ألفا) عنها في ناشرات الفقاعات الخشنة أو الهوايات السطحية ونفس الظروف (Kessener and Ribbius, 1935; Stenstrom and Gilbert, 1981). والفروق في عامل ألفا $\propto$ بين نظم التهوية كانت قد لوحظت في الثلاثينات (Kessener and Ribbius, 1935)، ولكن تم نسيانه بصفه عامه حتى حدثت أزمة الطاقة في السبعينات فزاد الوعي للتكنولوجيات الفعالة بالنسبة لاستخدام الطاقة. وقبل الثمانينات، تم تصميم العديد من المحطات بعامل ألفا α = ٠,٨، والذي أعتبر آنذاك عامل ألفا عالمي لجميع

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



شكل ٩-٦ رشاشات الهواء (على اليسار) ومركبة في تشكيل يغطي الأرضية كلها في حوض للحمأة المنشطة (في الوسط) وفي اليمين تفصيل لأذرعة الرشاشات، والموزعة بالتناوب قريبًا وبعيدًا من الوصلة المتشعبة، لتحسين توزيع الهواء خلال حوض المياه (photos: M.K. Stenstrom)



شكل ٩-٧ ناشر الفقاعات الخشنة من طراز (غذاية الدجاج)، وعلى اليمين النموذج معروض خارج المياه، بفتحات ذات حجمين وشق مفتوح. وفي اليسار صورة تحت سطح الماء لواحدة من هذه الناشرات أثناء التشغيل في مياه نظيفة. لاحظ الدوامات العالية المتولدة من الفقاعات الخشنة (photo: M.K. Stenstrom).

أنواع نظم التهوية ولجميع الظروف. وقد تم بيان أن طرق التهوية المختلفة لها عوامل ألفا α مختلفة، وبالنسبة لناشرات الفقاعات الدقيقة، فإن عامل ألفا المبدئي يقل مع مرور الزمن كنتيجة لتكوين الأوحال (القاذورات) أو تكون القشور (Rosso and Stenstrom, 2006b).

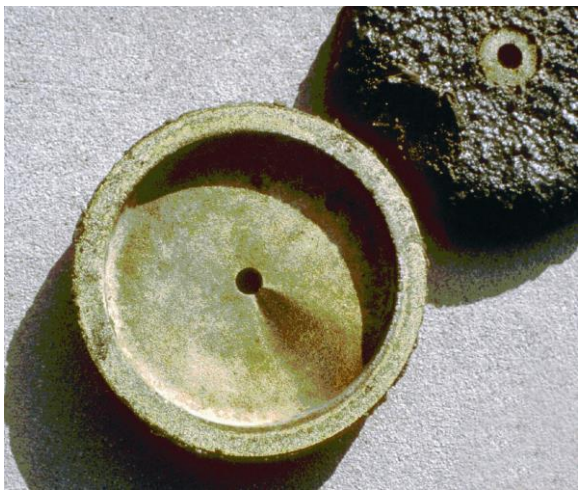
وفوق ذلك، فإنه بالنسبة لنظم الفقاعات الدقيقة يكون عامل ألفا α دالة (Function) لظروف عملية المعالجة (Process) مثل مدة مكث الحمأة (SRT) أو معدل تدفق الهواء (Rosso *et al.*, 2005).

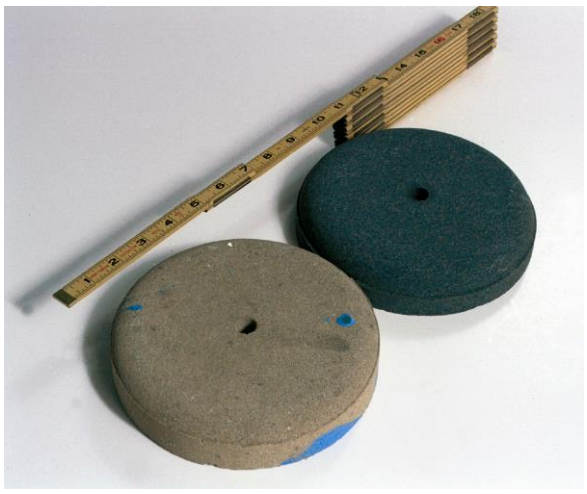
٩-٢ نظم نوافخ الهواء

٩-٢-١ الأحدث في المجال

النوافخ عبارة عن ضواغط هواء Compressors تعمل عند ضغوط منخفضة، ويحتاج إليها في نظم التهوية تحت السطحية، بما في ذلك التوربينات. وهناك صنف من أجهزة التهوية التي تتجنب استخدام النوافخ، وذلك بالحث على شفط الهواء، ولكن هذه الأجهزة تستخدم للخلط وليس للتهوية.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest





صوره ٩–٨ الجيل الأول من ناشرات الثقوب الضيقة: أحجار السيراميك. يتم دفع الهواء خلال صامولة مجوفة فيملأ الفراغ الداخلي بعدها يطلق من خلال الثقوب في السيراميك الملبد. والصورة في اليسار تبين ناشرة تم جمعها بعد وقت طويل من الاستخدام، مع وجود قاذورات حيوية واضحة على سطحها الخارجي. والجزء الملون داخل الفراغ الداخلي يبين وضع ثقب إخراج الهواء في الصامولة. وبسبب تسريب الملوثات في نظام الهواء(photos:M.K Stenstrom).

والنوافخ، نظرًا لإمكانياتها المحدودة لخفض أو رفع دورانها، كثيرًا ما تقيّد ترشيد الطاقة في محطات المعالجة. وتصنف النوافخ إلى نوعين رئيسين: موجبة الإزاحة (Positive Displacement) PD وطاردة مركزية. والنوافخ موجبة الإزاحة تعتبر، بصورة عامة، أجهزة ضغط متغير ثابتة التيار (Constant Flow)، بينما النوافخ الطاردة المركزية تعتبر أجهزة ضغط ثابت ومتغيره التيار (Variable Flow). وميزات وعيوب النوعين مبينة في جدول ٩–٣.

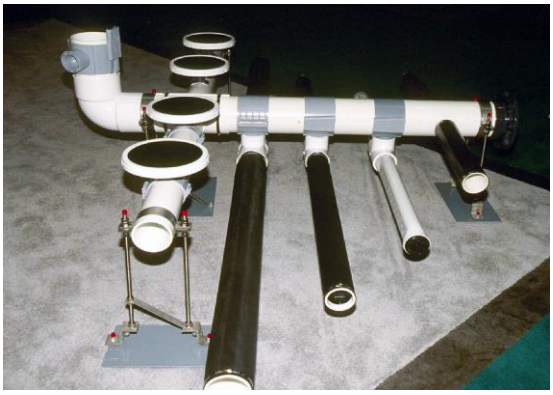
ولجميع الأغراض العملية، تستخدم المحطات الأقل صغرا نوافخ موجبة الإزاحة PD أو طاردة مركزية، أما جميع المحطات الكبرى فتستخدم النوافخ الطاردة المركزية. وقبل ظهور محركات التردد المتغير (Variable Frequency Drives VFDs)، كان هناك قليل من فرص تعديل تردد تيار النوافخ موجبة الإزاحة (PD). فقليل من الطاقة قد يستهلك لكبح (تخفيض معدل) الشفط أو، في حالات أخرى، يمكن تنفيس تيار التصرف الزائد عند ضغط مخفض، ولم يكن أي من الوضعين مرضيًا بصوره كاملة. ولكن مع محركات التردد المتغير، يكون التيار متناسبًا مع عدد لفات (rpm) النافخ (عدا جزء ضئيل كنتيجة للانزلاق) وبالتالي يتاح قدر أكبر من خفض الدوران أو رفع الدوران.





شكل ٩–٩ أمثلة لتركيبات ناشرات فقاعات دقيقة تغطي الأرضية بصورة كاملة. على اليسار في صورة اسطوانات سيراميك وعلى اليمين في صورة ألواح أغشية نفاذة (photos: M.K. Stenstrom)

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



شكل ٩-١٠ تشكيلة من طرازات الناشرات من أحد المصانع في معرض للتجارة. من يسار الصورة، اسطوانات سيراميكية أو غشائية، أنابيب غشائية لها بعدان هندسيان، ناشرات فقاعات خشنة (الأبيض اللون)، يشبه ما في شكل ٩-٩، مع أنبوبة غشائية مركبة مباشرة على أنبوبة الهواء الرئيسة (photo: M.K. Stenstrom).

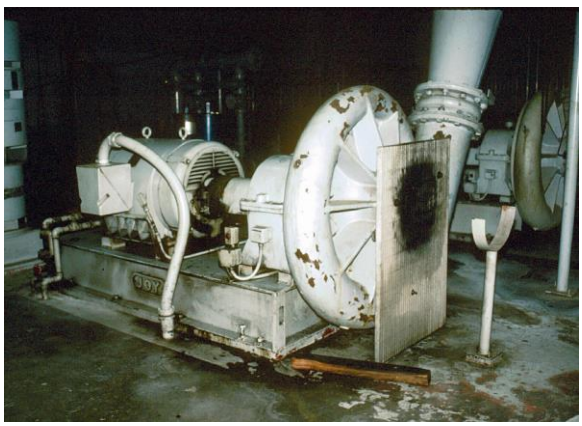
٩-٢-٢ النوافخ الطاردة المركزية

تأخذ النوافخ الطاردة المركزية الهواء بطول محور دوران اسطوانة العمود، وتنقل السرعة إلى الهواء بمروحة مركبة على العمود الرئيس، ويتم تفريغ الهواء باستمرار في قطر الحركة الجارية. وتتحول طاقته الكامنة المتزايدة إلى زيادة ضغط، بخفض سرعة الهواء خلال ناشر للهواء. ويبين شكل ٩-١٢ هذا المضمون وكذلك، فإن النوافخ الطاردة المركزية ليست لها إمكانية خفض أو رفع دورانها، ويجب تشغيلها بسرعة دائرية ثابتة. والتقنيات الأحدث تتضمن نوافخ طاردة مركزية لها ريشات توجيه متغيرة المآخذ، وتتضمن الأكثر حداثة منها أيضًا ناشرات متغيرة المخارج (شكل ٩-١٣، وشكل ٩-١٤). وبتغيير زاوية ريشات التوجيه، يمكن تغيير معدل تيار الهواء ويكتسب النافخ بذلك قدرة للإدارة. ومع ذلك، فإن النوافخ الطاردة المركزية لها مجال تشغيل أمثل، وخارج هذا المجال، تتناقص فعاليتها.





شكل ٩-١١ تجهيزات ناشر فقاعات دقيقة على بحيرة تهوية. تقوم مواسير الهواء (على قمة وحدة الناشر) بتوزيع الهواء بطول البحيرة، وتنقل المواسير الأفقية الهواء من أنابيب الهواء إلى وحدات الناشر (الموضوعة بقرب قاع البحيرة) (Photos:M.K. Sterstrom)





صوره ٩-١٢ تخطيط لمرور تيار الهواء في نوافخ هواء طاردة مركزية ذات مرحله واحدة (على اليسار) وعدة مراحل (على اليمين) (Photos:M.K. Stenstrom).

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



شكل ٩-١٣ نافخ طارد مركزي متعدد المراحل بريشات توجيه متغير في حالة تشغيل في محطة مياه صرف صحي كبيرة، وتظهر الأبعاد الكبيرة للنافخ، وهي التي تسحب ٣٥٠٠ ك. واط و٤١٦٠ فولت أمبير تيار وناتج حوالي ٢٦ نيوتن متر مكعب/ ثانية (١٦٠٠ نيوتن متر مكعب/ دقيقة) في أمثل وضع تشغيل (photos: D. Rosso)



شكل ٩-١٤ نموذج ثلاثي الأبعاد لنافخ طارد مركزي ذو مرحلة واحدة ذات ريشات توجيه (الرمادية اللون) وريشات توزيع (الحمراء اللون) معروضة في معرض تجاري (photos: D. Rosso)

٩-٢-٣ النوافخ موجبة الإزاحة

تستخدم النوافخ الموجبة الإزاحة PD (شكل ٩-١٥) منهجًا مختلفًا، فبدلاً من نقل سرعة الهواء بصورة مستمرة باستخدام عمود دوار ثم تحويل الطاقة الكامنة إلى ضغط، يقوم النافخ موجب الإزاحة بضغط دفعات منفصلة من الهواء بدفع الهواء بواسطة زوج من الأعمدة الدوارة أو التروس ذات اثنين أو ثلاثة فلقات. والرسم يوضح هذا المفهوم.

ونظرًا للطبيعة المنفصلة (على دفعات) للعملية، فإن الضغط موجب الإزاحة لا يكون فعالاً مثل التيار الطارد المركزي، ولكن يحقق مخرجات أكبر من قيم الضغط لنفس معدلات تيار الهواء. كذلك، يمكن تنويع تيار الهواء بتنويع سرعة النافخ موجب الإزاحة PD. ومن عيوب النافخ موجب الإزاحة، الضوضاء التي تنتج من عملية الضغط، والذي يميز عادة كصوت متردد مكتوم.

٩-٢-٤ محركات التردد المتغير VFDs

إن محركات التردد المتغير عبارة عن نظام إلكتروني يسمح بالتحكم في تردد التيار المتردد (AC)، وبالتالي التحكم بسرعة دوران المحرك الكهربائي الموصل به. كمثال لذلك، إن كان المحرك الكهربائي سرعته ١٨٠٠ لفة في الدقيقة (rpm) مع تردد كهربائي ٦٠ هرتز (HZ) كما هو الحال في نظام الولايات المتحدة الأمريكية، فإن سرعة هذا

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

جدول ٩-٣ ملخص بخصائص كل من النوافخ موجبه الإزاحة والطاردة المركزية

موجبة الإزاحة	الطاردة المركزية
• أكثر اقتصادا على النطاق الصغير • تسبب ضوضاء، كالصوت المكتوم للتردد المنخفض مع الأجزاء الدوارة يصعب إخماده. ولكن النوافخ ذات الثلاث فلقات تتغلب جزئيًا على هذا الأمر. • يمثل تحويل الذبذبات إلى المواسير والدعامات مشكلة في بعض الأحيان. • الأحمال الزائدة على المحرك مع ضغوط التدفقات الزائدة تحتاج لحماية التيار في المحركات.	• اقتصادية في جميع المستويات ولكن بوجه خاص في التجهيزات الكبيرة. • تسبب ضوضاء أيضا، ولكن أصوات الدوران السريع للتردد العالي يسهل إخمادها. • تشغيلها عند تدفقات زائدة يزيد الحمل على المحرك وعند ضغط زائد يسبب اشتداد التيار المفاجيء، مما قد يؤدى إلى تحطيم النافخ نفسه. لذلك فإن وسائل التحكم والكشف عن التيار الزائد أو الذبذبات مطلوبة للتشغيل الآمن.

المحرك يمكن أن تخفض إلى ١٢٠٠ لفه في الدقيقة بخفض التردد إلى ٤٠ هرتز.

وعند تركيب محرك التردد المتغير على موتور كهربائي، يمكن أن يدور المحرك بسرعات أعلى أو أقل من معدلاته المقننة. كما يمكن أن يوقف أو يدار دون مشاكل لأن السخونة تقل. فعند إدارة المحركات التقليدية، يتم سحب ٣٠٠% من التيار المقرر لتوصيل المحرك لسرعته، وذلك يسبب سخونة المحرك، وفي المحركات الكبيرة قد تحد من قدرة المحرك على إعادة الإدارة أكثر من مرة في فترة محددة من الزمن (على سبيل المثال مرة واحدة كل ساعة). وفي نفس الوقت، فإن التيار العالي المطلوب لبدء المحرك قد يحدث معدلات تيار أعلى، خاصة أثناء فترات الذروة اليومية. والدورات اليومية في معالجة مياه الصرف الصحي عادةً ينتج عنها متطلبات معالجة أعلى خلال النهار وبعد الظهر، عندما تكون للطاقة تكلفة أعلى، لذلك فإن خفض الطاقة المسحوبة لبدء تشغيل المحرك هامة جدًا.

٩-٢-٥ نظم التحكم المتاحة:

تعتمد تقنيات التحكم المتاحة حاليًا لنظم التهوية على إشارات استرجاعية تأتى من مسابير (مجسات) الأكسجين الذائب المغمورة في أحواض التهوية. وتركيز الأكسجين الذائب (DO) هو تأثير من نقل الأكسجين. والأكسجين الذائب مؤشر هام لأحوال عملية المعالجة الجيدة، فإن كان الأكسجين الذائب منخفضًا جدًا، يمكن أن تتوقف عمليات التمثيل البكتيري. وإن حدث ذلك، فإن تركيب الحمأة قد يتغير وبالتالي تقليل كفاءة المعالجة، بل والتسبب في فشل عملية المعالجة (أي انتفاخ الحمأة). وعلى العكس، قد يؤدى ارتفاع الأكسجين الذائب لمشاكل في عملية إزالة النيترة (والتي تحتاج ظروف خالية من الأكسجين) وقد تستهلك طاقة زائدة (Ferrer, 1998; Serralta *et al.*, 2002). وقد ركزت دراسات عديدة على تحسين نظم التحكم في الأكسجين الذائب (Ferrer, 1998; Ma *et al.*, 2004).

وفي الواقع، فإن معظم المحطات لديها نوافخ يمكنها توليد ضغط تفريغ محدود قبل حصول عدم استقرار في إنتاج الطاقة من المحرك أو زيادة تحميل المحرك، والضغط الراجع، ويسمى الضغط الديناميكي الرطب (أو المبتل) (Dynamic Wet Pressure) (DWP) والذي تحتاجه الناشرات الموحلة، قد يكون عاليًا جدًا ويسبب عدم إخراج الهواء من بعض الناشرات، وينتج عن ذلك توزيع غير منتظم للفقاعات في الحوض كله. في منشآت أخرى، يمكن أن تكون النوافخ قادرة على تصريف الضغط الديناميكي الرطب DWP الذي تحتاجه الناشرات الموحلة، فقط عندما تعمل خارج نطاق كفاءتها المثالية، ناتجًا عن ذلك تكاليف أعلى للطاقة واحتمالات تلف النوافخ.

ولتحقيق الوضع الأمثل لاستهلاك الطاقة لنظم التهوية، فإن أفضل استراتيجية للتحكم في النوافخ هو إمداد الحد الأدنى من كمية هواء عملية المعالجة إلى معالجة المياه العادمة، لكن مع الوفاء بمتطلبات إزالة المواد الركيزة. واتباع قياس قليل التكلفة لكل من الغاز الداخل والغاز المنبعث يجب وضعه في الاعتبار. إن اختبار الغاز المنبعث يقيس الكتلة المنتقلة بدقة، وليس مجرد الأكسجين المذاب، وبهذا يقدم أداة جديدة لحسابات الطاقة الدقيقة. وبالإضافة إلى ذلك، توفر السلسلة القائمة على أزمنة محددة لقياسات الغازات المنبعثة، أداة لمتابعة تدهور كفاءة تحول الأكسجين في الظروف القياسية بالمياه النظيفة مع تلوث وتوحل النافخ.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

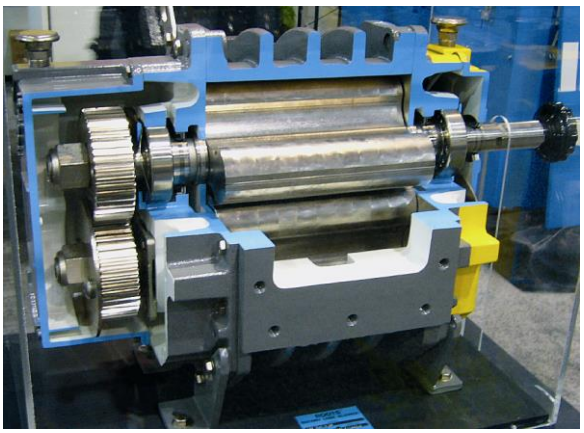
٩-٢-٦ أشكال تطوير النوافخ وتوصياتها

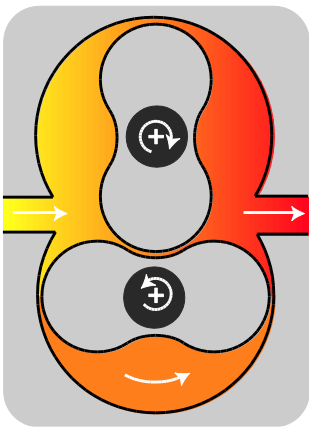
عند البدء في وضع اعتبارات تطوير النوافخ، فهناك عدة عوامل يجب وضعها في الاعتبار. فيجب اختبار النوافخ، تحسبًا للزيادة عن الحاجة، التي تسمح بجدولة الورديات ومتطلبات التشغيل والصيانة. ولتجنب الزيادة المفاجئة في معدلات تدفقات الهواء (وبالتالي الطلب على الطاقة)، يوصى دائمًا بالنوافخ ذات إمكانيات الضبط (أي النوافخ الموجبة الإزاحة ذات محركات التردد المتغير أو النوافخ الطاردة المركزية المزودة بريشات توجيه وناشرات متغيرة المخارج أو محركات التردد المتغير VFDs). وهذه النوافخ تسمح بالتنوع في معدل تيار الهواء في نطاق تشغيلها، مما يتسع للتغيرات في أعمال محطة المعالجة. وعندما يزيد التيار وينتج طلبًا أعلى للهواء عن إمكانيات النافخ، يتم تنشيط النافخ، كما في النظم التقليدية. وفائدة نظم الضبط هي المرونة الأكثر والتداول الأسهل في نطاق معدلات تيارات الهواء، والتي تيسر التعامل مع تكاليف الطاقة.

ومن المشاكل التقليدية التي تشغل بال القائمين على التشغيل ومهندسي التحكم في التشغيل مشكلة "المطاردة" أو (Hunting) التي تظهر مع نظم التحكم في الأكسجين المذاب والمشكلة الأساسية هي أن النافخ ينظر إليه على أنه مصدر لا ينتهي، بحسابات نظم التحكم. وأفضل شيء هو مثال عملي، كما يلي:

تتكون محطة المعالجة من عديد من أحواض التهوية المتوازية، وعندما يكون أحد الأحواض به مستوى منخفض من الأكسجين الذائب، بسبب عدم توازن التيار أو لتأثير عشوائي، فإن القائم على التحكم في التشغيل يطلب زيادة الهواء ويفتح صمام للهواء ليضخ مزيدًا من الهواء للحوض الذي به مشكلة. ومنطقيًا، فإن الهواء الإضافي هذا يجب أن يتم إمداده عبر النافخ، ولكن في الواقع لا يكون الأمر هكذا، فبدلاً من ذلك تتم سرقة إمداد الهواء من حوض ملاصق. يحدث ذلك لأن الضغط ينخفض في نظام توزيع الهواء وكذلك نظرًا لطبيعة النافخ. وفقدان الهواء في حوض ملاصق يسبب خفض الأكسجين المذاب به، فيطلب القائم على التشغيل زيادة الهواء أكثر، فيسرق الهواء من الأحواض الأخرى، وفي النهاية يجد أن جميع الأحواض تطلب مزيدًا من الهواء، ويستجيب نظام التحكم بتشغيل نافخ إضافي. ولأن النوافخ لها مجالات لدفع تيار الهواء يتم ضبطها مقدمًا، وليس توزيعًا مستمرًا لمعدلات ثابتة لتيارات الهواء، يزيد الهواء في جميع الأحواض، ويبدأ الأكسجين المذاب في الزيادة. وسيكون هناك حوضًا من الأحواض يصل أولاً إلى قدر زائد وعال من الأكسجين المذاب، ويقوم نظام التحكم بخفض تيار الهواء. هذا لا يقلل من مخرجات النافخ، ولكن فقط يدفع قدرًا أكبر من الهواء إلى الأحواض الأخرى. وبسرعة تبدأ جميع الأحواض في العمل مرة أخرى، ويبدأ الأكسجين المذاب في التناقص حتى يعود النافخ إلى العمل مرة أخرى، عندما يكون في جميع الأحواض أكسجين مذاب زائد، مرة أخرى.

وتأثير عملية " المطاردة" هو الاستهلاك الزائد للطاقة لبدء أو إيقاف محركات النوافخ، بالإضافة إلى زيادة في النحر والتآكل في النوافخ. وفي الحالات التي يصبح فيها القائمون على التشغيل قلقين من تأثر أداء المحطة، قد يلجأوا إلى إيقاف نظام التحكم كله، مما يسبب إما تهوية زائدة أو ناقصة. وغالبًا يفضل المشغلون التهوية الزائدة لتجنب مخالفة مواصفات المياه الخارجة.





شكل رقم ٩-١٥ صورة ورسم تخطيطي لنافخ موجب الإزاحة (photos: D. Rosso)

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

والخلاصة هي أننا يمكن أن نقول:

- اختيار نوافخ الهواء ونظم توزيعه يعتبر استثمارا رأسماليًا جوهريًا وتترتب عليه تأثيرات على تكاليف التشغيل طوال مدة حياة محطة معالجة مياه الصرف الصحي.
- النوافخ ذات إمكانيات رفع وخفض الدوران متاحة بالسوق. وتتضمن التقنيات الجديدة نوافخ طرد مركزي مزودة بريشات للتوجيه المتغير أو ناشرات إخراج، وكذلك نوافخ موجبة الإزاحة ومحركات للتردد المتغير.
- غالبًا ما يصيب نظم التحكم بعض القصور، مما ينتج عنه ظاهرة "المطاردة" (Hunting)، وهو البحث المستمر عن نقطة مثالية لضبط عملية التحكم وهي تسبب زيادة في تآكل نظام التهوية. وفي حالات عديدة، يضبط المشغلون نظام التهوية على نقطة تشغيل عالية بصورة تقديرية جزافية لتمرير عملية "المطاردة"، مع ما يترتب على ذلك من زيادة في التهوية وزيادة في استخدام الطاقة.

والتوصيات في ذلك هي:

- يجب الانتباه عند اختيار نوافخ الهواء، والنوافخ ذات القدرة على رفع أو خفض دورانها يجب أن يتم تقييمها على أنها بديل مطلوب. ويوضع ذلك في الاعتبار لكل من التصميمات الجديدة أو إعادة وتجديد تركيبات التجهيزات القائمة حاليًا.
- يجب أن تقارن التكلفة المحتملة الأعلى لهذه النوافخ الأحدث، في تحليل لصافي القيمة الحالية، بتكاليف التشغيل المتزايدة بالنسبة للنوافخ التقليدية. وأيضًا، في هذا التحليل، يجب أن يوضع في الاعتبار الزيادة في الطلب على الهواء لعمليات المعالجة ومحددات أداء نوافخ الهواء التقليدية، وهذه المحددات قد يتوقف عليها قلة كفاءة تشغيل النوافخ (مثل تكاليف طاقة أعلى) أو عجز النافخ عن العمل في معدلات تيار الهواء الزائدة.
- لعلاج ظاهرة "المطاردة" Hunting، يحتاج الأمر لعديد من التغيرات. أولها توفير نوافخ ذات قدرات أعلى لرفع أو خفض الدوران. والثاني توفير نظام تحكم "ذكي" لا ينظر للنافخ على أنه مصدر دائم. وذلك يحتاج أن يزود نظام التحكم بنموذج للنافخ. (ويقصد بذلك أساسًا منحنى التيار مقابل الضغط ومدة الفتور في الأداء) الذي يمكن أن يتم حله لكل حالة تشغيل جديدة، بحيث إن ضغط أية حالة جديدة يمكن التنبؤ به وبالتالي ضبط صمامات الهواء في جميع الأحواض كما يجب.

٩-٣ تحويل بيانات المصنّع إلى ظروف عمليات التشغيل

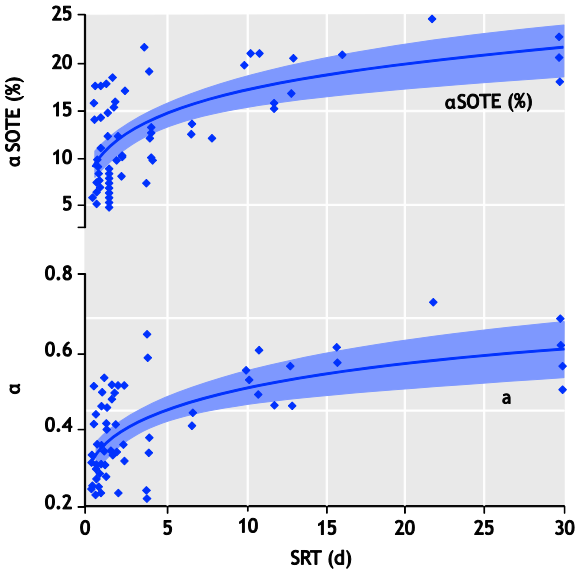
٩-٣-١ تأثير مدة مكث الخلية

أهم قياسات عملية المعالجة التي تؤثر في كفاءة التهوية هي عُمر الحمأة (فترة مكث الحمأة) أو SRT وهي ترتبط مباشرة بتركيز الكتلة الحيوية، وهي تفرض متطلبات محدده من الأكسجين. وتكون كفاءة التهوية وعوامل ألفا α (نسبة تحول كتلة مياه عمليات المعالجة إلى المياه النظيفة) أعلى عند أعمار الحمأة SRT الأعلى ويكون لعمليات الإزالة البيولوجية للمواد المغذية (nutrients)، عند تشغيلها في أعمار حمأة SRTs متزايدة كفاءة تهوية أفضل. وفوق ذلك فإن مفاعلات انتقاء (Selectors) الظروف اللاهوائية أو ناقصة الأكسجين (anoxic) في المحطات التي بها إزالة للمواد المغذية، لها فوائد تفوق إزالة المواد المغذية أو تحسن مواصفات عملية الترويق. وباستغلال الكربون الموجود في مياه الصرف الصحي، فإنها تزيل العوالق السطحية (Surfactants) بسرعة أكبر، ولذلك تأثير ضخم على نقل الأكسجين .

وأوضحت الدراسات النظرية (US EPA, 1989; Rosso *et al.*, 2005) أن كفاءة نقل الأكسجين تتناسب طرديًا مع عمر الحمأة، وتتناسب عكسيًا مع معدل تيار الهواء لكل ناشر هواء وتتناسب طرديًا مع القياسات الهندسية (درجه عمر الناشر وعدد ومساحه أسطح الناشرات) ويبين شكل ٩-١٦ هذا المفهوم.

ويحدد عمر الحمأة صافي احتياطات الأكسجين وينسبها إلى درجة المعالجة وإزالة الملوثات المخفضة لنقل الأكسجين. ونظم عمر الحمأة الأعلى تزيل أو تمتص الطبقة السطحية مبكرًا أثناء المعالجة، مما يحسن متوسط كفاءة تحويل الأكسجين. وجوهر تأثير زيادة عمر الحمأة هو زيادة متطلبات الأكسجين وتحسين إزالة المواد العضوية القابلة للتحلل البيولوجي (Khan *et al.*, 1998) وتحسين كفاءة تحويل الأكسجين الكلية. والزيادة في متطلبات الأكسجين تعوض جزئيًا أو أكثر من المطلوب بالوفر الناتج من كفاءة النقل العالية.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



شكل ٩-١٦ تأثير عمر الحمأة على عامل ألفا لكفاءة تحويل الأكسجين القياسية وعامل ألفا. والمناطق المظللة بالرسم هي ٩٥% فواصل تأكيد (Confidence intervals)

ويؤثر معدل تيار الهواء على ديناميكية الموائع للفقاعات، فكلما ارتفع معدل تيار الهواء لكل ناشر هواء أو فتحة، كلما كبرت الفقاعات مما يقلل نسبة السطح إلى الحجم وسرعة صعود فقاعة إلى الأعلى. والنتيجة النهائية هي قلة مساحة الغاز بالنسبة لمساحة السائل ووقت أقصر لمكوث الفقاعات، مخفضًا ذلك من معدل نقل الكتلة. والجوانب الهندسية تؤثر في الكفاءة، لأن بزيادة الغمر وتغطيات الحوض (النسبة بين مساحة الانتشار والمساحة الإجمالية للحوض) يصبح زمن نقل الكتلة ومساحة السطح أكبر.

وبالإضافة إلى هذه الميزات، فهناك براهين متزايدة على أن عمليات المعالجة التي تتم عند أعمار حمأة أعلى تكون أكثر كفاءة في إزالة المركبات ذات الأصل الإنساني، مثل المركبات الدوائية (Soliman *et al.*, 2006; Goebel *et al.*, 2007). وقد أخبر Andersen *et al.* (2003) عن معدل إزالة وصل ٩٠% لمواد ضارة بالغدد الصماء (إيثينيل أوستريدول EE3) بعد إجراء عملية تحديث في محطة معالجة لإزالة المواد المغذية عند عمر حمأة بين ١١ – ١٣ يوم. وسوف يصبح التشغيل في ظروف عمر أطول للحمأة لتعزيز إزالة المواد العضوية الصغيرة، أكثر أهمية، مع الاتجاه لأن يصبح "استصلاح" مياه مياه الصرف الصحي أكثر انتشارًا.

٩-٣-٢ دور مفاعلات الانتقاء (Selectors)

تستغل جميع التصميمات الجديدة لعملية المعالجة بالحمأة المنشطة، تقريبًا، مفاعلات الانتقاء Selectors إما الهوائية أو ناقصة الأكسجين (anoxic). وفائدة مفاعلات الانتقاء هي خفض الكائنات الخيطية (Harper and Jenkins, 2003)، مما يحسن معامل حجم الحمأة (SVI) ويقلل احتمالات انتفاخ الحمأة وارتفاع سمكها في المروقات الثانوية (Jang and Schuler, 2007). وقام Parker *et al.* (2003)) بحصر ٢١ محطة تحتوي على مفاعلات انتقاء لاهوائية أو ناقصة الأكسجين، وأفادوا بأن المحطات أظهرت تحسنًا في الأداء بعد تركيب مفاعلات الانتقاء. ومن بين المحطات ذات مفاعلات الانتقاء ناقصة الأكسجين، كان ٧٠% منها له معامل حجم حمأة أقل من ٢٠٠ مل/ جم. والمحطات التي استخدمت مفاعلات انتقاء لاهوائية، كانت أفضل وكان ٩٠% منها له معامل حجم حمأة أقل من ١٥٠ مل/ جم. وأفاد Martins *et al.*(2004) بنتائج مشابهة واستنتجوا أن التشغيل يكون أفضل إذا كانت هناك مرحلة أولى لاهوائية. وذكر أيضًا أن نشاط الكائنات المراكمة للفوسفور (PAOs) يزيد عند تشغيل مفاعل انتقاء ناقص الأكسجين، مع تحسن الكتلة المتلبدة وكثافة الكتلة الحيوية بواسطة الكائنات المراكمة للفوسفور (PAOs) (Tampus *et al.*, 2004) وهناك مزيد من التفاصيل عن مفاعلات الانتقاء في فصل ١١.

ومن مميزات مفاعلات الانتقاء إزالة أو امتصاص جزء من الحمل الكربوني أي الأكسجين الكيميائي الممتص القابل للتحلل الحيوي السريع. وهذا مبين في شكل ٩-١٧.

والأكسجين الكيميائي الممتص القابل للتحلل الحيوي السريع RBCOD يتكون جزئيًا من عوامل أو عوالق سطحيه نشطة، والتي تفرز عادة كأحماض دهنية ودهون أو صابون ومنظفات، والعوالق السطحية نظرًا لطبيعتها المزدوجة حيويًا، فهي تتراكم عند سطح التلامس ما بين الهواء والماء للفقاعات المتطايرة، فتنخفض كفاءة تحويل الأكسجين. ويمكن لإزالة الأكسجين الكيميائي الممتص القابل للتحلل الحيوي السريع أن تحسن من كفاءة تحويل الأكسجين، مما يقلل تكاليف التشغيل لعملية التهوية (Rosso and Stenstrom, 2006a).

ولهذه، ولغيرها من الأسباب يجب دائمًا اعتبار مفاعلات الانتقاء ناقصة الأكسجين لعملية النيترة وإزالة النيترة كبديل للمعالجة التقليدية. وقد أوضح التحليل السابق أن عملية النيترة وإزالة النيترة يمكن أن

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

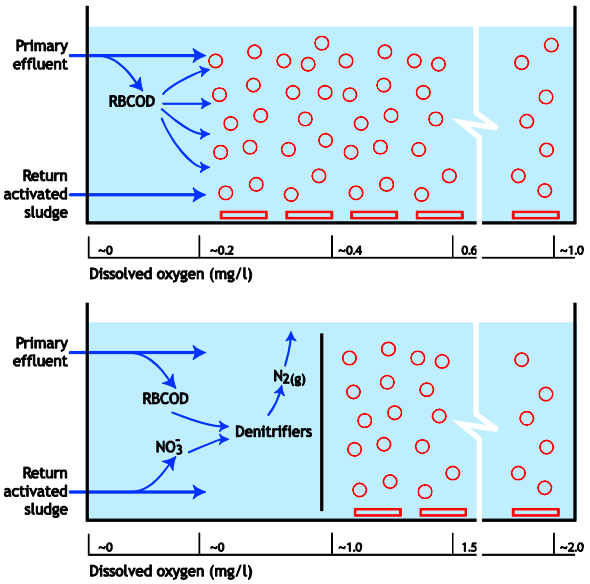
يكون لهما إجمالي تكاليف تشغيل أقل (تهوية + تخلص من الحمأة – توفير الميثان) من محطات النيترة فقط أو المعالجة التقليدية (Rosso and Stenstrom, 2005). وفي الأجواء الدافئة، إذا تم جعل تكاليف التشغيل عياريا ١,٠٠، فإن النيترة فقط ستكون ١,١٣ والنيترة وإزالة النيترة ستكون ٠,٨٨ تكلفة إجمالية. وعملية النيترة/ إزالة النيترة توفر ائتمان أكسجين نتيجة لطبيعة عمليتها، وكفاءة تحويل أكسجين عالية مرتبطة بعمر الحمأة الأعلى. وهذان العاملان يتغلبان على الطلب الأعلى على الأكسجين الناتج بالعمر الأطول للحمأة.

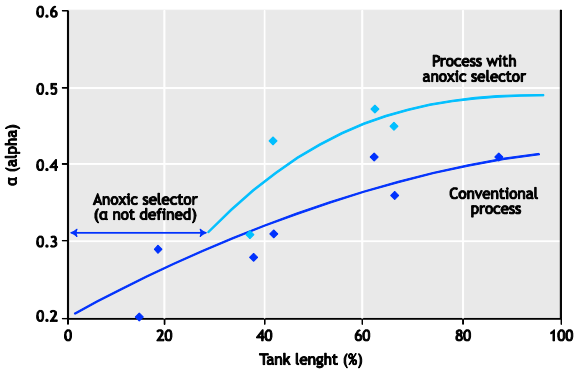
٩-٣-٣ انسداد وصدأ وتنظيف الناشرات

بداهة، تتناقص كفاءة تحويل الأكسجين لناشرات الفقاعات الدقيقة مع الوقت. في نفس الوقت، دائمًا ما يزيد الضغط الراجع (يسمى الضغط الديناميكي الرطب DWP- Dynamic Wet Pressure) وبصورة كبيرة. وهذه الزيادة في الضغط الديناميكي الرطب تكون بسبب انسداد الفتحات في الناشرات السيراميك (US EPA, 1989)، أو مصحوبًا بتغيير دائم في خصائص المسام بالنسبة للأغشية البوليمرية (Kaliman *et al.*, 2007) وكل من التأثيرين مسئولان عن النقص في الكفاءة الكلية لعملية المعالجة وتبديد الطاقة. وتنظيف الناشرات ذات الفتحات الدقيقة يكون مطلوبا دائمًا تقريبًا ويمكن من استعادة كفاءة عملية المعالجة وخفض تكلفة الطاقة. وتبين ملاحظات ٩٤ اختبارا ميدانيًا أن الكفاءة تقل مع الزمن وأعلى معدل لهذه القلة يظهر خلال ٢٤ شهرًا الأولى من التشغيل (Rosso and Stenstrom, 2006b). وتناقص الكفاءة تم حساب كميته وإدخاله ضمن تحليل التكلفة وتمت مقارنة صافي القيمة الحالية بتكاليف التنظيف. وتكون تكرارية التنظيف أعلى دائمًا في معدلات الانسداد الأعلى وكانت التكرارية المثالية قصيرة لمدة ٩ شهور، وليس أعلى من ٢٤ شهرًا بأية حال.

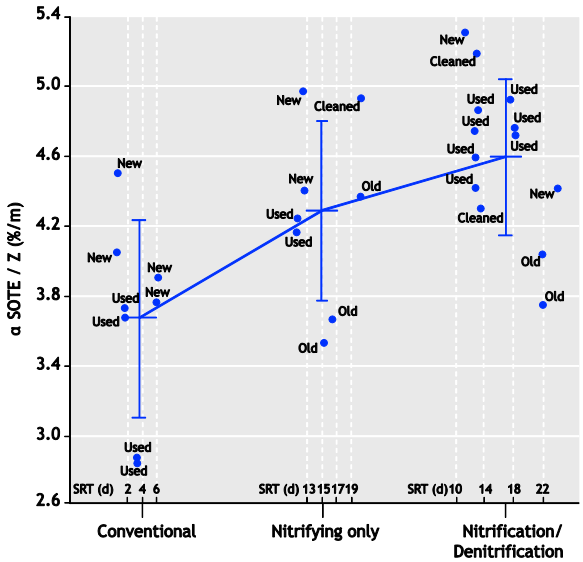
ونتيجة للطبيعة الكيميائية والتركيبية لهذه المواد، فهي تتعرض للانسداد والأوحال وللصدأ وفقًا لظروف التشغيل ونوعية المياه ونوعية الناشرات وعمر التشغيل (US EPA 1985, 1989) ونتيجة لذلك، تحتاج الناشرات ذات الفتحات الدقيقة إلى التنظيف بصورة روتينية. واختيار تكرارية التنظيف وطريقته يحددان الكفاءة طويلة الأمد وفوائد استخدام التهوية بناشرات الفتحات الدقيقة. وتستخدم طرق مختلفة لتنظيف الناشرات ذات الفتحات الدقيقة وهي تختلف في صعوبتها وتكلفتها. وأبسط الطرق هي تجفيف حوض التهوية ثم غسل الناشرات من أعلى الحوض. ويسمى هذا الشكل من التنظيف "استخدام الخراطيم من أعلى الحوض "Tank Top Hosing" وهو فعال في إزالة الأوحال البيولوجية المتكونة وتستعيد غالبًا، أو جزئيًا، كفاءة التهوية. وفي الحالات التي تسبب فيها الرواسب غير العضوية (السيلكا والكالسيوم والكربونات والجبس – إلخ) التراكمات على الناشرات، فربما يلزم تنظيف هذه الأسطح بالأحماض. ويتم ذلك بالغسيل اليدوي بحامض هيدروكلوريك منخفض القوة (١٠ – ١٥%) كطريقة شائعة، أو بغاز حمضي مثل غاز كلوريد الهيدروجين HCL أو حمض الخليك، بحقنها في خطوط توزيع الهواء (Schmit *et al.*, 1989). والنتائج المحددة المطلوبة تعتمد على تصميم المحطة وتوافر إمكانية تنظيف الناشرات (Rieth *et al.*, 1990). على سبيل المثال، من الضروري أن يكون هناك سعة احتياطية للمحطة أو فترات تحميل منخفضة أو تشغيل معدل لكي يتم تجفيف أحواض التهوية إعدادًا للتنظيف. وهذا ممكن بصفة عامة في المحطات الكبرى، ولكن قد لا يكون ممكنًا في المحطات الصغرى. وهناك أيضًا تكاليف مباشرة للتنظيف، مثل العمالة القائمة بالتنظيف والكيماويات والأجزاء المستبدلة، لهذا، فإن اختيار طرق التنظيف وتكراريتها أمر غير يسير.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

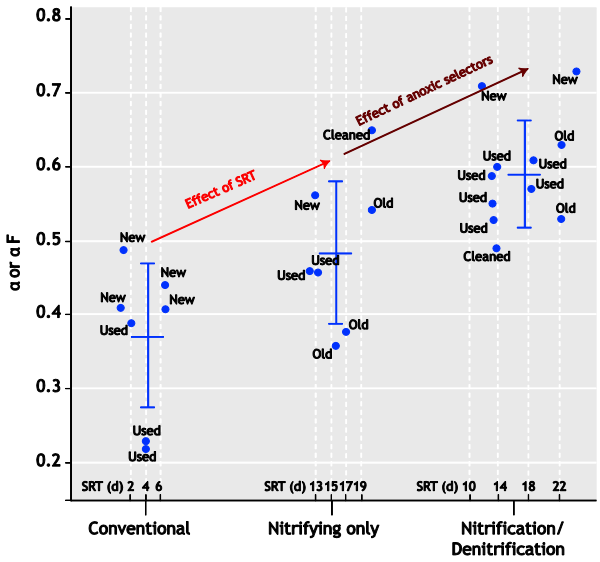




شكل ٩-١٧ شكل تخطيطي لدور مفاعلات الانتقاء في مسار ومصير الأكسجين الكيميائي الممتص القابل للتحلل الحيوي السريع (غالبًا في طبقات سطحية). ويبين الشكل البياني دليلاً على كفاءات العملية. ونقاط البيانات في الشكل كان قد تم قياسها في محطة معالجة بها وحدتين مستقلتين للحمأة المنشطة بمروقات منفصلة، يعالجان نفس مياه الصرف الصحي.



شكل ٩-١٨ كفاءة تحويل أكسجين قياسية موضوعة في ظروف طبيعية لمحطات مختارة تعمل بتصميمات مختلفة. وتشير العلامات إلى حالة الناشرات. جديدة (خلال شهر من تركيبها) ومستخدمة (بين١، ٢٤ شهر استخدام) وقديمة (أكثر من ٢٤ شهر تشغيل)، وتم تنظيفها (خلال شهر من عملية التنظيف). ويفوق تأثير قدم (طول عمر) الناشر الزيادة في الأداء نتيجة لتحديث عمليات المعالجة (من التقليدي إلى النيترة والنيترة وإزالة النيترة).



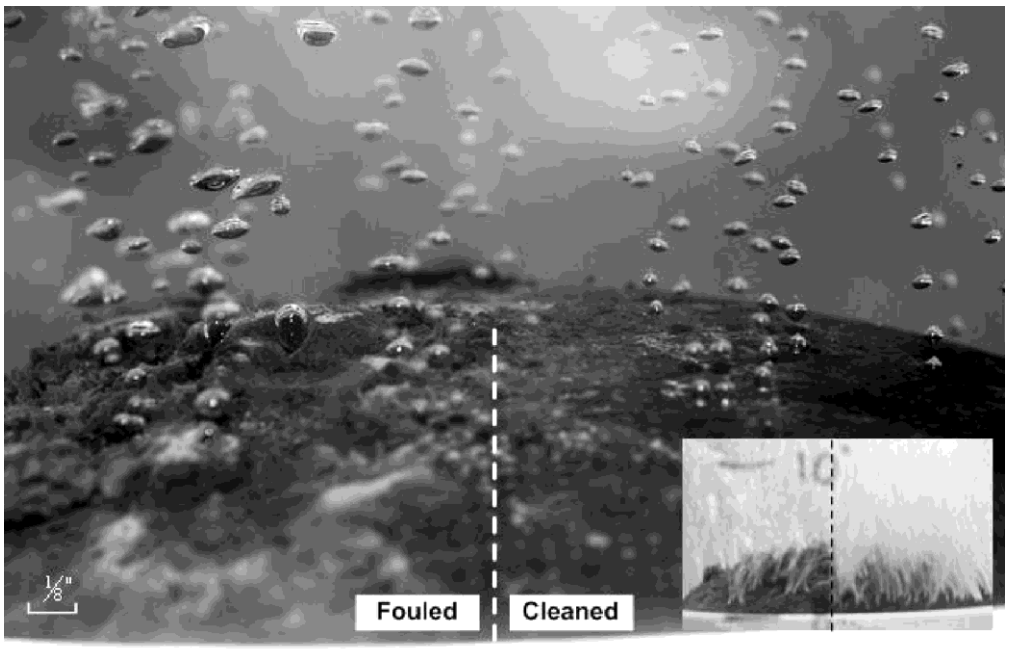
شكل ٩-١٩ تحولات عامل ألفا وعامل ألفا للناشرات المستعملة $(\alpha\ \mathrm{F}, \alpha)$ لمحطات مختارة لعمل تصميمات مختلفة. وتشير العلامات إلى حالة الناشرات: جديدة (خلال شهر من تركيبها) ومستخدمة (بين ١، ٢٤ شهر استخدام) وقديمة (أكثر من ٢٤ شهر تشغيل) وتم تنظيفها (خلال شهر من عملية التنظيف). لاحظ الزيادة في قيمة عامل ألفا للناشرات المستعملة مع زيادة عمر الحمأة، والزيادة الأخرى فنتيجة لمفاعل الانتقاء ناقصة الأكسجين (متوسط عمر الحمأة لعملية النيترة أو النيترة وإزالة النيترة، واحد).

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

٩-٣-٤ تأثيرات العوالق السطحية

إن المعالجة التقليدية، وهي تتم نموذجيًا في أعمار حمأة منخفضة، يكون بها تركيزات كتلة حيوية منخفضة وفرص أقل للمواد الذائبة في أن تمتص بسرعة بواسطة الكتلة الحيوية، وعمليات المعالجة في أعمار الحمأة الأعلى لها ميزة التركيز العالي للكتلة الحيوية. وفي حالة تساوى متوسط عمر الحمأة، نجد نظم المعالجة التي تستخدم مفاعلات انتقاء لاهوائية "anaerobic selectors" أو تقرن بين النيترة وإزالة النيترة، يكون لها الميزة الإضافية الخاصة بإزالة أو امتصاص مواد التخمر القابلة للتحلل الحيوي بسرعة (RBCOD) في منطقة مفاعل الانتقاء وهذا مفيد بسبب متطلبات الأكسجين الكلية المنخفضة (في حالة أدوات الانتقاء ناقصة الأكسجين أو المخفضة للنترات)، ولانخفاض تراكم الأكسجين الكيميائي الممتص القابل للتحلل الحيوي السريع على أسطح الفقاعات والتي تقلل تحول الأكسجين بصورة كبيرة (Eckenfelder and Ford, 1968; Rosso and Stenstrom, 2006a).

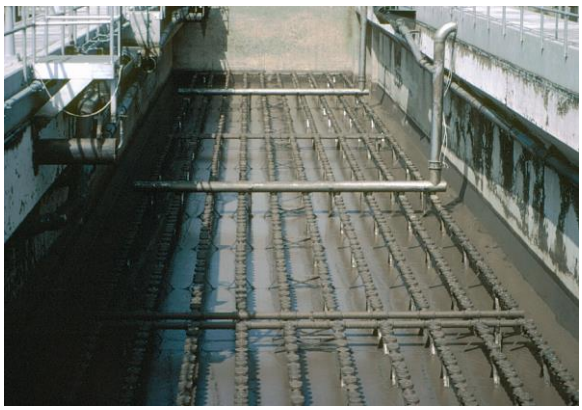
والأكسجين الكيميائي الممتص القابل للتحلل الحيوي السريع يتكون من عوامل سطحية نشطة أو عوالق سطحية (Surfactants) وهي التي تفرز نمطيًا في صورة زيوت أو صابون ومنظفات. والعوالق السطحية نظرًا لطبيعتها الحيوية المزدوجة، تتراكم عند سطح التلامس ما بين الهواء والماء للفقاعات المتطايرة، فتنخفض كفاءة تحويل الأكسجين . ويزيد تراكم العوالق السطحية من صلابة سطح التلامس ويقل دوران الغاز الداخلي وإجمالي معدل التحول (Rosso and Stenstrom, 2006a) وحتى وقت قريب، كان المفهوم التخميني عن "العائق الجزيئي" (Molecular Obstruction) يعتبر أنه السبب في هبوط التحول في الكتلة. هذه الظاهرة سائدة بالنسبة لأسطح تلامس الغاز السائل الراكدة، مع سرعة سائل صفر عند سطح التلامس وعندما يكون انتشار الجزيئات خلال الغشاء الراكد هو الآلية الوحيدة للتحول، ويمكن لجزيئات العوالق السطحية في التركيزات المرتفعة أن تعوق الانتشار الجزيئي لجزيئات الأكسجين خلال سطح التلامس بالنسبة لأسطح التلامس المتحركة، يكون النقل (transport) المضطرب تجاه سطح التلامس هو القوة المحركة لانتقال (transfer) الكتلة، لسببين: معدلات تجدد أسطح التلامس، والمنطقة الفعلية المغطاة بجزيئات العوالق السطحية.



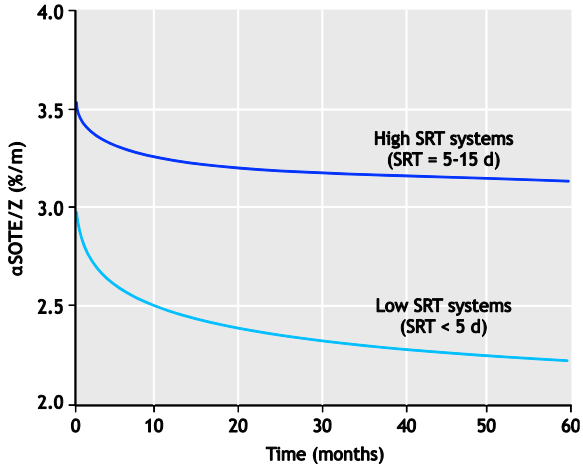
شكل ٩-٢٠ ناشر هواء غشائي تم تجميعه من محطة معالجة تدار بالطريقة التقليدية، بعد عامين من التشغيل، وتم تنظيف نصفه الأيمن بكشط سطحه. والفارق في عدد وحجم الفقاعات الخارجة سببه الطبقة الحيوية الملوثة الموجودة على نصف الغشاء الأيسر. والهواء الخارج من الثقوب في الجانب الأيسر عليها أن تمر من خلال الطبقة الحيوية وخلال هذه الرحلة تأخذ فرصتها لكي تلتحم مع بعضها مكونة فقاعات أكبر قليلة في كفاءة نقل الكتلة. وتبين التفاصيل الغشاء في معدل نقل الهواء (Photo:Shao-Yuan Ben Leu)

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



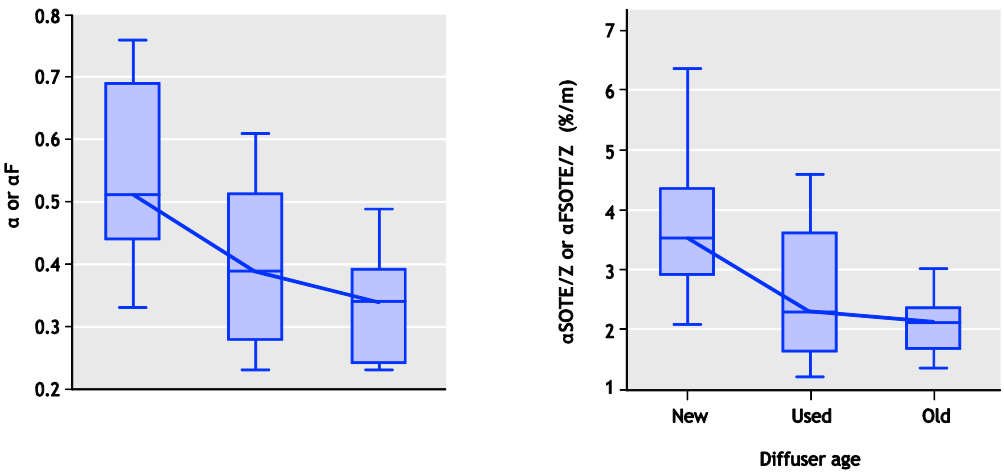


شكل ٩-٢١ حوض تهوية تم تجفيفه مجهز بقباب من السيراميك قبل (يسارًا) وخلال (يمينًا) التنظيف بواسطة استخدام الخراطيم من أعلى الحوض (Tank top Hosing). والناشرات الأقل تلوثًا، على اليمين تم تنظيفها فعلاً (Photo:M.K. Stenstrom)



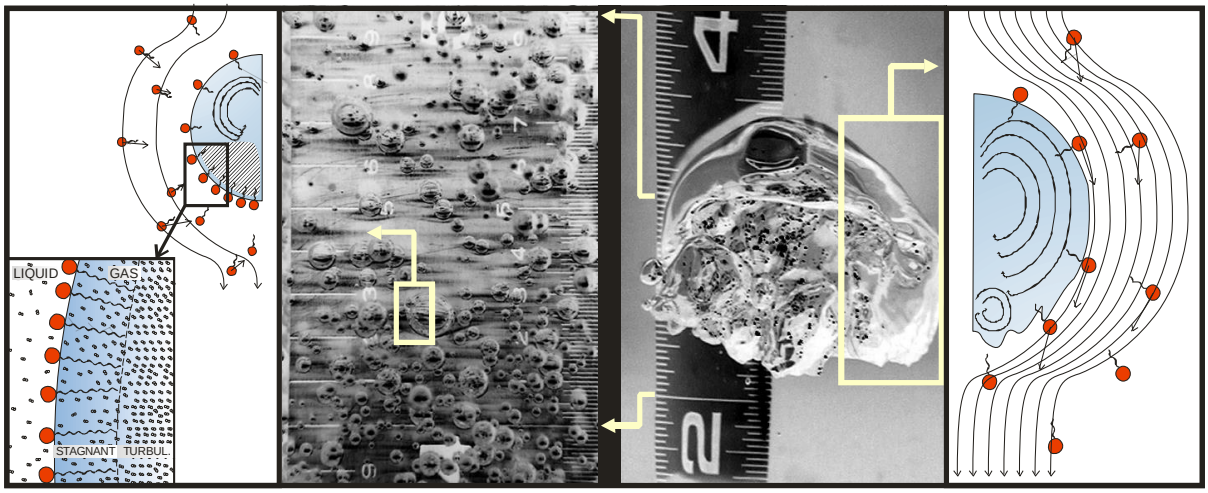
شكل ٩-٢٢ معدلات الانسداد بالأوحال في عمليات المعالجة بالحمأة المنشطة يتم تشغيلها في معدلات عالية أو منخفضة لعمر الحمأة. والرسوم البيانية عبارة عن تسجيل لبيانات من ١٠٣ اختبارًا للغاز الناتج من نظم معالجة مياه صرف صحي في ٢١ محطة.

ويحوى شكل ٩-٢٤ صورًا تبين نماذج الديناميكية الداخلية للسائل موضحة بيانيًا عند فقاعات دقيقة وخشنة لمحلول سلفات صوديوم ٥٠ مجم/ لتر. وتبين الصور أن الغالبية العظمى من الفقاعات لها أقطار أقل من ١ مم. واختبارات المياه النظيفة بدون عوالق سطحية في ظروف مناظرة أنتجت ضعف متوسط أقطار (حوالي ٤ مم) أكبر من أي فقاعة في النصف الأيسر من شكل ٩-٢٤. وفي شكل ٩-٢٤، هناك فقاعة دقيقة وفقاعة خشنة يتم التركيز عليهما ونموذج الدوران الداخلي لكل منهما مرسوم في جانب الصورة. فنجد أن تراكم العوالق السطحية في سطح التلامس بالنسبة للفقاعات الدقيقة ظاهر بصورة أكبر منه بالنسبة للفقاعات الخشنة، حيث إن زمن البقاء الهيدروليكي أطول كما أن جزيئات العوالق السطحية لديها وقت أطول متاح للانتقال السطحي. أيضًا، يكون للفقاعات الأصغر سرعة أقل للتلامس السطحي، وحال التصاق العوالق السطحية بالسطح، تقوم نهاياتها



شكل ٩-٢٣ نقص الكفاءة مقابل الزمن في التشغيل: عامل ألفا للناشرات المسدودة في اليسار، وعلى اليمين عامل ألفا لعمر الحمأة. والخط الظاهر المستقيم يبين متوسط القيم.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

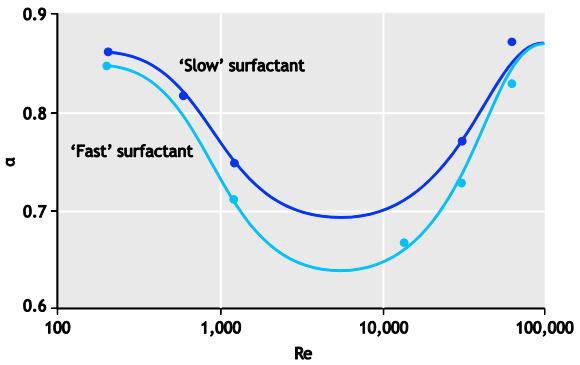


شكل رقم ٩-٢٤ مقارنة بين فقاعات دقيقة (الصورة باليسار) وخشنة (الصورة باليمين) متولدة من ناشرين مختلفين للهواء يتم تشغيلهما في نفس معدل تيار الهواء في نفس محلول عوالق سطحية. وتبين الرسومات الخارجية الآليات المختلفة لتراكم أسطح التلامس في الحالتين. ومقياس الرسم هو البوصة (البوصة = ٢٥,٤ مم) وكل قسم فرعي = ١/١٠ بوصة (٢,٥٤ مم).

الموجودة بالسائل بخفض الدوران الداخلي للغاز، وتقوم بوظيفة حاجز في مفاعل يتم تحريكه. وعلى أساس نتائج تحليل للأبعاد، أظهرت الفقاعات الدقيقة المغطاة بجزيئات عوالق سطحية أنها تتصرف مثل كريات صلبة، أي بدوران غاز داخلي منخفض للغاية، مما وضح أنه السبب الرئيس لهبوط انتقال الغاز (Rosso *et al.*, 2005).

ويمكن معادلة تأثير العوالق السطحية جزئيًا بزيادة نظام التدفق (أي الفقاعات الخشنة). وشكل ٩-٢٥ يبين عامل ألفا كدالة لرقم رينولدز (Re) للفقاعات. فعند رقم منخفض لهذا المعيار (رينولدز) فإن زيادة رقم رينولدز سيعنى نقص عامل ألفا. ذلك يحدث لأن الفقاعة ترتفع لكرية صلبة. وعند رقم أعلى لرينولدز، فإن قوى الطفو والسحب، يكونان كافيين لإحداث دوران داخلي للفقاعة. وعند رقم عالٍ جدًا لرينولدز، وهو عمليًا يتحقق فقط مع الفقاعات الخشنة، يتم تقريبًا معادلة تأثير العوالق السطحية، رافعًا عامل ألفا على حساب كفاءة الطاقة أو عمر الحمأة المنخفض. ويبين شكل ٩-٢٥ أيضًا تأثير اثنين مختلفين من العوالق السطحية: سريع مع قدرة عالية على الانتشار (سلفات صوديوم) وبطيء مع قدره أقل على الانتشار (بوليفينيل). وبصوره استثنائية، يقوم العالق السطحي Surfactant السريع بإخماد معدل التحول بسبب قدرته الانتشارية الأعلى والتراكم على سطح الفقاعات.

والاضطراب العالي في الحركة بالهوايات ذات الفقاعات الخشنة يجعلها تتصرف كأنها هوايات سطحية أكثر من الهوايات ذات الفقاعات الدقيقة، لهذا فإن الهوايات ذات الحركة الاضطرابية العالية قد تحقق معدلات أفضل للتحويل، ولكن على حساب كثافة استخدام طاقة أعلى وكفاءة تهوية أقل.



شكل ٩-٢٥ تأثير نظام التدفق على عوامل ألفا بالنسبة للفقاعات الدقيقة (رقم رينولدز منخفض) والخشنة (رقم رينولدز عالي) في سائلين مختلفين للعوائق السطحية.

٩-٣-٥ مراقبة أداء التهوية

يمكن عمل اختبار الماء النظيف (ASCE 2007) لمقارنة المعدات المختلفة وتشكيلاتها. وتُعطى النتائج ككفاءة تحويل أكسجين قياسية SOTE(%) وكمعدل تحويل أكسجين قياسي SOTR (كجم أكسجين/ ساعة) وككفاءة تهوية قياسية (SAE) (كجم أكسجين

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

ساعة/ كيلو واط ساعة). ويجب الانتباه عند استخدام كفاءة التهوية القياسية، حيث إن قياسات التيار يمكن أن تختلف، وعمومًا فإن التيار المستخدم فعلاً "Wire Power" يكون مفضلاً عن غيره، والذي يتضمن عدم فعالية النافخ والكوبلن (مقرن التيار – Coupling) وصندوق التروس والمحرك. ويمكن استخدام نتائج اختبار المياه النظيفة كشهادة ضمان لتدقيق الأداء ويمكن أيضا أن يوجد مناخًا تنافسيًا لإجراء المناقصات بين المصنّعين. ويبين شكل ٩–٢٦ صورة لاختبار مياه نظيفة على شرائح غشائية قبل بدئها.

وبالنسبة لظروف مياه عمليات المعالجة، تعطى النتائج ككفاءة تحويل أكسجين (OTE) وكمعدل تحويل أكسجين (OTR) وككفاءة تهوية (AE)، والتي تتضمن تأثيرات الظروف غير القياسية، وبالنسبة لنتائج الغاز الخارج، فإنه من الأسهل استخدام عامل ألفا لكفاءة تحويل الأكسجين القياسية SOTE α أو عامل ألفا لمعدل تحول الأكسجين القياسي SOTR α وهذان القياسان يتم تصحيحهما لجميع الظروف غير القياسية، عدا عامل ألفا. وهذا ممكن لأن الظروف غير القياسية الأخرى يمكن قياسها وتصحيحها بسهولة. وعامل ألفا α وهو النسبة بين معاملات تحول الكتلة في مياه عمليات المعالجة والمياه النظيفة، من الممكن حسابه من نتائج الغاز الخارج إن كانت بيانات المياه النظيفة متاحة. أما في نظم التهوية الملوثة، يستعمل مقياس ثاني هو (F) لتحديد درجه التخشن أو التلف (السدد)، لذلك فإن كفاءة نظام جديد دقيق الفتحات للتهوية يمكن أن تتحدد من عامل ألفا لكفاءة تحويل الأكسجين القياسية (SOTE α) أو من عامل ألفا لكفاءة تحويل الأكسجين القياسية في ناشرات الهواء المستعملة (FSOTE α) وكل منهما (FSOTE α و SOTE α) يستخدمان في كفاءة نقل مياه عمليات المعالجة. وهنا يجب استخدام تركيزات الأكسجين الذائب ودرجة الحرارة لمقارنة النتائج الواردة هنا بظروف عملية المعالجة الواقعية.



صورة ٩–٢٦ ناشرات ذات ثقوب دقيقة (في وضع شرائح من الأغشية) موضوعة في حوض بكامل عمقه (٥ أمتار في العمق) قبل اختبار مياه نظيفة (photo: M.K. Stenstrom)

وحتى يتم التعرف على أداء الهوايات بصورة أفضل، فإن تقنية اختبار الغاز الخارج استخدمت بصورة مكثفة لقياس كفاءة التهوية الخارجة من الناشرات. وقد أُدخل اختبار الغاز الخارج بواسطة (Redmon *et al.* (1983) بالإتحاد مع US EPA برعاية (ASCE) بلجنة مقاييس تحول الأكسجين. هذه اللجنة، أخرجت كتيبًا عن فتحات التهوية الدقيقة (US EPA, 1989) ومقياسا لتحول الأكسجين في الماء النظيف (US EPA, 1984, 1991, 2007) وإرشادات لاختبار مياه عملية المعالجة (US EPA, 1997)، ونجد اختبار المياه النظيفة واختبار الغاز الخارج مشروحًا في هذه المواد المنشورة. والنتيجة النهائية لهذه الطرق المحسنة للاختبار تكون زيادة في الدقة وإتقان تصميم نظم التهوية وقياسها. وهذه الطرق تُستخدم الآن على نطاق واسع في الولايات المتحدة (e.g. Redmon *et al.*, 1983; Mueller and Stensel, 1990; Iranpour *et al.*, 2002) وأوروبا (e.g. Kayser, 1979; Frey, 1991; Libra *et al.*, 2002; Wagner *et al.*, 2003; Gillot *et al.*, 2005). وتحليل

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

الغاز الخارج يقترح أيضًا كآلية إضافية في التهوية (Trillo *et al.*, 2004).



صوره ٩-٢٧ تركيب اختبار الغاز الخارج (photo: M.K. Stenstrom)

٩-٤ تجربة التهوية المستدامة

٩-٤-١ نظم معالجة مياه الصرف الصحي ذات تهوية ميكانيكية مبسطة

كثيرًا ما تكون البحيرات وبرك التثبيت طرقًا اقتصادية وقليلة في تكثيف استخدام الطاقة لمعالجة مياه الصرف الصحي، بفرض أن الأرض المطلوبة لها متاحة فعلاً، وهي يمكن أن تكون أيضا طرقًا متقدمة للمعالجة، خاصة في أوائل إنشائها عندما تستخدم التهوية المتاحة طبيعيًا، مع إضافة التهوية الصناعية مع تزايد الحمل. وبينما حظيت البحيرات بشهرة أقل خلال العقدين الآخرين بسبب كفاءتها المتواضعة في المعالجة، فهي لا تزال تحظى بشهرة أكبر في المناطق البعيدة عن الحضر. وبالإضافة لذلك فإنه مع التركيز على ترشيد استخدام الطاقة وتجنب انبعاثات غازات الاحتباس الحراري، يمكن أن يتم تعديل تصميم وتشغيل البحيرات بحيث تعزل الكربون في حدود استهلاك طاقة أقل. وهناك العديد من المراجع التي تعطي تفاصيل تصميم البحيرات، وهي في جوهرها بسيطة ولكن بها مبادئ صارمة للتصميم لضمان أفضل وأنجح تشغيل.

وتقع البحيرات غير المهواة في تصنيفات كونها لاهوائية أو اختيارية (Facultative) اعتمادًا على عمقها. والتهوية التي تحدث طبيعيًا بأسطح البحيرات مع تركيزات أكسجين مخفضة، تختلف من تقريبًا ١٣ إلى ١٨ كجم/هكتار . يوم. والأعماق عادةً تكون مقصورة على ١ إلى ٢ م على الأكثر. وكلما زاد الحمل يكون من الضروري إضافة هوايات سطحية أو السماح للبحيرة بأن تصبح لاهوائية.

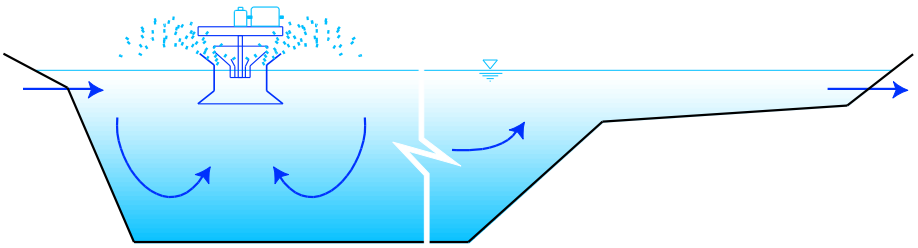
والتهوية بالنسبة للبحيرات عادة ما تتم بواسطة هوايات سطحية عالية السرعة، والتي يمكن تركيبها وترسيتها في البحيرة بالقليل من التخطيط والتصميم. والهوايات السطحية التي تستخدم في هذا التطبيق تعمل، نموذجيًا على الطرف المنخفض من قيم كفاءة التهوية القياسية المذكورة بعاليه ويكون استخدام هواية واحدة كبيرة أقل فعالية من استخدام عدد من الهوايات الصغيرة التي تستهلك نفس المقدار من الطاقة المستخدمة في الهواية الكبيرة. وفوق ذلك، فإن استخدام هوايات متعددة يفضل من أجل الوفرة، حتى يمكن تجنب توقف عملية المعالجة وفقدانها عند صيانة الهواية الواحدة.

وخلال السنوات الأخيرة بالولايات المتحدة، أصبحت التهوية تحت السطحية مستخدمة في البحيرات وهذه لها عدة مميزات متضمنة خفض الفاقد من الحرارة في الشتاء بالإضافة إلى القدرة على استخدام بحيرات أكثر عمقًا مع ما يتبع ذلك من وفر في مساحة الأرض. وتتم التهوية تحت السطحية إما بأنابيب هواء طافية أو بأنابيب هواء مغمورة جزئيًا ترتبط بأوتاد في قاع البحيرة. وتركب ناشرات دقيقة بفتحات على أنابيب الهواء باستخدام خراطيم قطرها حوالي ٢٥ مم. هذا النظام له أيضًا ميزة إمكانية استخدامه في البحيرات التي ليس لها قاع منتظم الأعماق.

وهناك إمكانيات مبادلة بين متطلبات الصيانة لطرق التهوية البديلة المذكورة. فإن استخدمت الهوايات السطحية، فيجب صيانتها باستخدام قوارب بها أفراد مدربين على العمل في عرض الماء. وإذا استخدمت الناشرات ذات الفتحات الدقيقة، فإن صيانة النافخات تكون عادة على الشاطئ، ولكن صيانة الناشرات نفسها تحتاج لطرق في عرض الماء. وفي النهاية، فإن الناشرات لن تتأثر بظروف التجمد التي أحيانًا ما تصيب الهوايات السطحية.

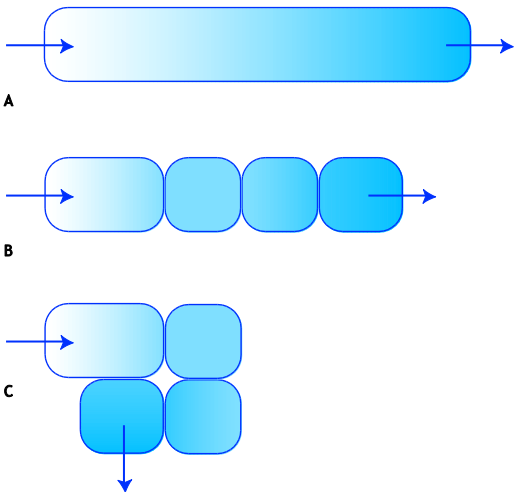
ويبين شكل ٩-٢٨ بحيرة نموذجية بهواية سطحية. ويتم التحكم في متطلبات الطاقة من خلال عاملين: طاقة للخلط وطاقة للتهوية. والحد الأدنى من الطاقة للخلط ١,٥ – ١,٧٥ . ١٠$^{-٣}$ كيلو واط/ م^{٣}، ولكن الطاقة النموذجية عادة تكون ٨ – ١٠ . ١٠$^{-٣}$ كيلو واط/ م^{٣}. وسوف تعتمد الطاقة المطلوبة للتهوية على حمل المياه الداخلة. ويكون الأكسجين المطلوب عمومًا ١ – ١,٥ كجم / كجم أكسجين حيوي ممتص ($1 - 1.5$ kg/ kg BOD_5)، متوقفًا على نوع مياه الصرف الصحي والدرجة المتوقعة لعملية المعالجة. وإذا استخدمت الهوايات السطحية، يجب الرجوع إلى بيانات المصنع لتحديد المنطقة الأقصى للتأثير، التي قد تحكم مباعدة الهواية. وفي النهاية، فإن التكرار

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



شكل ٩-٢٩ رسم تخطيطي لقطاع في بحيرة مهواة مزودة بهوايات سطحية

يفضل دائمًا، والوحدات المكررة يمكن أن تستخدم لمقابلة الضغط خلال فترات التحميل الأعلى.



شكل ٩-٢٩ رسوم تخطيطية للمقارنة لبحيرات تقليدية (A) ومتعددة الوحدات (B.C)

والتصميمات الحديثة استخدمت الخلايا المتعددة، وتيار الطاقة المزدوج خلال نظم البحيرات (Rich, 1980) هذه التصميمات تستخدم طاقة منخفضة بالمقارنة بنظم البحيرات البديلة، لأن تركيز الأكسجين الذائب يمكن أن يختلف من منخفض في خلية المياه الداخلة إلى عالي في خلية المياه الخارجة والذي في بعض الحالات قد يحتاج فقط للتهوية الطبيعية الموجودة. ويمكن أيضًا استخدام البحيرات للزراعة المائية (زراعة محاصيل في تربة مائية) أو لإنتاج الغذاء الصناعي (Gordon *et al.*, 1982).

٩-٤-٢ استراتيجيات ترشيد الطاقة

نعرض هنا ثلاث دراسات حالة تم أداؤها على محطات معالجة مياه صرف صحي بلدية لبيان تنفيذ استراتيجيات ممكنة لترشيد الطاقة. وفي جدول ٩-٤ ملخص بالبيانات الخاصة بمحطات المعالجة.

- المحطة ١: هذه المحطة للمعالجة تخدم ٨٠٠,٠٠٠ نسمة وتعالج تقريبًا ٢٤٠,٠٠٠ م^3/ يوم. وهذه المحطة تستخدم ناشرات هواء سيراميك من النوع الاسطواني للتهوية، وعندما تم تحديثها إلى نظام الفتحات الدقيقة، استخدمت هذه المحطة عملية المعالجة التقليدية بالحمأة المنشطة (CAS) للمعالجة الثانوية، ثم تحولت إلى عملية التنقية بالنيترة/ إزالة النيترة (NDN) بعد حوالي ٢٠ عامًا تقريبًا لإزالة الأمونيا. وطبقت اختبارات الغاز الخارج بصورة مستمرة في عمليتي تنقية لتقييم مدى تلوث الناشرات.
- المحطة ٢: يشبه سيناريو المعالجة والاختبارات في هذه المحطة ما في المحطة الأولى: فهي تستخدم اسطوانات سيراميك لعملية التهوية وتم تحويل عملية المعالجة من المعالجة التقليدية إلى النيترة/ إزالة النيترة NDN. وسعة هذه المحطة أقل نسبيًا من المحطتين الآخرتين فالسكان المخدومين يبلغون تقريبًا ٢٢٠,٠٠٠ نسمة ومتوسط معدل التدفق ٧٦,٠٠٠ م^3/ يوم.
- المحطة ٣: ناشرات الهواء دقيقة الفتحات المستخدمة في هذه المحطة مصنوعة من مطاط الإيثيلين بروبيلين (EPDM) وهي لم يتم تحديثها بعد إلى عملية النيترة/ إزالة النيترة (NDN) نتيجة للأحمال الزائدة. ومثل المحطة الأولى، سعة هذه المحطة ٣٠٠,٠٠٠ م^3/ يوم والسكان المخدومين ٨٨٠,٠٠٠ وحتى آخر اختبار، فإن معظم الأحواض في هذه المحطة (٨ من ١٠) لم يتم تنظيفها بعد منذ التركيب (٨ سنوات).

وتم أداء اختبارات الغازات الخارجة (كما في Redmon *et al.* ١٩٨٣)، فوجد أن توازن الكتلة بين الأكسجين الداخل (٢٠,٩٥% جزء من المول) وتدفق الغاز الخارج، يعيد كفاءة تحويل الأكسجين. وفوق ذلك، كانت كفاءة تحول الأكسجين قد اختبرت بمعيار كفاءة تحويل الأكسجين القياسية. ولكل اختبار، تم جمع البيانات من ٦ – ٨ مواقع مغطاة، موزعة بانتظام على سطح حوض التهوية وتم تمثيلها كمتوسط تدفق موزون. بالإضافة لذلك، تم حساب معدل تحويل

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

الأكسجين (كجم أكسجين/ ساعة KgO_2/h) بقياس معدل التدفق للغاز الخارج، وتم قياس فاقد عمود الماء المعادل (headloss) الناشرات من قراءات المحطة ومن اختبارات المياه النظيفة. ومن معدل تحويل الأكسجين OTR وفاقد عمود الماء المعادل، تم حساب تكاليف عملية التهوية باستخدام دالة ثابت الحرارة (Adiabatic Function) للنوافخ (Metcalf and Eddy, 2003).

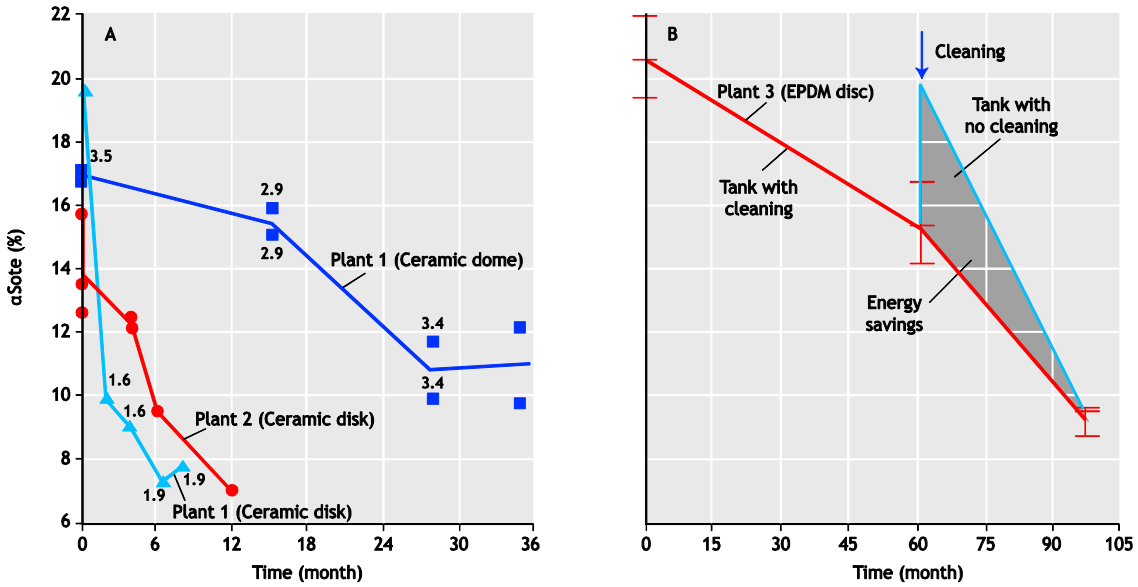
ويبين شكل ٩-٣٠ (أ) تأثيرات السدد وتكوين القشور على كفاءة التهوية: عامل ألفا لكفاءة تحويل الأكسجين القياسية SOTE $\propto$ توضع على الرسم كدالة لزمن التشغيل بعد التركيب أول مرة للناشرات دقيقة الفتحات. وفي شكل ٩-٣٠(أ)، عامل ألفا لكفاءة تحويل الأكسجين القياسية وجميع النظم يقل مع زمن التشغيل. ولكن معدل السدد وتكوين القشور يختلف باختلاف أنواع الناشرات وتشغيل المحطة. واللافتة الرقمية على كل نقطة بيانات تمثل عمر الحمأة في عملية التشغيل، ويمكن ملاحظة أن السدد والتلوث يكونان سريعين لأقصى درجة عندما يكون عمر الحمأة قصيرًا، وتفقد الناشرات تقريبًا ٥٠% من عامل ألفا لكفاءة تحويل الأكسجين القياسية بعد ثلاثة شهور من التشغيل. ويبين شكل ٩-٣٠ (ب) استعادة عامل ألفا لكفاءة تحويل الأكسجين القياسية نتيجة لتنظيف الناشرات وفي المحطة ٣، تم تجفيف وتنظيف اثنين فقط من عشرة أحواض تهوية خلال فترة الاختبار. وعند مقارنتها بالأحواض التي لم تنظف، كانت الأحواض

جدول ٩-٤ خلفيات محطات المعالجة المختبرة

البيان	محطة ١	محطة ٢	محطة ٣
متوسط حجم التدفق (م^3/ ساعة)	١٠,٠٠٠	٣,١٥٠	١٢,٥٠٠
الأكسجين الحيوي الممتص في المياه الخارجة (مجم/ لتر)	١٦٢	١٣٢	١٤٦
الأمونيا في المياه الخارجة (مجم – N/ لتر)	٢٨	٢٥	٢٨
عدد الأحواض الداخلة في التشغيل	١٨	٦	١٠
عملية المعالجة	NDN[a]	NDN	CAS[b]
عدد السكان المخدومين	٨٠,٠٠٠	٢٢٠,٠٠٠	٨٨٠,٠٠٠

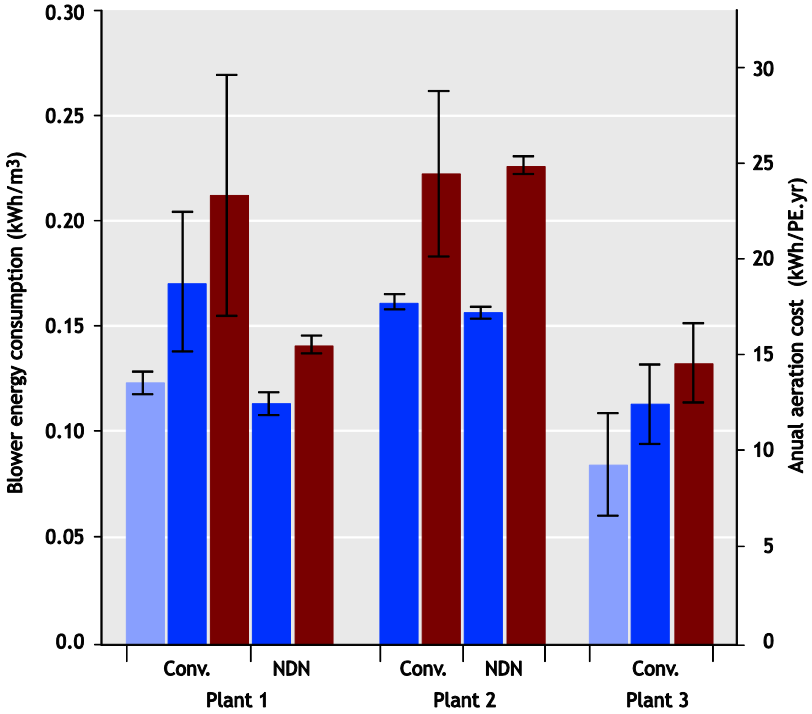
(a) عملية المعالجة بالنيترة/ إزالة النيترة.

(b) عملية تنقية تقليدية بالحمأة المنشطة.



شكل ٩-٣٠ (أ) نقص كفاءة التهوية للناشرات دقيقة الفتحات. فاعتمادًا على نوع الناشرات وعمليات التشغيل يكون معدل سدد وتلوث الناشرات متوقفًا على الموقع (ب) استرجع تنظيف الناشرات بصورة ظاهرة، كفاءة التهوية، وكذلك تم حساب توفير الطاقة بأخذ الفارق بين الناشرات مع أو بدون التنظيف (التفاصيل في النص)

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



شكل ٩-٣١ استهلاك الطاقة للناشرات ذات الفتحات الدقيقة في مختلف محطات المعالجة وتكاليف التهوية تم قياسها بإجمالي أحمال الأكسجين والسكان المخدومين

التي تم تنظيفها بها عامل ألفا لكفاءة تحويل الأكسجين القياسية ١٩,٥%، بالمقارنة إلى ١٥,٥% لتلك التي لم تنظف، وزيادة نقاط قدرها ٤% أو تقريبًا ٣٠% تحسن نسبي. بالإضافة لذلك، فإن وفورات الطاقة نتيجة لتنظيف الناشرات يمكن تقييمها بدمج صافي الزيادة في كفاءة التهوية بين الناشرات النظيفة وغير النظيفة، كما مبين في المنطقة المظللة بالرسم.

وشكل ٩-٣١ يبين تكاليف الطاقة للتهوية في الثلاث محطات، على أساس وضع التنظيف/ السدد والتلوث فتم تجميع الناشرات وتلوينها في ثلاثة أعمدة: أبيض للمركبة حديثًا، أزرق للتي تم تنظيفها، ورمادي داكن للمسدودة وملوثة. والعمود الخطي على قمة كل عمود بالرسم يبين الانحراف القياسي لنتائج الاختبار، وتكاليف التهوية للعمليات المختلفة (تقليدية أو نيترة/ إزالة النيترة NDN) تم أيضًا وضعها على الرسم منفصلة لمحطتي ١، ٢. وتمت ملاحظة التحسينات الكبيرة في استخدام الطاقة نتيجة لتنظيف الناشرات، والتي أعطت وفرًا في الطاقة يساوي تقريبًا ٤,٥ كيلو واط ساعة/ العام لكل نسمة، ٩,٩٠٠ كيلو واط ساعة/ اليوم في المحطة ١.

وشكل ٩-٣٢ يوضح تكاليف التهوية تحت ظروف عمليات تشغيل مختلفة. فاستهلاك الطاقة الرئيس في المحطة (١) تم وضعه على الرسم ضمن عمر الحمأة SRT. ولمقارنة عمليات المعالجة المختلفة تم تحويل أحمال المعالجة إلى نفس القواعد: فإجمالي معدل تحويل الأكسجين OTR للمعالجة التقليدية تم رفعه إلى مستوى المعالجة بالنيترة/ إزالة النيترة NDN. وكنتيجة لذلك، انخفضت تكاليف التهوية بصورة استثنائية مع عمر الحمأة فعند التشغيل بعمر حمأة قصير، يختلف وضع التهوية بصورة ملحوظة وضخ الطاقة المطلوبة يكون أكثر، نظرًا لانسداد وتلوث إجمالي ناشرات بصورة أكثر (الظل الأحمر في الرسم). وعمر الحمأة الأطول يوفر كفاءة تحويل أكسجين أفضل، ومن هنا تحتاج عملية النيترة/ إزالة النيترة DND هواءًا أقل لأكسدة نفس المقدار من الملوثات. هذه الملحوظة أكدت دراساتنا السابقة (Rosso and Stenstrom, 2006b) بأن عمر الحمأة الأطول والبيئة ناقصة الأكسجين anoxic في عملية النيترة/ إزالة النيترة DND توفر تركيبة بكتيريا أكثر صحة والتي يمكنها تقليل الآثار السلبية للعوالق السطحية (Surfactants) على تحويل الأكسجين (i.e. higher α factor, Stenstrom *et al.* 1981). في هذه الحالات، يعمل تحليل الغاز الخارج كأداة مفيدة لتشغيل المحطة وصيانة الناشرات.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

٩-٥ متطلبات التهوية

٩-٥-١ حسابات التصميم

لتطبيق ما تم توضيحه في تصميم أو تحديث المحطات، هناك مثالان افتراضيان مقترحان. في الأول، كمثال للتصميم، هناك نظام حلول حسابي يمكن تطبيقه كما في شكل ٩-٣٣. وبالنسبة لحمل مياه الصرف الصحي الثابت مع عمر حمأة معين، فإن معدل تحويل الأكسجين المطلوب (كتلة الأكسجين / وحدة زمنية):

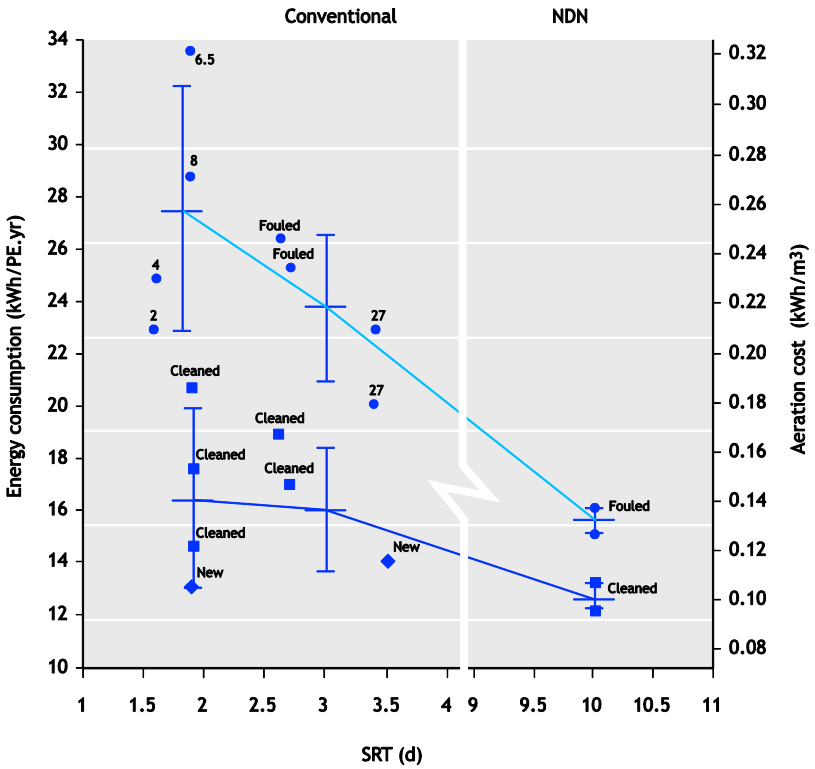
معدل تحويل الأكسجين (OTR) = (تدفق المحطة – حمل المحطة) – الحمأة المفقودة (٩-٦).

ويتحدد حجم حوض التهوية وعمق المياه الجانبي على أساس القيود الاقتصادية والهندسية المرتبطة بالموقع. يلي ذلك أن يتم اختيار نوع ناشرات الهواء، وعلى أساس توصيات المصنع لناشرات الهواء عن مجال تيار الهواء لكل ناشر، وإجمالي عدد الناشرات، يتم تخمين عدد الناشرات المطلوبة. وعامل ألفا أو أية معلومات أخرى متاحة. ويمكن بذلك حساب معدل تيار الهواء من معدل امتصاص الأكسجين وكفاءة تحويل الأكسجين، مما يساعد على حساب تيار هواء محدد. وبعدها، يتم إيجاد نقطة التصميم (في شكل ٩-٣٤) بتحديد عمر الحمأة على المحور الأفقي، والخط الكونتوري الذي يقابل تيار الهواء المعياري، معرفًا كالآتي:

$$Q_N = \frac{AFR}{a\,N_D\,Z} \qquad (9.7)$$

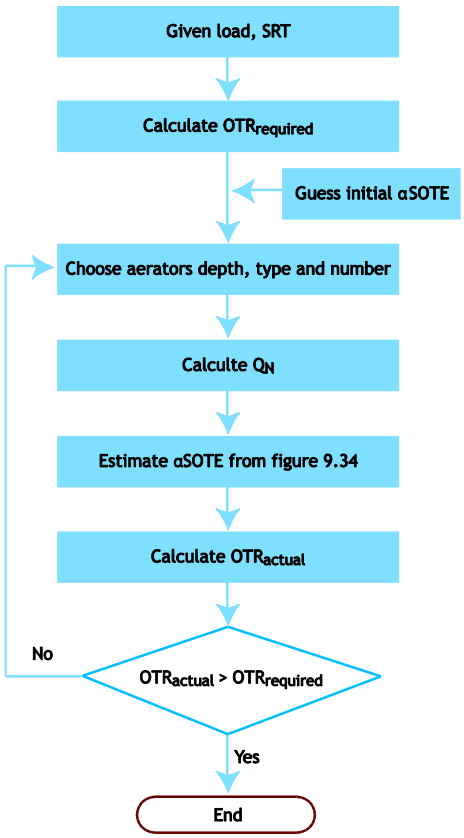
حيث:

AFR	معدل تدفق الهواء (م^3/ ثانيه)
a	مساحة تكوين الفقاعات للناشر (م^2)
N_D	إجمالي عدد الناشرات
Z	عمق غوص (مقدار غمر) الناشر



شكل ٩-٣٢ تكاليف التهوية في المحطة (١)، معبرًا عنها كدالة لتشغيل المحطة وانسداد وتلوث الناشرات: وتم خفض السدد والتلوث عند عمر حمأة أكبر

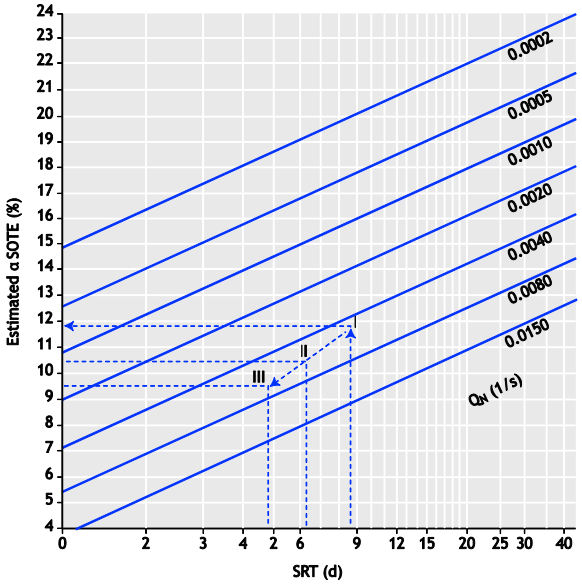
Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



شكل ٩-٣٣ خريطة تتابع أعمال تصميم حوض التهوية

ويتم تحديد قيمة جديدة لعامل ألفا لكفاءة تحويل الأكسجين القياسية (α SOTE) بقراءة الإحداثي الرأسي لنقطة التصميم. فإن كانت القيمة الجديدة لعامل ألفا لكفاءة تحويل الأكسجين القياسية (α SOTE) مختلفة عن القيمة المفترضة لعامل ألفا لكفاءة تحويل الأكسجين القياسية (α SOTE) بأكثر من فارق صغير (مثل ٠,٥% مثلاً)، يجب عندئذ حساب معدل تدفق هواء جديد وتيار هواء محدد باستخدام عامل ألفا لكفاءة تحويل الأكسجين القياسية الجديد، لإيجاد نقطة تصميم جديدة. ونقطة التصميم الجديدة محددة على الشكل ٩-٣٤، وتحدد قيمة ثالثة لعامل ألفا لكفاءة تحويل الأكسجين القياسية (α SOTE) وتقارن بالقيمة الثانية لعامل ألفا لكفاءة تحويل الأكسجين (α SOTE). وتعاد هذه العملية حتى تتساوى تقريبًا قيمتي عامل ألفا لكفاءة تحويل الأكسجين القياسية (α SOTE) الجديدة والسابقة لها. وإذا لم يحدث هذا الإجراء ذلك التقارب، عندئذ يجب اختيار عدد آخر من الناشرات، أو حتى تقنية مختلفة للناشرات لعملية المعالجة.

وهناك مثال رقمي. بفرض أن معدل التدفق (المياه الداخلة) ٠,٨٧٥ م^3/ ث وحمل قدره ١٨٠ مجم/ لتر مواد صلبة عالقة في السائل المخلوط (MLSS)، وبافتراض ناتج قدره ٠,٥ ومعامل تحلل قدره ٠,٠٦ ١/ يوم، فيكون معدل تحويل الأكسجين المطلوب ٩٥٤٠ كجم أكسجين/ يوم. وباعتبار مدة مكث هيدروليكي قدرها ٤ ساعات (h)، و٣ أحواض بأبعاد ٩٠ – ٩ – ٥ م (طول – عرض – عمق) لكل منها، وعامل ألفا لكفاءة تحويل الأكسجين القياسية (α SOTE) قدره ١٣,٥%، سيكون معدل تدفق الهواء = ٠,٩٨٥ م^3/ ث. وباعتبار التصميم لأسطوانات سيراميك ٩ بوصة (مساحة تكوين الفقاعات (a) لكل ناشر = ٠,٠٣٧٣ م^2 لكل ناشر) تعمل بمعدل ٧,٨٧ × ١٠-٤ م^3/ ث لكل ناشر، ومطلوب ١,٥٢٥ ناشر لكل حوض. بأخذ هذه البيانات، يمكن حساب معدل تدفق عياري Qn = ٠,٠٠٤١٥٢ ١/ ث. هذه القيمة، مع قيمة عمر الحمأة (SRT) = ٨,٧ يوم، مبينة على شكل ٩-٢٤ (نقطه ٢). وعامل ألفا لكفاءة تحويل الأكسجين القياسية الجديدة (New α SOTE) = ١١,٩% ويتم حساب معدل تدفق عياري جديد = ٠,٠٠٥١ ١/ ث وتتقارب عملية المعالجة عند ١١,٧% بعد تكرار مرة واحدة.

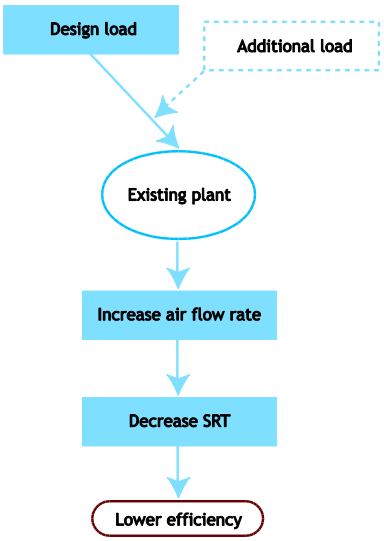


شكل ٩-٣٤ شكل بياني للتدقيق والتصميم. (i) التدفق = ٠,٨٧٥ م^3/ ث (مثال للتصميم) معدل تدفق عياري= ٠,٠٠٤٦ ١/ ث، عمر الحمأة = ٨,٧ يوم، عامل ألفا لكفاءة تحويل الأكسجين (تقديري) = ١١,٩ %. (ii) التدفق = ١,٠٤٩ م^3/ ث، معدل تدفق عياري = ٠,٠٠٥٨ ١/ ث ، عمر الحمأة = ٦,٣ يوم، عامل ألفا لكفاءة تحويل الأكسجين (تقديري) = ١٠,٥ %. (iii) التدفق = ١,٣١٣ م^3/ث، معدل تدفق عياري = ٠,٠٠٦٩ ١/ ث ، عمر الحمأة = ٤,٩ يوم، عامل ألفا لكفاءة تحويل الأكسجين (تقديري) = ٩,٥ %

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

٩-٥-٢ حسابات الفحص/ التحديث

وهناك مثال آخر مفيد لتوضيح النمو في مقدار الأحمال لمحطة قائمة فعلاً، مبين في شكل ٩-٣٥ يزيد الحمل الإضافي الداخل إلى المحطة الطلب على الأكسجين (الأكسجين الممتص Oxygen demand) ولكي يتم إمداد كتلة أكبر من الأكسجين، تعمل الهوايات بمعدلات تيار هواء أعلى. هذا يسبب زيادة في معدل التدفق العياري Qn حيث إن عدد الناشرات وهندسة الأحواض لا تتغير. وإذا لم تزد المواد الصلبة العالقة في السائل المخلوط (MLSS)، ستعمل المحطة بعمر حمأة أقل، وهذا سيوجد مصدران لتقليل كفاءة التهوية: عمر حمأة أقل ومعدل تيار هواء أعلى.



شكل ٩-٣٥ خريطة تتابع منطقي لفحص/ تحديث حوض التهوية

وهناك سيناريوهان موضحان في شكل ٩-٣٤: نقطة تصميم (١) توضح التصميم المبدئي وهو نفس الشيء كما في المثال السابق، وتبين نقطه التصميم (١١) زيادة الحمل (التدفق) من ٠,٨٧٥ إلى ١,٠٩٤ م٣/ ث، مع انخفاض في عامل ألفا لكفاءة تحويل الأكسجين القياسية (α SOTE) من ١١,٩ إلى ١٠,٥%. والزيادة من ١,٠٩٤ إلى ١,٣١٣ م٣/ ث لنقطة التصميم (١١١) ينتج عنها انخفاض إضافي في الكفاءة إلى ٩,٥%. والتأثير العملي لزيادة الحمل سيكون زيادة في استهلاك التيار الكهربائي لكل وحدة حمل تتم معالجتها. وأهمية مثال زيادة الحمل هي أنها تمكننا من فهم أن هناك سببين لنقص كفاءة التهوية: زيادة معدل تيار الهواء وانخفاض عمر الحمأة.

المراجع

Allbaugh T.A., Kang S.J. (1989) *Fine Pore Diffuser Case History for Frankenmuth, Michigan, EPA/600/R-94/100*, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.

American Society of Civil Engineers - ASCE (1984, 1991, 2007) *Measurement of Oxygen Transfer in Clean Water*, ASCE 2-91, American Society of Civil Engineers, New York.

American Society of Civil Engineers - ASCE (1997) *Standard Guidelines for In-Process Oxygen Transfer Testing*, ASCE 18-96, American Society of Civil Engineers 3 45 E. 47th St, New York.

Boyle W.C., Craven A., Danley W., Rieth M. (1989) *Oxygen Transfer Studies at the Madison Metropolitan Sewerage District Facilities, EPA/600/R-94/096*, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.

Cornel P., Wagner M., Krause S. (2002) Investigation of Oxygen Transfer Rates in Full Scale Membrane Bioreactors, *Paper Reference No. e21291a*; Darmstadt Technical University, Darmstadt.

Eckenfelder W.W., and Ford D.L. (1968) New concepts in oxygen transfer and aeration, in Advances in water quality improvement, *University of Texas Press*, 215-236.

Ferrer J., (1998) Energy saving in the aeration process by fuzzy logic control. *Wat. Sci. Tech.* **38**(3), 255-263.

Fisher M.J., Boyle W.C. (1999) Effect of Anaerobic and Aerobic Selectors on Oxygen Transfer in Water. *Water Environ. Res.* **71**(1), 84–93.

Frey W. (1991) Comparison of aeration equipment under operating-conditions, *Wat. Sci. Tech.* **24**(7), 43-45.

Gilbert R.G., Sullivan R.C. (1989) *Off-Gas Analysis Results and Fine Pore Retrofit Case History for*

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

Hartford, Connecticut, EPA/600/R-94/105; U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.

Gillot S., Kies F., Amiel C., Roustan M., Héduit A. (2005) Application of the off-gas method to the measurement of oxygen transfer in biofilters, *Chem. Eng. Sci.* **60**, 6336-6345.

Gordon M.S., Chapman D.J., Kawasaki L.Y., Tarifeño-Silva E., and Yu D.P. (1982) Aquacultural approaches to recycling of dissolved nutrients in secondarily treated domestic wastewaters – IV – Conclusions, design and operational considerations for artificial food chains, *Wat. Res.* **16**, 67-71.

Harper W.F. and Jenkins D. (2003) The Effect of an Initial Anaerobic Zone on the Nutrient Requirements of Activated Sludge, *Water Environ. Res*.**75**(3), 216-224.

Hsieh C.C., Ro K.S., Stenstrom M.K. (1993a) Estimating Emissions of Twenty VOCs: Surface Aeration. *J.Environ. Eng. Div*. **119**, 1077–1098.

Hsieh C.C., Babcock R.W., Stenstrom M.K. (1993b) Estimating Emissions of Twenty VOCs: Diffused Aeration, *J. Environ. Eng. Div*. **119**, 1099–1118.

Iranpour R., Magallanes A., Zermeno M., Moghaddam O., Wilson J., Stenstrom M.K. (2000a) Assessment of Aeration System Performance Efficiency: Frequent Sampling for Damage Detection. *Water Environ. Res*. **72** (3), 363–376.

Iranpour R., Magallanes A., Zermeno M., Varsh V., Abrishamci A., Stenstrom M.K. (2000b) Assessment of Aeration Basin Performance: Sampling Methods and Tank Coverage. *Wat. Res*. **34** (12), 3137–3152.

Iranpour R., Shao Y.J., Ahring B.K., Stenstrom M.K. (2002) Case Study of Aeration Performance under Changing Process Conditions. *J. Environ. Eng*. **128**, 562–569.

Iranpour R., Stenstrom M.K. (2001) Relationship Between Oxygen Transfer Rate and Airflow for Fine-Pore Aeration under Process Conditions. *Water Environ. Res.* **73** (3), 266–275.

Kaliman A., Rosso D., Leu S.Y., Stenstrom M.K. (2007) Fine-pore aeration diffusers: accelerated membrane ageing studies, *Wat. Res.* in press.

Kayser R. (1979) Measurements of O_2 Transfer in Clean Water and under Process Conditions, *Prog. Wat. Tech.***11**(3), 23–26.

Kessener H.J., Ribbius F.J. (1935) Practical Activated Sludge Research. *J. Proc. Inst. Sewage Purif.* 50–56.

Khan E., Babcock R.W., Suffet I.H., Stenstrom M.K. (1998) Method development for measuring biodegradable organic carbon in reclaimed and treated wastewaters. *Wat. Environ. Res*. **70**, 1025-1032.

Libra J.A., Schuschardt A., Sahlmann C., Handschag J., Wiesmann U., Gnirss R. (2002) Comparison of the efficiency of large-scale ceramic and membrane aeration systems with the dynamic off-gas method, *Wat. Sci. Tech*. **46**(4-5), 317-324.

Ma Y., Peng Y, Wang S. (2004) Feedforward-feedback control of dissolved oxygen concentration in a pre-denitrification system. *Bioprocess Biosyst Eng.* **27**, 223.

Marx J.J. (1989) *Fine Pore Diffuser System Evaluation for the Green Bay Metropolitan Sewerage District, EPA/600/R-94/093*. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.

Masutani G., Stenstrom M.K. (1990) *Fine Pore Diffuser Fouling: The Los Angeles Studies.* UCLA ENG, University of California: Los Angeles.

Metcalf and Eddy, Inc. (2003) *Wastewater engineering: treatment and reuse.* 4th ed., McGraw-Hill, New York.

Mueller J.A., Kim Y.K., Krupa J.J., Shkreli F.; Nasr S., Fitzpatrick B. (2000) Full-Scale Demonstration of Improvement in Aeration Efficiency. *J.Environ.Eng.* **126** (6), 549–555.

Mueller J.A., Saurer P.D. (1989) *Case History of Fine Pore Diffuser Retrofit at Ridgewood, New Jersey, EPA/600/R-94/098.* U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.

Mueller J.S., and Stensel H.D. (1990) Biologically enhanced oxygen transfer in activated sludge process. *J. Water Pollut. Control Fed*. **62**(2), 193-203.

Parker D., Appleton R., Bratby J., and Melcer H. (2003) North American Performance Experience with Anoxic and Anaerobic Selectors for Activated Sludge Bulking Control. *Proc.9th Specialized Conference on Design, Operation and Economics of Large Wastewater Treatment Plants*, Prague.

Reardon D.J. (1995) Turning down the power, *Civ. Eng.* **65**(8) 54-56.

Redmon D.T., Boyle W.C., Ewing L. (1983) Oxygen Transfer Efficiency Measurements in Mixed Liquor Using Off-Gas Techniques. *J. Water Pollut. Control Fed.* **55**, 1338–1347.

Rieth M.G., Boyle W.C., and Ewing L. (1990) Effects of Selected Design Parameters on the Fouling Characteristics of Ceramic Diffusers, *J. Water Pollut. Control Fed.* **62** (7), 877-886.

Rosso D., and Stenstrom M.K. (2005) Comparative Economic Analysis of the Impacts of Mean Cell Retention Time and Denitrification on Aeration Systems. *Wat. Res.* **39**, 3773-3780.

Rosso D., and Stenstrom M.K. (2006a) Surfactant effects on □-factors in aeration systems. *Wat. Res*. **40**, 1397-1404.

Rosso D., and Stenstrom M.K. (2006b) Economic Implications of Fine Pore Diffuser Aging. *Wat. Environ. Res*. **78**, 810-815.

Rosso D., Iranpour R. and Stenstrom M.K. (2005). Fifteen Years of Off-gas Transfer Efficiency Measurements on Fine-Pore Aerators: Key Role of Sludge Age and Normalized Air Flux. *Wat. Environ. Res.* **77**(3), 266-273.

Rosso D., Huo D.L., and Stenstrom M.K. (2005) Effects of interfacial surfactant contamination on bubble gas transfer. *Chem. Eng. Sci*. **61**, 5500-5514.

Rosso D., Larson L.E., and Stenstrom M.K. (2007) Aeration of large-scale municipal wastewater treatment plants: state of the art. *Proc. Proc. 10th IWA Conference on Design, Operation and Economics of Large Wastewater Treatment Plants*, Vienna.

Schmit F.L., Redmond D.T., Ewing L. (1989) In place gas cleaning of diffusion elements, U.S. Patent 4,889,620, December 26, 1989.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

Trillo I., Jenkins T.E., Redmon D., Hilgart T., and Trillo J. (2004) Implementation of Feedforward Aeration Control Using On-Line Offgas Analysis: The Grafton WWTP Experience. *Proc. WEFTEC 2004*, New Orleans.

U.S. Environmental Protection Agency – USEPA (1989) *Fine Pore (Fine Bubble) Aeration Systems, EPA/625/1-89/023.* U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati.

Wagner M., Cornel P, and Krause S. (2003) Comparison of different oxygen transfer testing procedures in full-scale membrane bioreactors, *Wat. Sci. Tech.* **47**(12), 169-176.

Warriner R. (1989a) *Oxygen Transfer Efficiency Surveys at the Jones Island Treatment Plants, 1985-1988, EPA/600/R-94/094*. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.

Warriner R. (1989b) *Oxygen Transfer Efficiency Surveys at the South Shore Wastewater Treatment Plant, 1985-1987, EPA/600/R-94/099.* U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.

Yunt F.W., and Stenstrom M.K. (1996) Aeration equipment evaluation – phase II: process water test results, *EPA Report 68-03-2906*.

Sedory P.E., Stenstrom M.K. (1995) A Dynamic Model for the Prediction of Aeration Basin Temperature. *J.Environ. Eng. Div*. **121** (9), 609–618.

Serralta J., Ribess J., Seco A., Ferrer J. (2002) A supervisory control system for optimizing nitrogen removal and aeration energy consumption in wastewater treatment plants. *Wat. Sci. Tech.*. **45** (4-5), 309.

Soliman M.A., Pedersen J.A. and Suffet I.H. (2004). Rapid gas chromatography-mass spectrometry screening method for human pharmaceuticals, hormones, antioxidants and plasticizers in water. *J. Chromatogr. A* **1029**, 223-227.

Stenstrom M.K., Andrews J.F. (1980) Cost Interactions in an Activated Sludge System. *J.Environ. Eng. Div.* **106** (EE4), 787-796.

Stenstrom M.K., Gilbert R.G. (1981) Effects of Alpha, Beta and Theta Factors in Design, Specification and Operations of Aeration Systems. *Water Res.* **15**, 643–654.

Stenstrom M.K., Vazirinejad H.O., Ng A. (1984) Economic Evaluation of Upgrading Aeration Systems. *J. Water Pollut. Control Fed*. **56**(1), 20–26.

Talati S.N., Stenstrom M.K. (1990) Aeration Basin Heat Loss. J.*Environ. Eng. Div*. **116**, 70–86.

شكر وتقدير

نشكر Shao-Yuan Ben Leu - قسم الهندسة المدنية فى في جامعة كاليفورنيا(UCLA) و An Kaliman of Songo Widya Engineering و Judy Libra من الجامعة التقنية - Cottbus. كما نشكر جميع الهيئات العامة التى تعاونت معنا، بما في ذلك مدينة لوس أنجلوس –مكتب الصرف الصحي– ومقاطعة لوس انجليس مناطق الصرف الصحي ومقاطعة أورانج مناطق الصرف الصحي، وكالة المرافق الإمبراطورية الداخلية، ومدينة Simi Valley– وزارة الأشغال العامة ،ومقاطعة كولومبيا– إدارة المياه و المجاري. وأخيرا، نشكر الشركات الاستشارية الهندسية الذي ساعدتنا خلال حملات تجاربنا، بما في ذلك HDR, Brown and Caldwell, Carollo Engineers, Montgomery Watson Harza, and Metcalf and Eddy.

مجموعة المصطلحات والرموز

الرمز	الوصف	الوحدة
a	مساحة تكوين الفقاعات للناشر	م^{٢}
AE	كفاءة التهوية في المياه النظيفة	كيلو جرام أوكسجين/ كيلو واط ساعة
AFR	معدل تيار الهواء	م^{٣}/ ث
DO	الأكسجين المذاب في الماء	كيلو جرام أوكسجين/ م^{٣}
DO_{sat}	الأكسجين المذاب في الماء عند نقطة التشبع	كيلو جرام أوكسجين/ م^{٣}
k_La	معدل انتقال الأكسجين في المياه النظيفة	لتر/ ساعة
K_La_{cw}	معدل انتقال الكتلة في المياه النظيفة	لتر/ ساعة
K_La_{pw}	معامل انتقال الكتلة في المياه المعالجة	لتر/ ساعة
N_D	إجمالي عدد الناشرات	–
OTE	كفاءة انتقال الأكسجين في المياه النظيفة	%
OTR	معدل انتقال الأكسجين في المياه النظيفة	كجم أوكسجين/ ساعة

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

P	الطاقة المسحوبة في نظام التهوية	كيلو واط
SAE	فعالية التهوية القياسية	كيلو جرام أوكسجين/ كيلو واط ساعة
$SOTE$	كفاءة انتقال الأكسجين في الظروف القياسية بالمياه النظيفة	%
$SOTR$	معدل انتقال الأكسجين في الظروف القياسية بالمياه النظيفة	كيلو جرام أوكسجين/ ساعة
V	حجم المياه	م^3
Z	عمق غوص الناشرات	م

الاختصار	الوصف
AC	تيار متردد
ASCE	الجمعية الأمريكية للمهندسين المدنيين
CAS	عملية معالجة تقليدية بالحمأة المنشطة
DWP	الضغط الديناميكي الرطب
EE3	إيثينيل أستريدول
EPA	وكالة الحماية البيئية
EPDM	مطاط الإيثيلين بروبيلين
F	معامل التخشين (السدد)
MLSS	المواد الصلبة العالقة بالسائل المخلوط
NDN	عملية النيترة/ إزالة النيترة
PD	الإزاحة الموجبة
RBCOD	الأكسجين الكيميائي الممتص القابل للتحلل الحيوي السريع
Re	رقم رينولدز
rpm	لفة في الدقيقة
SRT	عمر الحمأة
SVI	معامل حجم الحمأة
VFD	محرك متغير التردد

الرمز اليوناني	الشرح	الوحدة
α	نسبة انتقال الكتلة لمياه عمليات المعالجة للمياه النظيفة	
αF	عامل ألفا للناشرات المستعملة	
$\alpha FSAE$	كفاءة التهوية في الظروف القياسية بمياه عمليات المعالجة	%
$\alpha FSOTE$	كفاءة تحويل الأكسجين في الظروف القياسية بمياه عمليات المعالجة في ناشرات الهواء المستعملة	%
αSAE	كفاءة التهوية في الظروف القياسية بمياه عمليات المعالجة	%
$\alpha SOTE$	كفاءة تحويل الأكسجين في الظروف القياسية بمياه عمليات المعالجة	%

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest





التهوية مسؤولة عن أكبر جزء من تكاليف الطاقة، متراوحة بين ٤٥ إلى ٧٥% من نفقات الطاقة بالمحطة، بالنسبة للمعالجة التقليدية بالحمأة المنشطة (CAS) والمفاعلات الحيوية ذات الأغشية المغمورة (IMBR)، على التوالي. وباعتبار دورها الهام في الأداء الإجمالي لمحطة معالجة مياه صرف صحي، فإن التشغيل المناسب وصيانة نظم التهوية تعد أساسية. والصورة تبين فرقًا واضحًا بين ممارسات الصيانة في محطتين مختلفتين في أوروبا (صورة D. Brdjanovic)

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



١٠

السمية

Jorge H. Garcia Orozco

١٠-١ مقدمة

أصبحت عملية الحمأة المنشطة لمعالجة مياه الصرف الحي المنزلية والصناعية بمثابة "حصان العمل" في هذا المجال وهي تستمر في كونها هكذا. كذلك، تم تنفيذ العمليات اللاهوائية والتي لها أداء أفضل في استخدام الطاقة. ولأن العمليات البيولوجية تتعامل مع الكائنات الحية، فهي عرضة لاضطرابات تأتي من عوامل مثبطة أو سمية، ولهذا فإن الموضوع الذي نتناوله هنا يستحق الاهتمام.

فتثبيط أو كبح النشاط يرجع إما إلى عوامل كيميائية أو طبيعية (فيزيائية)، مثل الأس الهيدروجيني "pH" ودرجة الحرارة وجهد (إمكانية) الأكسدة/ الاختزال للوسط (الذي تتم فيه العمليات)، إلخ. وعلى الجانب الآخر، تفرض العديد من المواد الموجودة في مياه الصرف الصحي تأثيرات مثبطة أو سمية على الكائنات الدقيقة في محطات معالجة مياه الصرف الصحي. وحتى الآن، فهناك مفهومان تم ظهورهما لنا، هما "التثبيط"، و"السمية". وفي سياق المعالجة البيولوجية لمياه الصرف الصحي، يعرف "التثبيط" بأنه إضعاف "كبح" الجهاز الإنزيمي للخلية الحية أو الإتلاف المباشر لتركيب الخلية، الذي ينتج عنه إبطاء نشاط الخلية. وعندما تكون التفاعلات البيوكيميائية المثبطة ذات أهمية حيوية للخلية، عندئذ يعرف المسبب بأنه "سام". ويظهر أثر السمية بوضوح في الصعوبة المتزايدة لدى الكائنات الدقيقة لتناول العناصر المغذية والنقص في معدل النمو أو الانتهاء بموت الخلية. وعند انتقال ذلك إلى منظومة المعالجة يتم ملاحظة معدل أقل في التحلل الحيوي، وعادة يتغير أيضا نشاط الكتلة الحيوية.

ولا يكون الوسط ذاته مسممًا أو غير مسمم، وإنما يوجد خط متصل يبدأ بوسط يحتوي مادة ركيزة قابلة للتحلل الحيوي بشكل كبير وصولاً إلى حالة في منتهى السمية حيث تموت الخلايا بعد وقت قصير من تعرضها لذلك. واعتمادًا على تركيز مسببات التسمم وتاريخ تعرض الخلية للمركب (أو المركبات) السامة، فقد تستمر بتغيرات طفيفة أو تعاني الموت. وعندما يتعرض كائن دقيق لتركيزات متزايدة باستمرار من مادة سامة، فإن نشاطه، والذي يقاس بمعدل تحلل المادة الركيزة أو معدل النمو، يتناقص حتى يصل إلى نقطة يتوقف فيها النشاط تمامًا. هذه النقطة، أي مستوي تركيز المادة السامة، يعتمد على تعرض الأحياء الدقيقة السابق لنفس المركب. فالخلية لها القدرة على

© 2008 Jorge H. Garcia Orozco. Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design. Edited by M. Henze, M.C.M. van Loosdrecht, G.A. Ekama and D. Brdjanovic. ISBN: 9781843391883. Published by IWA Publishing, London, UK.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

التكيف، كما أنها قادرة على تطوير آلياتها الإنزيمية حتى نقطة يمكن عندها أن تستخدم المادة السمية ذاتها، أيضًا، كمادة ركيزة، ولكن قد يكون ذلك على حساب احتياطيات الطاقة في الخلية. وكلما تقدمت عملية التكيف، يصبح الكائن الدقيق قادرًا على مقاومة تركيزات أعلى ويبقى قادرًا على الأداء قريبًا من الظروف غير المثبطة. وكما هو واضح فإن الوقت عنصر هام في التعامل مع التعرض لعوامل (أسباب) التثبيط، وهناك تعرض قصير الأمد وتعرض طويل الأمد، ويكون الأخير مفيدًا لعملية التكيف، خاصة إذا كان التركيز منخفضًا في البداية. وفي الحقيقة، نفس هذه الظروف تستغل لأقلمة الكتلة الحيوية، على سبيل المثال، في العمليات الصناعية.

وتكون النتائج النهائية لذلك بالنسبة للمعالجة هي نقص فعالية المعالجة مع احتمال عمليات فصل ضعيفة للكتلة الحيوية، والتي بدورها تزيد من المواد الصلبة العالقة في المياه الخارجة. ونتيجة لذلك، تترك المواد السامة منظومة المعالجة وتزيد من سمية المياه الخارجة ومعها التأثيرات السلبية المناظرة لذلك وأثرها على البيئة التي تتلقى كل ذلك.

ولكن كيف يتأتى أن مياه الصرف الصحي المنزلية، والتي تمثل عادة الجزء الرئيس في المياه الداخلة إلى محطات المعالجة البلدية، ينتهي بها الأمر إلى درجة من السمية ؟ والإجابة على ذلك هي أنه في معظم مدننا بالتخطيط أو بقليل من التخطيط، تختلط التصرفات الصناعية مع الجزء غير الضار والقابل للتحلل الحيوي من مياه الصرف الصحي المنزلي. وقد تم إنشاء المجمعات الصناعية وإتباع مقاييس الإنتاج الأكثر نظافة في الصناعة، مثل معالجة المياه الخارجة من المنشآت الصناعية في مواقع توليدها (معالجة مبدئية)، وفصل المجاري للتغلب على ذلك. وبرغم ذلك، فإن التعامل العام مع مياه الصرف بالمناطق العمرانية لا يزال يتم في نظم صرف مشتركة، أو على الأقل بصورة تسمح بإمكانية صرف المخلفات الصناعية، ولو بطريق المصادفة، على نظم الصرف الصحي. وبوضع ذلك في الاعتبار، نشرع في استكشاف ومحاولة تقدير حجم تأثيرات السمية التي كثيرًا ما توجد في محطات المعالجة البيولوجية لمياه الصرف الصحي.

١٠-٢ قياسات السمية

وكاستنتاج من تعاليم Paracelsus (Philippus Aureolus Theophrastus Bombastus von Hohenheim) الطبيب الذي عاش في القرون الوسطى والذي اخترع الكيمياء الطبية، فالعديد من المواد في العالم اليوم يمكن أن تكون بمثابة مواد ركيزة (غذاء) بالإضافة إلى كونها سموم، إن وجدت في جرعة عالية بما فيه الكافية. وعندما نتحدث عن المعالجة البيولوجية فنحن نكون واعين تمامًا بالقدرة لدى الكائنات الدقيقة لكي تمثل غذائيًا العديد من الكيماويات (خاصة العضوية). ومع ذلك، فإن معدل التحلل الحيوي لبعض من هذه المواد يكون بطيئا جدًا ويحدث على حساب كبير للطاقة التمثيلية الغذائية الميكروبية، وهذا بدوره يعوق النمو.

ولو كانت السمية متواجدة، فهي لا تعني بالضرورة أن الكائنات الدقيقة ستموت، ولكن قد تعني أن نشاطها يتناقص. وكما رأينا، فإن مستوى التثبيط يمثل تقريبًا خطًا متواصلاً على طول الطريق إلى الموت. وحيث إنه في نظام المعالجة يوجد العديد من السلالات، فإن هناك مستوى معين من السمية سوف يؤثر على الكائنات الدقيقة المختلفة لدرجات مختلفة، والبعض قد لا يكون قادرًا على التكيف مع الوضع وفي النهاية يختفي، بينما سيبقى الآخرون في النظام. وكنتيجة لذلك، فإن تركيب المجموعة الميكروبية سيتغير إلى وضع جديد (صورة جديدة). هذه الحقيقة يمكن استخدامها لمتابعة عملية تشغيل المفاعل، ومع ذلك، حيث إن حركيات المجموعات تكون عملية بطيئة، فإن هذه التغيرات مفيدة فقط من حالة مستقرة إلى أخرى. وتأتي السمية في أحمال مفاجئة أو ظرف معالجة مزمن، أي سمية حادة أو سمية مزمنة.

وكما هو واضح هناك حاجة إلى أدوات تسمح لنا بأن نكتشف، في مرحلة التصميم، بالإضافة إلى مرحلة التشغيل للمفاعل البيولوجي، تواجد ومدى البيئة السمية بالنسبة للحمأة البيولوجية. وأول مهامنا سوف تكون محاولة تقدير وجود المواد السامة أو المثبطة في المياه الداخلة إلى عملية المعالجة وأيضًا في المفاعل نفسه.

١٠-٢-١ قياس التنفس

ينقص نشاط الكتلة الحيوية في وجود المواد المثبطة. وأحد مظاهر النشاط الواضح هو معدل استهلاك الأكسجين في العمليات الهوائية، والذي يعرف بمعدل التنفس. والمفهوم المناظر في المعالجة اللاهوائية يمكن أن يربط بعملية نشوء الغازات، أي إنتاج ثاني أكسيد الكربون والميثان.

ويعتمد اختبار قياس التنفس للبيئات المثبطة أو لمادة معينة على قياس التناقص القياسي في معدل التنفس: الفارق في التنفس منسوب

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

إلى وضع غير مثبط. والقيمة التي يتم تحديدها هي EC_{50} (تركيز التأثير). هذا يعني أن النتيجة النهائية للاختبار هي تركيز المادة المشتبه في كونها مثبطة التي عندها يكون معدل التنفس ٥٠% من ذلك الذي يتم باستخدام مادة ركيزة أساسية بدون المثبط أو المادة السامة. هذا الرقم يقدر من منحنى يرسم بيانيًا نسبة التثبيط المئوية مقابل تركيز المادة السامة. وعمومًا، يمكن وصف السلوك التثبيطي على أساس EC_x، حيث تكون x هي أي نسبة مئوية للتثبيط وهذا، بالطبع، يعتمد على تركيز المادة السامة.

وهناك بروتوكول معترف به لتنفيذ الاختبار وهو "إختبار تثبيط تنفس الحمأة المنشطة أو OECD طريقة ٢٠٩. وحيث إن الاختبار يحتاج إلى تهوية، فإن الدليل الإرشادي يحذر بأن الاختبار مناسب أكثر للمواد ذات القابلية الكافية للذوبان والقابلية المنخفضة للتطاير وأن يكون سلوكها متوقعًا في البيئة المثبطة، أي: معدل تنفس منخفض مع زيادة تركيز المثبط، وإلا فإن النتائج يجب أن تفسر بحذر (جدول ١٠-١).

والاختبار حساس لمصدر الحمأة، وهو السبب لضرورة اختبار الصلاحية. فهناك ملحوظة هامة بأن هذا الاختبار يعد اختبارًا للسمية المزمنة. وقد استخدمت بعض التغيرات للالتفاف حول بعض المعوقات لهذا البروتوكول، بحثًا عن طرق مختصرة وتعديلات. فعلى سبيل المثال، قام Ricco et al. (2004) باستبدال مصدر التغذية الاصطناعي بمادة ركيزة واحدة (أسيتات Acetate) وكذلك إجراء عملية الأكسجة باستخدام الأكسجين الصافي بدلاً من الهواء، تجنبًا لفقدان المواد المتطايرة في عينة المياه.

وهناك إجراءات أخرى في متناول اليد، مثل اختبار الأيزو ٨١٩٢ – ٢٠٠٦ لتثبيط استهلاك الأكسجين بواسطة الحمأة المنشطة للأكسدة الكربونية وأكسدة الأمونيا، كمحاولة لجعل الاختبار قياسيًا والسماح بالتقييم المقارن.

١٠-٢-٢ اختبار الضياء الحيوي (ميكروتوكس) Microtox®

مثل اختبار التنفس السابق، فإن هذا هو أوسع مرجعيات اختبار السمية انتشارًا وهو يستند أيضًا على نشاط كائن دقيق مضيء بحري، البكتيريا المضيئة الفوسفورية (*Photobacterium phosphoreum*)، في حالة اختبار "ميكروتوكس Microtox®، بالرغم من أن هناك أنواع أخرى من البكتيريا تم اختبارها. والضياء الحيوي البكتيري يرتبط بالتنفس، ولهذا، عند وجود تركيز مثبط متزايد نجد أن معدل الضياء الحيوي ينقص. وانخفاض الضوء المنبعث من وسط الاستنبات يتم قياسه ومقارنته بالمستويات القياسية والقيم المطلقة. وجهاز قياس ميكروتوكس يقيس الضوء المنبعث من وسط الاستنبات عند موجة طولها ٤٩٠ nm. ويتم حساب التثبيط من كثافة الضوء بالطريقة التالية:

$$\%\, I = \left(\frac{Light\ intensity\ lost}{Initial\ light\ intensity} \right) \cdot 100 \qquad (10.1)$$

وبالرغم من أن الاختبار يحظى بالقبول على مستوى العالم، إلا أنه لا يعتبر بنفس حساسية التحاليل المعملية الحيوية التي تستخدم، على سبيل المثال، برغوث الماء أو الكائنات الأكبر مثل سمك المينو . ومع هذا، فإن فائدته تكمن في الخطوات البسيطة نسبيًا والنتائج السريعة، مقارنة بالاختبارات الأخرى، وتستخدم في فحص السمية، على سبيل المثال في محطات المعالجة وإجراءات الإنتاج النظيف. وقد أفاد Araujo et al. (2005) عن استخدام ميكروتوكس لتقييم تأثير معالجة مياه الصرف الصحي على منع السمية المتسببة عن التدفقات الصناعية. وقد بينوا أن ٩٣% من التأثير التثبيطي للمياه الخارجة الصناعية ينخفض بعد مرورها خلال محطة معالجة مياه الصرف الصحي، مع التخلص من ٨٣% من COD الداخل إلى المحطة. وتحديدًا، فإن مدخل محطة المعالجة أظهر EC_{50} قدرها ٢,١٢% والمياه الخارجة (السيب) EC_{50} مساوية ٤٧,٨%. والنسبة المئوية تعني نسبة مئوية لتخفيف حجم العينات مقارنة بمياه الصرف الصحي الأساسية (غير المثبطة). والاختبارات الأكثر حساسية مثل تلك المذكورة من قبل، ضرورية لتقدير التأثير على الأنواع الأكثر ضعفًا في البيئة.

١٠-٢-٣ اختبارات أخرى

تفرد التحاليل المعملية الحيوية للسمية المتاحة مكانًا لطرق قياس الألوان "Colorimetric". واختبار توكستراك Toxtrak® واحد منهم، ويعتمد على صبغة الريسازورين resazorin نشطة الأكسدة والاختزال، والتي تغير اللون الأزرق إلى الأحمر الداكن عندما تختزل إلى ريسوروفين resorufin خلال عملية التحلل الحيوي. ويؤدى الاختبار ببذور أصلية من محطة المعالجة، على سبيل المثال، أو من مصادر تجارية كوسائط استنبات مجففة بالتجميد. وفي وجود السمية، فإن المعدل المتناقص للتحلل الحيوي ينقص أيضًا من اختزال الريسازورين وهذه التغيرات تقاس بالتغير في امتصاص العينة مقارنًا

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

بوسيلة للتحكم. واختبار الامتصاص ينفذ عند موجة طولها ٦٠٣ nm، وهي المحددة للون الأزرق. ويعبر عن التثبيط كما يلي:

$$\%\, I = \left[1 - \left(\frac{\Delta A_s}{\Delta A_c}\right)\right] \cdot 100 \qquad (10.2)$$

حيث ΔA_s وΔA_c, يمثلان التغيرات (النقص) في الامتصاص بالنسبة للعينة ووسيلة التحكم (الضبط) على التوالي. وفي هذه الحالة فإن Δ هي القيمة المبدئية – القيمة النهائية. والنسبة المئوية للمثبط (I %) مجرد مقياس نسبي فقط. وحيث إن هناك مواد سامة تزيد التنفس، فإن I% يمكن أن ينتج أيضًا كرقم سالب.

وحتى الان أصبح التمثيل الغذائي للكربون أهم نشاط ملحوظ. ومع ذلك، فهناك منتجات تجارية تستهدف عملية النيترة كوسيلة لتتبع السمية الموجودة في المعالجة الهوائية، فالمجموعة الميكروبية التي تقوم بالنيترة تعرف بأنها أكثر عرضة للبيئات السمية من الكائنات عضوية التغذية. ومثال لذلك طريقة إن–توكس ©N-Tox، والتي تزعم أنه في حالة حدوث اضطراب في النيترة نتيجة حمل أمونيا مفاجئ أو غياب الأكسجين، تكون هناك زيادة في N_2O في الحالة الغازية يمكن رصدها، مما يسمح ببعض الوقت لاتخاذ إجراء علاجي للموقف.

وهناك طرق أخرى تتعامل أيضًا مع البيئة اللاهوائية. ومثال ذلك أيزو (ISO 13641-1:2003) وهي عبارة عن تحديد تثبيط (أو كبح) إنتاج الغاز للبكتيريا اللاهوائية. هذا الاختبار العام يمكن استخدامه لتقدير سمية المركبات والمخلوطات والمياه الخارجة والحمأة، بتحديد إنتاج الغاز (الميثان أو ثاني أكسيد الكربون) من الهضم اللاهوائي لحمأة الصرف الصحي. والطريقة يمكن تطبيقها على المواد القابلة للذوبان وغير القابلة والمتطايرة أيضًا.

ولوجود تباين كبير في تركيب حمأة الصرف الصحي، فإن هذا النوع من الاختبار يعاني من المعاملات العالية للاختلاف بين المعامل في الاختبارات الحلقية، كما هو مبين في إرشادات OECD 224 (٢٠٠٧) لتحديد تثبيط نشاط البكتيريا اللاهوائية – خفض إنتاج الغاز من الحمأة المهضومة لاهوائيًا.

١٠–٢–٤ عدادات القياس المتواصل للسمية

بصورة عامة، تعاني جميع الاختبارات المذكورة فيما سبق من عيب واحد: أنها مستهلكة للوقت، بدءًا بالقياسيات الإجمالية، COD، BOD_5، حتى التحاليل الحيوية المعملية المذكورة في الأجزاء السابقة. وكما تم النقاش في الجزء السابق، فإن الحاجة إلى رد فعل سريع يعد ضروريًا لحماية نظام المعالجة، بالإضافة إلى مخططات التحسين (جعله أقرب للمثالية والاكتمال). وفي هذا المجال، يوفر العديد من المصنعين أجهزة تجارية تخدم عملية المتابعة والتحكم في السمية الداخلة إلى معالجة بيولوجية، إنها توفر مراقبة دائمة، وزمن استجابة قدره ٣–١٥ دقيقة ومدى قياس تثبيط ٠–١٠٠%، والتقنية المستخدمة في حماية المعالجة البيولوجية عبارة عن قياس للتنفس (OUR) ويعتمد على اختبار سريع للأكسجين الحيوي الممتص BOD، ولكن يتوفر أيضًا عدادات تعتمد على الضياء الحيوي الطحلبي أو قياس حركة الكائنات (باستخدام برغوث الماء) للاستخدامات الأكثر تخصصًا، مثل المياه الخارجة من المحطات وحتى استعمالات مياه الشرب. والتكيف مع استراتيجيات تحكم بسيطة– مثل تحويل التدفق– ممكن أيضًا.

جدول ١٠–١ الطريقة ٢٠٩ (OECD)، ملخص

الخطوات	الإجراءات
1	إعداد حمأة الاختبار وتغذية نظامية مؤسسة على البيتون، خلاصة اللحم واليوريا والأملاح
2	أداء اختبار التنفس في تركيزات مختلفة للمثبط استخدم وسيلتين للتحكم كأساس للتنفس واحسب متوسطهما (R_{avg})
3	احصل على النسبة المئوية للتثبيط في صورة, $I = 1 - R_c/R_{avg}$ % حيث تمثل R_c معدل التنفس عند تركيزات المادة وR_{avg} متوسط تنفس وسائل التحكم
4	عبر عن النتائج، I % مقابل تركيز المثبط على رسم بياني لتحصل على قيمةEC_{50}.
5	افحص الصلاحية بمثبط قياسي (3, 5 Dichlorophenol) وهذا يعطينا EC_{50} في المجال بين ٥–٣٠ مجم

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

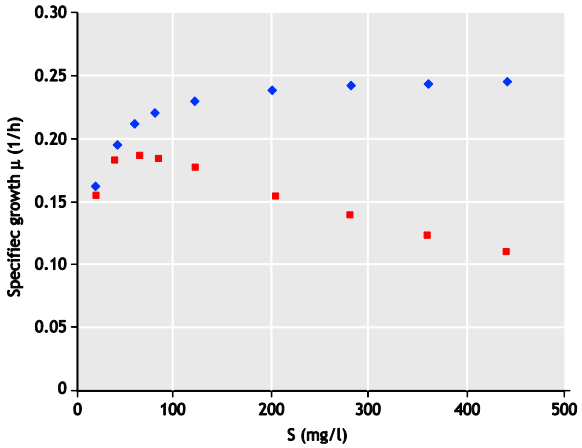


شـــكل ١٠-١ عـداد قيـاس سـمية للمراقبـة الدائمـة (علـى الخـط) (photo:Endress+Hauser Conducta GmbH)

١٠-٣ النماذج الحركية للمواد الركيزة السامة

يكون أول ظهور للسمية كمعدل منخفض للتحلل الحيوي، وبترك ما نسميه الأسباب الطبيعية (درجة الحرارة والأس الهيدروجيني بصورة رئيسة) جانبًا، دعنا نركز الآن على الأسباب الكيميائية، أي: وجود مواد في التدفق المغذي لعملية معالجة أو ناتج لعملية تمثيل غذائي في الكتلة الحيوية الموجودة. وشكل ١٠-٢ يبين السلوك النمطي تحت ظروف تثبيط.

والصيغ الحركية في عمليات التحول البيولوجي يمكن أن تؤسس على آليات حركية الإنزيمات التي تؤدي إلى صياغة ميتشيلز – مينتن (انظر الفصل الثاني أيضا). هذه الآليات الإنزيمية يمكن أن تمتد لتغطي ظروفا خاصة مثل تطفل المركبات المثبطة، والتي تتعارض مع الإنزيمات النشطة وتجعلها غير صالحة لتكوين المنتج المتوقع. هذه النماذج تأخذ تركيبًا محددًا بقدر ما يكون إنزيمًا ومادة ركيزة محددين هما المسئولان عن التفاعل. وفي التعامل مع وضع مشاركة نظم مواد ركيزة متعددة مع العديد من الأنواع البكتيرية، يكون المنهج المستخدم نموذجًا غير منظم وغير منعزل المكونات، أي أن جميع المكونات توضع في واحد، وتعامل جميع الخلايا على أنها نوع واحد. في هذه الأحوال، يتم إدخال القياسيات الممكن قياسها فقط إلى صياغات حسابات الحركية وتركيزات المادة الركيزة والكتلة الحيوية. وصياغة "مونود" تلخص تلك المفاهيم.



شـكل ١٠-٢ التحلل الحيوي للفينول، مظهرًا تثبيط المادة الركيزة (■) (Goudar *et al.* 2000)

وكثير جدًا، حتى المادة المثبطة لا يمكن أن يتم تمييزها من الباقي، ولهذا فإنه في تلك الحالة يستخدم مقياس إجمالي للتركيز، مثل الأكسجين الكيميائي الممتص (COD). وبأخذ ذلك في الاعتبار، دعنا نراجع بإيجاز المفاهيم الداخلة في وضع نماذج لتثبيط الإنزيمات.

١٠-٣-١ نماذج تثبيط الإنزيمات

ترتكز آلية حسابات حركية الإنزيمات على ارتباط المادة الركيزة بالإنزيم لإعطاء المنتج:

$$E + S \leftrightarrow S^* \rightarrow P + E \qquad (10.3)$$

هنا، تمثل E و S الإنزيم والمادة الركيزة، على التوالي. S^*، وهو مركب منشط و P المنتج. وحيث إن الخطوة الأخيرة تعتبر الخطوة المتحكمة أو الخطوة الأبطأ (تعرف ب k_2)، ينظر إلى ارتباط المادة الركيزة بالإنزيم على اعتبار أنها حالة توازن. وهذا التوازن يعرف k_1 (تفاعل مبكر – مقدم). والآلية التي تم وصفها تخرج صياغة ميتشيلز – منيتن لحسابات الحركية.

$$r_s = \frac{r_{s,max}\, S}{k_s + S} \qquad (10.4)$$

هنا، k_s عبارة عن ربط بين ثوابت الحسابات الحركية لكل من الخطوتين، $k_s = (k_{-1} + k_2)/k_1$، حيث إن الافتراض هو أن تحلل المركب المنشط هو عملية بطيئة، و k_2 صغيرة القيمة، ولهذا فإن k_s، تحدد تقريبًا التوازن أو معامل صلة الانجذاب. إن كفاءة إخراج منتج،

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

في الآلية التي تم وصفها في معادلة 10.3، قد يتم فقدها عندما تكون هناك مادة متضاربة تتداخل إما مع نفس الموقع المحدد و/ أو موقع مختلف، تمنع تحول المادة الركيزة في المنتج (تثبيط لا تنافسي) واحتمال آخر هو التفاعل المتبادل للمثبط مع المركب المنشط (تثبيط غير تنافسي) وهذه هي التي تشكل الأنواع الأساسية للتثبيط.

والإنزيمات عبارة عن جزئيات محفزة ومعقدة ومحددة، والتي تؤدي كافة التحولات البيولوجية وهذه الآليات للتفاعل نشأت من أزواج مقترنة ومحددة من المواد الركيزة والإنزيمات، في اعتبار واضعها، ومع ذلك فإنه في المعالجة البيولوجية، تتم التحولات بالخلايا حيث يكون هناك العديد من هذه التفاعلات تتم في تسلسل. والافتراض، حينئذ يكون أن هناك– بصورة مستقلة عن العديد من التفاعلات– خطوة واحدة هي التي تتحكم في كل عملية التحول. ولهذا تكون هذه الخطوة هي خلاصة الآليات، يبقى قائمًا.

١٠-١-٣-١ التثبيط التنافسي

في هذا الوضع الأول من التثبيط، يكون الافتراض هو أن هناك مثبط يلتصق بالإنزيم في نفس المكان مثل المادة الركيزة، كما مبين في خطوة B من المعادلة 10.5.

$$\begin{aligned} &(step\ A)\ E + S \leftrightarrow S^* \rightarrow P + E \\ &(step\ B)\ E + I \leftrightarrow I^* \end{aligned} \qquad (10.5)$$

والتفاعل (خطوة B) لا يؤدي إلى المنتج. وحيث إن المثبط (I) يحتل نفس المواقع مثل المادة الركيزة، تكون النتيجة صلة انجذاب معدلة، أي يكون النقص الظاهر في التفاعل المبكر للتوازن (خطوة A). وفي هذه الحالة تكون صيغة الحسابات الحركية:

$$r_s = \frac{r_{max}\, S}{k_s\left(1+\frac{I}{k_i}\right) + S} \qquad (10.6)$$

ويظهر مقياس جديد يدخل التثبيط إلى النموذج الإنزيمي، k_i فمثلاً صلة الانجذاب للمثبط وهو مرتبط عكسيًا مع قدرة التثبيط.

$$Inhibition = \alpha \frac{1}{k_i} \qquad (10.7)$$

١٠-١-٣-٢ التثبيط غير التنافسي

$$\begin{aligned} &(step\ A)\ E + S \leftrightarrow S^* \rightarrow P + E \\ &(step\ B)\ E + S \leftrightarrow S^* + I \leftrightarrow SI^* \end{aligned} \qquad (10.8)$$

$$(step\ C)\ E + I \leftrightarrow I^* + S \leftrightarrow IS^* \qquad (10.9)$$

كل من المركبات المنشطة S^* وIS^* لن يخرجا المنتج. والمثبط (I) لا يتنافس من أجل الموقع النشط، وفور التصاقه بأي مكون آخر على الإنزيم، يقوم بتغيير تركيبته ويمنع المنتج من أن يتكون. في هذه الحالة، حيث لا يوجد تنافس بين المادة الركيزة والمثبط على المواقع النشطة، لا تتعدل صلة إنجذاب المادة الركيزة، ونتيجة لذلك تبقى k_s ثابتة، ومع ذلك ينقص r_{max} في وجود I. ويمكن وصف صيغة حسابات الحركية كما يلي:

$$r_s = \frac{r_{max}\, S}{\left(k_s + S\right)\left(1+\frac{I}{k_i}\right)} \qquad (10.10)$$

هناك عدد من الحالات تقع ضمن هذه الفئة. وتأثير المعادن على عملية إزالة النيترة، كما أفاد Gumaelis *et al.*(1996) تسلك معادلة تثبيط غير تنافسي، حيث تمثل K_i التركيز الناتج في ٥٠% من التثبيط الذي ينشأ في ١٢ مجم/ ل، في حالة الكادميوم. وهذا النموذج يسري أيضًا في الحالة التي أفاد عنها Carvalho *et al.*(2001) والمتعلقة بالمواد المخفضة للتوتر السطحي "Surfactants" غير الأيونية، بعملية الحمأة المنشطة.

وتقع العديد من المركبات السامة المعروفة والتي تقنن بواسطة وكالة حماية البيئة بالولايات المتحدة RCRA-USEPA تحت فئة المثبطات غير التنافسية (Bitton, ٢٠٠٥).

١٠-١-٣-٣ التثبيط اللاتنافسي

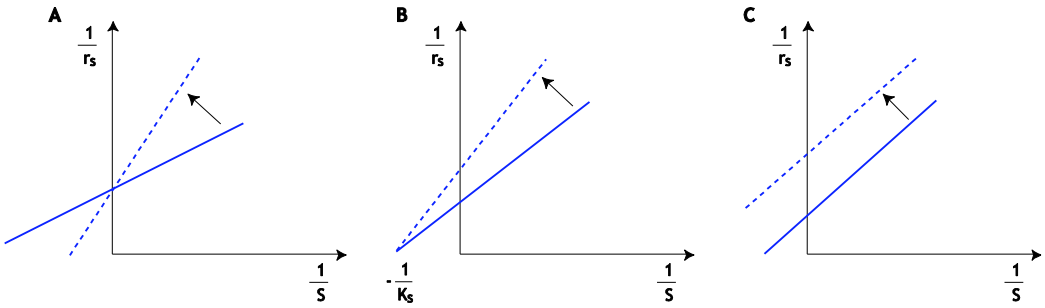
$$\begin{aligned} &(step\ A)\ E + S \leftrightarrow S^* \rightarrow P + E \\ &(step\ B)\ E + S \leftrightarrow S^* + I \leftrightarrow SI^* \end{aligned}$$

يلتصق المثبط بالمركب النشط المتكون بواسطة المادة الركيزة، حاجبًا تكوين المنتج، ويتم تعديل كل من القياسين بوجود المثبط، وينقص k_s وr_{max}. وتأخذ صيغة حسابات الحركية الشكل التالي:

$$r_s = \frac{r_{max}\, S}{k_s + S\left(1+\frac{I}{k_i}\right)} \qquad (10.11)$$

هذه الآليات ومعادلات حساباتها الحركية تمثل الأشكال التقليدية للتثبيط. وهناك تمثيل لهذه الأوضاع التقليدية بواسطة لينيويفر – بارك في شكل ١٠-٣.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



شكل ١٠-٣ النماذج التقليدية للتثبيط: تنافسي (A) غير تنافسي (B) لا تنافسي (C)، وتبين الأسهم الاتجاه الذي فيه حالة التثبيط

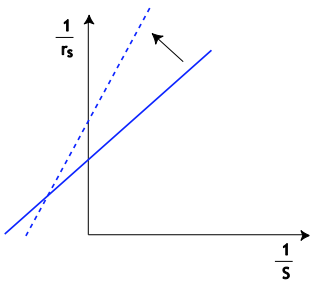
ومن الأشكال البيانية الأخرى المعروفة هانس (S/r_s vs. S)، وإيادي هوفستي (r_s/S vs. r_s)، ومن هذه الأشكال الأخرى يمكن تقدير نفس المعلومات.

ويوجد حالة التثبيط المختلط، وفيها، تشترك خواص المثبطات التنافسية والغير تنافسية. في هذه الحالة، كل من القياسين يتغيران، فينقص r_{max} ويزيد K، بينما تنقص صلة الانجذاب الكلية. وهذا النموذج يكتب كالآتي:

$$r_s = \frac{r_{max}\, S}{k_s\left(1+\frac{I}{k_i}\right) + S\left(1+\frac{I}{k_i'}\right)} \qquad (10.12)$$

وشكل بياني لهذه الحالة باستخدام لينيويفر – بارك مبين في شكل ١٠-٤. وانظر أيضا جدول ١٠-٢ لملخص لتلك النماذج.

وفي حالة k_i، كونها مساوية k_i'، عندئذ تصبح معادلة 10.12 النموذج اللا تنافسي، معادلة 10.10 (Dixon and Webb 1964).



شكل ١٠-٤ نموذج التثبيط المختلط

جدول ١٠-٢ موجز نماذج التثبيط

نوع التثبيط	r_{max}	k_s
تنافسي	No effect	Increases
غير تنافسي	Decreases	No effect
لا تنافسي	Decreases	Decreases
مختلط	Decreases	Increases

١٠-٣-٢ ثابت التثبيط

باستخدام عكس المتغيرات الرئيسة، وفقًا للينيويفر – بارك، يمكن حساب ثابت التثبيط باستخدام التقاطعات من الرسم الموافق للعملية الحسابية، في وجود المثبط. وجدول ١٠-٣ يلخص التقاطعات للرسوم البيانية.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

جدول ١٠-٣ التقاطعات لرسوم لينويفر – بارك البيانية مع المثبط

النوع	الأجزاء الواقعة على المحور الرأسي	الأجزاء الواقعة على المحور الأفقي
تنافسي	$\frac{1}{r_{max}}$	$\frac{1}{k_s\left(1+\frac{I}{k_i}\right)}$
غير تنافسي	$\frac{\left(1+\frac{I}{k_i}\right)}{r_{max}}$	$\frac{1}{k_s}$
لا تنافسي	$\frac{\left(1+\frac{I}{k_i}\right)}{r_{max}}$	$\frac{\left(1+\frac{I}{k_i}\right)}{k_s}$
مختلط	$\frac{\left(1+\frac{I}{k_i'}\right)}{r_{max}}$	$\frac{\left(1+\frac{I}{k_i'}\right)}{k_s\left(1+\frac{I}{k_i}\right)}$

ويمكن تصور إجراءات رسم بياني مختلفة لتقدير قياس التثبيط K_i باستخدام الرسم البياني لينيويفر – بارك ورسم خاص ثانوي، اعتمادًا على نوع نموذج التثبيط المستخدم.

١) خطوة ١. قم بإجراء التجربة المعملية للتحلل عند تركيزات مختلفة للمادة الركيزة، محافظًا في نفس الوقت على تركيز المثبط.

٢) خطوة ٢. قم بتسجيل ذلك على رسم لينيويفر – بارك ($1/r_s$ vs.$1/S$) لقيمة كل تركيز للمثبط.

٣) خطوة ٣. يمثل كل تقاطع رأسي لكل تركيز I يمثل I/r_{max} الظاهري أيضا. قم بتسجيل الميل لكل تركيز I.

٤) خطوة ٤أ. لكل نموذج تثبيط تنافسي، ارسم الميل مقابل I، تركيز المثبط. والجزء البيني مع محور I هو K_i'.

٥) خطوة ٤ب. لكل نموذج تثبيط غير تنافسي، ارسم عكس r_{max} الظاهري مقابل تركيز المثبط، I. مرة أخرى، يمثل التقاطع مع محور –I، k_i.

وبصورة عامة، فيما يختص بنموذج التثبيط المختلط/ تنقص r_{max} وتزيد k_s، لهذا يستخدم إجراء رسم بياني خاص يسمى ديكسون Dixon Plot. وفي هذه الحالة تُجري التجارب المعملية للتحلل حيث يقاس r_s عند تركيزات مختلفة للمثبط، مع الحفاظ في نفس الوقت على تركيز المادة الركيزة ,S. ويتم تكرار كل شيء عند تركيز S مختلف.

ويتم رسم عكس r_s مقابل I لكل تركيزات S، وتقاطع الخطين الناتجين k_i، عندما تسقط على محو I (Dixon and Webb, 1964).

١٠-٣-٣ تثبيط المادة الركيزة

يعتبر النموذج المبين في شكل ١٠-٢ خاصية لتثبيط المادة الركيزة. ويمكن استخدام سلسلة من التفاعلات الإنزيمية كآلية للتفاعل.

$$\begin{aligned}&(step\ A)\ E + S \leftrightarrow S^* \rightarrow P + E\\&(step\ B)\ E + S \leftrightarrow S^* + S \leftrightarrow S_2^*\end{aligned} \qquad (10.13)$$

في هذه الحالة لا ينتج المركب (S_2^*) المنتج (P). ويمكن رؤية ذلك كحالة خاصة للتثبيط اللاتنافسي، حيث توقف نفس المادة الركيزة نشاط الإنزيم. ويكتب النموذج الحركي الآتي

$$r_s = \frac{r_{max}\,S}{k_s + S + \frac{S^2}{k_i}} \qquad (10.14)$$

وهذه تسمى معادلة Andrews، وكما ذكر، إنها يمكن أن تستنبط من حالة خاصة للمعادلة 10.11 والمعادلة لها خواص معينة، على سبيل المثال، الحد الأقصى للمعدل يمكن إيجاده عند قيمة مادة ركيزة (S_{crit}) بواسطة:

$$S_{crit} = (k_s k_i)^{\frac{1}{2}} \qquad (10.15)$$

وهناك العديد من الأمثلة والتطبيقات عند التعامل مع المواد الركيزة المفردة. وأحد الأمثلة الشائعة لها هي التحلل الحيوي للفينول، كما ذكر Goudar *et al.*(2000) حيث μ_{max}= 0.251 h^{-1}، k_s= 0.011 g/l، وk_i= 0.348 g/l (شكل ١٠-٢).

١٠-٣-٤ تثبيط المنتج

هناك مثال تقليدي لتثبيط المنتج تم تقديمه بواسطة Aiba وشركاء له في العمل والذي وصف تثبيط الكحول في التخمر الكحولي للجولوكوز. وبإتباع النتائج المبينة في رسم لينيويفر – بارك، قاموا بوصف دور الكحول كمثبط غير تنافسي حيث نقصت r_{max} بينما بقي k_s بلا تغيير، في وجود تركيزات إيثانول أعلى. وكانت الصيغة التي قدمها المؤلفان هي:

$$r_s = \frac{r_{max}\,S}{(k_s + S)\left(1+\frac{P}{k_p}\right)} \qquad (10.16)$$

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

وهذه تمثل نوع من التثبيط غير التنافسي.

وفي حالة المعالجة اللاهوائية، أفاد Fukusaki *et al.*(1990) عن تثبيط بمنتجات وسيطة لتخمر البروبيونات إلى ميثان. وكانت المثبطات هي الأسيتات والهيدروجين. وقد وصفوا تأثير كلا المثبطين بنفس النموذج.

$$r_s = \frac{r_{max}}{1 + \left(\frac{P}{k_p}\right)^n} \quad (10.17)$$

واعتمادًا على أي المثبطين تم توصيفه، اختلفت قيم القياسيات الثلاثة (n، وr_{max}، وk_p) وفقًا لذلك. وهذه المعادلة تمثل وضعًا آخر للتثبيط غير التنافسي.

والتثبيط يمكن أيضًا معاملته كمادة ركيزة تحدث تأثيرًا مثبطًا على إنتاج الميثان، ويوصف ذلك بمعادلة آندريوس (معادلة 10.14) حيث تمثل s تركيز البروبينات غير المتفككة. وتحول البروبينات لأسيتات وهيدروجين يمكن كتابته:

$$C_3H_6O_2 + 2H_2O \rightarrow C_2H_4O_2 + CO_2 + 3H_2 \quad (10.18)$$

وفي النهاية، في كل هذا الجزء نرى أن الافتراضات الرئيسة المستنبطة لحسابات حركية الإنزيمات يمكن أن تنتقل مباشرة إلى حسابات حركية المواد الركيزة، كما يوجد عادة في نظم معالجة مياه الصرف الصحي أي: يمكن التعبير عن تركيز المادة الركيزة ب COD أو BOD_5.

١٠-٣-٥ صيغ حسابات حركية أخرى

على مدى السنين، تم وضع صيغ حسابات حركية أخرى لتوصيف التحلل الحيوي في نظم المعالجة. بعض من هذه الصيغ تنحرف إلى حد ما بعيدًا عن الصياغة المقدمة في الجزء السابق.
وتمت الإفادة عن سلسلة من صيغ حسابات حركية في أماكن أخرى (Rios, 2005) والتي يمكن تبنيها للتعبير عن التثبيط مثل Contois ، وهي معادلة Grau معدلة، و Siber-Eckenfelder:

$$Contois: r_s = \frac{r_{max}\, S}{\alpha X + S} \quad (10.19)$$

حيث α تتناسب طرديًا مع التثبيط.

$$Grau: r_s = r_{max}\left(\frac{S}{S_0}\right)^n \quad (10.20)$$

حيث $1 < n$

$$Siber\text{-}Eckenfelder: r_s = r_{max}\left(\frac{S}{S_0} - y\right) \quad (10.21)$$

حيث y جزء غير قابل للتحلل الحيوي للمادة الركيزة الواردة إلى النظام. وكلما زاد y فهذا يعني أن المادة الركيزة سوف تكون أقل قابلية للتحلل، وبالتالي، سيكون على الأرجح r_{max} أصغر في القيمة.

١٠-٣-٦ الأسباب الفيزيائية للتثبيط

أهم الاختلافات المنتشرة في عملية ما، إلى جانب التركيز، هما الأس الهيدروجيني pH ودرجة الحرارة للوسط. وهذان الاختلافان يمكن أن يؤديا إلى ظروف تثبيط قاسية حيث إن كل النظم (التحلل الحيوي) الحية تكون محدودة في مجالات أدائها. والتفاعلات الكيميائية بصورة عامة يمكن أن تدعم أو حتى تحتاج اختلافات كبيرة في درجة الحرارة والضغط لكي تستمر في معدلٍ معقول أو تحقق إتمام العملية. والتحلل الحيوي، على العكس، يمكنه– في أقصى الحالات– تحمل ١٢ درجة فوق أو تحت حرارة الجسم الطبيعية على سبيل المثال، قبل أن يصبح غير منشطًا وتتحلل المواد الركيزة المشاركة فيه، على سبيل المثال الإنزيمات، تكون مسئولة غالبًا عن التحولات البيولوجية.

ويمكن قول نفس الشيء فيما يخص الأس الهيدروجيني. فالجزئيات العضوية المعقدة المشاركة في جميع العمليات البيولوجية تتفاعل وفقًا للأس الهيدروجيني (pH) الخاص بالوسط الذي تتم فيه، وتتغير من تشكيل العناصر أو الاستقطابية، وبالتالي، تعديل قدراتها على أداء مهامها.

وتوقف النشاط الذي يتبع أحد هذه الاختلافات وتجاوز الحدود قد يكون عكسيًا (ذا اتجاهين) على سبيل المثال بالنسبة للجزئيات البيولوجية، إذا انعكس الوضع في الزمن، مع ذلك، عند التعامل مع التجمع الميكروبي، وإذا طال زمن التغير، فقد يمكننا الحث على تغير في التركيب الخاص بهذا التجمع مما يؤدي إلى كفاءة مختلفة. وفي هذه الناحية، يمكننا التعرف على الكائنات الحية الباردة (تحت ٢٠°م) والوسط (تنمو بين ٢٠ – ٤٥°م) والحارة (فوق ٤٥°) القادرة على التطور في درجات حرارة مختلفة.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

وعلينا أن نعرف أن تأثير هذه القياسات (T , pH) أو غيرها على النشاط الميكروبي يكون غير رتيب بطبيعته. هذا يعني أن هناك قيمًا لهذه القياسات عندما يكون النشاط في وضعه الأمثل. وخارج هذه القيم، لا يكون النظام في أفضل أحواله، وبه تثبيط.

١٠-٣-٦-١ درجة الحرارة

كما في أي من التفاعلات الكيميائية، يزيد معدل التفاعل مع زيادة درجة الحرارة، وذلك طبقًا لمفهوم طاقة التفعيل. والتفاعلات الحيوية ليست مستثناه من ذلك، ولهذا فإن صياغة أرهينيوس Arrhenius يمكن تطبيقها ويكون ثابت المعدل مصاغًا كالآتي:

$$k = Ae^{-Ea/RT} \qquad (10.22)$$

حيث

E_a	طاقة التفعيل (التنشيط)
R	ثابت قانون الغاز
A	عامل التكرار (التردد)
T	درجة الحرارة المطلقة

وهناك معادلة مأخوذة من هذه ومعروفة جيدًا في معالجة مياه الصرف الصحي وتشيع كتابتها كما يلي

$$k_T = k_{T_O}\theta^{(T-T_O)} \qquad (10.23)$$

حيث

θ	ثابت (عادة، ١,٠٤-١,٠٩)
T_o	درجة الحرارة المرجعية

ومعادلة 10.22 أو 10.23 تصف الجزء الرتيب للعملية. كلما زادت الحرارة، كذلك يفعل ثابت المعدل، وهذا لا يمكن أن يستمر بلا توقف. فبسرعة يتم الوصول لحد أقصى وبعد هذه النقطة، يهبط ثابت المعدل وتصبح المعادلات السابقة غير سارية.

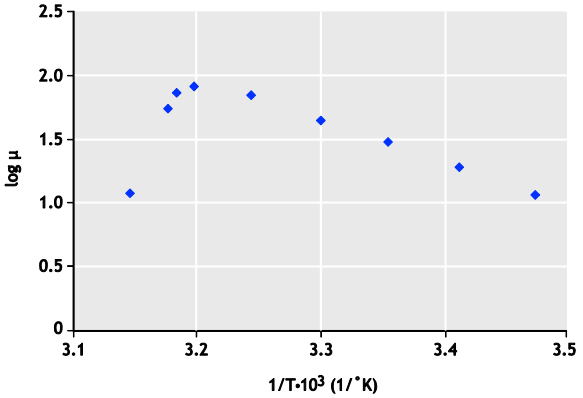
ويشير ((Bailey and Ollis (1986 إلى صيغة تربط نظرية حالة التحول مع التوازن بين الإنزيم النشط وغير النشط الموجود في النظام، مؤديًا إلى معادلة مماثلة للتالية:

$$r_{max} = \frac{\beta\, Te^{-E/RT}}{1 + e^{\Delta S/R}e^{-\Delta H/RT}} \qquad (10.24)$$

حيث

β	ثابت
T	درجة الحرارة المطلقة
ΔS	الطاقة غير المستفادة لإزالة النشاط
ΔH	المحتوى الحراري لإزالة النشاط

والرسم البياني النمطي لأرهينيوس يضع (ثابت المعدل) مقابل 1\T، ويمكن استخدامه لتوصيف مدى الاعتماد على درجة الحرارة، وهناك تقريب لميل المنحنى عند درجة الحرارة المنخفضة هو E/R وعند الحرارة العالية يكون تقريب الميل هو .(ΔH – E)/R.



شكل ١٠-٥ تأثير درجة الحرارة على معدل نمو بكتيريا القولون (Bailey and Ollis, 1986)

وحيث إن نظم المعالجة تقع في مجال درجة الحرارة المعتدلة، فإن درجات الحرارة الحدية (الواقعة في حد العملية) لا يتم عادة الوصول لها. لهذا، فإن التغير الوحيد ذو الاهمية يكون عادة المجال الخطي لرسم Arrhenius، مميزًا بالميل E/R-، حيث تزيد الحرارة. وقبل أن يفشل النظام أو إذا حفظت العملية لمدة طويلة كافية، فإن التعداد يمكن أن يتغير إلى مجموعة أكثر تكيفًا، حيث إن الثلاثة أنواع الرئيسة للكتلة الحيوية المذكورة آنفًا تتداخل عند كل من النهايتين مع المجال الوسط (mesophilic).

١٠-٣-٦-٢ الأس الهيدروجيني (pH)

يغير المحتوى الحمضي للوسط الذي تتم فيه العمليات الجزئيات الحيوية، وبالتالي نشاط الكائنات الدقيقة والمجال المثالي لعملية الحمأة المنشطة هو pH من ٧ إلى ٧,٥، وخارج هذا المجال يتناقص النشاط البيولوجي تقريبًا بنفس الأسلوب كما في تغيرات درجة الحرارة، بصورة أكثر أو أقل.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

وبعض الكائنات تكون أكثر عرضة من غيرها للتغيرات في pH، على سبيل المثال، يعرف عن الكائنات المسببة للنيترة أنها في هذه الفئة. وأحد أمثلة المعالجات الضرورية التي تتم من أجل تحقيق ظروف النمو قرب المثالية يُرى في المعادلة 10.26 المستخدمة في الدراسة الشاملة على النيترة بواسطة وكالة الحماية البيئية بالولايات المتحدة (EPA 1973) صالحة لأجل pH < ٧,٢

$$\mu_N = \mu_{N\,max}[1 - 0.833(7.2 - pH)] \qquad (10.25)$$

وحيث إن الاتجاه في المعالجة، عندما تحدث النيترة، هو النقص في pH، فهناك احتياج أقل لفحص الجانب الأساسي لمجال pH. ومع ذلك، استخدم ((٢٠٠١) Ko *et al.*) نموذجًا لنوع غير تنافسي لوصف التثبيط بواسطة مستوى pH في نظام الحمأة المنشطة بالنسبة للمجالات الحمضية وكذلك القاعدية للأس الهيدروجيني (pH). ونموذجهما موصوف في المعادلة 10.26.

$$\mu_N = \frac{\mu_{N\,\max}}{1 + \frac{I}{k_i}} \qquad (10.26)$$

وتركيز المثبط I هو تركيز سمية زائفة، يعرف كالآتي:

$$I = (pH_{th} - pH)^2 \qquad (10.27)$$

وأول المتغيرات (pH_{th}) يمثل حافة مقياس pH ويثبت عند ٦,٧٧ للمجال الحمضي و ٧,٨٠ للمجال القاعدي. ولا يوجد تثبيط في هذا المجال لقيم pH. ولقد وجد المؤلفون أن k_i = ٠,٧٤٨ في المجال الحمضي وK_i = ١,١٩٤ في المجال القاعدي. ولقيم k_i = نفس التفسير كما تم من قبل، كلما قل k_i، كلما كان التثبيط أعلى.

١٠-٤ التعامل مع السمية

رأينا في الأجزاء السابقة وجود وسط سام، من خلال التأثيرات على نشاط الكتلة الحيوية. وتركز بعض الدراسات على نماذج التثبيط، بينما تركز الأخرى على تأثيرات مركبات محددة. ومعظم دراسات التثبيط تتم بمركبات فردية، وربما نسأل: ماذا يحدث إذا وصلت مياه الصرف الصحي التقليدية، وبها عشرات من هذه المركبات، إلى منشآت المعالجة البلدية؟ وفي معظم الوقت، لا يكون ممكنًا حتى معرفة أي نوع من السموم يصل محطات المعالجة. خاصة في المحطات البلدية. هذا الوضع يظهر عندما يكون الاكتشاف المبكر ذا أهمية. عندئذ يكون اختبار السمية مجال تطور هام (للاطلاع على تصور أوسع لهذا الموضوع، انظر (Bitton, 2005)).

وبإتباع طريقة معدلة لـ OECD209، أجرى (Volskay and Grady (1988) فحصًا يختص بالسمية الموجودة في نظام الحمأة المنشطة لبعض من الملوثات ذات الأولوية، أي تلك التي تشكل مخاطرة عالية على السكان. وجد المؤلفان أن العديد من المركبات بينت تركيزات CE_{50} محسوبة أعلى من التركيزات التي توجد عادة في نظم المعالجة، وأوضحوا أن التأثير الارتباطي لم يوضع في الاعتبار، حيث إن اختبارات التثبيط كانت قد تمت على كل مركب منفردًا.

وعندما تكون تركيزات الملوثات السامة في نظم المعالجة أقل من EC_{50} الخاصة بها، فإن هذا يعني أن النظام يواجه على الأكثر ٥٠% تثبيط أو أي نسبة كانت من التثبيط تمثل التركيز الحقيقي. والذي يعد في حد ذاته مشكلة.

وحتى الآن، ركز هذا الفصل على تأثيرات السمية على الأحياء الدقيقة المشاركة في المعالجة البيولوجية لمياه الصرف الصحي، وعلى كل حال، فإن وجود السمية يعرقل أي معالجة فعالة، وبهذا فإن تصرف المياه الخارجة قد يحوي تركيزًا أعلى من هذه المركبات والمواد السامة الأخرى الموجودة في مياه الصرف الصحي، مسببًا تأثيرًا أعلى على البيئة المتلقية لهذا التصرف، مع زيادة في سمية المياه الخارجة. وحيث إنه لا تزال هناك تأثيرات غير معروفة عند هذه التركيزات (المنخفضة) عند التعرض للجنس البشري والكائنات الحية بصورة عامة، فيجب أن يسود منهج أكثر حذرًا، وهذا يشجع على الاهتمام باستراتيجيات وقائية، لا تسمح حتى بدخول هذه المواد إلى عملية المعالجة نفسها، في المقام الأول.

وتقييم خفض السمية (TRE) لوكالة الحماية البيئية (EPA, 1999) يعد واحدًا من هذه المناهج، وهو مصمم من أجل المياه الخارجة لمحطات المعالجة البلدية، آخذًا طريقه صاعدًا حتى الوصول إلى حيث يتم تحديد مصدر المادة السامة. وهذا دائمًا ما يعتبر مهمة مكلفة حيث إنه يحتاج إلى العديد من اختبارات الفحص والتي يمكن في النهاية أن ينتج عنها تعديلات على محطة التنقية لا يمكن تجنبها في العديد من الأحوال، وأهداف TRE هي:

- تقييم تشغيل وأداء محطات معالجة مياه الصرف الصحي البلدية لتحديد وتصحيح أوجه النقص في المعالجة والتي تساهم في

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

سمية المياه الخارجة (مثل مشاكل التشغيل، الإضافات الكيماوية أو المعالجة غير التامة).

- تحديد المركبات المسببة لسمية المياه الخارجة
- تتبع المواد السامة في المياه الخارجة و/ أو السمية، حتى مصادرها (سواء الصناعية أو التجارية أو المنزلية).
- تقييم واختيار وتنفيذ طرق خفض السمية أو تقنياتها، للتحكم في سمية المياه الخارجة (في المحطة أو في البدائل المتاحة للتحكم في المعالجة الأولية).

وبعد أن يتم تحديد إما المادة (المواد) السامة أو مصادر السمية، يمكن تصميم وتنفيذ الإجراءات الوقائية أو المعالجة الأولية أو نظام المعالجة، لحماية عملية المعالجة ذاتها أو لتلافي السمية ودخولها إلى المياه التي تتلقى المياه الخارجة.

وينصح بمنهج "الإنتاج النظيف" في هذه الحالات، حتى يمكن تجنب أو التقليل من المركبات السامة لأدنى حد في دخولها إلى نظم الصرف الصحي البلدية. وهذا إجراء إجباري في الدول المتقدمة بالنسبة للأنشطة الصناعية، خاصة حيث يؤدي اتحاد النواتج الكيميائية إلى إخراج تركيب متشابك من مياه صرف صحي مركزة. ومفاهيم مثل استبدال المواد بغيرها أو فصل التدفق من بعضه أو إعادة تدوير التدفق أو تقليل المياه للحد الأدنى، يجب إدخالها ضمن ممارسات التشغيل العادية، فكل هذه الإجراءات تؤدي إلى تقليل المشاكل لأدنى حد لها وتوفر المال على المدى الطويل. وهناك موجز عن منع التلوث الصناعي قدمه (Eckenfelder (2000)) والذي اقترح إضافة مانع (معالجة) لكل نوع مختلف من الملوثات الموجودة لتصميم نظام قوي جدًا.

وباستخدام محاكاة معانة بالحاسب الآلي، قام (Ko *et al.* (2002)) بمقارنة استراتيجيات معالجة أولية معينة مثل تخزين المياه الداخلة ثم إعادة إدخالها، التغذية التدريجية، إعادة التدوير السريعة للحمأة وتخزين الحمأة. وكانت المقارنة على أساس أي الاستراتيجيات يمكن أن تتوافق مع تحقيق أدنى حد من حمل الملوثات في صورة BOD_5 أو النيتروجين المنصرفين من عملية المعالجة ؟ وباستخدام نماذج تثبيط غير تنافسي للمركب السام كما طبق في حالتي الكائنات عضوية التغذية والكائنات المنترتة، كانت نتائج عملهم هي أن تخزين المياه الداخلة ثم إعادة إدخالها أعطى أداءًا أفضل لعملية المعالجة عندما تكون المياه الداخلة بها مواد سامة. وهذا يعني أن طريقة ما للاكتشاف المبكر يجب أن تكون في مكانها ليمكن إرسال تصرف المياه الداخلة إلى منشآت التخزين، ثم فيما بعد تتم تغذيته مرة أخرى لعملية المعالجة، في معدلات سبق تحديدها. وهذا المعدل لإعادة إدخال التدفق يجب أن يؤسس أيضًا على اختبارات التثبيط من أجل ضمان أداء جيد، ويكون القياس الرئيس هو النسبة المئوية للتدفق المخزون بالنسبة لتدفق المياه الداخلة الرئيس.

وقدر قليل من الوقاية يكون– بالطبع– أفضل من الإجراءات العلاجية المذكورة. فإن كانت محطة المعالجة مصممة لتؤدي تحت أي ظروف، فهذا يعني أنها منشأة عالية التكلفة. ومثاليًا، يجب تجنب أي صدمات أو زيادات، مثل BOD معتادة أو مسممة، ومع ذلك، ففي الأوضاع الواقعية يكون هذا غير ممكن، فالحوادث واردة ولهذا، كإجراء وقائي، يجب أن تهدف المعالجة لأن تكون قوية بصورة كافية.

١٠–٤–١ قياسات الأداء تحت ظروف التثبيط

فيما يلي، يتم تقديم بعض دراسات الحالة، يتم فيها الكشف عن ظروف التثبيط، ليس خلال تحليل المياه الداخلة، ولكن من خلال قيم للقياسات الأساسية للتحلل الحيوي. أيضًا، يستخدم العديد من استراتيجيات المعالجة لتتوافق مع ظروف التثبيط في مفاعل الحمأة المنشطة. بصورة عامة، يتم بيان وضعين متضادين، واحد بخواص أكثر والآخر بخواص أقل للتثبيط. وكلاهما، ظاهريًا، في وضع مستقر للتشغيل فيما يختص بأداء المعالجة، ومع ذلك، وبنظرة أكثر تفصيلاً، تعطي الاختلافات التي يتم ملاحظتها نظرة سريعة إلى النتائج المترتبة على وجود التثبيط، برغم وجود وضع ظاهري طبيعي.

١٠–٤–١–١ دراسة حالة ١٠–١ معالجة مياه الصرف الصحي في تصنيع الكيماويات

يعرض مثال فيه مفاعلين للحمأة المنشطة على مستوى المعمل يتم تشغيلهما بالتوازي وتغذيتهما بمادة ركيزة اصطناعية، واحد من المفاعلين محمل بمثبط معروف ٢، ٤ ثنائي كلورو الفينول (DCP) عند ٧٨ مجم/ ل من المياه الداخلة (Garcia, 1985). وكلا المفاعلين تم تشغيلهما عند عدد من الأحمال العضوية، على أساس إجمالي الكربون العضوي (TOC). والتحميل العضوي (FM) عند d^{-1} ٠,٣٢ يستخدم للمقارنة. وحتى يتم إمتزاز DCP، تم إضافة كربون منشط مسحوق (PAC) إلى هذا المفاعل بجرعة ٥٠ مجم/ ل على أساس معدل تغذية المفاعل. وفي الحالة المستقرة، كانت تركيزات المثبط ٠,٨ مجم/ ل وأقل من ٠,٠١ مجم/ ل. ووجد التركيز الأقل في المفاعل الذي أضيف إليه الكربون. والقيم الأخرى المتغايرة مبينة في جدول ١٠–٤ مع قيم المادة الركيزة ولذلك فالقيم المحددة للقياسيات

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

جدول ١٠-٤ معاملات حسابات العلاقات بين العناصر الكيميائية في وجود ٢، ٤ ثنائي الكلوروفينول

	التحميل العضوي FM (d^{-1})	معدل التحلل r_s (d^{-1})	X (mgVSS/l)	SOUR (d^{-1})	a ($mgO_2/mgTOC$)	إجمالي كربون عضوي/ مادة صلبة عالقة Y_x (mg SS/mgTOC)	إجمالي كربون عضوي Y'_x ($mgO_2/mgTOC$)
بدون كربون منشط مسحوق	0.32	0.29	1,700	0.31	0.80	0.72	1.20
مع كربون منشط مسحوق	0.32	0.31	2,311	0.26	0.70	0.94	1.25

تكون مؤسسة على TOC. وفي هذا النمط، لن يضيف مجموع معامل التنفس ومعامل الناتج في صورة أكسجين إلى الوحدة.

و٢، ٤ ثنائي الكلوروفينول مثبط معروف وتم تغذيته عند تركيز لم يكن فيه التثبيط قصير المدة ظاهرًا: ٧٩ جم/ ل في الجرعة المغذاة. وهذا التركيز تم تقريره بعد عمل اختبارات تنفس عديدة عند تركيزات مختلفة مع كتلة حيوية غير مؤقلمة. وكان المعيار المستخدم هو اختيار تركيز مثل ذلك الذي لم يلاحظ عنده تأثيرات سمية. وحيث إن الكتلة الحيوية لمفاعل كان لها مدة طويلة كافية للتأقلم، فإن هذا التكيف استخدم كعامل أمان. والبيانات، بعد الوصول إلى الحالة المستقرة، مبينة في جدول ١٠-٤.

وCDP معروف كعامل غير مقرن في الفسفرة التأكسدية، وبالتالي فالنتائج تتسق مع هذه الحالة، أي: ناتج كتلة حيوية منخفض ومعامل تنفس أعلى في المفاعل الذي لم يتم فيه حبس CDP بواسطة الكربون المنشط ويفترض أنه في جميع الأوقات يكون المفاعل الذي به CDP في حالة تثبيط أقل، نتيجة لإمتزاز CDP. ويفيد (Eckenfelder (2000)) عن علاقة عكسية بين جرعة الكربون والسمية، باستخدام اختبارات معملية على المياه الخارجة لعملية باكت PACT©. فكلما زادت جرعة الكربون، كلما قلت السمية التي في المياه الخارجة. والتجربة الموصوفة هنا تناسب عملية PACT©. وبتحليل المعلومات يلاحظ أن معدل التحلل الحيوي المحدد r_s يكون أعلى قليلاً في المفاعل الذي به كربون منشط نتيجة لظروف التثبيط الأقل، وتُظهر القياسات الخاصة بحسابات علاقات عناصر التفاعل هذا التأثير بصورة واضحة.

ووجود المادة المثبطة، بالرغم من كونها بنسبة قليلة مقارنةً بالمادة الركيزة الأساسية، تم كشفها بالتغير في قيم "a" و "Y_x" وأيضًا بمعدل التحلل الحيوي، بالرغم من كون ذلك بنسبة مئوية أقل من التغير. والمادة الركيزة ككل مثلت نسبة ١,٩ مجم COD/ مجم TOC. وباستخدام هذه النسبة على القيم المذكورة في جدول ١٠-٤، يمكن تعديل كل من a و Y_H من خلال ضبط الوحدات الأساسية، هنا، يتم تعديل العلاقة [$a + Y_H'$] وفقًا لذلك.

المفاعل بدون PAC

$a = 0.80/1.9 = 0.42\ mgO_2/mg\ COD$
$Y_H' = 1.20/1.9 = 0.63\ mgO_2/mgCOD$
$a + Y_H' = 1.05$

المفاعل مع PAC

$a = 0.70/1.9 = 0.37\ mgO_2/mgCOD$
$Y_H' = 1.25/1.9 = 0.66\ mgO_2/mgCOD$
$a + Y_H' = 1.03$

ولو وضعنا في الاعتبار أن هذه البيانات عبارة عن قيم تجريبية، يكون تقريبها نوعًا من الدقة المعقولة. في المفاعل بدون كربون منشط، تختلف بيولوجيًا كل المادة الركيزة تقريبًا، متضمنة DCP، والذي كان تركيزه في المياه الخارجة في حدود ١ مجم/ ل. وكان تركيز DCP في المفاعل الذي به كربون منشط مسحوق كان أقل من ٠,٠١ مجم/ ل. ويمكن أن يرجع هذا التركيز المنخفض إلى إمتزازه بالكربون المنشط بالإضافة إلى التحلل الحيوي. ولم يوجد دليل على إمتزاز DCP بالكتلة الحيوية.

١٠-٤-١-٢ دراسة حالة ١٠-٢ معالجة مياه الصرف الصحي في صناعة النسيج

وضعٌ آخر تم وصفه بواسطة (Alva-Urdanivia (1996))، حيث تم أخذ الماء بعد امتصاصه لثاني ميثيل الفورماميد (DMF, C_3H_7NO) من عملية غسيل للغاز في عملية تصنيع نسيج

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

جدول ١٠–٥ تأثير المادة الركيزة المشاركة على معاملات حسابات علاقات العناصر الكيميائية

	FM (d^{-1})	X (mgVSS/l)	a (mgO_2/mgCOD)	Y_H (mgVSS/mgCOD)	Y_H' (mgO_2/mgCOD)
M1	0.33	3,782	0.31	0.50	0.71
M2	0.31	2,847	0.54	0.33	0.47

أكليرك، تم بعدها تغذيته في عملية حيوية (مرشح تنقيط) للمعالجة، وكان من الصعب أن يتم تثبيتها.

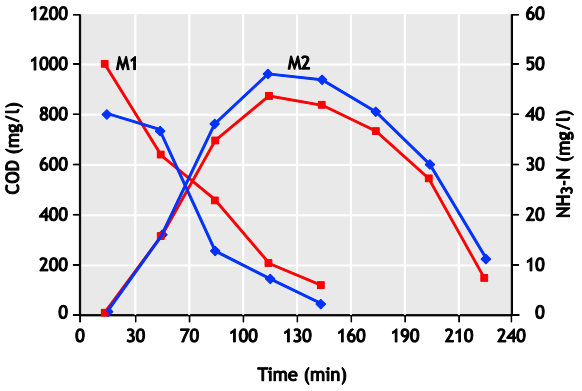
و تم فحص المعالجة البيولوجية باستخدام DMF كمادة ركيزة وحيدة باستخدام كائنات دقيقة مختارة ومؤقلمة. ولوحظت كفاءات إزالة جيدة في نظم دفعات، على مدى تجربة ٧ أيام. وقد نتج عن جهود أخرى مع النظم المستمرة المفتوحة كفاءات معالجة منخفضة.

وتمت محاولة منهج مختلف، عبارة عن معالجة مشتركة تستخدم مياه خارجة منزلية مركبة (أي مصطنعة) كمادة ركيزة مشاركة مع DMF في مفاعل هوائي يغذي على دفعات. وتمت نمذجة مياه الصرف المنزلية بمحلول بيبتون – دكستروز، وتم استخدام مفاعلين، واحد منهم به DMF عند ٨٠٠ مجم COD/ ل مع مخلوط البيبتون – دكستروز عند ٢٠٠ مجم COD/ ل والآخر به DMF كمصدر وحيد للكربون بنفس تركيز ٨٠٠ مجم COD/ ل. ويمكن كتابة تفاعل التحلل الحيوي DMF كما مبين هنا:

$$C_3H_7NO_2 + aO_2 \rightarrow Y_HC_5H_7NO_2 + NH_3 + CO_2 + H_2O \quad (10.28)$$

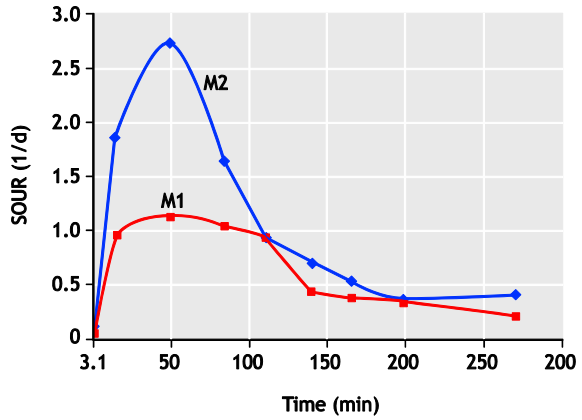
وتم الحفاظ على التحميل العضوي ($S_o/X\theta_h$) على أساس COD لكل من المفاعلين قريبًا من ٠,٣ بقدر الإمكان، والأس الهيدروجيني pH حوالي ٧,٣ والحرارة عند ٢٥°م. وعلى مدى فترة أربعة أشهر، كان متوسط قيم قياسات علاقات العناصر في التفاعلات الكيميائية كما هو مدون بنتائجها في جدول ١٠–٥، و M1 تمثل المفاعل الذي به المادة الركيزة المرتبطة و M2 تمثل ذلك الذي يستقبل DMF فقط (مادة ركيزة منفردة).

وفي هذا الاختبار، تم بيان أن DMF يمكن أن تتحلل تمامًا، تقريبًا، في نظام معالجة شبة مستمر، وهذا التحليل تبعه التحليل اللوني للغازات Chromatography. وتم استهلاك DMF في كلا النظامين وكان ذلك أسرع قليلاً في المفاعل الذي به المادة الركيزة المنفردة (M2) ولكن تبقى راسبٌ غير محدد أو معروف في صورة COD بعد أن اختفى DMF.



شكل ١٠–٦ النيترة خلال تحلل ثنائي ميثيل الفورماميد

ولا يمكن إرجاع الاستهلاك الأعلى للأكسجين في M2 إلى النيترة التي كانت تتم، بسبب النيتروجين الزائد المحتوي فعلاً في DMF ذاته، حيث إنه في كلٍ من المفاعلين كان مستوى فصيلة نموذج النيتروجين ونموذج التفاعل نفس الشيء تقريبًا. وبدأت النيترة تقريبًا عندما استهلك الكربون.



شكل ١٠–٧ التنفس في عملية تحلل ثنائي ميثيل الفورماميد

ونفس الشيء لم يحدث في حالة معدلات التنفس، فبالرغم من حقيقة أن M1 كان لها تركيز كربون أعلى، كان استهلاك الأكسجين المحدد

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

ثابتًا تقريبًا طوال عملية التحلل الحيوي للكربون، بينما في M2، كان هناك ذروة أعلى عدة مرات، مقارنة بالمفاعل الآخر.

هل يمكننا القول بأن DMF يحدث سمية إذا تم استهلاكه تقريبًا بشكل كامل؟ وستكون الإجابة: نعم ؟ لو قمنا بمقارنة قيم القياسات مع القيم الشائعة الموجودة في مجال معالجة مياه الصرف الصحي المنزلية، حيث تستخدم المادة الركيزة للنمو وتوليد الطاقة في نسب ٦٧% و٣٣%، على التوالي. وهذا يتفق أكثر مع مفاعل M1. تذكر أن هذا التغير الكبير في قيم a و Y_H كان بسبب إضافة نسبة صغيرة من مادة ركيزة "جيدة"، وأنه بالرغم من المعدل المشابه في الإزالة الإجمالية لمحتوى COD، يمكن ملاحظة فارقًا ضخمًا في قياسات علاقات العناصر في التفاعلات ومعدلات التنفس.

وهاتان الحالتان (DCP و DMF) تختلفان في جانب هام، في الأولى يمكن اعتبار أن الكتلة الحيوية عانت من تغيرات قليلة في التركيب، مقارنةً بحمأة منشطة تقليدية، بينما في الأخيرة، فإن التغيير في القياسات يمكن أن يعزي إلى تغير في الكتلة الحيوية. وهذه حالة من التكيف مع بيئة صعبة أو قاسية (M2)، ومع ذلك فإن الأداء في جميع الأحوال كان من الممكن مقارنته.

١٠-٤-١-٣ دراسة حالة ١٠-٣ معالجة مياه الصرف الصحي للمناطق الحضرية

في الحالتان السابقتان، هناك مادة يمكن التعرف عليها تسبب التثبيط، وفي هذه الحالة نحن نفحص تثبيط غير محدد يتسبب عن ارتباط مواد موجودة في مياه صرف مشتركة حيث توجد مياه الصرف الصحي المنزلية بالإضافة إلى مياه الصرف الصناعي. ووجود الطبيعة المثبطة في المياه الصناعية الخارجية تتم إزالتها جزئيًا من خلال معالجة بيولوجية، اعتمادًا على تكيف الكتلة الحيوية. وفيما عدا الصدمات التي يعانيها النظام، فإن الكتلة الحيوية يعتبر أنها تتكيف جيدًا عندما تكون المحطة قد تم تشغيلها لفترة تتلقى فيها مياه صرف صحي لها تركيب مستقر نسبيًا. ومع ذلك فإن هذا التكيف لا يعني أن المعالجة لم يتم تثبيطها. فكما وصف بعاليه، فإن أحد الطرق البسيطة لتقييم احتمال خطورة التثبيط للمياه الداخلة للمعالجة البيولوجية لمياه الصرف الصحي هو فحص نسبة BOD_5 إلى COD. وهناك حالتان يتم عرضهما حيث يتم تعديل خاصية التثبيط المتأصلة (الملازمة) في مياه الصرف الصحي من خلال معالجة مبدئية بواسطة إضافة الأوزون لمياه الصرف الصحي Ozonation:

١) تؤسس الحالة الأولى على دراسة بواسطة (Beltran et al. 2000) باستخدام مياه صرف صحي منزلية. وتم استخدام مرحلة علاج مبدئي بالأوزون لزيادة نسبة COD/BOD_5 من ٠,٥٧ إلى ٠,٦٩، بإضافة جرعة ٣٠ مجم O_3/ ل لمياه الصرف الصحي المنزلية، وتم إدخال تدفقين متوازيين إلى مفاعلات الحمأة المنشطة مستمرة الخلط، واحد منهم بالمعالجة المبدئية بالأوزون والآخر كما تم توليده من مصدره. ومن البيانات، تم تقدير القياسات السابقة (جدول ١٠-٧).

وبالرغم من أن نموذج جراو المقدم في هذا العمل لا يحتوي صراحة على مصطلح "تثبيط"، فإن قيم ثوابت المعدل تدل على أن نظام المعالجة الذي به معالجة مبدئية بالأوزون أسرع من المفاعل الموازي الذي بدون معالجة مبدئية. وذلك لأن القيم المعطاة لمعدل مكافئ الأكسجين للكتلة الحيوية (b) منخفضة، وتم حساب y_H باستخدام هذه القيم والتي تجعل التطابق حقيقيًا (في فترات فاصلة). في هذا الاختبار يلاحظ أن معامل استخدام الأكسجين a أصغر في حالة مياه الصرف الصحي المعالجة مبدئيًا بالأوزون وأن معامل الإنتاج الحقيقي y_H أكبر. وهذا مؤشر بإجهاد أقل في حالة المياه المعالجة مبدئيًا بالأوزون، أي ظروف أقل سمية.

جدول ١٠-٦ قيم القياسات الحيوية الحركية التقديرية.

Treatment	a	Y_H	Y_H'	B	K_m	k^1
	(mgO_2/mgCOD)	(mgVSS/mgCOD)	(mgO_2/mgCOD)	(mgO_2/mgVSS)	(d^{-1})	(mgCOD/mgVSS.d)
Activated sludge	0.58	0.33	0.42	0.45 (1.27)	0.097	2.2
Ozonation + activated sludge	0.49	0.48	0.51	0.82 (1.06)	0.106	3.7

[1] k was drawn from the Grau kinetic model.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

جدول ١٠-٧ تأثير المعالجة بالأوزون على القابلية للتحلل الحيوي

الدفعة	COD المبدئي (mg/l)	COD النهائي (mg/l)	BOD_5 المبدئي (mg/l)	BOD_5 النهائي (mg/l)	BOD_5/COD المبدئي	BOD_5/COD النهائي
1	445	390	241	270	0.54	0.69
2	450	378	234	265	0.52	0.70

٢) في الحالة الثانية (Rios, 2005)، بالنسبة إلى مياه الصرف الصحي التي تجمع بين المنزلية والصناعية كان متوسط نسبة COD/BOD_5 ٠,٥١، وتم استخدام معالجة مبدئية بالأوزون لتقليل تأثير التثبيط من نسبة COD/BOD_5، بقصد جعل المياه الداخلة أكثر قابلية للتحلل الحيوي، مع الاعتقاد المنطقي أن الأكسدة المبدئية سوف تؤدي لتكسير التكوينات الجزيئية المركبة والسامة، مسببةً زيادة القابلية للتحلل الحيوي (Beltran *et al.*, 2000). وبعد المعالجة بالأوزون في كل من العمليتين زادت نسبة COD/BOD_5 إلى ٠,٦٩، في المتوسط، باستخدام جرعة ٢٧ مجم O_3/ ل. وبنفس النمط، تمت تغذية كل من مياه الصرف الصحي المعالجة بالأوزون وغير المعالجة به إلى مفاعلات هوائية مستمرة عند نفس التحميل العضوي المستهدف، وبهذا تتم المقارنة. وأوضحت النتائج الأولى تأثير المعالجة بالأوزون في المياه الداخلة إلى المعالجة البيولوجية في الدفعتين المختلفتين المستخدمتين في الدراسة.

بعد بقاء المعالجة بالأوزون على دفعات لمدة ١٠ دقائق، كان نقص COD في حدود ١٣% مع زيادة مقدارها حوالي ١٣% في BOD_5 كما هو مبين في جدول ١٠-٧. ولم يكن المقصود معالجة قائمة على الأوزون وإنما عملية سريعة لإزالة السمية في المياه الداخلة. وبعد الوصول للحالة المستقرة في مفاعلين يعملان بالتوازي، تلخص النتائج في جدول ١٠-٨.

وهناك العديد من الملاحظات يمكن إبدائها على أساس هذه النتائج. أولاً: يبدو أن نمو الكتلة الحيوية يبدو أصغر في المفاعل الذي به معالجة مبدئية بالأوزون، استنادًا إلى التركيزات الأقل للكتلة الحيوية الموجودة في المفاعل الذي به معالجة الأوزون. ثانيًا: الرواسب في صورة كل من COD و BOD_5 أقل في المفاعل الذي يتلقى المياه المعالجة مبدئيًا بالأوزون، وهي علامة بمعدل تحلل حيوي أسرع. وفي لغة النسب المئوية، فإن COD و BOD_5 اللذان تمت إزالتهما أعلى في المفاعل الذي به معالجة مبدئية بالأوزون. ومن المجموعة الكاملة للبيانات، تمت حسابات القياسات الموجودة في جدول ١٠-٩.

والتأثير على معامل الناتج الحقيقي (Y_H) ومعامل استخدام الأكسجين (a) يختلف في هذه الحالة الثانية فيما يتعلق بالوضع الذي تم تحليله في الحالة الأولى. فكلا القياسين أعلى في النظام المعالج بالأوزون، بالرغم من أن ذلك هامشيًا في حال معامل الناتج. وعندما يعبر عن الناتج في صورة وحدات أكسجين، يصبح الاتجاه مجرد عكس الموجود في الأوضاع الأخرى، أي أن المعالجة تحت ظروف إجهاد وتستخدم نسبة أعلى من الأكسجين، كما في الحالة الأولى. وأحد الأسباب لذلك ربما يكون القيم المحسوبة لمكافئ معدل تحلل الكتلة الحيوية (K_m)، وبطريقة ما يُظهر المفاعل الذي به مياه معالجة مبدئيًا بالأوزون قيمًا أعلى، والتي بدورها قد تبرر الاستهلاك الأعلى للأكسجين في هذا المفاعل. ويمكن ملاحظة ذلك في جدول ١٠-١٠، حيث يتم بيان معدلات استهلاك الأكسجين (RE) والناتج الملحوظ. ولم يتم عمل تصحيح فيما يختص باحتواء أصناف النيتروجين.

والتثبيط المنسوب إلى العمل على المفاعل الذي تلقى المياه الداخلة التي ليس بها معالجة مبدئية بالأوزون يبين في ثوابت الحسابات الحركية، في هذه الحالة، القياسات في نموذج "كونتويس". والمعالجة بإضافة الأوزون تظهر معامل معدل تحلل حيوي أعلى ومؤشرًا للتثبيط منخفض، وفقًا لذلك النموذج.

جدول ١٠-٨ موجز الأداء في حالة الثبات (الاستقرار)

الدفعة	المفاعل	θ_h (hr)	θ_x (d)	X (mg/l)	S_o (mgCOD/l)	S (mgCOD/l)	S_o (mgBOD/l)	S (mgBOD/l)	F/M (mg/mg)
1	AS	20	14.1	1,310	445	125	241	30	0.41
	O_3 + AS		14.5	1,165	390	84	270	20	0.40
2	AS	15	8.9	1,233	450	142	234	44	0.58
	O_3 +AS		9.2	1,044	378	92	265	35	0.58

جدول ١٠-٩ موجز قياسات حساب علاقات عناصر التفاعل وحسابات الحركية

المعالجة	A (mgO_2/mgCOD)	Y_H (mgVSS/mgCOD)	Y_H' (mgO_2/mgCOD)	b (mg O_2/mgVSS)	K_m (d^{-1})	k^1 (d^{-1})	α^1
حمأة منشطة	0.39	0.44	0.66	1.51	.060	3.8	1.07

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

وبالرغم من السلوك المختلف الموضح في الحالتين الأخيرتين، فإن النقطة الواجب إبرازها هي أن قياسات حسابات علاقات العناصر تعكس أوضاعًا يوجد فيها تثبيط، بالإضافة إلى قياسات حسابات الحركية. وبالرغم أن نماذج حسابات حركية مختلفة قد تم استخدامها، يكون ثابت المعدل أعلى بصورة متناسقة بالنسبة للمفاعل ذي المعالجة المبدئية بالأوزون، بالإضافة إلى مؤشرات أخرى للسلوك التثبيطي.

١٠-٥ ملاحظات ختامية

التثبيط ليس حالة حاسمة، ولكنه كمية (سلسلة) متصلة تنحرف من خلالها نظم المعالجة عن تصميمها الأمثل أو الأداء التصميمي بل ويمكن أن تفشل تمامًا. والكتلة الحيوية في عملية بيولوجية يمكن أن تتكيف مع وضع تثبيطي معين مع الوقت، عندما تصبح قادرة على أن تتعافى من اللحظة التي كانت معرضة فيها لأول مرة لمادة سامة. هذا لا يعني أن الأداء الأقل من المثالي قد يختفي مع الوقت، ولكن هذا ما تعنيه عملية التكيف. القدرة على البقاء تحت ظروف جديدة. ومع أن المعالجة قد تستمر في إنتاج مياه خارجة ذات نوعية جيدة، فهذا لا يعني بالضرورة أن الظروف البيئية للكتلة الحيوية في وضعها الأمثل.

ونماذج حسابات الحركية المستخدمة لتمثيل التثبيط في نظم التحلل البيولوجي المعقدة مثل تلك التي في المعالجة البيولوجية لمياه الصرف الصحي تم وضعها على أساس آليات حسابات حركية الإنزيمات. وهذه كانت قد ترجمت إلى الأوضاع الأكثر تعقيدًا للمواد الركيزة المتعددة المتفاعلة مع كتلة متحدة من الكائنات الدقيقة. والافتراض الرئيس هنا هو أنه هناك خطوة محددة مشابهة للتفاعلات الموصوفة في آليات عمل الإنزيمات والتي تحدد، مثلاً، نوع التثبيط الموجود في مثل هذه النظم للمعالجة. ومعظم الحالات المذكورة في هذا الفصل تتبع ما يسمى النموذج التقليدي غير التنافسي، ومع هذا، فإن معادلة Andrews يتم استخدامها أيضًا. وتم استخدام نماذج أخرى، وهي توسعات أو امتدادات لنماذج حمأة منشطة أكثر قدمًا وشيوعًا.

وكلما وجدت مركبات أكثر مقاومة في البيئة، يصبح الاتجاه متزايدًا (وكذلك المتطلبات) نحو حيازة تلك الموجودة في المصدر من خلال قواعد الإنتاج الأنظف، وأيضًا لتعزيز نظم المعالجة في نهاية الماسورة، حيث إن العديد من هذه المركبات لا تتم إزالتها بالمعالجة التقليدية. ومن الواضح أنه علينا أن نفرق بين المياه الخارجة من المصادر الصناعية ومياه الصرف الصحي المنزلية، في كل من الكمية والنوعية. والتخفيف الذي هو أساسًا خاصية لمياه الصرف الصحي المنزلية يتسبب في أن يبقى التثبيط غير ملحوظ، ما لم يتسبب في تسمم مفاجئ. وهذا، ودائمًا، يستمر في التسرب نتيجة لغياب نظام للإنذار مبكر وعدم القدرة على المعالجة التقليدية لإزالة المواد السامة والمثبطة بفعالية، مما يشكل مخاطرة مستمرة للبيئة (ليس فقط) المائية.

ولسوء الحظ، فإن النظم المستمرة للمراقبة الفعالة لا توجد بصورة منتظمة في محطات المعالجة، ويتم تطبيق إجراءات مختلفة لتقليل الظروف المثبطة والحفاظ على استقرار وأداء عملية الحمأة المنشطة، مع هذا تبقى ميزة خاصة بالمجتمعات التي تسمح الظروف الاقتصادية بها بذلك. وفي العديد من البلاد (خاصة النامية)، لا يتم إجراء تحليل لتسرب السمية بشكل منتظم للمياه الخارجة من نظم المعالجة. ويكون عادة أكثرها حساسية تلك التجارب المعملية الخاصة بالطحالب واللافقاريات والأسماك، بينما اختبارات "الضياء الحيوي" واختبارات التنفس تكون أكثر عملية، خاصة عندما يكون الأمر مختصًا بالمياه الداخلة إلى محطات المعالجة. وتعتبر متطلبات "اختبار السمية الكلية للمياه الخارجة – WET –" في الولايات المتحدة، وفقًا للوائح EPA (وكالة الحماية البيئية) مثالاً جيدًا لتقليص التأثير على البيئة من المياه الخارجة (السيب) لمحطات تنقية مياه الصرف الصحي.

١٠-١٠ الظروف التشغيلية

	الحمأة المنشطة		معالجة بالأوزون + حمأة منشطة	
الدفعة	Y_{obs} (mgVSS/mgCOD)	RE (mgO_2/mgVSS.d)	Y_{obs} (mgVSS/mgCOD)	RE (mgO_2/mgVSS.d)
1	0.238	0.203	0.207	0.230
2	0.286	0.245	0.258	0.322

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

المراجع

Alva-Urdanivia R. (1996) Study of the biodegradation of Dimethyl Formamide. M Sc. Thesis, Instituto Tecnologico y de Estudios Superiores de Monterrey, Monterrey. (In Spanish).

Araujo C.V.M., Nascimento R.B., Oliveira C.A., Strotmann U.J. and da Silva E.M. (2005) The use of Microtox® to assess the toxicity removal of industrial effluents from the industrial district of Camacari (BA, Brazil). *Chemosphere* **58**(9), 1277-1281.

Bailey J.E. and Ollis D.F. (1986) *Biochemical Engineering Fundamentals*, 2nd Edition. McGraw Hill, Book Co.

Beltran J.B., Garcia J.F. y Alvarez, P.M. (2000) Estimation of biological kinetic parameters from continuous integrated ozonation-activated sludge system treating domestic wastewater. *Biotech. Progress* **16**, 1018-1024.

Bitton G. (2005) *Wastewater Microbiology*, 3rd Edition. John Wiley & Sons, Hoboken, N.J.

Bridié A.l., Wolf C.J.M. and Winter M. (1979) BOD and COD of some petrochemicals. *Wat. Res.* **13** 627-630.

Carvalho G., Nopens I., Vanrolleghem P.A. and Pinheiro H.M. (2001) Modeling activated sludge acclimatization to a non-ionic surfactant. *Wat. Sci. Tech.* **43** (7), 9-17.

Dixon M. and E.C. Webb (1964) *Enzymes*, 2nd Edition, Longmans. London.

Eckenfelder W.W. (2000) *Industrial Water Pollution Control*, 3rd Edition. McGraw Hill Book Co., New York.

EPA (U.S. Environmental Protection Agency, 1973). *Process Design Manual for Nitrogen Control*, Office of Technology Transfer, Washington, D.C.

EPA (U. S. Environmental Protection Agency) (1999) *Toxicity Reduction Evaluation Guidance for Municipal Wastewater Treatment Plants* (EPA/833B-99/002). Office of Wastewater Management. Washington D.C.

Fukusaki S., Nishio N., Shobayashi M. and Nagai S. (1990) Inhibition of the fermentation of propionate to methane by hydrogen, acetate and propionate. *Appl. Env. Micr.* **56** (3), 719-723.

Garcia J.H. (1985) *Stoichiometry of activated sludge in the presence of toxics*. Presented at the XXV National Convention, Mexican Institute of Chemical Engineers, San Luis Potosi, October, 23-25. (In Spanish)

Goudar C.T., Ganji S.H., Pujar B.G. and Strevett K.A. (2000) Substrate inhibition kinetics of phenol degradation. *Wat. Env. Res.* **72** (1), 50-55.

Grau P., Dohanyos U. and Chudoba J. (1975) Kinetics of multi-component substrate removal by activated sludge. *Wat. Res.* **9**, 637-642.

Gumaelis l., Smith E.H. and Dalhammar G. (1996) Potential biomarker for denitrification of wastewaters: effects of process variables and cadmium toxicity. *Wat. Res* **30**(12), 3025-3031.

ISO (International Standards Organisation) (2003) ISO 13641-1:2003. *Determination of inhibition of gas production of anaerobic bacteria*-Part 1. General test. Geneva.

ISO (International Standards Organisation) (2006) ISO 8192-2006: Test for inhibition of oxygen consumption by activated sludge for carbonaceous and ammonium oxidation. Geneva.

Ko J.H, Choi K.S., Woo H.J., Lee H.I. and Kim C.W. (2001) Evaluation of pH inhibition on activated sludge by the pseudo toxic concentration (C_{PT}) concept model. *Wat. Sci. Tech.* **43** (7), 65-72.

Ko J.H., Woo H.J., Copp J.B., Kim S. and Kim C.W. (2002) Evaluation of several respiration-based activated sludge toxicity control strategies *Wat. Sci. Tech.* **45** (4-5), 143-150.

OECD (Organisation for Economic Cooperation and Development) (2007) OECD 224 Guideline. *Determination of the inhibition of the activity of anaerobic bacteria-reduction of gas production from anaerobically digesting (sewage) sludge*. Geneva.

Ricco G., Tomei M.C., Ramadori R. and Laera G. (2004) Toxicity assessment of common xenobiotic compounds on municipal activated sludge: comparison between respiratory and Microtox®. *Wat. Res.* **38**, 2103-2110.

Rios L.C. (2005) *Effect of ozone pre-treatment on the activated sludge performance*. M.Sc. Thesis, Instituto Tecnologico y de Estudios Superiores de Monterrey. Monterrey. (In Spanish).

Siber S. and Eckenfelder Jr. W. W. (1980) Effluent quality variation for multi-component substrates in the activated sludge process. *Wat. Res.* **14**, 471-476.

Volskay V.T. and Leslie Grady Jr. C.P. (1988) Toxicity of selected RCRA compounds to activated sludge microorganisms. *WPCF* **60** (10), 1850-1856.

© 2008 Jorge H. Garcia Orozco. Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design. Edited by M. Henze, M.C.M. van Loosdrecht, G.A. Ekama and D. Brdjanovic. ISBN: 9781843391883. Published by IWA Publishing, London, UK.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

المصطلحات والاختصارات

الرمز	الوصف
a	معامل التنفس/ معامل استخدام الأوكسجين
A	عامل التكرار
b	مكافئ أوكسجين الكتلة الحيوية
Ea	طاقة التنشيط (التفعيل)
I	كثافة الضوء
I	تركيز المادة المثبطة
k, k_m	معاملات المعدل للتحلل الهوائي المحدد في صورة أكسدة الكربون
R	ثابت قانون الغازات
R_{avg}	متوسط وسائل تحكم التنفس
R_c	متوسط التنفس عند تركيز المادة
r_s	معدل التحلل المحدد
S	تركيز البروبينات غير المنفصلة
S_{crit}	قيمة المادة الركيزة لتحديد معدل الحد الأقصى
T	درجة الحرارة المطلقة
T_o	درجة الحرارة المرجعية
Y_H	الحصيلة الحقيقية للكتلة الحيوية المقاسة
Y_P	حصيلة المنتج
ΔA_c	النقص في الامتصاص لوسيلة التحكم
ΔA_s	النقص في الامتصاص للعينة
ΔH	المحتوى الحراري لإزالة النشاط
ΔS	الطاقة غير المستفادة لإزالة النشاط

الاختصار	الوصف
DCP	ثنائي كلورات الفينول
DMF	ثنائي ميثيل الفورماميد
EC	تركيز التأثير
FM	التحميل العضوي (معدل الغذاء للكائنات)
ISO	المنظمة الدولية للمعايير (أيرزو)
OUR	معدل استخدام (امتصاص) الأوكسجين
PAC	الكربون المنشط المسحوق
ThOD	الكربون الممتص النظري
TOC	إجمالي الكربون
TRE	تقييم خفض السمية
WET	سمية المياه الخارجة الكلية

الرمز الإغريقي	الشرح	الوحدة
μ_{max}	الحد الأقصى لمعدل النمو	1/h
β	ثابت	
θ	معامل أرهينيوس لدرجة الحرارة	

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



الإنتاج النظيف، والفصل عند المنبع ومنع التلوث في الموقع، كلها مبادئ يوصى بها فيما يختص بإدارة المياه الخارجة الصناعية والتي، على نحو مساو، بالدول النامية، الدول المارة بمراحل انتقالية والدول المتقدمة. والأشكال تمثل واحد من الخمسة مجمعات العمرانية المنشأة حديثًا في كوريا الشمالية، شيوا، والتي كانت تنبؤات السكان بها لعام ٢٠٠١ تبلغ ٤٨٠,٠٠٠ نسمة ومعها ٣٦٠٠ منشأة صناعية. وشيوا مجهزة بثلاثة نظم صرف صحي منفصلة واحدة لمياه الصرف الصحي السكنية وأخرى لمياه الصرف الصناعي سابقة المعالجة والثالثة لجمع مياه الأمطار (والأخيرة تغطي كلاً من المنطقتين السكنية والصناعية). وبالرغم من أن كل صناعة من التي تولد مياه صرف صحي من النوعية التي لا تتناسب صرفها المباشر إلى نظام الصرف الصحي خطط لها أن يكون لديها المعالجة البدئية، إلا أن فلسفة التصميم لمحطة معالجة مياه الصرف الصحي المركزية تضمنت إجراءات وقائية وخطوات عملية لعلاج أي تصرف سام مفاجئ من هذه الصناعة (صورة K-water; photo: W.C. Park)



Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



١١

انتفاخ الحمأة

Mark C.M. van Loosdrecht, Antonio M. Martins and George A. Ekama

١١-١ مقدمة

تعد عملية الحمأة النشطة أكثر التقنيات انتشارًا للمعالجة البيولوجية لمياه الصرف الصحي. وهي تتكون من مرحلتين، مرحلة بيوكيميائية (كيميائية حيوية) (حوض التهوية) ومرحلة فيزيائية (طبيعية) (حوض الترويق الثانوي). في حوض التهوية، وتتم إزالة الكربون العضوي والأمونيوم والفوسفات من مياه الصرف الصحي بواسطة الحمأة النشطة . وتكون كمية البكتيريا الناتجة على مياه الصرف الصحي منخفضة نسبيًا، فمقدار مياه صرف داخلة للمحطة بها ٥٠٠ مجم COD تعطي ٢٠٠ – ٣٠٠ مجم مواد صلبة عالقة، وبدون احتجاز الكتلة الحيوية فإن ذلك قد يكُون أيضًا التركيزَ الفعلي للحمأة في عملية المعالجة، لهذا فإن احتجاز الكتلة الحيوية يستخدم لزيادة تركيز الكتلة الحيوية في المرحلة البيوكيميائية. وحيث إن البكتيريا يمكنها تكوين ندف يمكن فصلها من المياه المعالجة بقوة الجاذبية، فإن هذا الاختيار الاقتصادي والموفر للطاقة يكون التقنية القياسية المستخدمة لفصل الصلب عن السائل. فالفصل الجيد (الترسيب) والدمج (التكثيف) للحمأة النشطة في حوض الترويق الثانوي يعد شرطًا ضروريًا لضمان نوعية مياه خارجة جيدة من عملية الحمأة النشطة . لذلك فإن هذا الفصل للحمأة يعتمد على تكوين ندف مدمجة. وقوة الجذب المنخفضة نسبيًا تجعل حوض الترسيب يصبح جزءًا كبيرًا من إجمالي محطة المعالجة، فهو يكون ٣٠ – ٣٥ % من إجمالي منطقة المعالجة (شكل ١١-١).

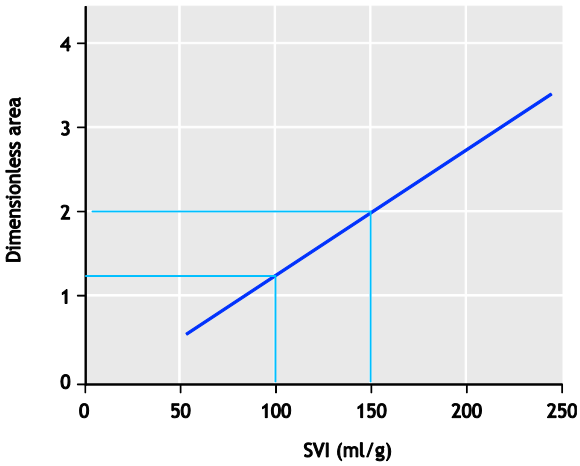


شكل ١١-١ محطة حديثة للإزالة الحيوية للمواد المغذية في هولندا (عملية BCFS) توضح أهمية فصل الحمأة لإجمالي تخطيط عملية المعالجة. وكان تصميم حوض الترسيب على أساس دليل حجم حمأة (SVI) قدره ١٢٠ مل/جم (photo: van Loosdrecht *et al.*, 1998)

© 2008 Mark C. M. van Loosdrecht. Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design. Edited by M. Henze, M.C.M. van Loosdrecht, G.A. Ekama and D. Brdjanovic. ISBN: 9781843391883. Published by IWA Publishing, London, UK.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

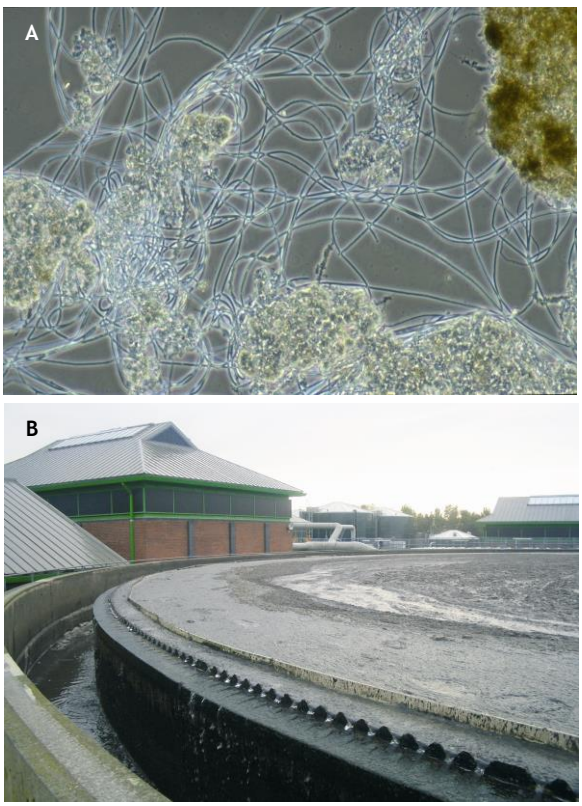
والعلاقة بين ترسيب الحمأة وتصميم حوض الترسيب يتم تناولها بالتفصيل في الفصل ١٢. ويستخدم دليل حجم الحمأة SVI كمقياس تجريبي يربط بين خواص الحمأة وتصميم حوض الترسيب (Ekama *et al.*, 1986) ويتم الحصول هذه القيمة من عينة حمأة، ويتم ترسيبها في إسطوانة مدرجة حجمها ١ لتر لمدة ٣٠ دقيقة. وهنا يمكن قراءة حجم طبقة الحمأة وقسمتها على حجم محتوى المواد الصلبة العالقة الأصلي لعينة الحمأة، وبهذه الطريقة يتم الحصول على الحجم الذي يأخذه جرام واحدة من الحمأة بعد الترسيب. ويكون تأثير دليل حجم الحمأة على الحجم المطلوب لحوض الترسيب كبيرًا (شكل ١١-٢)، فزيادة في دليل حجم الحمأة (SVI) من ١٠٠ إلى ١٥٠ مل/ جم سينتج عنه تقريبًا مضاعفة مساحة التصميم المطلوبة لأحواض الترسيب.



شكل ١١-٢ العلاقة بين دليل حجم الحمأة ومساحة السطح المطلوبة في حوض الترسيب وفقًا لإرشادات STOWA [STOWA ١٩٩٤] لتصميم أحواض الترسيب.

إن انتفاخ الحمأة، وهو مصطلح يستخدم لوصف النمو الزائد للبكتيريا الخيطية، يعتبر مشكلة شائعة وقائمة لمدة طويلة في عمليات الحمأة النشطة مثل (Donaldson, 1932). فعندما تكون ندف الحمأة مفتوحة وذات نفاذية تحدث إعاقة لعملية الترسيب وتحتوي الحمأة المترسبة على محتوى صلب منخفض. ويرتبط الانتفاخ عمليًا بدليل حجم الحمأة (SVI) عالي القيمة. والقيمة الحرجة التي يحدث انتفاخٌ بعدها سوف تعتمد بصورة قوية على الممارسات المألوفة محليًا في تصميم وإنشاء أحواض الترسيب. وفعليًا، فإن الحمأة المنتفخة تتحدد بصورة عامة عندما لا يمكن الإبقاء على المواد الصلبة العالقة في حوض الترسيب، إلا أن المناطق المختلفة لها عادات مختلفة في تصميم أحواض الترسيب. ففي هولندا على سبيل المثال، تعتبر الآن قيمة (SVI) فوق ١٢٠ مل/ جم فعلاً حالة انتفاخ حمأة ، حيث إن هذه القيمة لدليل حجم الحمأة (SVI) تستخدم حاليًا في إرشادات تصميم أحواض الترسيب. وانتفاخ الحمأة يعد، بصورة نمطية، مشكلة تشغيلية أو تعتمد على الملاحظة، لهذا فليس هناك قيمة لمؤشر علمي دقيق للتفريق بين الحمأة المنتفخة والحمأة غير المنتفخة.

وندف الحمأة المفتوحة ذات النفاذية تترسب بصورة أبطأ مما يجعلها تحتاج أحواض ترسيب أكبر حتى يمكن الإبقاء عليها في عملية المعالجة و/ أو منع المواد الصلبة من الوجود في المياه الخارجة. ونمو البكتيريا الخيطية، بصورة خاصة، ضارٌ ويؤدي للعديد من المشاكل عمليًا. ويمكن أن يكون جزء حجم البكتيريا الخيطية في مجموع كائنات الحمأة والذي يسبب مشاكل الترسيب ضئيلاً. فأجزاء حجم قدرها ١- ٢٠ % تكفي لأن تسبب انتفاخ الحمأة (Palm *et al.*, 1980; Kappeler and Gujer, 1994b) والبكتيريا الخيطية غالبًا لا تمثل المجموعة البكتيرية السائدة في محطات المعالجة، ولكن تبقى سببًا لانتفاخ الحمأة (شكل ١١-٣).



شكل ١١-٣ كابوس مشغلي محطة معالجة مياه الصرف الصحي (أ) الحمأة الخيطية (ب) الحمأة المنتفخة، خارجة من المحطة مع المياه الخارجة (photos: D.H. Eikelboom and D. Brdjanovic)

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

وبالرغم من المقدار الكبير من الأبحاث، فإن انتفاخ الحمأة مستمر في كونه مشكلة في تشغيل محطات معالجة مياه الصرف الصحي. وذلك يبدو أنه ينشأ من العديد من الظروف التي تتسبب في أن تتكاثر الكائنات الخيطية. إن العديد من أنواع البكتيريا الخيطية لا تتواجد في أوساط المزارع البكتيرية النقية، مما يمنع الدراسة الميكروبيولوجية المستفيضة لهذه الكائنات. ووضع تشغيل المحطة الذي تظهر فيه الحمأة المنتفخة كثيرًا ما يتم توثيقه بصورة هامشية فقط.

وأحد أسباب عدم إيجاد حل عام جيد لانتفاخ الحمأة قد يكون غياب الإجماع على المستوى المحدد الذي عنده يجب أن يتم التدخل في المشكلة. والمنهج السائد الذي وجد في المؤلفات هو محاولة تحديد نوع البكتيريا الخيطية المحددة الموجودة في حمأة منتفخة (Eikelboom, 1975; 2000) وبدراسة وفهم الفسيولوجيا البيئية للبكتيريا الخيطية [إما في بيئة استنبات نقية أو باستخدام تقنيات في الموقع مثل صورة الأشعة الذاتية الميكروبية Microautoradiography (MAR)] فإنه يؤمل إيجاد حلاً لتجنب ظهور الكائن الخيطي المحدد. وهناك منهج آخر وهو إدراك أن الخاصية العامة هي تركيب الخلية، فإدراك أن تركيب الخلية الميكروبية يؤثر في بيئة البكتيريا يمكن أن يؤدي إلى حل عام مستقل عن النوع المشارك في المشكلة نفسها (Chudoba *et al.*, 1973a; Rensink, 1974). في هذا المنهج، يكون ظهور نوع محدد من البكيتريا الخيطية مشكلة من الدرجة الثانية. ولهذا فإن المشكلة هي أن هندسة العملية ذاتها بالإضافة إلى المعرفة بالجوانب الميكروبيولوجية مطلوبان حتى يتم حل المشكلة وأن الحل لا يمكن الحصول عليه من واحد من المجالين بمعزل عن الآخر.

٢-١١ جوانب تاريخية

ليس مقصودًا في هذا الفصل الوصف الكامل لتاريخ تطورات نظم الحمأة النشطة . ولهذا الغرض ندعو القارئ لأن يقرأ مراجعات مكتوبة، على سبيل المثال، بواسطة (Allemann and Prakasam (1983) or Albertson (1987)) . ونحن سنقوم بمجرد التركيز على بعض أهم الحقائق التاريخية التي أسهمت في فهم مشكلة انتفاخ الحمأة.

وقد نشأت عملية الحمأة النشطة في بدايات القرن العشرين (١٩٠٠) في إنجلترا (Ardern and Lockett, 1914). وبداية تم بدء تشغيل نظم "الملء والتفريغ"، ولكن تم تحويلها بسرعة إلى نظم تدفق مستمر. وبالرغم من حدوث مشاكل في الترسيب بصورة متكررة، أصبحت نظم الدفق المستمر أكثر انتشارًا وامتدت لباقي العالم. وقد خمن (Donaldson (1932)) أن الخلط الرجعي في أحواض التهوية الكتلية (plug-flow aeration basins)، والذي يغير السلوك الهيدروليكي ونظام المادة الركيزة substrate إلى وضع خلط تام، كان عاملاً هامًا لتشجيع تكوين الحمأة المنتفخة. كإجراء تصميمي، اقترح Donaldson أن حوض التهوية يجب أن يقسم إلى مقصورات (أقسام) (أي المفاعل الكتلي) لتشجيع تكوين حمأة جيدة الترسب. وبرغم ذلك، بقيت نظم الحمأة النشطة مستمرة التغذية كاملة الخلط هي التصميم المفضل. ومن الواضح أن مميزات الهندسة المدنية في مرحلة الإنشاء تفضل على مميزات هندسة عمليات التنقية خلال التشغيل. وقد أعيد فتح النقاش بشأن تأثير نمط (تغذية النظام) على قابلية الحمأة للترسب في السبعينات وأظهرت الدراسات تميز استخدام الأحواض المقسمة إلى مقصورات مع نمط المفاعل الدفعي على النظم مستمرة التغذية وكاملة الخلط (Chudoba *et al.*, 1973b; Rensink, 1974; and many others) مؤكدة التوصيات الأولى لـ (Donaldson (1932)).

وعاد (Pasveer ١٩٥٩) إلى تنقية "الملء والتفريغ" الأصلية من Ardern and Lockett، والتي منها قام بتطوير نظام "Pasveer" أو قناة (خندق) الأكسدة. وقد فتح ذلك إعادة مناقشة مميزات استغلال هذه النظم في معالجة مياه الصرف الصحي البلدية. وأصبح نظام ملء وتفريغ قناة الأكسدة شائعًا تمامًا في أوروبا لبعض من السنين، ولكن مرة أخرى، تحولت جميع النظم تقريبًا بسرعة إلى قنوات الأكسدة مستمرة التدفق بإضافة حوض ترسيب ثانوي وإعادة تدوير المواد الصلبة. وقد بيّن "باسفير" في الستينات أن قنوات الأكسدة المتقطعة التغذية كاملة النطاق تنتج حمأة ذات قابلية أفضل للترسب من نظم الخلط التام مستمرة التغذية (Pasveer 1969).

وفي السبعينات (Chudoba and his co-workers (1973b) and Rensink (1974)) قاما بتطوير مفاعل انتقاء (Selector)، والذي أصبح أكثر الأدوات الهندسية انتشارًا للتحكم في انتفاخ الحمأة. وبرغم أن استخدام مفاعل الانتقاء قلل من مشاكل انتفاخ الحمأة في العديد من نظم الحمأة النشطة ، فلا يزال هناك تقارير متكررة عن فشلها.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

١١-٣ العلاقة بين التركيب البنائي والفسيولوجيا البيئية

إن أحد أهم الأسئلة المثيرة للفضول والمعقدة بالنسبة لانتفاخ الحمأة هو ما إذا كان كل من التركيب البنائي والفسيولوجيا وحسابات حركية المادة الركيزة لهما علاقة وكيف تساهم في هيمنة البكتيريا الخيطية على الحمأة النشطة . هل هناك آلية عامة يمكنها تفسير نمو البكتيريا الخيطية أو هل يحتاج كل كائن دقيق خيطي لأن يتم تحديده ووصف خصائصه الوظيفية (الفسيولوجية) والبنائية (المورفولوجية) وحساباته الحركية والتصنيفية حتى يمكن وضع استراتيجيات للتحكم في انتفاخ الحمأة ؟ هل من الممكن تصميم ظروف إنشاء مفاعل تمنع جميع الخيطيات من التكاثر مع تحقيق نوعية المياه الخارجة المطلوبة بيولوجيًا ؟ فبالرغم من أن بعض المحطات لم يلاحظ أبدًا أن بها انتفاخ حمأة لعدة أحقاب، فإن المهندسين والعلماء وأخصائي الميكروبيولوجي فشلوا جميعًا في معرفة إجابة محددة لهذه الأسئلة. ومع ذلك، فإن بعض العلاقات يمكن استنباطها، وسوف تتم مناقشتها هنا.

١١-٣-١ المنهج الميكروبيولوجي

قاد الافتقار إلى النجاح في إيجاد حل عام للتحكم في مشكلة انتفاخ الحمأة العديد من الباحثين إلى النظر في التجمعات الميكروبية للبحث عن البكتيريا الخيطية السائدة المسئولة عن الانتفاخ. وقد تم التوصل إلى مفاتيح تحديد ذلك (Eikelboom, 1977, 2000) لتحديد البكتيريا الخيطية على أساس تحديد الخصائص ميكروسكوبيًا (بالميكروسكوب).

ومع العديد من المحددات (القيود) أخرجت طرق التحديد هذه أداة منظمة، سمحت بقدر من الثقة النسبية في عملية التعرف على الخيطيات، وكانت الخطوة التالية هي إيجاد العلاقة بين أكثر الخيطيات هيمنة ووظائف أعضائها (فسيولوجيتها) وظروف التشغيل (مثل تركيز الأكسجين الذائب (DO)، نسبة الغذاء/ كتلة الأحياء الدقيقة (F/M)، إلخ) حتى يمكن تحديد استراتيجيات مخصصة للتحكم فيها (Jenkins *et al.*, 1993a) (جدول ١١-١). ويختلف توزيع الكائنات الحية الدقيقة الخيطية كثيرًا بين المناطق الجغرافية المختلفة (Martins *et al.* 2004a)، وموسميًا يمكن استخلاص أن خيطيات *Microthrix Parvicella* وأنواع ٠٠٩٢ و ٠٠٤١/ ٠٦٧٥ يبدو أنها النوع الرئيس من التركيب البنائي للخيطيات المسئول عن حالات الانتفاخ الملاحظة في عملية الإزالة البيولوجية للنيترات (BNR) بنظم الحمأة النشطة . وأظهرت هذه الأعمال للحصر أن مناسبات حدوث انتفاخ الحماة، المفترض حدوثها بهيمنة *Microthrix Parvicella*، كانت أكثر تكرارًا في الشتاء والربيع أكثر من الصيف والخريف (e.g. Kruit *et al.*, 2002). وقد تم أيضًا التأكيد بأن الخيطيات ذات التركيب البنائي من نوع N٠٢١، نوع ٠٩٦١، *sphaerotilus nataus* و *Thiorix sp.* يمكن منعها بوجود مراحل معالجة لاهوائية وغائبة الأكسجين، كما هو النمط في نظم إزالة النيترة والفوسفور البيولوجية (Ekama *et al.*, 1996b). هذه الظروف فيما يبدو غير فعالة بالنسبة للكائنات الدقيقة الخيطية الموجودة في نظم الإزالة البيولوجية للمواد المغذية. ومما يلفت النظر أن التركيبة البنائية للبكتيريا الخيطية الموجودة في نظم الإزالة البيولوجية للمواد المغذية تكون دائمًا موجبة الجرام فيما يعني أن أسطح خلاياها المحتمل كونها كارهة للماء تقوم بامتزاز المركبات ذات القابلية المنخفضة للذوبان. ومع ذلك فإنه من غير الواضح ما إذا كانت النظم ذات التحميل المنخفض أيضًا تخصب بكتيريا تكوين الندف موجبة الجرام.

وخلال التسعينات تم إدخال طرق جزيئية تعتمد على تحليل الأحماض النووية DNA و RNA في عملية معالجة مياه الصرف الصحي (الفصل الثاني). هذه الطرق تسمح بالتحديد الصحيح لتجمعات البكتيريا الخيطية. لهذا، ينصح باستخدام مجسات جينات محددة، حيثما يمكن توافرها، في أعمال حصر انتفاخ الحمأة. واستخدام ذلك مع تحديد خواص البكتيريا الخيطية وتحديد ظروف التشغيل والتحكم السليم (مثل مفاعل الإنتقاء) تعتبر جميعها تحديات رئيسة لمنع انتفاخ الحمأة.

١١-٣-٢ المنهج التركيبي البنائي – البيئي

تفضل البكتيريا الخيطية النمو في اتجاه واحد أو اثنين من الاتجاهات. وهذه الخاصية التركيبية تعطي ما يبدو أنه مميزات تنافسية للكائنات الدقيقة الخيطية تحت ظروف تركيزات قليلة من المواد الغذائية (مثل الظروف البيئية المقاومة للانتشار). ويتوقع أن هذه الكائنات لديها سرعة نمو للخارج عالية وبالتالي تكسب المنافسة لاكتسابها سهولة وصول إلى المادة الغذائية الموجودة في السائل (Martins *et al.* 2003a). وهذا يتفق مع بعض الدراسات التي تربط أيضًا بين النمو المكثف للكائنات الدقيقة الخيطية وبين مقاومة انتشار المادة الركيزة في داخل الندف البيولوجية (Pipes, 1967; Kappeler and Gujer, 1994a).

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

ووجهات النظر هذه إذا أخذت في الاعتبار، فإن التركيب البنائي بهذه الصورة يعطي للكائنات الدقيقة ميزة بيئية. وهو أيضًا يعني أنه في ظل ظروف عملية عدم الانتفاخ فإن البكتيريا الخيطية يمكن أن تكون لا تزال موجودة داخل الندف. وفى حالة ظهور نقص فى المادة الغذائية فإنها ستنمو بسرعة خارج الندفة. والتواجد الذي يكاد يكون كليًا للخيطيات في الحمأة النشطة أدى حتى إلى الاعتقاد بأن الكائنات الخيطية تكون العمود الفقري لندف الحمأة النشطة (Jenkins *et al.*, 1993a). وهذا النوع من هيكل التركيب الخيطي قد يشجع التصاق خلايا أخرى بواسطة موادهم البوليمرية خارج الخلايا.

١١-٤ التعرف على البكتيريا الخيطية وتحديد خصائصها

يعتقد بصورة عامة أن قواعد تفهم وتحديد خصائص انتفاخ الحمأة تعتمد على التعريف المناسب بالبكتيريا الخيطية الداخلة فيها. وهذا ستتم مناقشته بإيجاز فيما يلي.

١١-٤-١ تحديد الخصائص ميكروسكوبيًا مقابل الطرق الجزيئية

لا يزال العديد من أنواع البكتيريا غير متعرفًا عليه وغير معروف تقسيميًا، ولهذا فهذه البكتيريا غير مذكورة في أي دليل للتعريف القياسي بالميكروبيلوجي مثل دليل "برجي" للبكتيريولوجيا النظامية. وقد وضع (Eikelboom (1975; 1977) أول أداة تعريف لتحديد البكتيريا الخيطية في نظم الحمأة النشطة . وهذا التعريف يعتمد أساسًا على خصائص التركيب البنائي وعلى استجابة البكتيريا الخيطية لعدد من اختبارات الصبغ بالألوان، وقد تم تجميع الخطوات العملية والتقنيات ومفاتيح التعريف كلها في دليل فحص الحمأة الميكروسكوبي

جدول ١١-١ المجموعات المقترحة لنماذج التركيبات البنائية للكائنات الدقيقة الخيطية **(Wanner and Grau, 1989; Jenkins et al., 1993)**

الكائن الدقيق	الشكل والميزات	السيطرة أو التحكم فيه
مجموعة ١: القادرة على النمو في المجال الهوائي منخفض الأكسجين المذاب:		
Sphaerotilus natans, type 1701, *Haliscomenobacter hydrossis*	تستخدم المواد الركيزة القابلة للتحلل الحيوي السريع وتنمو جيدًا في تركيزات أكسجين مذاب منخفضة؛ كما تنمو على نطاق واسع من أعمار الحمأة	مفاعلات دفق كتلي انتقائية هوائية أو غائبة الأكسجين أو لاهوائية؛ زيادة عمر الحمأة؛ زيادة تركيز الأكسجين المذاب في حوض التهوية (> ١,٥ مجم O_2/ لتر)
مجموعة ٢: القادرة على النمو في المجال الهوائي مختلط التغذية:		
Thiothrix sp. Type 021N	تستخدم المواد الركيزة القابلة للتحلل الحيوي السريع خاصة الأحماض العضوية منخفضة الوزن الجزيئي؛ تتواجد في أعمار حمأة متوسطة إلى عالية؛ قادرة على أكسدة الكبريتيد إلى حبيبات كبريت ؛ استهلاك سريع للمواد المغذية في ظروف نقص المواد المغذية	مفاعلات دفق كتلي انتقائية هوائية أو غائبة الأكسجين أو لاهوائية؛ ؛ إضافة المواد المغذية؛ إزالة الكبريتيد و/ أو التركيزات العالية للأحماض العضوية (منع الظروف المسببة للعفونة).
مجموعة ٣: قادرة على النمو في المجال الهوائي، أخرى:		
Type 1851, *Nostocoida limicola* spp.	تستخدم المواد الركيزة القابلة للتحلل الحيوي السريع. تتواجد في أعمار حمأة متوسطة إلى عالية.	مفاعلات دفق كتلي هوائية أو غائبة الأكسجين أو لاهوائية؛ خفض عمر الحمأة
مجموعة ٤: قادرة على النمو في المجال الهوائي، غائب الأكسجين أو اللاهوائي		
Microthrix parvicella, types 0092, type 0041/0675	تكثر في النظم اللاهوائية – غائبة الأكسجين– الهوائية؛ تتواجد عند أعمار حمأة عالية؛ إمكانية النمو على التحلل المائي للمواد الركيزة الجزيئية.	لا يزال هناك عدم تأكد بشأنها، لكن أكثر الحلول الموصى بها هي: تركيب كاشط لإزالة المادة الركيزة الجزيئية؛ الحفاظ على نظام حوض تدفق كتلي في كل أجزاء النظام؛ يجب أن تتحدد المراحل المختلفة (لاهوائية/ غائبة الأكسجين/ هوائية) جيدًا؛ الحفاظ على تركيز أوكسجين عالٍ نسبيًا في المرحلة الهوائية (١,٥ مجم O_2/ لتر) وتركيز أمونيوم منخفض نسبيًا (< ١ مجم N/ لتر). (Kruit et al., 2002) ، مع نيترات ونيتريت منخفض في المفاعل غائب الأكسجين قبل المفاعل الهوائي . (Casey et al., 1999; Musvoto et al., 1994)

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

(Eikelboom, 2000) والذي أصبح يستخدم مع دليل آخر وضعه مختلف قليلاً ((Jenkins *et al.* (1993a, 2003) كمراجع على المستوى العالمي عن تعريف البكتيريا الخيطية.

وبالرغم من كونه مفيد للغاية، إلا أن هذا النوع من التعريف له قيوده. على سبيل المثال، العديد من البكتيريا الخيطية (مثل أنواع *Sphaerotilus natans* ، ١٧٠١، ٠٠٩٢ و ٠٩٦١) يمكن أن تغير تركيبها البنائي استجابةً لتغيرات الظروف البيئية، وبالرغم أن بعضها يمكن أن تظهر وكأنها نفس الشيء بنائيًا، إلا أنه يحتمل أن تتغير كثيرًا في وظائف أعضائها (فسيولوجيًا) وتصنيفها. على سبيل المثال، فنوع البكتيريا التركيبي *'Nostocoida limicola'* به العديد من البكتيريا المختلفة جينيًا (Seviour et al., 2002) تنتمي للمجموعات التالية: البكتيريا موجبة الجرام low mol % G + C، فنوع البكتيريا موجبة الجرام high mol % G + C، *Planctomycetes*، البكتيريا الخضراء غير الكبريتية وصنف ألفا من *Proteobacteria* (Martins *et al.* 2004b). هذا أيضًا ينطبق على النوع التركيبي الخيطي Eikelboom نوع ١٨٦٣.

والتعريف الميكروسكوبي للبكتيريا الخيطية المعتمد على التركيب البنائي يحتاج لشخص مدرب جيدًا وذي خبرة، وإلا سيحدث تقدير خاطئ في التعرف. وفوق ذلك، فقد تم حديثًا تحديد حوالي ٤٠ نوعًا تركيبيًا للبكتيريا الخيطية في مسح دراسي لنظم الحمأة النشطة الصناعية (Eikelboom and Geurkink, 2002)، مما يجعل التعرف على البكتيريا الخيطية أكثر تعقيدًا. وتُوجّه عملية التعريف الصعب والخادع أحيانًا بواسطة التقنيات الميكروسكوبية التقليدية أعمال البحث إلى اتجاه الطرق الجزيئية. وقد تطورت الطرق الجزيئية المعتمدة على تحليل الأحماض النووية DNA أو RNA للبكتيريا بسرعة. وبالنسبة للحمأة النشطة، فإن هناك العديد من الطرق يشيع استخدامها. ولكن يمكن استخدام التحليل 16S rRNA للبكتيريا في تحديد خصائص تشابك التجمع الميكروبي. وتفاصيل هذه الطرق تعتبر خارج نطاق هذا الفصل، ويتم معالجتها بإيجاز في الفصل الثاني.

١١-٤-٢ وظائف أعضاء (فسيولوجيا) البكتيريا الخيطية

كما تم بيانه فيما سبق، لا تزال معظم الكائنات الخيطية محددة الخصائص بصورة ضعيفة جدًا، أساسًا نتيجة لمشاكل استزراع وصيانة وسائط الاستنبات. والتطورات الحديثة في ربط صورة الأشعة الذاتية الميكروبية مع تقنية "التهجين الموضعي باستخدام المسبار وإطلاق الضوء" (FISH) تعد أمرًا واعدًا في توضيح وظائف الأعضاء (الفسيولوجيا) الصحيحة للبكتيريا الخيطية. وليست هناك علاقة واضحة بين التركيب البنائي الخيطي وفسيولوجيا البكتيريا (الفصل الثاني).

ومن المشاكل العامة التي نواجهها أن البيانات الفسيولوجية القديمة موصوفة عن التركيب البنائي للبكتيريا الخيطية والتي يحتمل أن تكون بكتيريا غير مرتبطة جينيًا وبها فروق فسيولوجية كبيرة، وبالتالي فإن البيانات الفسيولوجية القديمة (مثل النوع *'Nostocoida limicola'*) قد تكون أو لا تكون صحيحة. ولهذا، فإن البيانات الفسيولوجية القديمة يجب أن تفسر بحذر وأن تظهر الدراسات الفسيولوجية المستقبلية جليًا، تصنيف الكائنات محل الدراسة.

والدراسات الفسيولوجية القليلة في وسائط استنبات نقية للبكتيريا الخيطية عضوية التغذية الكيميائية أظهرت أن معظمها تبدو وكأن لها تمثيل غذائي تنفسي هوائي تام، مع الأكسجين كمتلقٍ للإلكترونات. ومعلوماتنا عن التركيبات البنائية من نوع ٠٩٦١، نوع ١٨٦٣، نوع ١٨٥١ و *Nostocoida limicola* تقول أنها ذات قدرة لأداء تمثيل غذائي تخمري ولهذا قد يكون لها ميزة تنافسية في النظم ذات المراحل اللاهوائية. وعلى أية حال، فهذه التركيبات البنائية يعتقد أنها مكونات ضئيلة من إجمالي التجمع البكتيري وأنها عمومًا غير مسئولة عن إحداث انتفاخ الحماة.

وبعض من البكتيريا الخيطية قادرة على أن تستخدم النيترات كمتلقٍ للإلكترونات. مختزلةً إياها إلى نيتريت، مثل *Microthrix parvicella*، *Sphaerotilus natans*، *Thiothrix spp.*، نوع 021N ونوع ١٨٥١، ولكن معدل استهلاك المادة الركيزة ومعدل النيترة للبكتيريا الخيطية التي تم تحليلها حتى الآن (نوع ٠٢١N و*"Thiothrix spp."*) أقل كثيرًا (أكثر من ٨٠ ضعف) من تلك الخاصة بالبكتيريا المكونة للندف (Shao and Jenkins 1989). ونوع ٠٠٩٢، وهو بكتيريا خيطية سائدة في العديد من نظم الحمأة النشطة لإزالة النيتريت، يبدو وكأنه لا يقدر على استخدام النيترات كمتلقٍ للإلكترونات. وفوق ذلك، في حالة *Microthrix parvicella* فقد ذكر أن النمو لا يدوم في الظروف غائبة الأكسجين. ومناطق التلامس غائبة الأكسجين تستخدم هذه المعلومات الفسيولوجية لمقاومة انتفاخ الحمأة وتحديدًا الذي يسببه نوع ٠٢١N و *Sphaerotilus natans* (Ekama *et al.*, 1996a). ومن أكثر البكتيريا الخيطية سيادة في نظم الحمأة النشطة لإزالة المواد

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

المغذية بيولوجيًا، تم استزراع كل من التركيبات البنائية نوع ٠٠٩٢ و *Microthrix parvicella* فقط في أوساط استنبات نقية ووُجدت صعوبة بالغة في عزل الأخير. ويبدو أن *Microthrix parvicella* هو أكثر الكائنات الدقيقة السائدة والمسببة للمشاكل في عمليات الإزالة البيولوجية للمواد المغذية (Nielsen *et al.* 2002)، مما يرجح أن سلوكه مشابه بدرجة عالية لسلوك البكتيريا المراكمة للفوسفات أو الجليكوجين والفارق الرئيس هو أنه يتخصص في الأحماض الدهنية طويلة السلسلة بدلاً من الأحماض الدهنية المتطايرة. ويحتاج هذا الكائن الدقيق إلى مركبات كبريت تم اختزالها لتكوين البروتين ويوصف بأنه ذو احتياج قليل للأكسجين (Slijkhuis and Deinema 1988; Rossetti *et al.*, 2005). وعندما يتم إدخال ظروف غائبة الأكسجين أو لاهوائية – غائبة الأكسجين لتعزيز الإزالة البيولوجية للمواد المغذية، يمكن لهذا أن تتكاثر *M. parvicella*. وقد لوحظ أن مفاعلات الانتقاء لا تستطيع تأكيدًا أن تعزل *M. parvicella* التي تنتفخ في الظروف غائبة الأكسجين – الهوائية. وعندما تم جعل المفاعل الرئيس هوائيًا بصورة تامة في نظام ذي حوض انتقاء، أمكن التحكم في انتفاخ *M. parvicella* جيدًا، بينما في مفاعل رئيس غائب الأكسجين – هوائي أدى الأمر إلى نمو *M. parvicella* (Ekama *et al.*, 1996a). وهذه الخبرة المعملية يدعمها تقييم كامل تم بواسطة Kruit *et al.*, 2002. وقد توصلوا إلى أن المعيار الرئيس لمنع انتفاخ *M. parvicella* هو أن يكون هناك مراحل مهواة تمامًا (DO < ١,٥ مجم/ ل) وغائبة الأكسجين (لا يوجد أكسجين ملحوظ).

وتم اقتراح افتراض بديل لتكاثر *M. parvicella* والبكتيريا الخيطية المماثلة بواسطة ((1992, 1999) Casey *et al.*,) بأن *M. parvicella* يمكن فقط أن تحول النيترات إلى نيتريت، بينما تقوم عضويات التغذية الطبيعية بإزالة النيترة تمامًا إلى غاز النيتروجين. وفي تركيزات الأكسجين الذائب المنخفضة (والتي تظهر في التحول من ظروف غائبة الأكسجين إلى هوائية أو في مراحل إزالة النيترة المتزامنة) يتم تثبيط آخر الإنزيمات في مسار إزالة النيترة مؤديًا لتكوين NO_2 أو NO. والمركب الأخير يحتمل أن يكون سامًا للخلايا الميكروبية. وحيث إن *M. parvicella* لا يمكنها تكوين NO، فهي غير حساسة لظروف DO المنخفض، ولهذا يمكنها التكاثر في هذه النظم.

١١-٥ النظريات العامة الحالية لشرح انتفاخ الحمأة

تم وضع صيغ عديدة لافتراضات عن انتفاخ الحمأة على أمل إيجاد تفسير عام لهذه المشكلة. ولسوء الحظ، لم يُؤدِ أي منها إلى تفسير حاسم. وفوق ذلك، فإن معظم النظريات لا يزال يفتقر إلى تأكيد واضح تجريبي. ومع ذلك، فهي تشكل الإطار النظري الأساسي الحالي للاقتراب من موضوع انتفاخ الحمأة وفهمه، ولذلك فسوف يتم مناقشتها بشكل أوسع.

١١-٥-١ الانتقاء على أساس الانتشار

أوضح العديد من الباحثين أن التركيب البنائي للبكتيريا الخيطية يساعد في استهلاك المادة الركيزة في التركيزات المنخفضة للمواد المغذية أو الأكسجين. وحتى بداية السبعينات كان التنافس بين البكتيريا الخيطية وغير الخيطية أساسه حقيقة أن نسبة السطح إلى الحجم (A/V) أعلى للبكتيريا الخيطية (Pipes, 1967). وعند التركيز المنخفض للمادة الركيزة بوجه خاص، تعطي هذه النسبة العالية (A/V) ميزات للكائنات الدقيقة، حيث إن انتقال الكتلة إلى الخلايا ذات النسبة العالية يُفترض أن يكون أكثر سهولة. وعند التركيزات الأقل للمادة الركيزة يحتمل أن يؤدي ذلك إلى معدلات نمو أعلى نسبيًا.

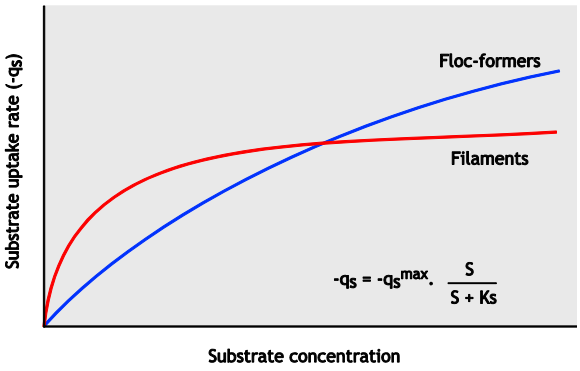
وفي نظريات حديثة تم بيان أن الخيطيات قد تنفذ بسهولة إلى خارج الندف، وعندما تنمو الندف في تركيز منخفض للمادة الركيزة ربما تشهد البكتيريا الخيطية فعليًا تركيزًا أعلى للمادة الركيزة من ذلك في مكونات الندف داخل الندف ذاتها (Sezgin *et al.*, 1978; Kappeler and Gujer, 1994a). وقد تم التنبؤ نظريًا بانحدارات دقيقة (micro-gradient) لتركيز المادة الركيزة داخل الندف (مثلاً Beccari *et al.*, 1992) ولوحظت معمليًا في ندف الحمأة. وفيما بعد نَشَر (Martins *et al.* (2004c)) هذه النظرية بمقارنة نمو الندف بنمو الغشاء الحيوي. وكشف كل من (Van Loosdrecht *et al.* (1995) and Picioreanu *et al.* (1998)) أنه في ظروف هيمنة الانتشار (النفاذية) (أي تركيزات المادة الركيزة المنخفضة)، تنشأ التشكيلات الغشائية الحيوية المفتوحة والخيطية. وفي التركيزات العالية للمادة الركيزة، تنشأ الأغشية الحيوية الملساء. وقد بيّن (Ben-Jacob *et al.*, (1994)) أن التركيب البنائي لمستعمرة وسط استنبات نقي يعتمد على منحنيات المادة الركيزة، وأن التركيزات المنخفضة للمادة الركيزة تؤدي إلى تركيب بنائي خيطي للمستعمرة، ولهذا فإنه يمكن أن يؤدي التركيز المنخفض للمادة الركيزة إلى أن تصبح الندف مفتوحة

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

وخيطية بصورة أكثر (Martins *et al.*, 2003b). والبكتيريا الخيطية يمكن أن يناسبها هذا التشكيل بامتياز.

١١-٥-٢ نظرية الانتقاء بحسابات الحركية

بصورة مشابهة (Donaldson (1932),)، نسب Chudoba *et al.* (1973a)) خواص الترسيب إلى خواص الخلط لحوض التهوية في الحمأة النشطة. فباستخدام أوساط استنبات مخلوطة بمواد ركيزة محددة تحت ظروف معملية محكومة، أوضح (Chudoba *et al.* (1973a)) أن نظم التهوية ذات الدرجات المنخفضة من الخلط المحوري ومنحنيات أعلى لتركيزات المادة الركيزة بطول النظام تخمد نمو البكتيريا الخيطية وتؤدي إلى تكوين حمأة جيدة الترسب. وقد استنتج المؤلفون أن السبب الأساسي لانتقاء الكائنات الدقيقة المكونة للندف في وسط الاستنبات المخلوط هو منحنى تركيز المادة الركيزة عند جزء الدخول في النظام.



شكل ١١-٤ العلاقة بين معدل استهلاك المادة الركيزة (qs) وتركيز المادة الركيز (S) بالنسبة لتكوين الندف والبكتيريا الخيطية وفقًا لنظرية انتقاء حسابات الحركية ((Chudoba *et al.* (1973b)

وعلى أساس هذه النتائج، قام ((Chudoba *et al.* (1973b) بصياغة نظرية الاختيار بحسابات الحركية لشرح ظهور أو خمود البكتيريا الخيطية من نظم الحمأة النشطة . وكان الشرح قائمًا على أساس معيار لاختيار المادة الركيزة الذائبة المقيدة بواسطة البكتيريا الخيطية والمكونة للندف. وافترض ((Chudoba *et al.* (1973b) أن الكائنات الدقيقة الخيطية هي كائنات بطيئة النمو لها حد أقصى لمعدلات (μ_{max}) وثابت للصلة البيولوجية (K_s) أقل من البكتيريا المكونة للندف (شكل ١١-٤). وفي النظم التي يكون بها تركيز المادة الركيزة منخفضة ($K_s > C_s$)، يكون لها في النظم المستمرة الملء تامة الخلط، بكتيريا خيطية ذات معدل نمو محدد أكبر من البكتيريا المكونة للندف، وبهذا تكسب المنافسة على المادة الركيزة.

وفي النظم التي بها تركيز المادة الركيزة عالٍ ، يكون لها في المفاعلات الكتلية ونظم SBR، فإن البكتيريا الخيطية يجب أن تخمد حيث إن معدل نموها يتوقع أن يكون أقل من ذلك الخاص بالبكتيريا المكونة للندف. وقد دعم هذه النظرية دراسات على أوساط استنبات نقية لبعض أنواع البكتيريا الخيطية (مثل: Sphaerotilus natans ، Haliscomenobacter hydrossis ، نوع ١٧٠١، نوع ٠٢١N و Microthrix parvicella) والبكتيريا المكونة للندف (Zoogloea ramigera ، Arthrobacter globiformis) بواسطة (e.g. van den Eynde *et al.*, 1983). إلا أن هناك تساؤل في هذا الشأن عما إذا كانت البكتيريا المكونة للندف تعتبر ممثلة لنظم الحمأة النشطة . واستخدام المسابير (المجسات) الجزيئية أوضح أن البكتيريا غير السائدة بصورة منتظمة يتم تخصيبها من الحمأة النشطة . وقد تم مجددًا تطوير تقنية على أساس كل من "الأشعة الذاتية الميكروبية" – MAR و"التهجين الموضعي باستخدام المسبار وإطلاق الضوء" – FISH واستخدامها في القياس الموضعي لحسابات الحركية للبكتيريا الخيطية (*Candidatus* Meganema perideroedes' و *Thiothrix* sp.) بواسطة (Nielsen *et al.*, 2003). وهذا المنهج يعتبر واعدًا ويجب أن تتم الجهود اللازمة لتمديده ليشمل بكتيريا أخرى خيطية وغير خيطية.

وحتى الآن لم يستطع أحدٌ أن يبين جليًا أن البكتيريا الخيطية لها معدل نمو أقصى أقل من البكتيريا الأخرى الموجودة في الحمأة. وإضافة إلى ذلك، لا يوجد أي تفسير نظري لماذا قد يؤدي التركيب البنائي الخيطي إلى معدل نمو أقل. وقيمة تركيز نصف التشبع لاستخدام المادة الركيزة (K_s) الأقل غالبا في البكتيريا الخيطية، كما هو مفترض في نظرية الانتقاء بحسابات الحركية، لم يتم أيضًا إثباتها حتى الآن. فإن كانت (K_s) ينظر إليها كخاصية لإنزيمات استهلاك المادة الركيزة، فإنه يبدو أيضًا وكأن هناك علاقة مباشرة بين K_s والبناء التركيبي للبكتيريا الخيطية. ومع ذلك، لو كان ينظر إلى K_s كمقياس ظاهري لتحويل الكتلة لوصف انتقال الكتلة إلى خلية، كما في افتراض A/V القائم على الانتشار diffusion للعالم (Pipes (1967),)، إذن فإن ذلك يتفق تمامًا مع نظرية الانتقاء بحسابات الحركية. وفي الندف تكون قيمة K_s على أساس قياسات كتلة السائل في جميع الأحوال معاملاً ظاهرًا متأثرًا بالتركيب البنائي للندف. وكلما زادت مقاومة الانتشار (لأن الندف أكبر وأكثر كثافة) كلما زادت قيمة K_s الظاهرة التي قيست (Beccari *et al.*, 1992; Chu *et al.*, 2003). وبالنسبة للخيوط الممتدة من الندفة فإن هذا يعني قيمة K_s ظاهرة أقل مقارنة بالبكتيريا داخل الندف. وعلى أساس هذا التفسير

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

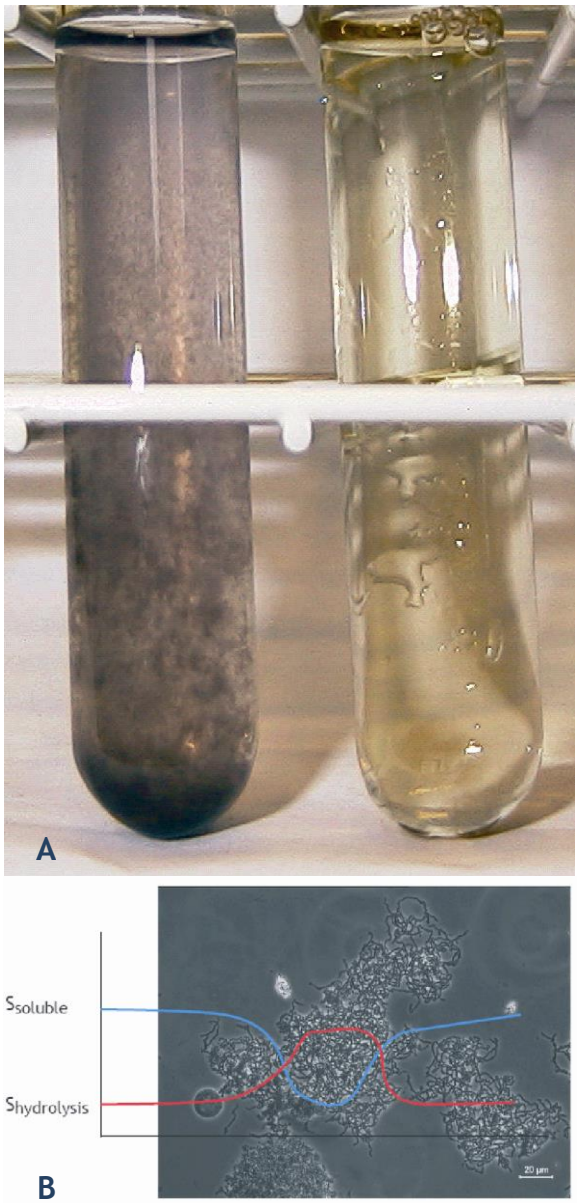
فإنه يمكن أن يقال بأن نظريات الانتشار ذات الصلة بذلك (Pipes, 1967; Sezgin *et al.*, 1978; Kappeler and Gujer, 1994a; Martins *et al.*, 2004c) ونظرية الانتقاء بحسابات الحركية (Chudoba *et al.*, 1973b) هما وجهان لعملة واحدة، ولذلك فإن لهما نفس قوة التفسير وشرح الأمور.

وأحد التجارب التي تبين أنه يحتمل أن كلا النظريتين صحيح قام به (Martins *et al.* (2008)) فعندما تنمو البكتيريا على النشا، يكون تركيز المادة الركيزة الذائبة منخفضًا دائمًا. وناتج التحلل المائي (المالتوز) يتم استهلاكه مباشرة بواسطة الخلايا التي تنمو بنشاط. في هذه الحالة يكون هناك استهلاك للمادة الركيزة عند تركيزات منخفضة، ولكن بدون تكوين منحنى للمادة الركيزة لأن النشا يتحلل مائيًا داخل الندف وليس في كتلة السائل.

في هذه الحالة تم الحصول على حمأة جيدة الترسب (وفقًا للنظرية القائمة على الانتشار) ولكن الندف كانت قد تكونت مع سيادة خلايا *nostocoida* (وفقًا لنظرية الانتقاء بحسابات الحركية). وهذه الملحوظة يمكن أن تبين أن التنافس بين البكتيريا الخيطية والبكتيريا اللاخيطية يعتمد على نشوء انحدار الانتشار (شكل ٥-١١) بالنسبة لنظم الغشاء الحيوي (van Loosdrecht *et al.*, 1995).

٣-٥-١١ نظرية إنتقاء التخزين

يفترض، نمطيًا، أن الكائنات الدقيقة اللاخيطية تظهر قدرتها على تخزين المادة الركيزة عند تركيزات مادة ركيزة عالية. هذه القدرة يفترض أنها تعطي ميزة إضافية للبكتيريا اللاخيطية في نظم الحمأة النشطة عالية الحركة مثل الأحواض الدفقية، SBR ونظم الانتقاء(مثل، Van den Eynde *et al.* 1983). ومع ذلك، فقد بينت الدراسات الحديثة أن الحمأة المنتفخة ربما كان لها نفس- وربما أعلى- القدرة على التخزين من الحمأة جيدة الترسب (Beccari *et al.*, 1998; Martins *et al.*, 2003b). كذلك تظهر دراسات أوساطة الاستنبات النقية والمختلطة أن بعض البكتيريا الخيطية مثل *Microthrix parvicella* يمكن أن تكون لها قدرات تخزين عالية في جميع الظروف البيئية (الهوائية، غائبة الأكسجين، اللاهوائية) (Nielsen *et al.*, 2002) ويمكن أن يتم تمثيل المادة المخزونة غذائيًا لتوليد الطاقة أو إنتاج البروتين خلال فترات ندرة الغذاء، والتي يمكن أن تمثل ميزة انتقائية قوية لهذه الكائنات الدقيقة في التنافس بين البكتيريا الخيطية واللاخيطية. ولا يمكن اعتبار كفاءة التخزين الأقل لدى البكتيريا الخيطية كقاعدة مطلقة في آلية الانتقاء بالنسبة للبكتيريا الخيطية، وعلى الرغم من عدم كونهما قياسات انتقاء أساسية، فإن كلاً من التخزين والتجدد (بعد الاستنزاف) يعدان العمليات الجوهرية التي تلعب دورًا أساسيًا في النظم المشابهة لمفاعل الانتقاء(van Loosdrecht *et al.*, 1997). لهذا، يجب اعتبارهما في توصيف عمليات التمثيل الغذائي التي تحدث في النظم المنتفخة أو غير المنتفخة.



شكل ١١-٥ (A) على اليسار حمأة تحتوي على نشا مصبوغ أزرق بالأيودين، وعلى اليمين مادة طافية غير مصبوغة لعدم وجود النشا. (B) صورة ميكروسكوبية لندف حمأة من وسط استنبات حمأة منشطة ينمو في النشا وتسوده خلايا *nostocoida* يمثل الخط الأزرق تركيز المادة الركيزة لناتج عملية التحلل المائي (photos: A.M. Martins).

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

١١-٦ الإجراءات العلاجية

هناك استراتيجيتان يمكن اتباعهما بصورة أساسية لمنع انتفاخ الحمأة، أي طرق خاصة وطرق غير خاصة. والطرق غير الخاصة تشمل تقنيات مثل: الكلورة، المعالجة بالأوزون وإضافة فوق أكسيد الهيدروجين. وأساس تطبيق هذه الطرق بسيط تمامًا/ فحيث إن البكتيريا الخيطية المسببة لانتفاخ الحمأة توجد غالبًا خارج الندف، فهي تكون أكثر عرضة للأكسدة من البكتيريا المكونة للندف. لاحظ أن هذا التفسير يتفق مع الافتراض المبني على الانتشار للتنافس بين البكتيريا الخيطية. وتستخدم الكلورة بصورة واسعة في الولايات المتحدة والإجراءات العملية لتطبيقها موثقة جيدًا (e.g. Jenkins *et al.*, 1993b). واستخدامها في أوروبا محدود نظرًا لاعتبارات بيئية بشأن احتمال تكون مخلفات غير مرغوبة مثل المركبات العضوية المهلجنة (halogenated organic compounds). وهناك جانب سلبي آخر هو أن البكتيريا بطيئة النمو مثل تلك المسببة للنيترة، عندما تتأثر بالمواد المؤكسدة تأخذ زمنًا طويلاً حتى تتعافى، مما يحتمل أن يؤدي إلى تدهور نوعية المياه الخارجة. وفوق ذلك، فإن الطرق غير الخاصة لا تزيل أسباب النمو المكثف للكائنات الخيطية وتأثيرها يكون عابرًا. نفس الشيء ينطبق على طرق المقاومة قصيرة الأمد، مثل إعادة توزيع الكتلة الحيوية من المروقات إلى أحواض التهوية و/ أو زيادة معدل إخراج الحمأة. والطرق الخاصة هي طرق وقائية يكون هدفها تشجيع نمو التجمعات البكتيرية المكونة للندف على حساب تركيبات البكتيريا الخيطية. والتحدي هو أن نجد الظروف البيئية المواتية في محطة معالجة حمأة نشطة للوصول لهذا الهدف، لأن نجاح تطبيقها سيسمح بالتحكم الدائم في الانتفاخ في نظم الحمأة النشطة بطريقة مستدامة وهذه الطرق يجب أن تتطور ويتم تبنيها بصورة مفضلة.

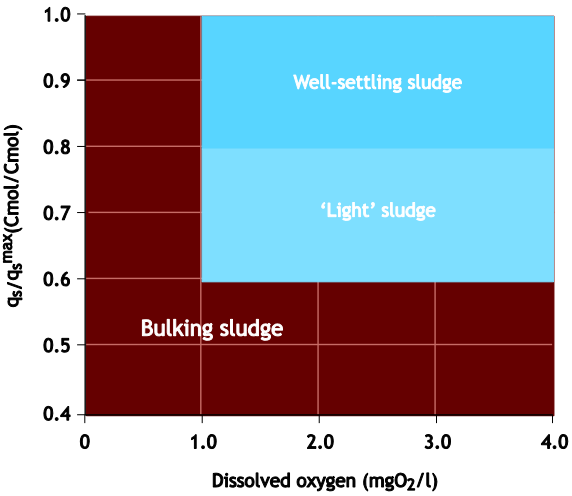
وحتى الآن، فإن الإجراءات الوقائية في انتفاخ الحمأة لا تعتمد على معرفة وظائف أعضاء (فسيولوجيا) و/ أو حسابات حركية نوع معين من البكتيريا الخيطية، ذلك بالرغم من التركيز الكبير على الدراسات الخاصة بتحديد البكتيريا الخيطية الموجودة. والإجراءات الوقائية العامة يبدو أنها تتفق على أن المواد الركيزة القابلة للتحلل الحيوي السريع تحتاج لأن تستهلك في تركيزات مادة ركيزة عالية. هذا يعني أن في جزء المدخل من عملية الحمأة النشطة تكون هناك حاجة لخواص هيدروليكية من نوع أحواض الدفق الكتلي حتى يتم استهلاك COD القابل للتحلل، بعدها يمكن استخدام حوض كامل الخلط. وإذا استهلك الأكسجين في تركيزات أقل، فهذا يؤدي إلى انتفاخ الحمأة بصورة مماثلة لـ COD القابل للتحلل الحيوي السريع.

والتأثير المشترك لتركيز الأكسجين وتركيز المادة الركيزة القابلة للتحلل الحيوي السريع على خواص الحمأة ممثل في شكل ١١-٦. ويجب تركيز المادة الركيزة الفعال أن ينظر له مرتبطًا بثابت القدرة على الاتحاد بين الكائنات في المادة الركيزة، لهذا تستخدم في ذلك النسبة بين المعدل الأقصى والحقيقي للمادة الركيزة. ومحتوى الأكسجين الذائب يبدو أنه مرتبط فقط بالفترة التي يتاح فيها المادة الركيزة القابلة للتحلل الحيوي السريع، وقد ينتج عن مطلب كون الجزء الابتدائي من نظام الحمأة النشطة ذي تدفق كتلي قد أدى الى تطوير مفاعلات انتقاء لمنع الانتفاخ. وكل من النظريتين الخاصتين بانتفاخ الحمأة (نظرية الانتقاء على أساس الانتشار A/V أو نظرية الانتقاء على أساس حسابات الحركية) يدعمان هذا المنهج.

١١-٦-١ مفاعل الانتقاء

يعرف حوض الانتقاء بأنه الجزء المبدئي لمفاعل حيوي، ويتميز برقم تشتت منخفض وانحدار كلي كافي في تركيز المادة الركيزة (Chudoba *et al.*, 1973b; Rensink, 1974) ويمكن أيضًا أن يكون منطقة صغيرة منفصلة مبدئية في مفاعل حيوي تتلقى تدفقات المياه الداخلة والحمأة الراجعة ولها معدل امتصاص عالٍ لل COD القابلة للتحلل الحيوي السريع، مع تقريبا إزالة كاملة لـ COD القابلة للتحلل الحيوي السريع (Jenkins *et al.*, 1993a). في النظم المشابهة لأحواض الانتقاء، تتعرض الكائنات الدقيقة لفترات بها (ولائم أو وفرة) وأخرى ليس بها (مجاعة أو تجدد) مادة ركيزة خارجية. والخلاصة أن نظام حوض الانتقاء المثالي هو إما يكون مفاعل تسلسل دفعي (SBR) يتم ملئه بالنبض أو SBR يتم ملئه بصورة ساكنة.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



شكل ١١-٦ تأثير تركيز الأكسجين والمادة الركيزة المتاحة (والأخيرة ممثلة كمعدل واقعي لاستهلاك المادة الركيزة بالنسبة لأقصى معدل لها) على نوع الحمأة المتكونة في عملية حمأة منشطة (Martins *et al.* 2003b).

وقد ثبت أنه في مثل هذه النظم يمكن أن يتم تكوين ما هو عكس انتفاخ الحمأة، وهو تكوين الحمأة الهوائية الحبيبية (Beun *et al.*, 1999). ففي حوض الانتقاء تتعرض الكائنات الدقيقة إلى بيئات معدل نمو عالٍ وتكون قادرة على مراكمة المادة الركيزة كمنتجات تخزين داخلية في خلاياها (تخزين)، ويجب حينئذ أن تتواجد فترة طويلة كافية (مرحلة هوائية) بدون مادة ركيزة (معدل نمو بطيء أو مناخ نقص غذائي) حتى يعاد إنشاء القدرة التخزينية للخلايا (Van Loosdrecht *et al.*, 1997; Beun *et al.*, 1999). وبسرعة، تم تركيب أحواض الانتقاء بصورة كاملة في نظم الحمأة النشطة ولا تزال أكثر الآليات الهندسية المطبقة على مستوى العالم لمنع ظاهرة انتفاخ الحمأة. وبرغم ذلك، لا يزال هناك تقارير بصورة منتظمة ترصد فشل أحواض الانتقاء في التحكم في انتفاخ الحمأة (مثلا في Ekama *et al.*, 1996b). وليس واضحًا إن كان مثل هذا الفشل هو نتيجة للتصميم السيئ لحوض الانتقاء، أو للظروف العابرة في نظام المعالجة البيولوجية أو عوامل أخرى التي أحدثت تأثيرًا، لحد ما، في ديناميكية تجمعات البكتيريا بصورة أو بأخرى معطية ميزة تنافسية لصالح البكتيريا الخيطية. وبالنسبة لمنع الانتفاخ بسبب نوع *parvicella* في عمليات الإزالة البيولوجية للمواد المغذية، يبدو أن أحواض الانتقاء تفشل في ذلك (Eikelboom, 1994; Ekama *et al.*, 1996b; Kruit *et al.*, 2002) أو أنها تكون غير فعالة. فمختلف أحواض الانتقاء ومتاعبها المحتملة سيتم شرحها باختصار في الأجزاء التالية. ونجد نظرة عامة على إرشادات تصميم أحواض الانتقاء في جدول ١١-٢.

١١-٦-١-١ أحواض الانتقاء الهوائية

حتى نهاية الثمانينات، كان مطلوبًا فقط إزالة الكربون العضوي في معظم البلاد، وكان دائمًا ما يفضل نموذج النظم الهوائية التامة مع عادة تغذية وخلط تام. وفي الولايات المتحدة، كانت النظم في معظم الأحوال ذات معدلات تحميل عالية مع زمن مكث حمأة (SRT) أقل من ٥ أيام. وتحت هذه الظروف، كان حدوث انتفاخ الحمأة يعزى بصورة أساسية إلى النمو المكثف للبكتيريا الخيطية مثل نوع ٠١٢N ونوع ١٧٠١. وفي أوروبا وجنوب أفريقيا، تم إنشاء محطات ذات معدلات تحميل منخفضة، مثل قنوات الأكسدة ونظم التهوية الممتدة. وفي التسعينات، كان مطلوبًا نظم أكثر صرامة فيما يختص بانبعاثات المواد المغذية، خاصةً انبعاثات الأمونيا، في أوروبا والولايات المتحدة. ومن أجل تحقيق هذه المتطلبات كان على محطات معالجة مياه الصرف الصحي أن يتم تحديثها وتم عمل تحسينات على قدرات النيترة البيولوجية. وتم تحسين نظم التهوية، وحتى يتم الحفاظ على البكتيريا المسببة للنيترة في النظام، كان دائمًا ما يتم زيادة زمن مكث الحمأة (SRT) إلى ما يزيد عن ١٠ أيام. وفوق ذلك، أصبحت نظم التهوية المتقطعة أكثر انتشارًا حيث إنها تسمح بدرجة معينة من إزالة النيترة. وفي هذه الظروف، يكون انتفاخ الحمأة أساسًا بسبب تكاثر أنواع *Microthrix parvicella* ونوع ٠١٢N و ٠٠٤١/ ٠٦٧٥ و ٠٠٩٢ و ٠٥٨١ ، وأدت هذه الملاحظات إلى تعريف ما يسمى "مجموعة البكتيريا الخيطية منخفضة F/M" بواسطة (Jenkins *et al.* (1993). وتم تنفيذ أحواض انتقاء هوائية، وهي منطقة خلط صغيرة (هوائية أو غائبة الأكسجين) أو منطقة تلامس (بدون تهوية)، لمنع انتفاخ الحمأة الناتجة الذي عزي في عديد من الحالات إلى النمو المكثف لنوع ٠٢١N، *Thiothrix spp.*، *Sphaerotilus natans*، ولكن لا تكون دائمًا ناجحة في حالة *Microthrix parvicella*.

وزمن التلامس، وهو قياس تصميمي نمطي لأحواض الانتقاء، له تأثير قوي جدًا وغير خطي على قابلية الحمأة للترسب (Martins *et al.*, 2003a). وعندما يكون زمن التلامس غير كافٍ، فإن المادة الركيزة الذائبة لا تُستهلك تمامًا في منطقة التلامس، ويتم حملها إلى حوض التهوية الرئيس. في هذه الحالة، سيحدث نمو الكائنات الخيطية نتيجة لاستهلاك المادة الركيزة في تركيزات منخفضة في حوض التهوية. وفي الناحية الأخرى، عندما يكون زمن التلامس طويل جدًا لحد ما، سيكون تركيز المادة الركيزة منخفضًا، مقتربًا من المستوى النمطي للأحواض كاملة الخلط، والذي يشجع نمو الكائنات الدقيقة الخيطية أيضًا. والتأثير القوي لحوض التلامس الكبير جدًا أو الصغير

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

الحجم على دليل عمر الحمأة SVI، يجعل عملية التصميم الجيد أكثر صعوبة (شكل ١١-٧).



شكل ١١-٧ حوض انتقاء هوائي (photo: M.C.M. van Loosdrecht)

وفي النظم التي يكون لها أنماط تغذية عالية الديناميكية، مثل الحرارة والتدفق واختلافات الأحمال، كما في نظم معالجة مياه الصرف الصحي، لا يسهل عمل تصميم جيد وقد يكون سببًا مبررًا للتقارير المتكررة عن فشل أحواض الانتقاء الهوائية. لهذا- فإنه في الواقع العملي- يكون متوقعًا أن يكون ضمان انحدار كبير قوي لتركيز المادة الركيزة فقط في نظم الدفق الكتلي، كما في القنوات الطويلة (تكون نسبة الطول – العرض أكثر من ١٠ : ١) وأحواض التلامس المقسمة إلى مقصورات أو نظام SBR المغذى بالنبض، وسوف تعمل جيدًا تحت الظروف عالية الديناميكية. وفوق ذلك، فإن التقسيم المرحلي المناسب يمكن أن يحسن نظم الحمأة النشطة التي تكون محدودة ديناميكيًا (Scuras *et al.*, 2001).

وقد تم إدرك والتحقق من ضرورة الحفاظ على حد أدنى من تركيز الأكسجين المذاب DO كدالة من تحميل المادة العضوية الذائبة أو معدل امتصاص المادة الركيزة الذائبة في حوض الانتقاء الهوائي، وذلك في عدة دراسات، كما تم اقتراح مخططات عمل (شكل ١١-٥). وبالرغم من أن زمن التلامس الموصى به في حوض الانتقاء الهوائي صغير جدًا، فإن كمية الأكسجين المطلوبة تكون حوالي ١٥ إلى ٣٠ % من COD الذائب الذي تمت إزالته (Jenkins *et al.*, 1993a; Ekama *et al.*, 1996a; and Martins *et al.*, 2003b). هذا يؤكد أهمية الإمداد الكافي للأكسجين في حوض الانتقاء الهوائي. وإذا حدث في حوض انتقاء هوائي مقسم إلى مقصورات (تدفق كتلي) وكان له معدل تهوية منخفض جدًا، فإن التأثيرات السلبية على قابلية الحمأة للترسب يمكن أن تزداد سوءًا عن الحال مع حوض انتقاء كامل الخلط مبالغ في تصميمه (كبير جدًا) (Martins *et al.*, 2003b). وفوق ذلك يكون التحكم في عملية التهوية في منتهى الأهمية، ويجب أن توضع المجسات في أول مقصورة، حيث يكون استهلاك الأكسجين في أعلى معدلاته (جدول ١١-٢) وليس، كما هو الحال غالبًا، في نهاية حوض الانتقاء.

١١-٦-١-٢ أحواض الانتقاء غير المهواة

كما في حالة أحواض الانتقاء الهوائية، يجب إزالة جميع COD القابلة للتحلل الحيوي السريع في المفاعلات غائبة الأكسجين واللاهوائية (أحواض الانتقاء)، مع منع دخول أي COD قابل للتحلل الحيوي السريع إلى المرحلة الهوائية، والذي لو حدث، فإنه قد يعطي الفرصة للبكتيريا الخيطية (Kruit *et al.*, 2002). وفوق ذلك، فإن الأكسجين والنيترات يجب أن يغيبا من المفاعل اللاهوائي، والأكسجين من المفاعل غائب الأكسجين. وقد تضيف تدفقات التدوير، بدون قصد، إلى إدخال الأكسجين لمثل هذه الأحواض للانتقاء. فبالإضافة إلى تعطيل عملية الإزالة البيولوجية للفوسفور EBPR و/ أو نشاط إزالة النيترة، فإن وجود ظروف منخفضة الاحتياج للأكسجين في المراحل اللاهوائية و/ أو غائبة الأكسجين، والتي يمكن على سبيل المثال أن تعزى إلى انتشار الأكسجين خلال سطح السائل (Plósz *et al.*, 2003)، أو إلى تدفق الحمأة الراجعة/ تدفق السائل في المضخات اللولبية أو عند حواجز المياه الطافية، يمكن أن يؤدي إلى سوء خواص ترسيب الحمأة.

١١-٦-١-٣ أحواض الانتقاء غائبة الأكسجين

توضع معايير تصميم أحواض الانتقاء غائبة الأكسجين أساسًا على نسبة COD القابلة للتحلل الحيوي السريع مقابل النيترات الداخلة إلى المفاعل (Ekama *et al.*, 1996b). ونجد في أحواض الانتقاء أن جزءًا هامًا من COD القابل للتحلل الحيوي السريع يتوقع أن يتحول إلى منتجات مخزنة، فإن النسبة تكون أعلى من المعدل النمطي لإزالة النيترة المباشرة (حوالي ٧-٩ مجم COD قابل للتحلل الحيوي السريع في كل مجم $N - NO_3$). وقد وجد أن نوع الخلط له تأثير أقل أو لا تأثير له مطلقًا، عند مقارنته بحوض الانتقاء المهوى. ولهذا فإن تصميمات أحواض الانتقاء غائبة الأكسجين من حيث المبدأ تكون أكثر استقرارًا بالنسبة لاختلافات التصرف والتصميم المحدد، طالما أن النيترات تبقى متوافرة بالزيادة (Martins *et al.*, 2004b). وفي النظم كاملة النطاق يكون صعبًا تحقيق موازنة حمل النيترات لحمل

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

COD القابل للتحلل الحيوي السريع، حيث إن هناك اختلافًا يوميًا ودرجة من إزالة النيترة يحدثان في المروق الثانوي.

وتكون الفترات ذات تركيز النيترات المنخفض أو الظروف اللاهوائية المؤقتة في أحواض الانتقاء غائبة الأكسجين متوقعة. وهذه الظروف ليست بالضرورة ضارة بخواص ترسب الحمأة لأنه في حوض الانتقاء غائب الأكسجين في مفاعل التدفق يمكن أن يتم تخزين جزء هام من COD القابل للتحلل الحيوي السريع بواسطة الكائنات عضوية التغذية (Beun *et al.*, 2000) أو تستهلك بواسطة الكائنات المراكمة للفوسفور (PAO_s) أو بواسطة الكائنات المراكمة للجليكوجين غير متعددة الفوسفاتات (GAO_s). ومع هذا، فإن تسرب COD القابل للتحلل الحيوي السريع إلى حوض التهوية، وبالتالي انتفاخ الحمأة، يمكن حدوثه لو كان حوض الانتقاء غائب الأكسجين له قدرة تخزين منخفضة (مثل في النظم تامة الخلط). والمطلوب مزيد من البحث للكشف عن أهم العوامل في التنافس بين هذه الكائنات الدقيقة. وفي نفس الوقت، وحتى يتم تصميم حوض انتقاء غائب الأكسجين كامل ويعتمد عليه، ينصح أولاً بأن يتم إجراء دراسات على محطة تجريبية، وعندئذ فقط يتم التوسع في المنظومة. والصراع من أجل تركيزات نيترات منخفضة في المياه الخارجة سوف يؤدي على أية حال إلى تدوير الحمأة مع محتوى نيترات قليل، مما سيحد من استخدام أحواض الانتقاء غائبة الأكسجين.

١١-٦-١-٤ أحواض الانتقاء اللاهوائية

في الظروف اللاهوائية (مثل تلك المشابهة لعمليات جامعة كيب تاون UCT) التامة، يتم امتصاص المادة الركيزة الذائبة، وبشكل أساسي الأحماض الدهنية المتطايرة وبعض المواد الركيزة البسيطة الأخرى، بعدها يتم تخزينها، غالبًا. ويتبع تصميم أحواض الانتقاء اللاهوائية حساب نسبة معدل امتصاص COD القابلة للتحلل الحيوي السريع إلى معدل إطلاق الفوسفور، والمطلوبة من أجل إزالة الفوسفور، مع التأكيد على أنه في النهاية لا يتم دخول COD قابل للتحلل الحيوي السريع إلى حوض التهوية الرئيس (جدول ١١-٢). هذه الظروف تم ترتيبها في نظام الحمأة النشطة لتشجيع نمو الكائنات المراكمة للفوسفور (PAO_s). ومع ذلك فهناك مجموعة أخرى من البكتيريا تعرف بالكائنات المراكمة للجليكوجين غير متعددة الفوسفاتات (GAO_s)، يمكن أن تنمو بصورة جيدة تمامًا في ظروف مشابهة (مثلا Filipe et al., 2001). وكلا النوعين من البكتيريا قادر على امتصاص المواد الركيزة البسيطة الذائبة في المرحلة اللاهوائية وتخزينها في صورة بوليهيدروكسي ألكونات (PHA). ومخزون الطاقة الذي يسمح بآليات الامتصاص والتخزين يكون، مع ذلك، مختلفًا في النوعين من البكتيريا، فتستخدم متعددة الفوسفات في حالة الكائنات المراكمة للفوسفات PAO_s والجليكوجين في حالة الكائنات المراكمة للجليكوجين. وهذا التنوع في التمثيل الغذائي يعطي مرونة كبيرة لحوض الانتقاء اللاهوائي في علمية إزالة الحمل العضوي، بعيدًا عن حدوث إزالة الفوسفور. وفوق ذلك، بالرغم من التنوع الكبير في PAO_s و GAO_s، فإن البكتيريا الخيطية لم تلاحظ حتى الآن مع هذا النوع من التمثيل الغذائي.

وكنتيجة لتوافر واستهلاك COD القابل للتحلل الحيوي السريع في المرحلة اللاهوائية، يتراكم POA_s و GAO_s في الحمأة ويجبر الكائنات الهوائية، فرضًا، على الانخفاض في العدد، حيث إنها في هذه الحالة تفتقد المادة الركيزة في المرحلة الهوائية. وبهذا، كلما زادت إزالة المادة الركيزة من المرحلة اللاهوائية، والذي يعني أيضًا مادة ركيزة أقل في المرحلة التالية، كلما كانت خصائص الترسيب في الحمأة النشطة أفضل. وفوق ذلك، فالحمأة الغنية بالبكتيريا متعددة الفوسفات، تترسب عادة بصورة أفضل لأنها تكوّن تجمعات كثيفة وفوسفاتات متعددة متداخلة الخلايا، بالاقتران مع الترسب الكيميائي للفوسفور، مما يزيد من كثافة الحمأة. وظروف الخلط في أحواض الانتقاء اللاهوائية، كما في أحواض الانتقاء غائبة الأكسجين لا يبدو أنها ذات أهمية حرجة. وفوق ذلك، فإن انتقال COD إلى المرحلة المهواة يكون في الواقع ذي تأثير مقيد محدود، مقارنة بالظروف الهوائية، وهذا يعني أن تصميم حوض الانتقاء اللاهوائي لا يكون حرجًا بدرجة كبيرة (Martins *et al.*, 2004a) وقد أكدت التقارير الأخيرة على نجاح أحواض الانتقاء اللاهوائية في التحكم في انتفاخ الحمأة، حتى عندما تكون *Microthrix parvicella* هي البكتيريا الخيطية السائدة (Kruit *et al.*, 2002). ومع ذلك، فإن حوض الانتقاء اللاهوائي، لا يمكن أن يستخدم دائمًا. على سبيل المثال، لا يوصى باستخدامه في تدفقات مياه الصرف الغنية في مركبات الكبريت. والظروف اللاهوائية يمكن أن تساعد على الإنتاج الأكثر لمركبات الكبريت المختزلة، والتي يمكن استخدامها في المرحلة الهوائية من جانب البكتيريا الخيطية المؤكسدة للكبريت (Eikelboom, 2000).

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

جدول ١١-٢ إرشادات تصميم حوض الانتقاء الموصى بها لأحواض الانتقاء الهوائية وغائبة الأكسجين واللاهوائية في نظم معالجة مياه الصرف الصحي البلدية

القياس المستخدم	القيمة	المرجع
حوض الانتقاء الهوائي		
عدد المقصورات	≤ ٣	Jenkins et al. (1993a)
زمن التلامس	١٠-١٥ دقيقة اعتمادًا على الحمل والحرارة وتركيب مياه الصرف الصحي (أي جزء COD القابل للتحلل الحيوي السريع).	Still et al. (1996)
معدل تحميل الحمأة	١٢ (أول مقصورة) ٦ (ثاني مقصورة) و ٣ (ثالث مقصورة) كجم COD/ كجم MLSS/ يوم	Jenkins et al. (1993a)
تحميل الندف	٥٠-١٥٠ جم COD/ كجم TSS (أول مقصورة)	Kruit et al. (1994)
تركيز COD	≤ ٢ مجم O_2/ ل، ولكن يعتمد على معدل تحميل الحمأة ومعدل تحميل الندف و/ أو معدل امتصاص المادة الركيزة. يوضع جهاز الإحساس في المقصورة الأولى	Sezgin et al. (1978), Albertson (1987), Martins et al. (2003b)
حوض الانتقاء غائب الأكسجين		
عدد المقصورات	≤ ٣	Jenkins et al. (1993a)
معدل تحميل الحمأة	٦ (أول مقصورة) ٣ (ثاني مقصورة) و ١,٥ (ثالث مقصورة) كجم COD/ كجم MLSS يوم	Jenkins et al. (1993a)
زمن التلامس	٤٥-٦٠ دقيقة	Kruit et al. (2002)
$(RBCOD/NO_3\text{-}N)_{consumed}$	غالبًا حوالي ٧-٩ مجم RBCOD/ مجم NO_3-N نتيجة لتخزين المادة الركيزة.	Jenkins et al. (1993a), Ekama et al. (1996a), Van Loosdrecht et al. (1997)
حوض الانتقاء اللاهوائي		
عدد المقصورات	≤ ٣ قنوات طولية (نسبة طول إلى عرض أكبر من ١٠ : ١)	Albertson (1987), Kruit et al. (2002)
زمن التلامس	١-٢ ساعة	Kruit et al. (2002)
$(COD_{VFA+fermentable}/PO4\text{-}P)_i$	٩-٢٠ جم COD/ مجم P	Wentzel et al. (1990), Smolders et al. (1996)

وقد أظهرت الدراسات الحديثة في هولندا أن الحمأة جيدة الترسب (SVI < ١٢٠ مل/ جم مع قيم عامة تحت ١٠٠ مل/ جم) يمكن الحصول عليها في نظم الإزالة البيولوجية للمواد المغذية كاملة النطاق، بواسطة تطبيق مفاعلات انتقاء ذات دفق كتلي مراقبة جيدًا غائبة الأكسجين (Kruit *et al.*, 2002). وأحد العوامل محتملة الأهمية والذي أدى إلى إمكانية أفضل لترسب الحمأة، كان إدخال مفاعل هوائي بعد المرحلة غائبة الأكسجين/ الهوائية، للإحداث المتزامن لتركيز أمونيوم منخفض (< ١ مجم N/ ل) وتركيز أكسجين مذاب DO عالي (< ١,٥ مجم O_2/ ل) (Kruit *et al.*, 2002; Tsai *et al.*, 2003). وأحد أمثلة نظم المعالجة المصمم على أساس هذه الاعتبارات هو BCFS® (Van Loosdrecht *et al.*, 1998) والذي يطبق حاليًا بنجاح في هولندا على نطاق كامل في ١٢ محطة معالجة.

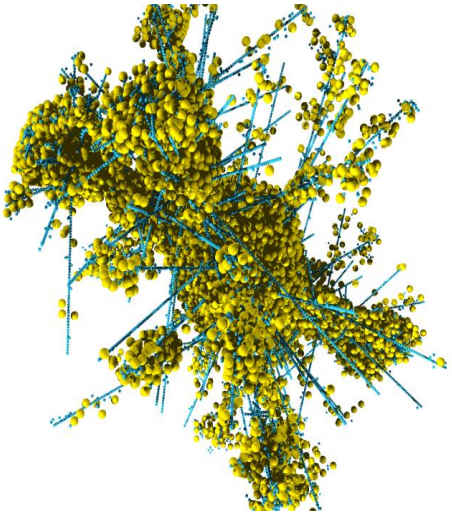
١١-٧ النمذجة الرياضية

لدراسة النظم البيئية المتشابكة، مثل أوساط استنبات الحمأة النشطة ، والتي تتفاعل فيها عوامل عديدة، يمكن أن تكون النمذجة الرياضية أداة مفيدة جدًا. وقد تم إنجاز تقدمًا ملحوظًا في هذا المجال بالرغم من التشابك الكبير للحسابات الحركية للكائنات المكونة لوسط الحمأة النشطة. ونماذج الحمأة النشطة (ASM1, 2, 2d and 3) المنشورة بواسطة مجموعة IWA عن النمذجة الرياضية لتصميم وتشغيل المعالجة البيولوجية لمياه الصرف الصحي تعد أمثلة للنماذج المفيدة

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

في دراسة حسابات الحركية للكائنات المكونة لوسط الحمأة النشطة . وكلما زادت المعرفة بوظائف الأعضاء (فسيولوجي) البكتيرية، فإن هذه النماذج تتطور باستمرار (شكل ١١-٨). ومثال على ذلك إدخال عمليات التخزين في نموذج ASM3. وهذه محاولة أولى للسماح بنمذجة التمثيل الغذائي لتخزين البوليمرات، وللوصف الأفضل للتحولات التي تحدث في النظم شبيهة أحواض الانتقاء. وتوفر حاليًا نماذج التمثيل الغذائي الحديثة، رابطة أفضل بين حسابات الحركية والكيمياء الحيوية لعملية التخزين (Beun *et al.*, 2000) وسوف تساهم بالتأكيد في توصيف ونمذجة عمليات التمثيل الغذائي التي تحدث في حوض الانتقاء. وبالرغم من التفاصيل الكبيرة لهذه النماذج، فإن نمو البكتيريا الخيطية لا يزال، وكذلك انتفاخ الحمأة، أمرًا لا يمكن التنبؤ به.

والنماذج التي تستطيع التنبؤ بخواص الترسب للحمأة النشطة تعد في مرحلة مبكرة من وضعها. وهناك بعض النماذج المتوافرة فعلاً لاستنباط تطور البكتيريا الخيطية واللاخيطية، إما كأنواع مزدوجة أو مجموعات متنافسة (مثل البكتيريا المكونة للندف والخيطيات والخيطيات منخفضة DO والخيطيات منخفضة F/M) بالنسبة لمادة ركيزة فردية أو مجموعة من المواد الركيزة (مثل COD القابلة للتحلل الحيوي السريع أو COD بطيئة التحلل الحيوي) (Kappeler and Gujer, 1994a; Takács and Fleit, 1995). وهذه النماذج يمكن أساسًا تجميعها في مجموعتين: واحدة تهتم بوظائف الأعضاء البكتيرية (الفسيولوجيا) ونماذج حسابات الحركية – والحركية الحيوية، والأخرى تهتم بكل من الفسيولوجيا وحسابات الحركية والبناء التركيبي للبكتيريا. وتعد آلية النقل الانتشاري (النفاذية) للمواد الركيزة إلى ندف الحمأة النشطة عنصرًا هامًا في التنافس بين البكتيريا المكونة للندف والبكتيريا الخيطية. وقد استنبط (Kappeler and Gujer (1994a)) أن COD القابلة للتحلل الحيوي السريع قد تشجع نمو الكائنات الدقيقة الخيطية نتيجة لمقاومة النفاذية للمادة الركيزة في الندف البيولوجية (الحيوية). وقد اقترحا تكامل هذا السلوك مع نماذج الحمأة النشطة التقليدية (الفصل الرابع عشر). وقد تم اعتبار أن معاملات نصف التشبع في COD القابل للتحلل الحيوي السريع الظاهر، بالنسبة للكائنات الخيطية، منخفضة عن تلك الخاصة بالكائنات غير الخيطية، لتمثيل الفوارق في مقاومة النفاذية للمادة الركيزة. وهذا المدخل يعطي نتائج واقعية. ومع ذلك، فليس من الممكن حتى الآن التنبؤ عن SVI للحمأة أو خواص ترسب الحمأة.



شكل ١١-٨ نمذجة لتركيب الندف بالبكتيريا الخيطية والمكونة للندف (image: Martins *et al.*, 2004c)

لذلك وضعت الدراسات التالية في اعتبارها كلاً من التركيب البنائي البكتيري للندف وخواص النمو المتكيفة للأوضاع للبكتيريا الخيطية (النمو التفضيلي أحادي الاتجاه) (Takács and Fleit, 1995). هذه الدراسة كانت أول محاولة لربط خواص التركيب البنائي مع وظائف أعضاء (فسيولوجيا) البكتيريا الخيطية واللاخيطية. وقد تم وضع ثلاث مجموعات من الكائنات الدقيقة (المكونة للندف والخيطيات ذات الأكسجين الذائب المنخفض والخيطيات ذات F/M المنخفض) في الاعتبار، مع قياسات حسابات الحركية، مع إتباع الاتجاه المبين في نظرية اختيار حسابات الحركية، وسيناريوهات مختلفة للمواد الركيزة الذائبة والأكسجين الذائب، وتمت نمذجتهم جميعًا. وقد أظهرت نمذجة تركيبة الندف النشطة تحت الظروف المحكومة للانتشار، كما كان متوقعًا، أن البكتيريا الخيطية تسود في البيئات ذات المواد الركيزة الذائبة والأكسجين المذاب المحدود. ولم يفرق المؤلفون بين تأثير قياسات حسابات الحركية وتأثير البناء للخلايا، بهذا النمط.

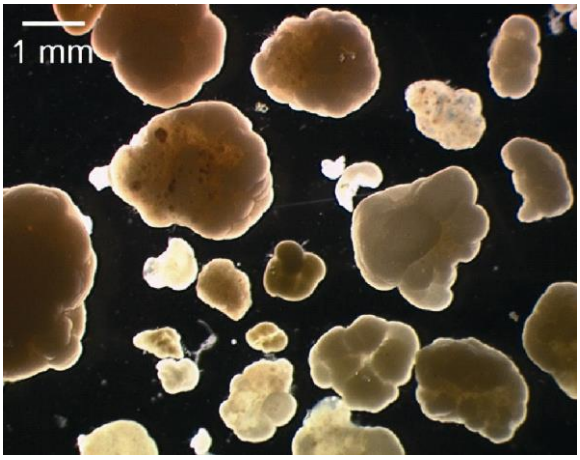
وحديثًا، استخدم (Martins *et al.* (2004c)) نموذجًا سابقًا يستنبط التركيب البنائي للغشاء الحيوي (Picioreanu, 1998) لندف الحمأة النشطة. وقد بيّن هذا المنهج أن منحنى الانتشار (النفاذ) يكون أكثر أهمية للتركيب البنائي للندف من الفارق في ثوابت الصلة البيولوجية بين مختلف الكائنات، مما يدعم النظرية القائمة على منحنى الانتشار في اختيار البكتيريا الخيطية.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

وإيجازًا، فالنمذجة يمكن أن تستخدم من أجل إجراء تقييم أفضل لدور النمو أحادي الاتجاه للبكتيريا الخيطية، مع القدرة الأعلى المتوقعة للبكتيريا الخيطية للنمو وفقًا لمنحنى المادة الركيزة في ندف الحمأة في مجال واسع لقياسات حسابات الحركية. ويجب عمل جهود بحثية أكثر عن دور التركيب البنائي البكتيري والانتشار في هذا التنافس؛ لأن قياسات حسابات الحركية، وتحديدًا معامل نصف التشبع الحقيقي للمادة الركيزة وقدرة الاختزان ومعدلات التحلل، غير معروفة بدرجة كبيرة. وهذا النوع من الدراسة قد يؤدي إلى تفهم أفضل للتنافس بين البكتيريا الخيطية واللاخيطية في البيئات الميكروبية المحكومة بالمنحنيات النمطية جدًا لنظم الحمأة النشطة .

١١-٨ الحمأة الحبيبية

مع تفهم أن الحمأة المنتفخة تحدث عندما يزال COD القابل للتحلل الحيوي السريع في ظروف يظهر فيها انحدار حاد في تركيز المادة الركيزة خلال ندف الحمأة، تحقق المختصون من أن حبيبات يمكن أن تتكون عندما يتم وضع هذه الظروف عند أدنى حد لها (Beun *et al.*, 1999). وبشكل فعال، فإن الحمأة الحبيبية تكون على الجانب الآخر من مقياس التركيبات البنائية للحمأة من الحمأة المنتفخة (شكل ١١-٩).



شكل ١١-٩ حمأة حبيبية هوائية (صورة M.R. de Kreuk.)

وبالنسبة للأغشية الحيوية، فقد تم بالفعل افتراض أن التركيب البنائي للغشاء الحيوي يعتمد على النسبة بين معدل نقل المادة الركيزة ونمو الكتلة الحيوية (van Loosdrecht *et al.*, 1995; van Loosdrecht *et al.*, 2002). هذا لا يعني فقط أن تقليل منحنى المادة الركيزة لأدنى حد على ندف الحمأة سوف يحسن SVI، ولكن أيضًا سيقوم اختيار البكتيريا بطيئة النمو بتحسين SVI. لهذا كان من السهل دائمًا الحصول على حمأة حبيبية لا هوائية أو حمأة حبيبية منيترة (شكل ١١-١٠).

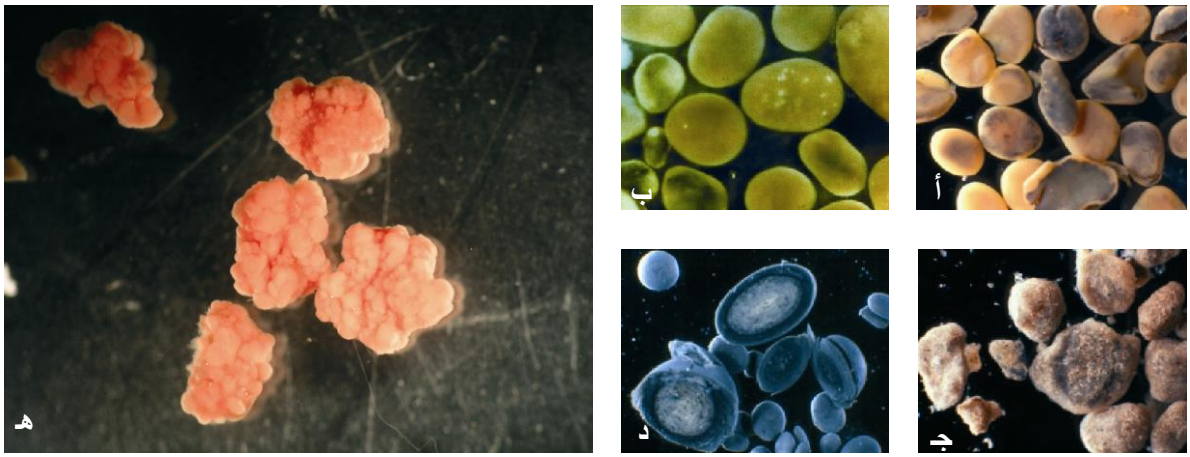
واستخدام أحواض الانتقاء اللاهوائية يؤدي لانتقاء مجموعة من البكتيريا (البكتيريا المراكمة للفوسفات والمراكمة للجليكوجين) مع معدل نمو أقصى منخفض عن البكتيريا عضوية التغذية. ولهذا فإن لها ميزة إضافية على أحواض الانتقاء الهوائية. واختيار هذا النوع من الظروف، يؤدي إلى تكوين حمأة حبيبية هوائية مستقرة (de Kreuk *et al.*, 2004).

١١-٩ الخلاصة

الحمأة المنتفخة واحدة من أهم مشاكل خواص الحمأة النشطة. وهناك مستوى كافٍ من التفهم، على الأقل عند المستوى المطلوب للتحكم في المشكلة عمليًا. على سبيل المثال، فإن نظام حمأة منشطة للإزالة البيولوجية للمواد المغذية BNR مصمم لتقليل انتفاخ الحمأة لأدنى حد يجب أن تكون له الخواص العامة التالية: (i) خطوة للمعالجة المبدئية لإزالة المواد الركيزة المعقدة (مثل الدهنيات) (ii) أحواض انتقاء في مفاعلات التدفق تسمح بمنحنى قوى لتركيزات المادة الركيزة بطول النظام (iii) مراحل محددة بوضوح في مفاعل التدفق (لا هوائية، غائبة الأكسجين وهوائية) مع فصل الأكسجين من المرحلة غائبة الأكسجين، والنيترات والأكسجين من المرحلة اللاهوائية (iv) تجنب التهوية المتقطعة وظروف أليف الهواء القليل و (v) تهوية جيدة للحفاظ على تركيز أكسجين مذاب عالي (> ١,٥ مجم O_2/ ل) وتركيز أمونيوم منخفض (< ١ مجم N/ ل) في المرحلة النهائية الهوائية.

وقد أدت الأفكار الأساسية إلى عمليات تعتمد على الجانب الآخر للحمأة المنتفخة: الحمأة الحبيبية. فحتى في النظم المصممة جيدًا، قد يؤدي ضعف التشغيل بسهولة إلى حالات من انتفاخ الحمأة. لذلك، طالما أن العمليات الأساسية التي تحكم التركيب البنائي للحمأة لم تؤخذ في الاعتبار، فإن العبارة التي قالها (Albertson (1987)) تسود: (برغم كل ما نتعلمه ونفهمه، بعض الحمأة سوف ينتفخ).

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



شكل ١١-١٠ أنواع من الحمأة الحبيبية (أ) منيترة (ب) عضوية التغذية (جـ) مزيلة للنيترة (د) مكونة للميثان (صورة **Biothane B.V**) و (هـ) المؤكسدة للأمونيا (صورة **Paques B.V**.).

المراجع

Albertson O.E. (1987) The control of bulking sludges: from the early innovators to current practice. *J. Water Pollut. Control Fed.* **59**(4), 172-182.

Alleman J.E., Prakasam T.B.S. (1983) Reflections on seven decades of activated sludge history. *J. Water Pollut. Control Fed.* **55**(5), 436-443.

Ardern E., Lockett W.T. (1914) Experiment on the oxidation of sewage without the aids of filters. *J. Soc. Chem. Ind.* **33,** 523-539.

Beccari M., Di Pinto A.C., Ramadori R., Tomei M.C. (1992) Effect of dissolved oxygen and diffusion resistances on nitrification kinetics. *Wat. Res.* **26**(8), 1099-1104.

Beccari M., Majone M., Massanisso P., Ramadori R. (1998) A bulking sludge with high storage response selected under intermittent feeding. *Wat. Res.* **32**(11), 3403-3413.

Ben-Jacob E., Schochet O., Tenenbaum A., Cohen I., Czirók A., Vicsek T. (1994) Generic modelling of cooperative growth patterns in bacterial colonies. *Nature* **368**(3), 46-49.

Beun J.J., Hendriks A., Van Loosdrecht M.C.M., Morgenroth E., Wilderer P.A., Heijnen J.J. (1999) Aerobic granulation in a sequencing batch reactor. *Wat. Res.* **33**(10), 2283-2290.

Beun J.J., Paletta F., Van Loosdrecht M.C.M., Heijnen J.J. (2000) Stoichiometry and kinetics of poly-B hydroxybutyrate metabolism under denitrifying conditions in activated sludge cultures. *Biotech. Bioeng.* **67**, 379-389.

Casey T.G., Wentzel M.C., Loewenthal R.E., Ekama G.A., Marais, G.v.R. (1992) A hypothesis for the cause of low F/M filament bulking in nutrient removal activated sludge systems. *Wat. Res.* **26**(6), 867-869.

Casey T.G., Wentzel M.C., Ekama G.A. (1999) Filamentous organism bulking in nutrient removal activated sludge systems. Paper 11: A biochemical/microbiological model for proliferation of anoxic-aerobic (AA) filamentous organisms. *Water SA* **25**(4), 443-451.

Chu K.H., Van Veldhuizen, H.M., Van Loosdrecht, M.C.M. (2003) Respirometric measurement of kinetic parameters: Effect of activated sludge floc size *Wat. Sci. Tech.* **48**(8), 61-68.

Chudoba J., Ottová V., Madera V. (1973a) Control of activated sludge filamentous bulking - I. Effect of the hydraulic regime or degree of mixing in an aeration tank. *Wat. Res.* **7**(9), 1163-1182.

Chudoba J., Grau P., Ottová V. (1973b) Control of activated sludge filamentous bulking - II.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

Selection of microorganisms by means of a selector. *Wat. Res.* **7**(10), 1398-1406.

De Kreuk M.K., van Loosdrecht M.C.M. (2004) Selection of slow growing organisms as a means for improving aerobic granular sludge stability *Wat. Sci. and Tech*, **49**(11-12), 9-17.

Donaldson W. (1932) Use of activated sludge increasing. *Civ. Eng*. **2**(3), 167-169.

Eikelboom D.H. (1975) Filamentous organisms observed in activated sludge. *Wat. Res.* 9, 365-388.

Eikelboom D.H. (1977) Identification of filamentous organisms in bulking activated sludge. *Prog. Wat. Tech*. **8,** 153-162.

Eikelboom D.H. (1994) The Microthrix parvicella puzzle, *Wat. Sci. Tech.* **29,** 271–279.

Eikelboom D.H. (2000) Process control of activated sludge plants by microscopic investigation. IWA Publishing, London, UK.

Eikelboom D.H., Geurkink B. (2002) Filamentous microorganisms observed in industrial activated sludge plants. *Wat. Sci. Tech.* **46**(1/2), 535-542.

Eikelboom D.H. (2006) Identification and control of filamentous micro-organisms in industrial waste water treatment plants, IWA Publishing, London, UK

Ekama G.A., Marais G.v.R. (1986) Sludge settleability and secondary settling tank design procedures. *Water Pollut. Control* **85**(1), 101-113.

Ekama G.A., Wentzel M.C., Casey T.G., Marais G.v.R. (1996a) Filamentous organism bulking in nutrient removal activated sludge. Paper 3: Stimulation of the selector effect under anoxic conditions. *Water SA* **22**(2), 119-126.

Ekama G.A. Wentzel M.C., Casey T.G., Marais G.v.R. (1996b) Filamentous organism bulking in nutrient removal activated sludge systems. Paper 6: review, evaluation and consolidation of results. *Water SA* **22**(2), 147-152.

Jenkins D., Richard M.G., Daigger G.T. (1993a) *Manual on the causes and control of activated sludge bulking and foaming*, 2nd ed. Michigan: Lewis Publishers, Inc.

Jenkins D., Richard M.G., Daigger G.T. (1993b) *Manual on the Causes and Control of Activated Sludge Bulking, Foaming, and Other Solids Separations Problems*, 3rd ed. Lewis Publishers, Inc.

Kappeler J., Gujer W. (1994a) Development of a mathematical model for "aerobic bulking". *Wat. Res.* **28**(2), 303-310.

Kappeler J., Gujer W. (1994b) Verification and applications of a mathematical model for "aerobic bulking". *Wat. Res.* **28**(2), 311-322.

Kruit J., Boley F., Jacobs L.J.A.M., Wouda T.W.M. (1994) Prediction of the O2 conditions in the selector. *Wat. Sci. Tech.* **29**(7), 229-237.

Kruit J., Hulsbeek J., Visser A. (2002) Bulking sludge solved?! *Wat. Sci. Tech.* **46**(1/2), 457-464.

Martins A.M.P., Van Loosdrecht M.C.M., Heijnen J.J. (2003a) Effect of feeding pattern and storage on the sludge settleability under aerobic conditions. *Wat. Res.* **37**(11), 2555-2570.

Martins A.M.P., Van Loosdrecht M.C.M., Heijnen J.J. (2003b) Effect of dissolved oxygen concentration on the sludge settleability. Appl. Microbiol. Biotechnol. 62 (5-6), 586-593.

Martins A.M.P., Heijnen J.J., Van Loosdrecht M.C.M. (2004a) Bulking Sludge in Biological Nutrient Removal Systems (2004) *Biotech. Bioeng.* **86**(2), 125-135.

Martins A.M.P., Pagilla K., Heijnen J.J., van Loosdrecht M.C.M. (2004b) Filamentous bulking sludge - A critical review. *Wat. Res.* **38**, 793-817.

Martins A.M.P., Picioreanu C., Heijnen, J.J., van Loosdrecht M.C.M. (2004c) Three-dimensional dual-morphotype species modeling of activated sludge floc. *Environ. Sci. Tech.* **38**, 5632-5641.

Martins A.M.P., Karahan Ö, Van Loosdrecht M.C.M., Heijnen J.J. (2008) Effect of polymeric substrate on sludge settleability. Submitted to *Wat. Res.*

Musvoto E.V., Casey T.G., Ekama G.A., Wentzel M.C., Marais GvR. (1994) The effect of incomplete denitrification on anoxic-aerobic (low F/M) filament bulking in nutrient removal activated sludge systems *Wat. Sci. Techn.* **29** (7), 295-299.

Nielsen P.H., Roslev P., Dueholm T.E., Nielsen J.L. (2002) Microthrix parvicella, a specialized lipid consumer in anaerobic-aerobic activated sludge plants. *Wat. Sci. Tech.* **46**(1-2), 73-80.

Nielsen J.L., Christensen D., kloppenborg M., Nielsen P.H. (2003) Quantification of cell-specific substrate uptake by probe-defined bacteria under *in situ* conditions by microautoradiography and fluorescence *in situ* hybridisation. *Environ. Microb.* **5**(3), 202-211.

Palm J.C., Jenkins D., Parker D.S. (1980) Relationship between organic loading, dissolved oxygen concentration and sludge settleability in the completely-mixed activated sludge process. *J. Water Pollut. Control Fed.* **52**, 2484-2506.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

Pasveer A. (1959) A contribution to the development in activated sludge treatment. *J. Proc. Inst. Sewage Purif.* **4**, 436.

Pasveer A. (1969) A case of filamentous activated sludge. *J. Water Pollut. Control Fed.* **41**(7), 1340-1352.

Picioreanu C., Van Loosdrecht M.C.M., Heijnen J.J. (1998) Mathematical modelling of biofilm structure with a hybrid differential-discrete cellular automaton approach. *Biotech. Bioeng.* **58**, 101-116.

Pipes W.O. (1967) Bulking of activated sludge. *Adv. Appl. Micr.* **9**, 185-234.

Plósz B., Jobbágy A., Grady C.P.L. (2003) Factors influencing deterioration of denitrification by oxygen entering an anoxic reactor through the surface. *Wat. Res.* **37**, 853-863.

Rensink J.H. (1974) New approach to preventing bulking sludge. *J. Water Pollut. Control Fed.* **46**(8), 1888-1894.

Rossetti S., Tomei M.C., Nielsen P.H., Tandoi V. (2005) "Microthrix parvicella", a filamentous bacterium causing bulking and foaming in activated sludge systems: A review of current knowledge *FEMS Microb. Rev.*, **29**(1), 49-64.

Scuras S.E, Jobbágy A., Grady Jr. C.P.L. (2001) Optimization of activated sludge reactor configuration: kinetic considerations. *Wat. Res* **35**(18), 4277-4284.

Seviour R.J., Liu J.R., Seviour E.M., McKenzie C.A., Blackall L.L., Saint C.P. (2002) The "*Nostocoida limcola*" story: the phylogeny of this morphotype responsible for bulking in activated sludge. *Wat. Sci. Tech.* **46**(1/2), 105-110.

Sezgin M., Jenkins D., Parker D.S. (1978) A unified theory of filamentous activated sludge bulking. *J. Water Pollut. Control Fed.* **50**(2), 362-381.

Shao Y.-J., Jenkins D. (1989) The use of anoxic selectors for the control of low F/M activated sludge bulking. *Wat. Sci. Tech.* **21**, 609-619.

Slijkhuis H. and Deinema M.H. (1988) Effect of environmental conditions on the occurrence of Microthrix parvicella in activated sludge, *Wat. Res.* **22**, 825–828.

Smolders G.J.F., Van Loosdrecht M.C.M., Heijnen J.J. (1996) Steady-state analysis to evaluate the phosphate removal capacity and acetate requirement of biological phosphorus removing mainstream and sidestream process configurations. *Wat. Res.* **30**(11), 2748-2760.

Still D.A, Ekama G.A., Wentzel M.C., Casey T.G. and Marais G.v.R. (1996) Filamentous organism bulking in nutrient removal activated sludge systems. Paper 2: Stimulation of the selector effect under aerobic conditions. *Water SA* **22**(2), 97-118.

STOWA (1994) *Selector design: the role of the influent characterization*. Report 94-16 (in Dutch).

Takács I., Fleit E. (1995) Modelling of the micromorphology of the activated sludge floc: low DO, low F/M bulking. *Wat. Sci. Tech.* **31**(2), 235-243.

Tsai M.-W., Wentzel M.C., Ekama G.A. (2003) The effect of residual ammonia concentration under aerobic conditions on the growth of *Microthrix parvicella* in biological nutrient removal plants. *Wat. Res.* **37**(5), 3009-3015.

Van den Eynde E., Geerts J., Maes B., Verachtert H. (1983) Influence of the feeding pattern on the glucose metabolism of *Arthrobacter sp.* and *Sphaerotilus natans*, growing in chemostat culture, simulating activated sludge bulking. *Europ. J. Appl. Micr. Biotech.* **17**, 35-43.

Van Loosdrecht M.C.M., Eikelboom D., Gjaltema A., Mulder A., Tijhuis L., Heijnen J.J. (1995) Biofilm structures. *Wat. Sci. Tech.* **32**(8), 35-43.

Van Loosdrecht M.C.M., Pot M.A., Heijnen J.J. (1997) Importance of bacterial storage polymers in bioprocesses. *Wat. Sci. Tech. l* **35**(1),41-47.

Van Loosdrecht M.C.M., Brandse F.A., De Vries A.C. (1998) Upgrading of waste water treatment processes for integrated nutrient removal - the BCFS process. *Wat. Sci. Tech.***37**(9), 209-217.

Van Loosdrecht, M.C.M., Heijnen, J.J., Eberl, H., Kreft, J., Picioreanu, C. (2002) Mathematical modelling of biofilm structures**.** *Antonie van Leeuwenhoek, Internat. J. Gen. Mol. Microb.* 8, 245-256.

Wanner J., Grau P. (1989) Identification of filamentous organisms from activated sludge: a compromise between wishes, needs and possibilities. *Wat. Res.* **23**(7), 883-891.

Wentzel M.C., Dold P.L., Ekama G.A., Marais G.v.R. (1990) Biological excess phosphorus removal – steady state process design. *Water SA* **16**(1), 29-48.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

المصطلحات والرموز

الرمز	الوصف	الوحدة
C_S	تركيز المادة الركيزة في كتلة السائل	mgCOD/l
K_S	تركيز نصف التشبع لاستخدام المادة الركيزة	mgCOD/l
q_S	معدل استهلاك المادة الركيزة	mgCOD/l.h

الاختصار	الوصف
AS	نموذج الهضم اللاهوائي
ASM	نموذج الحمأة النشطة
A/V	نسبة السطح إلى الحجم
BOD	الأكسجين الحيوي الممتص
COD	الأكسجين الكيميائي الممتص
EPS	المواد البوليمرية خارج الخلايا
FISH	التهجين الموضعي باستخدام المسبار وإطلاق الضوء
GAOs	الكائنات المراكمة للجليكوجين
IWA	الاتحاد الدولي للمياه
MAR	الأشعة الذاتية الميكروبية
MLSS	المواد الصلبة العالقة في السائل المخلوط
PAOs	الكائنات المراكمة للفوسفور
PHA	البوليمرات الحيوية
RBCOD	الأكسجين الحيوي الممتص القابل للتحلل الحيوي السريع
SRT	زمن مكث الحمأة
SVI	دليل حجم الحمأة
UCT	جامعة كيب تاون
VFA	الأحماض الدهنية المتطايرة

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



صور لعملية "التهجين الموضعي باستخدام المسبار وإطلاق الضوء FISH" للأصناف الخيطية الموجودة في محطات معالجة الصرف الصناعي: (أ) *Alysiomicrobium bavaricum* (ب) *Meganema perideroedes* و(ج) *Thiothrix* sp. وظهور شديد جدًا للحمأة المنتفخة (د) في حوض الحمأة المنشطة (هـ) وحوض الترسيب الثانوي (و) والحمأة المنتفخة تتدفق من المفاعلات (photos: Eikelboom, 2000, 2006; photo E: I. Takacs)

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



١٢

الترسيب النهائي

Imre Takács and George A. Ekama

١٢-١ مقدمة

إن الترسيب النهائي، عند المستوى الأساسي للغرض منه، يفصل حالة صلبة ثقيلة (كتلة الحمأة) وحالة سائلة أخف (المياه الخارجة – السيب) عن بعضهما، باستخدام الجاذبية، لذلك، فهو يسمى غالبًا: فصل حالة الصلب – السائل. وتنفذ العملية دائمًا في أحواض خرسانية كبيرة تسمى أحواض الترسيب النهائي أو المروقات الثانوية. وتحوي الآلاف من الكتب والمقالات الصحفية والتقارير ثروة من المعلومات التي نتجت خلال نصف القرن الماضي ترتبط جميعها بنظرية وتصميم وتشغيل أحواض الترسيب النهائي. وهدف هذا الفصل هو تقديم نظرة عامة على عملية الترسيب وتنفيذها في الواقع العملي، مع تركيز خاص على الجوانب العملية والتصميم والتشغيل لهذه الوحدات لفصل حالات المادة.

ويستخدم الترسيب بفعل الجاذبية في العديد من الأوضاع الأخرى، على سبيل المثال لإنتاج السيب الابتدائي (المياه الخارجة) من مياه الصرف الصحي الخام في المروقات الابتدائية، أو لتكثيف (تقليل المحتوى المائي) الحمأة الزائدة في أحواض التكثيف. وتستخدم صناعة معالجة مياه الصرف الصحي، بالإضافة إلى الترسيب بالجاذبية طرقًا أخرى (مثل الأغشية أو الطفو) لفصل حالات المادة في الحمأة المنشطة. وهذه الاستخدامات وجوانبها الهندسية لا تتم مناقشتها في هذا الفصل (انظر الفصل الثالث عشر).

١٢-١-١ الهدف من عملية الترسيب

في مفاعلات الحمأة المنشطة، يتم إنتاج مخلوط مركز من الحمأة ومياه الصرف الصحي ويتم الإبقاء عليه من أجل المعالجة البيولوجية لمياه الصرف الصحي. وعندما يتم تحقيق معالجة بيولوجية كافية، يجب فصل الحمأة من مياه الصرف الصحي المعالجة، والتي تصبح سيبًا ثانويًا (مياه خارجة) وتتكون الحمأة الموجودة في المفاعل من كائنات دقيقة (أساسًا بكتيريا) وأنقاض خلايا في نطاق حجم الميكروميتر والتي من الصعب أن يتم فصلها من الحالة السائلة بصورة طبيعية. ومع هذا، فإن الحماة بطبيعتها تكون ندفيه (زغبية – ملبدة)، وعندما تتوافر لها الظروف المناسبة، تقوم بتكوين ندف الحمأة المنشطة بسرعة. وهذه تكون أكبر بدرجة إلى ثلاث درجات في حجمها من البكتيريا الفردية. هذه الندف، بكثافتها التي أعلى قليلاً من الماء، يمكن أن تترسب خارج مياه الصرف الصحي في المروقات. وحيث إن الفارق في الكثافة بين كتلة الحمأة والماء يكون قليلاً، تكون سرعات الترسب بطيئة وتزيد الحاجة إلى أزمنة مكث هيدروليكي

© 2008 Imre Takács. Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design. Edited by M. Henze, M.C.M. van Loosdrecht, G.A. Ekama and D. Brdjanovic. ISBN: 9781843391883. Published by IWA Publishing, London, UK.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



صورة ١٢-١ أحواض الترسيب النهائي هي واحدة من أكثر الملامح الممكن رؤيتها من الفضاء (photo: D. Brdjanovic)

أطول، وتقليديًا تكون في مرتبة (حدود) الساعات. وذلك، بالإضافة إلى التدفقات الكبيرة لمياه الصرف الصحي المتولدة في المناطق الآهلة بالسكان، ينتج عنه إنشاءات كبيرة يمكن رؤيتها من الفضاء القريب من المناطق المأهولة.

ولكل ١٠٠٠ شخص في مدينة مخدومة بنظام صرف صحي مناسب، تكون هناك حاجة إلى مساحة قدرها ٥-١٥ م^{٢} تقريبًا من مساحة سطح المروقات الثانوية، اعتمادًا على عادات استخدام المياه.

١٢-١-٢ وظائف المروق الثانوي

تلعب أحواض الترسيب النهائي أدوارًا متعددة في معالجة مياه الصرف الصحي، وتوفر ثلاث أدوار وظيفية مميزة: (i) الترويق وإنتاج سيب صافي (مياه خارجة) (ii) التكثيف، وتوفير تيار تدوير مركز و (iii) تخزين الحمأة، دائمًا على أساس مؤقت، وخلال فترات التدفق العالي.

١٢-١-٢-١ الترويق في حوض الترسيب الثانوي

يحتوي السيب النهائي (المياه الخارجة) الخارج من مروق مصمم جيدًا عادة على ٥-١٥ مجم/ ل من المواد الصلبة العالقة. وبالأخذ بالاعتبار مجال تركيز MLSS التشغيلي التقليدي ١٥٠٠ – ٣٥٠٠ مجم/ ل، فإن كفاءة المروق يتوقع أن تكون في معدل ٩٩ إلى ٩٩,٩ %. وهناك عاملان رئيسان لتحقيق الكفاءة العالية على أساس متناسق: (i) يجب أن يُوجِد المروق ظروفًا تشجع تندف الحمأة وحبس الحبيبات الصغيرة داخل ندف الحمأة المنشطة (ii) يجب أن تكون ظروف التدفق في منطقة الترويق منتظمة ومتسعة، خاصة حول فواصل وهدارات المياه الخارجة، وذلك لتقليل تأثير التيارات الموضعية الرافعة للسائل من الطبقات الأعمق، بتركيزات عالية وخلطها في المياه الخارجة، لأدنى حد لها. والجوانب الهندسية في تحقيق هذه الأهداف ملخصة في الجزء ١٢-٢. ومحتوى المواد الصلبة العالقة لعينة من المياه الخارجة تساهم في- وأحيانًا تقوم بتكوين معظم- كل من BOD، COD، TP (ولكن أقل من ذلك بالنسبة إلى TN) في المياه الخارجة. وبتقييد حدود منخفضة لتركيز المياه الخارجة- وهذا ما بدأت المطالبة به فعلاً في المناطق العمرانية الحساسة- فإنه من الضروري الحفاظ على المواد الصلبة في المياه الخارجة عند أدنى مستوى ممكن.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

وحتى عندما يكون السيب الثانوي (المياه الخارجة) خاضعًا لمعالجة ثلاثية إضافية (مثل مختلف تقنيات الترشيح)، فإن هذا السيب عندما يكون جيد الترويق ومنخفض المحتوى من المواد الصلبة العالقة، فإن هذا يزيد من العمر الافتراضي ويقلل تكاليف التشغيل لوحدة المعالجة الثلاثية.

١٢-١-٢-٢ التكثيف في المروقات الثانوية

بالنسبة للحمأة المترسبة في قاع المروق فإنه يجب إرجاعها إلى مفاعل الحمأة المنشطة بصورة مستمرة. وكلما ارتفع تركيز المواد الصلبة المنشطة الراجعة (RAS)، كلما انخفض معدل التدفق الراجع المطلوب. وسوف يولد أي مروق جيد التصميم (شريطة أن يكون النظام البيولوجي يؤدي وظائفه بصورة مثالية) مواد صلبة عالية التكثيف (نمطيًا ٧-١٢ كجم TSS/ م^3) بالنسبة لتيار المواد الصلبة الراجعة. وإذا كان أداء التكثيف للمروق في وضعه غير الأمثل، فإن تدفقات راجعة أعلى تكون مطلوبة للتشغيل اليومي، مما يزيد متطلبات الطاقة في المروق من خلال آلية إزالة الحمأة وزيادة مدخلات MLSS خلال التدفق العالي المعاد تدويره. وإذا كان تدفق راجع الحمأة عاليًا جدًا، تكون هناك فرصة أعلى لعدم ثبات غطاء (طبقة السطح) الحمأة (انظر الفقرة التالية).

١٢-١-٢-٣ تخزين الحمأة في المروقات الثانوية

في نظم الحمأة المنشطة التقليدية، تكون معظم الحمأة في أي وقت داخل المفاعل الحيوي، ولكن يكون هناك أيضًا تبادل مستمر لكتلة الحمأة بين المفاعلات والمروق. وسوف ينتج عن أية زيادة مفاجئة في تصرف المياه الداخلة أو بدلاً لذلك نقص في قابلية الحمأة للتلبد (التراص) ، تحريك لبعض الحمأة من المفاعل إلى المروق مسببًا رفع مستوى غطاء الحمأة. وسوف يتطلب الأمر بعض الوقت (واحتمال تدخل من القائم بالتشغيل) لإعادة كتلة الحمأة المخزنة في غطاء الحمأة في المروق إلى المفاعل. وتحتبس الآلية الوظيفية لعملية التخزين في المروق الموادَ الصلبة وتُبقي عليها حتى يمكن لآلية إرجاع الحمأة أن تتوافق مع زيادة الحمل المفاجئة.

وهناك تشكيلات للمروقات واستراتيجيات تشغيل تستخدم الآلية الوظيفية لتخزين الحمأة بصورة صحيحة (انظر مثلاً ترشيح غطاء الحمأة في مروقات التدفق العمودي (الرأسي)). وهذا يمكن أن يكون مفيدًا لنوعية المياه الخارجة، ولكن التصميم الجيِّد والتشغيل بحرص مطلوبان لمنع الطرد (أو الفرك) المفاجئ لغطاء الحمأة والتركيزات العالية للمواد الصلبة في المياه الخارجة.

١٢-٢ تشكيلات أحواض الترسيب في الواقع العملي

يجب أن توفر أحواض الترسيب المصمَّمَة جيدًا ظروف سكون وتحرك بطيء لمياه الصرف الصحي التي تعالجها لتحقيق أفضل ترويق ممكن. في نفس الوقت، نجد أن الدوافع الاقتصادية تشير إلى أهداف معاكسة، فهذه الوحدات كبيرة ولها تكاليف إنشاء عالية القيمة وكذلك الأرض المقامة عليها يرجح أنها غالية السعر. ويلعب نمط سير التدفق داخل المروق دورًا هامًا في تعزيز ودعم أو إعاقة وحجب الأداء في المروق. ونمط التدفق هو ناتج طبيعي لشكل المروق وموضع وتشكيل المدخل وإنشاءات المياه الداخلة، وآلية إزالة الحمأة به وتقسيم حواجزه الداخلية. وسوف يتم هنا تناول الأوصاف العامة لأكثر ثلاثة أنواع المروقات شيوعًا: التدفق الشعاعي (القطري) والتدفق الأفقي والتدفق العمودي (الرأسي). وقد أظهرت الأبحاث والخبرات التشغيلية في المنشآت الكاملة أنه ليست هناك فروق ملحوظة في أداء المروقات جيدة التصميم، بغض النظر عن شكلها. والقرار باختيار واحد دون الآخرين لا يكون عادة بدافع من أداء عملية المعالجة. وسوف يحدد كل من الحيز المتاح من الأرض واعتبارات الجهة المصنعة أو الاعتبارات الهندسية أفضل الاختبارات بالنسبة لموقع محدد. على سبيل المثال، إذا كان المكان المتاح محدودًا، فإن المروقات المستطيلة ذات الحوائط العادية الإنشاء قد تكون أكثر ملائمة. والعمل على مواءمة وحدات قائمة بالفعل أو تبسيط أعمال التشغيل (باستخدام نفس المروقات والتي يكون العمل عليها مألوفًا لدى القائمين بالتشغيل) قد يكون أيضًا أحد الاعتبارات الهامة.

١٢-٢-١ المروقات الدائرية ذات نمط التدفق الشعاعي (القطري)

يعد المروق الدائري، نظرًا لتصميمه الميكانيكي السهل أكثر المروقات شيوعًا (شكل ٢-١٢).

ويمكن وضع إنشاءات التغذية (المياه الداخلة) وجمع المياه الخارجة في مواقع مختلفة، ولكن مسار التدفق في هذه الوحدات عمومًا يكون شعاعيًا (قطريًا) مؤديًا إلى سرعات أعلى خطية في مركز المروق، وتتناقص في اتجاه المحيط الدائري للحوض. وعادة ما يتم تغذية السائل المخلوط إلى بئر تنديف أو تسكين في المركز. ويجب أن يساعد تصميم البئر على تلبد كتلة الحمأة. وتساعد فتحات بئر التنديف (التلبد) في داخل المروق على تبديد الطاقة من السائل، مما يوفر ظروف سكون (همود) في المروق. ودائمًا ما يتدفق السائل المخلوط من المفاعل، نتيجة للكثافة الأعلى، إلى محيط الحوض فوق القاع وعلى قمة غطاء الحمأة "كتيار كثافة". ويحدث أن يتكرر حدوث

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

مسار تدوير بشكل "كعكة" مع تدفق السائل عائدًا في اتجاه مركز قريب من السطح. والتحكم في نموذج (مسار) التدفق في المروقات يتم عمله عادة بوضع إنشاءات تحويل للمسار وفواصل قريبة من نقطتي المدخل أو المخرج. وتتم إزالة المياه الخارجة خلال هدار على شكل V، ويتم تجميع الطفح (الفائض) في قناة أو غور منخفض. ويجب إنشاء الهدار مستوي بحيث أن يتم توزيع التدفق بانتظام على كامل طول الهدار، و يتم جمع الحمأة التي تترسب في قاع الحوض بواسطة آلية جمع الحمأة وتُزال من خلال قادوس (قمع تصريف) الحمأة.



شكل ١٢-٢ مروق دائري (photo: D. Brdjanovic)

وأكثر آليات جمع الحمأة التقليدية هما: الكشط/ الكسح (الجرافات) والشفط. ولاستغلال الميزة المتاحة بالشكل الدائري، تتم إدارة كلاهما عدة مرات في الساعة بواسطة ذراع دفع تحيط بالدائرة وتنحدر على الجدار الخارجي للمروق.

ويوجد توضيح تصوري لنظام محدد تتم تغذيته من المركز وبفواصل للسيب بمحيط دائرة الحوض في شكل ١٢-٣. وتمثل الأسهم السوداء النمط العام للتدفق في الحوض، حيث تشير الأسهم ذات اللون البني إلى اتجاه تدفق الحمأة، والأسهم الزرقاء تُستخدم لإظهار إخراج تيار المياه الخارجة التام ترويقه خلال مجاري الفصل (الفواصل).

ومن أجل تصميم تفصيلي لكل مكون في المروق، فإنه من الضروري توافر حسابات هيدروليكية وإنشائية وأنواع أخرى من الحسابات، والتي تقع خارج نطاق أهداف هذا الكتاب.

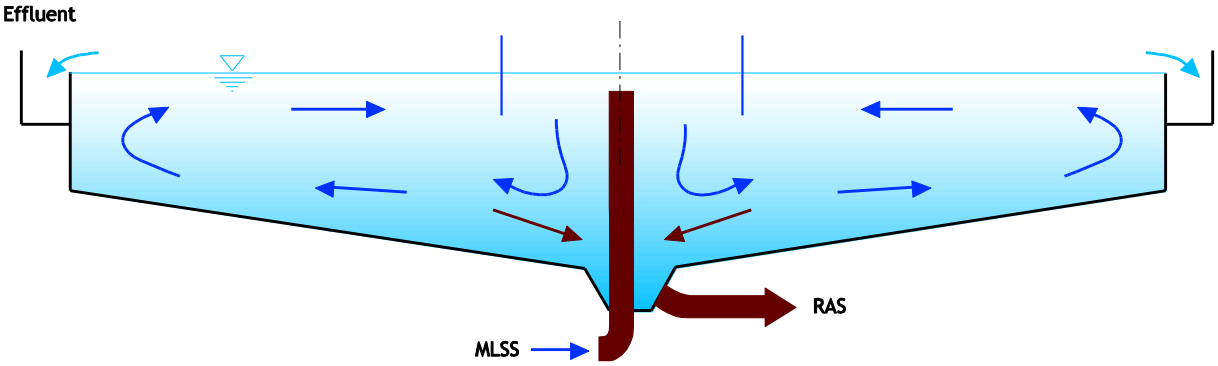
١٢-٢-٢ المروقات المستطيلة ذات نمط التدفق الأفقي

يمكن بناء المروقات المستطيلة بمشاركة الحوائط المشتركة، الذي يؤدي إلى استخدام أمثل للمساحة المتاحة. لذلك فإن المحطات الكبيرة تصمم دائمًا بمروقات مستطيلة (شكل ١٢-٤).



شكل ١٢-٤ مروق مستطيل (photo: D. Brdjanovic)

ومثل المروقات الدائرية، فإن التغذية وجمع المياه الخارجة يمكن عمله من مواقع مختلفة، ولكن نموذج مسار التدفق بصورة عامة يكون أفقيًا. ويوجد توضيح تصوري لنظام حوض مستطيل في شكل ١٢-٥.



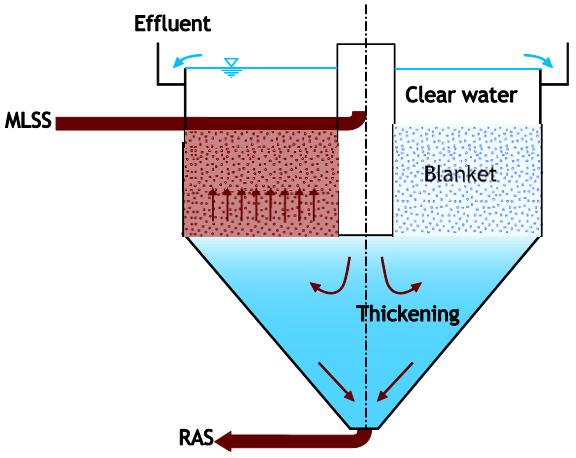
شكل ١٢-٣ توضيح تصوري لحوض ترسيب دائري ذو مسار تدفق شعاعي

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

وفي هذا المثال، تتم تغذية السائل المخلوط في المدخل وتزال المياه الخارجة في الجانب المقابل، وينتج عن ذلك تدفق طولي. ويوجد تيار كثافة ونمط تدوير، ودائمًا ما يتم ضبط (تخفيف) ذلك باستخدام فواصل داخلية. ويتم جمع المياه الخارجة من خلال هدارات لفائض التدفق (الطفح). وإزالة الحمأة – والتي في هذا المثال تكون عكس التيار بالنسبة إلى تدفق السائل الذي تم ترويقه– يمكن أيضًا أن تكون في اتجاه التيار أو مُقاطعةً للتيار. وآلية إزالة الحمأة تكون عادةً مكشطة ميكانيكية أو ريش.

١٢-٢-٣ المروقات العميقة ذات مسار التدفق الرأسي (العمودي)

إذا كان المروق عميقًا نسبيًا بالمقارنة مع قطره، فإن مسار التدفق يصبح عموديًا. وهذا التصميم يشيع كثيرًا في ألمانيا (مثل حوض دورتموند). والرسم التصوري الذي يبين الخواص الرئيسة لهذه الإنشاءات موجود في شكل ١٢-٦.



شكل ١٢-٦ مروق تدفق عمودي (رأسي)

وأحد الملامح الفريدة للمروق العميق هي ترشيح غشاء الحمأة – فيتم إدخال MLSS تحت غطاء الحمأة، وبينما يتم انسيابه خلاله في الاتجاه الرأسي، يقوم بتسييل الغطاء قليلاً. في هذه العملية، يتم قبض الجزئيات الصغيرة وترشيحها. لهذا فإن هذا النوع للمروقات ينتج غالبا مياه خارجة صافية وبها تركيز مواد صلبة منخفض، مستقلاً عن الحمل الهيدروليكي، طالما أن غطاء الحمأة لا يمتد إلى قنوات تحويل المسار.

١٢-٢-٤ التحسينات المشتركة إلى جميع أنواع المروقات

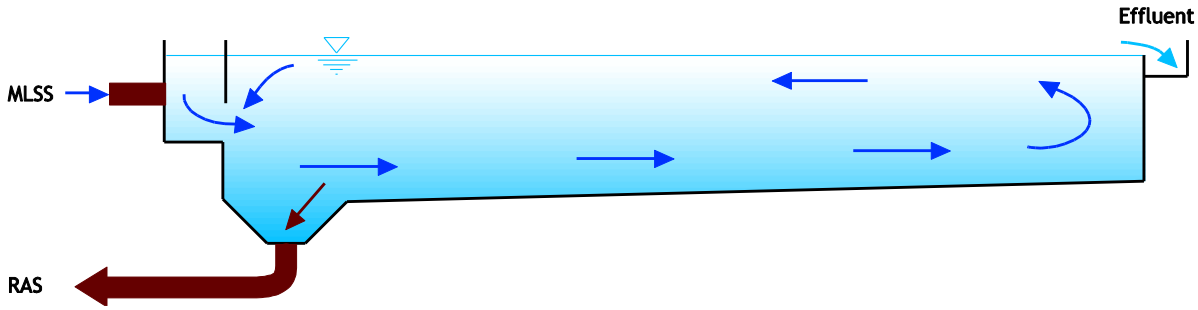
من ضمن الحلول الهندسية العديدة التي وُضعت لتحسين أداء المروقات، هناك أربعة بنود تُناقَش هنا مع شرح قصير: آبار التنديف، إزالة الطفو (الخبث/ المواد الطافية)، الحواجز (المصدات) والصفائح الموضوعة في أحواض الترسيب.

١٢-٢-٤-١ بئر التنديف

لا يتم تصميم وإنشاء جميع المروقات بآبار للتنديف. ويمكن أيضًا دخول MLSS إلى المروقات خلال فتحات التسكين أو فجوات، مباشرةً من ماسورة التغذية. وقد تُخفِض بئر التنديف جيدة التصميم بصورة واضحة تركيزَ المواد الصلبة بالمياه الخارجة بتشجيع التنديف، حيث تكون الحمأة تحت ظروف تمزيق (قص) عالية في المفاعل المهوى، ويكون تكسير الندف محتملاً. والقيم النمطية لتصميم بئر التنديف هي ٢٠ دقيقة مكث هيدروليكي ومتوسط منحنى سرعة (G) قيمته ١٥ S^{-1}. وهناك بئر تنديف في شكل ١٢-٦ (الفتحات التي يدخل منها MLSS إلى البئر يمكن رؤيتها).

١٢-٢-٤-٢ إزالة الطفو (الخبث)

إذا لم تتم إزالة الطفو من على سطح المروق، فيمكن أن يؤدي ذلك لتدهور نوعية المياه الخارجة.



شكل ١٢-٥ حوض ترسيب مستطيل ذو تصرف أفقي

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

تزويد معظم المروقات بحواجز للمواد الطافية (هناك نموذج للتصميم في شكل ١٢-٩) مع مختلف آليات إزالة المواد الطافية (الخبث – SCUM).

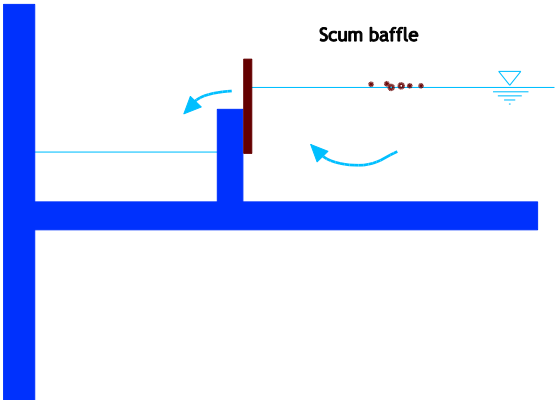


شكل ١٢-٧ بئر التنديف (photo: Brown and Caldwell)



شكل ١٢-٨ الطفو (الخبث) على سطح المروق (photo: Black and Veatch)

ويكون للمواد الطافية أكثر من منشأ، ميكانيكيًا أو بيولوجيًا في طبيعته. فقد يكون أنقاض أو بقايا لم تتم إزالتها أثناء المعالجة قبل ذلك، أو مواد صلبة حيوية أخف من ذلك، نتيجة لمحتوى غازي محتبس بداخلها كغاز النيتروجين نتيجة إزالة النيترة في غطاء الحمأة، أو رغوة ناتجة من نشاط حيوي (نوكارديا) وتدل الرغوة الحيوية دائمًا على مشكلة تشغيلية في مفاعل الحمأة المنشطة نفسه وأفضل شيء هو إزالتها قبل المروق. وإعادة تدوير الكائنات الدقيقة المكونة للرغوة إلى نظام المعالجة البيولوجية يزيد الموقف سوءًا. ويجب إزالة المادة الطافية (الخبث) بأسرع ما يمكن من تيار الماء والقضاء عليها، بأقل استخدام للمياه.



شكل ١٢-٩ حاجز مواد طافية (نوع بلاك آند فيتش)

١٢-٢-٤-٣ المصدات

تعتبر المصدات عناصر تحويل اتجاه التدفق وتبديد الطاقة، وهي يمكن أن تكون مصمتة أو مزودة بشقوق أو فتحات. كما أنها دائمًا ما توضع في المروق الثانوي قريبًا من المدخل أو المخرج، رغم أن المصدات تستخدم أيضًا في منتصف الأحواض لخفض تأثير تيار الكثافة. والمصدات تتم مناقشتها بتفاصيل أكثر في الجزء ١٢-٦ مع نمذجة CFD.

١٢-٢-٤-٤ الصفائح

عندما تترسب الجزيئات المنفصلة ببطء من خلال السائل المروق في حوض المروق، تكون مسافة رحلتها للوصول إلى غطاء الحمأة– وهذا يكون ضد تيار المياه– طويلة جدًا. وتقوم الصفائح، وهي إنشاءات مائلة أنبوبية أو مسطحة توضع في المنطقة المروقة من حوض الترسيب، بتقليل مسافة هذه الرحلة إلى سنتيمترات قليلة. وتستقر المواد الصلبة على السطح المائل وتنزلق لأسفل ككتلة واحدة، بدلاً من جزيئات فردية. وبالرغم من ذلك، فإن الصفائح لا تستخدم على نطاق واسع في المروقات الثانوية، نتيجة لإمكان تراكم الحمأة داخل السطوح المائلة للأنابيب أو الصفائح، وينتج عن ذلك احتياجات لتنظيفها، وفي الحالات الزائدة يحدث سدد للصفائح أو تنتج كتل حمأة لاهوائية مع احتمال طفوها للسطح.

١٢-٢-٥ المشاكل التشغيلية

تمثل محطة معالجة مياه الصرف الصحي بيئة صناعية متشابكة واسعة النطاق ويجب أن تُتبع فيها إجراءات تشغيل موثقة جيدًا. ونفس الشيء يجري على تشغيل المروقات، ويُكرس جزء كبير من الصيانة وجهود التشغيل للحفاظ على وتنظيف وتزييت وتشحيم المعدات بحيث

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

تؤدي الأداء المتوقع منها على مدى أعمارها الافتراضية. وهذه القضايا الميكانيكية لا يتم تناولها بالتفصيل في هذا الفصل، إلا أن التركيز يكون على الأمور الهندسية لعملية المعالجة.

وتنشأ العديد من المشاكل التشغيلية عن التصميم الخاطيء، ولا يمكن حلها إلا من خلال مشروع لإعادة التصميم وإعادة الإنشاءات/ التجديد/ التحديث. والمشاكل الأخرى في التشغيل تحتاج تغيرات تقع ضمن إجراءات التشغيل ويمكن تنفيذها بواسطة إدارة المحطة والصيانة والتشغيل.

١٢-٢-٥-١ الأحواض الضحلة (قليلة العمق)

بسبب ظروف الموقع، أو باختيار المصمم، تصمم أحواض الترسيب أحيانًا بعمق مياه جانبي أقل من ٢,٥ – ٣ م. هذه الأحواض تكون أكثر عرضة لزيادة تحميل المواد الصلبة، حيث إن غطاء الحمأة يمكن أن يصبح، بسهولة، قريبًا إلى هدارات المياه الخارجة (مثلاً، بسبب زيادة التحميل أو تدهور خصائص ترسيب الحمأة أو عدم كفاية تدفق إعادة التدوير). هذا يمكن أن يؤدي إلى التسريب (فقدان المواد الصلبة) من غطاء الحمأة أو إلى الانخفاض التام (العطل) للمروق نتيجة لوصول غطاء الحمأة إلى مجاري تحويل مسار المياه الخارجة. لهذا فإن الحفاظ على غطاء حمأة منخفض من خلال معدلات التدوير العالية أمر هام في المروقات قليلة العمق.

١٢-٢-٥-٢ التوزيع غير المنتظم للتدفق

عادة ما يكون في محطات معالجة مياه الصرف الصحي عديد من وحدات الترسيب النهائي، إما: (أ) بسبب أن المساحة المطلوبة تكون كبيرة جدًا ولا يكون من المجدي، ميكانيكيًا، إنشاء وحدة واحدة (ب) لإيجاد وفرة أو زيادة لإجراءات الصيانة أو مواجهة احتمالات العطل الميكانيكي، مثل الحالات التي يتم فيها إخراج مروق من الخدمة وتفريغه بينما تظل المحطة في التشغيل باستخدام الوحدات الأخرى. ويمكن أن يحدث أحيانًا أن يكون توزيع التدفق والمواد الصلبة بين المروقات غير منتظم أو متساوٍ بصورة كبيرة، نتيجة لمشاكل إنشائية أو تشغيلية، وهذا يمكن أن يؤدي إلى أن تقوم أحد أحواض الترسيب بمعالجة تدفق أعلى أو إنتاج مياه خارجة أكثر عكارة وبها تركيز مواد صلبة عالقة أعلى من الأحواض الأخرى. وأحيانًا، يمكن للفحص النظري ومعاينة التدفق خلال هدارات أن يعطي نبذة بسيطة عن فروق التحميل الهيدروليكي. ويمكن تصحيح عدم توازن التدفق بقياس التدفق حول الوحدات كل على حدة، وتصحيح الفاقد غير المتوازن (الحفاظ على محتوى MLSS متوازن في مختلف وحدات الحمأة المنشطة) وضبط البوابات لتعمل كحواجز فصل للتيار. وعمومًا، فإن فصل التدفقات بالتساوي بمجرد بناء القنوات بحوائط مستوية لا يصلح عمليًا.

١٢-٢-٥-٣ التحميل غير المنتظم للهدار

يمكن أن تتسبب الهدارات التي يتم تركيبها باستواء خاطئ في عدم استواء توزيع التدفق وزيادته الملحوظة في قطاعات معينة من المروق، مسببة انجراف السائل لأعلى وإزالة (كشط) غطاء الحمأة تحت الأجزاء المتأثرة. وفي هذه الحالات يجب أن تتم إعادة ضبط استواء مجاري التحويل مما يؤدي لخفض تركيز المواد الصلبة في المياه الخارجة في نفس ظروف التحميل. وهذا هو أحد أسباب استخدام هدارات شكل V من الحديد توصل بالقناة الخرسانية للطفح (التدفق الفائض) حتى يمكن تركيب هدار شكل V بدقة باستخدام معدات ضبط الاستواء.

١٢-٢-٥-٤ تأثير الريح

يمكن للريح القوية الثابتة أن تؤثر على نمط تدوير التدفق في حوض الترسيب النهائي (شكل ١٢-١٠). وعلى وجه الخصوص، تكون الأحواض المستديرة ذات الأقطار الكبيرة أكثر تعرضًا وتأثرًا بالرياح. وقد يؤدي نمط التدوير المتغير بالرياح إلى التحميل غير المتساوي للهدار مع تركيز مرتفع للمواد الصلبة العالقة في المياه الخارجة، حتى لو كانت هذه المجاري قد تم ضبط استوائها بصورة تامة، ويجب أن يوضع اتجاه الريح في الاعتبار عند تصميم معدات إزالة المادة الطافية (الخبث). وإذا سمحت ظروف الموقع، فإن الأسوار والأسيجة يمكن أن تقلل تأثير الرياح.

١٢-٢-٥-٥ التغيرات المفاجئة لدرجات الحرارة

في بعض المواقع الجغرافية ذات الاختلافات اليومية في درجات الحرارة أو التعرض الشديد لتقلبات متسببة عن درجة حرارة الشمس يمكن أن تظهر آثار ذلك في حوض الترسيب النهائي. والحمأة المترسبة تكون بطيعتها أثقل قليلاً من مياه الصرف الصحي، لذلك فهي تحتل قاع حوض الترسيب. ويمكن أن يسبب الاختلاف الكبير في درجة الحرارة بين الماء على سطح المروق والحمأة على القاع تقلب غير متوقع لهذه الطبقات، وينتج عنه طفو غطاء الحمأة. وهذا قد يكون بسبب البرودة القاسية على السطح في ليلة باردة، ودخول حمأة دافئة لحوض الترسيب خلال التشغيل في النهار، أو تدفئة طبقة الحمأة نتيجة لضوء الشمس المباشر. وإذا بقيت المشكلة مستمرة، فإن

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

صنع غطاء لمعظم المساحة أو الإحاطة الكاملة للمنشآت قد يُعين على علاج الوضع.

١٢-٢-٥-٦ التجمد في الطقس البارد

في المناخ البارد، وبالرغم من المحتوى الحراري لمياه الصرف الصحي، فإن تكوين الجليد يمكن حدوثه على الأسطح المعرضة للجو. وهذا ينتشر بوجه خاص في المحطات التي بها أحواض التهوية التي تستخدم نظم التهوية السطحية (مثل الدوارات الميكانيكية) والتي يمكن أن تقلل درجة حرارة مياه الصرف الصحي. وفي هذه الأماكن، يجب أن يوضع في الاعتبار إنشاء مفاعلات وأحواض ترسيب مغطاة، بالإضافة إلى التهوية بالانتشار والتي تحول بعضًا من الحرارة إلى تيار السائل.

١٢-٢-٥-٧ مشاكل إعادة تدوير التدفق

في المروقات التى تُستخدم فيها مواسير شفط (جهاز أنابيب) لتجميع الحمأة وتدويرها، يصبح فقدان قدرة الشفط، عادة في المواسير الأطول، مشكلة. وفي هذه الحالات يجب أن يشغَل نظام التدوير عند تدفقٍ عالي، وهذا لا يكون مرغوبًا عادة، أو يمكن استبدال مواسير الشفط بكاشطات.

١٢-٢-٥-٨ الطحالب على الهدارات

سيحصل نمو الطحالب على الهدارات والأماكن الأخرى المعرضة في منشآت حوض الترسيب نتيجة لضوء الشمس الطبيعي مع وجود المحتوى الفوسفوري للمياه الخارجة (شكل ١٢-١١). وبالإضافة إلى قبحها، فإن هذه النموات لها تأثيرات سلبية دورية على نوعية (جودة) المياه الخارجة، وتتعارض مع تشغيل المعدات مثل مجاري إزالة المواد الطافية (الخبث). ويمكن عادة تنظيف الطحالب من على مجاري تحويل التدفق. وتشمل تصميمات بعض المروقات فراشي تقوم بمسح الأجزاء المعرضة. وبعض الحلول الأخرى تشمل "الكلورة" والتي يتم إدخالها موضعيًا حول مجاري التحويل، أو تغطي الحوض كله.

١٢-٢-٥-٩ الكتل اللاهوائية

إذا ظهرت كتل لاهوائية طافية، داكنة أو بنية اللون، على سطح حوض الترسيب النهائي بصورة منتظمة، يحتمل أن آلية جمع الحمأة تكون غير سليمة الضبط أو متآكلة، تاركة كتلاً من الحمأة بدون جمعها على الأرضية. هذه الجيوب الكثيفة للحمأة تتحول إلى الحالة اللاهوائية، ونتيجة لتوليد غاز الميثان، تطفو إلى السطح. وتنظيف الحوض والفحص ضروريان لتحديد سبب طفو هذه البقايا.



شكل ١٢-١٠ تأثير الرياح (photo: D. Brdjanovic)

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



شكل ١٢-١١ الطحالب على مجاري تحويل المسار (photo: D. Brdjanovic)

١٢-٢-٥-١٠ الطيور

في مناطق معينة يحدث أن يعيش طائر "النورس" وطيور أخرى في أحواض الترسيب النهائية لدرجة أن مخلفاتها والريش المتطاير منها يمكن أن يساهم بدرجة ملحوظة في تحميل المادة المغذية بالمياه الخارجة، بالإضافة إلى إعاقة التشغيل المناسب للمعدات أو زيادة تكاليف التنظيف والصيانة. وأحواض الترسيب المغطاة لا تعاني هذه المشكلة. وهناك حل آخر ممكن وهو مد خيوط مرئية عبر المروق والتي لا تتداخل مع التشغيل، ولكنها تضايق الطيور بما يكفي لجعلها تترك المكان.

١٢-٢-٥-١١ الحمأة المنتفخة

لا تنضغط الحمأة المنتفخة لنفس التركيزات العالية في قاع حوض الترسيب النهائي كحمأة عادية. وهذه الحالة تتكرر كثيرًا ويصعب التغلب عليها لدرجة أنه قد تم تخصيص فصل كامل عنها هو الفصل الحادي عشر.

١٢-٢-٥-١٢ الحمأة الطافية

تستمر الكائنات عضوية التغذية الموجودة في MLSS في عمليات التمثيل الغذائي حتى بعد أن يتم نقل الحمأة إلى المروق. فإذا كان هناك مادة ركيزة ونيترات كافيين، فإنه يمكن أن يتولد غاز النيتروجين، في صورة فقاعات ميكروسكوبية أو مرئية من خلال عملية إزالة النيترة. وفقاعات الغاز التي تلتصق بالندف هنا يمكن أن تقلل من كثافة الندف بدرجة كبيرة، وينتج عن ذلك ارتفاع (طفو) الحمأة على السطح. هذه الحالة يمكن تخفيفها بالمعالجة المناسبة، أساسًا في صورة مستوى عالٍ لإزالة النيترة في العملية، بحيث توجد فقط مستويات منخفضة من المادة الركيزة المتبقية والنيترات في الفيض الخارج من المفاعلات (إلى المروق).

١٢-٣ قياسات قابلية الحمأة للترسيب

تترسب الحمأة البيولوجية وتنضغط (تتكاثف)، اعتمادًا على مصدرها وتاريخها وتركيبها وكثافتها وقدرتها على التندف (التلبد)، بدرجات متفاوتة، وهذه الخاصية يجب أن توضع في الحسبان خلال تصميم وتشغيل المروقات. وبالتالي، فالعديد من طرق إجراء القياسات تستخدم لتحديد مقدار قدرة الترسب للحمأة. ويمكن أن تنقسم الطرق إلى مجموعتين: (i) توفير معلومات عن سرعة الترسب و(ii) توفير معلومات عن إمكانيات الانضغاط (التكثف) وأكثر الطرق استخدامًا يتم وصفها بإيجاز فيما يلي. ولأداء اختبار فعلي، على القارئ الرجوع إلى المستوى القياسي ذي الصلة بالاختبار والذي يحتوي على وصف تفصيلي لكل الظروف التجريبية الواجب وضعها في الاعتبار لإخراج نتائج يعتمد عليها والتي يمكن مقارنتها بالقياسات الأخرى لنفس الطريقة.

١٢-٣-١ معدل الترسيب (SVI)

يعد معدل ترسيب الحمأة SVI أكثر القياسات انتشارًا لتشغيل المحطات بسبب بساطته (ويسمى في العديد من البلاد مؤشر موهلمان). في هذا الاختبار (APHA *et al.*, 2006) تؤخذ عينة حمأة في مخبار مدرج (١ لتر) وبعد الخلط المبدئي، تترك لتترسب لمدة ٣٠ دقيقة. ويتم قياس تركيز الحمأة من اختبار MLSS . ويتم حساب SVI بأخذ الحجم (بالملليمتر/لتر في المخبار ١ لتر) الذي يحتله (يملأه) غطاء الحمأة بعد ٣٠ دقيقة وقسمته على تركيز MLSS للحمأة، بالجرام لكل لتر والموجود في المخبار، بهذا فإن SVI أساسًا (وحدته مل/ جم) يصف الحجم الذي يحتله ١ جرام من الحمأة بعد ٣٠ دقيقة ترسب تحت ظروف الاختبار.

واختبار SVI في صورته الأصلية هو أبسط اختبار ترسب يمكن أداؤه ولكن له العديد من العوائق. فالثلاثون دقيقة هي نقطة عشوائية على منحنى الترسب، لهذا فإن النتائج تكون مختلفة. والحمأة التي تترسب وتنضغط بسرعة أو الاختبارات التي تُجري استخدام تركيزات MLSS تشغيلية منخفضة تنهي الترسب في ٣٠ دقيقة واختبار الترسب SVI في هذه الحالات يكون مؤشرًا لقدرة الانضغاط (التكثف) للحمأة. ولكن في تركيز MLSS أعلى أو في حالة الحمأة بطيئة الترسب، لا تنتهي عملية الترسب في ٣٠ دقيقة، وفي هذه الحالات يكون SVI مؤشرًا

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

لسرعة ترسب عينة الحمأة. وفي تركيزات MLSS العالية يفشل الاختبار – على سبيل المثال، SVI أعلى من ١٥٠ مل/ جم لا يمكن قياسه إذا كان التركيز في المخبار المدرج (١٠٠٠ مل) أعلى من ١٥٠/١٠٠٠ أو ٦,٧ جم/ ل. ويمكن أيضًا لتأثيرات الجدران تغيير SVI الذي تم قياسه، حيث إن المخابير الصغيرة المستخدمة للاختبار لها نسبة مساحة جدران حجم عالية جدًا، مقارنة بالمروقات الكاملة.

١٢-٣-٢ طرق الاختبار الأخرى

تم تطوير أساليب عديدة لتحسين وضبط نتائج اختبار SVI قياسيًا. فنجد اختبار معدل ترسيب الحمأة المخففة (DSVI) يحتاج إلى تخفيف عينة الحمأة بمياه خارجة بحيث يكون حجم المترسب بعد ٣٠ دقيقة واقعًا في مجال ١٥٠ – ٢٥٠ مل. هذا الاختبار يتجنب مشكلة التركيزات العالية من MLSS، ويمكن أن يستخدم كمؤشر أفضل لاحتمال الانتفاخ الناتج عن البكتريا الخيطية (إذا كانت DSVI < ١٥٠ مل/ جم). ونجد اختبار SVI الممزوج بالتقليب والذي يؤدي إلى تركيز MLSS ٣,٥ جم/ ل ($SSVI_{3.5}$) يمثل تحسينًا أكثر في الاختبار. هذا الاختبار يستخدم كاختبار قياسي في العديد من الدول (مثل المملكة المتحدة) بالرغم من أنه يحتاج ترتيبات مختبرية معقدة. وعادة يتم تخفيف أو تركيز MLSS إلى نفس ٣,٥ جم/ ل. ويتم تقليب إناء الترسيب (والذي يكون حجمه عادة ٥ ل وقطره ١٢٠ مل) ببطء بسرعةِ ١-٢ rpm (لفة في الدقيقة) ونتائج هذا الاختبار أكثر قابلية لإعادة الحصول عليها من اختبارات SVI أو DSVI.

وهناك العديد من الدعوات، من جانب قيادات الصناعة في العالم على مدى ٢٠ عامًا الماضية لوضع المعايير القياسية لمسودات نظم اختبار الترسب مكتوبة، حيث إن ذلك يمكن أن يحسن نوعية البيانات التي يتم جمعها وتشغيل المروقات الثانوية. وبالرغم من كل هذه الجهود وكل أوجه النقص في اختبار SVI، فهو لا يزال واسع الاستخدام في شكله الأصلي البسيط.

وقياس سرعة ترسيب المنطقة (أو السرعة بمنطقة الترسيب الممزوج بالتقليب) اختبار تم تصميمه لتوفير معلومات عن سرعة ترسيب الحمأة في عينة حمأة بتسجيل معدل الهبوط الحقيقي للسطح البيني للحمأة عند تركيز MLSS محدد. وحيث إن هذا الاختبار يستخدم كثيرًا، فهو مذكور ضمن خلفية "نظرية التدفق" في جزء ١٢-٤-١. وهناك اختبارات أخرى كاملة الأداء الآلي (أوتوماتيكية) (مثل مقياس الترسبsettlometer) متاحة للاستخدام.

١٢-٤ نظرية التدفق لتقدير قدرة حوض الترسيب

إن دفق الجزئيات الصلبة هو شكل خاص من معدل مقدار تدفق الكتلة – كتلة المواد الصلبة المحولة خلال وحدة مساحة لكل وحدة زمن (معبرًا عنها مثلاً: كجم/ م^2/ س – kg\m^2\h). وتصف نظرية التدفق مختلف تدفقات المواد الصلبة التي تؤثر على نقل المواد الصلبة داخل المروق، وتستخدم ضمن استخدامات أخرى، لتقدير مساحة المروق المطلوبة والقياسات التشغيلية مثل التدوير (الراجع أو التدفق السفلي). هذا الفصل سيوجز طريقة قياس القابلية للترسب المستخدمة والخلفية الرياضية لنظرية التدفق، بالإضافة إلى طرق التصميم الأخرى المستخدمة عمليًا.

١٢-٤-١ اختبار السرعة بمنطقة الترسيب:

إن سرعة منطقة الترسيب (ZSV) هي معدل هبوط السطح البيني للمواد الصلبة (غطاء الحمأة)، مقاسًا م/ س (m\h) أو وحدات مشابهة في إناء اختبار، وفقًا للطرق القياسية (طريقة 2710D). ويسمى الاختبار: اختبار سرعة منطقة الترسيب الممزوج بالتقليب، إن كان الإناء مزودًا بآلية تقليب بطيء (SZSV) وهو يعطي قياسًا أكثر دقة لترسيب الحمأة والتي في حالة هذا الاختبار تكون أكثر دقة من غيرها من الاختبارات مثل SVI، DSVI و SSVI. وهناك بيان توضيحي في شكل ١٢-١٢ لهذا الاختبار في زمن ما (للتوضيح، تم تصوير مخبار مدرج غير ممزوج بالتقليب، ولكن اختبار ZSV القياسي يلزم تقليبه بسرعة ١-٢ rpm).

في هذه الحالة، تم وضع مخلوط MLSS ذو ٥٤٠٠ مجم/ ل (٥,٤ كجم/ م^3) وتم أخذ لقطات تصوير لهذا المخبار عند ١، ٢، ٤، ٦، ٨، ١٠ وأخيرًا ٤٥ دقيقة. ويتم تسجيل ارتفاع السطح البيني ورسمه بيانيًا كدالة للزمن، للحصول على رسم بياني مثل شكل ١٢-١٣.

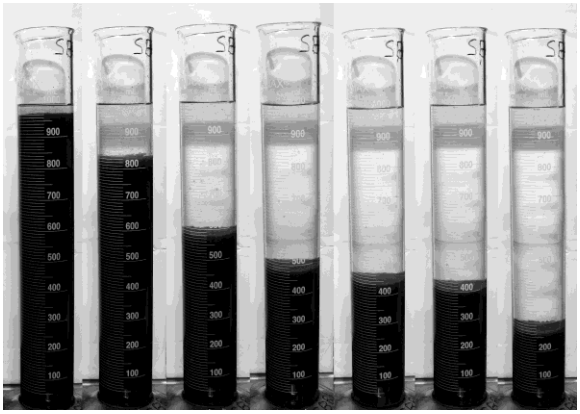
والمنحنى في شكل ١٢-١٣ يمكن أن يقسم إلى ثلاثة أقسام واضحة:

١) مرحلة فتور تستمر دقيقة أو اثنتين في بداية الاختبار. ذلك بسبب تسارع جزيئات الحمأة وهي تصنع السطح البيني وتبدد طاقة الخلط من ملء المخبار.

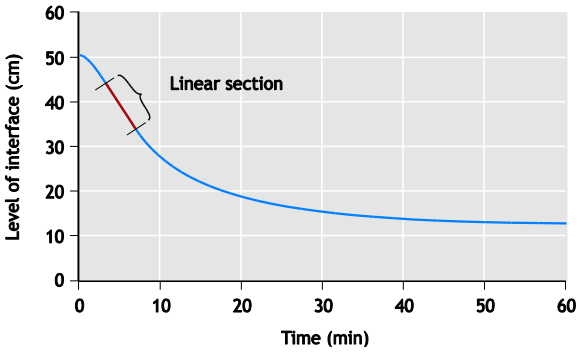
٢) جزء خطي (طولي) يستمر عادة ٣-٣٠ دقيقة، اعتمادًا على تركيز MLSS وارتفاع عمود الترسب. ويعطينا منحدر هذا الجزء سرعة ترسيب المنطقة (ZSV) للحمأة عند التركيز الذي تم به ملء العمود. وعندما يتم تقليب العمود كما هو مطلوب لاختبار سرعة الترسيب القياسية، يكون انحدار الجزء الطولي

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

هو سرعة منطقة الترسيب الممزوج (التام تقليبه) (SZSV) عند التركيز الذي تم به ملء العمود.



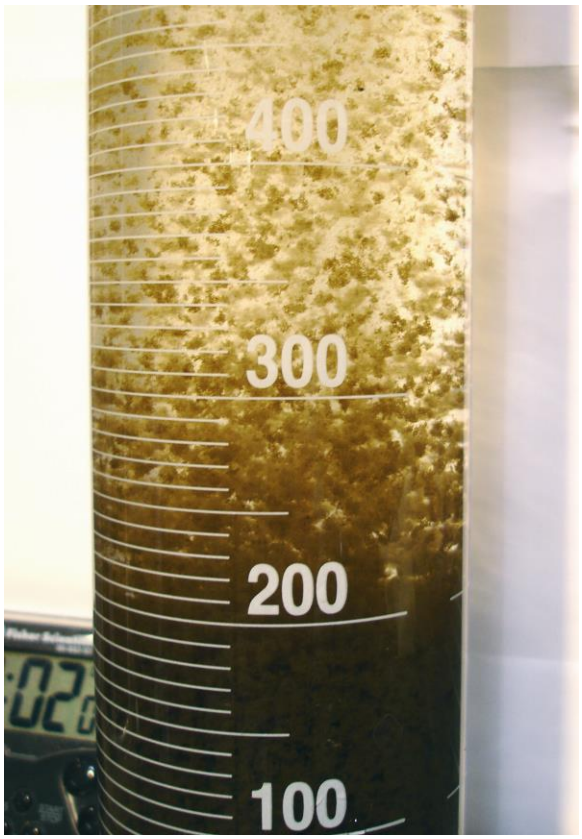
شكل ١٢-١٢ مدى التقدم في اختبار سرعة منطقة الترسيب عند ١، ٢، ٤، ٦، ٨، ١٠، ٤٥ دقيقة (photo: Environment Canada)



شكل ١٢-١٣ ارتفاع السطح البيني للزمن في اختبار ZSV.

٣) مستهل الانضغاط من قاع المخبار ينتج عنه نقص تدريجي في سرعة الترسب تاليًا للمرحلة الطولية. وعادة ما يتم أداء سلسلة من اختبارات SZVS عند تركيزات MLSS مختلفة لقياس سرعة ترسب الحمأة المستخدمة في نظرية الدفق. والنظرية وتطبيقاتها يتم وصفها فيما يلي. وأقل تركيز MLSS يمكن عنده أداء الاختبار بنجاح يكون بين ١ و ١,٥ جم/ ل. فعند التركيزات المنخفضة قد يكون من الصعب تحديد موقع غطاء الحمأة (يسمى أيضًا ترسيب المنطقة) كما هو مبين في شكل ١٢-١٤.

أيضًا، ومع تركيز مخفف، يكون معدل الهبوط عاليًا، وقد يبدأ مستهل الانضغاط من القاع خلال دقائق قليلة. وعلى النقيض، عند تركيزات MLSS عالية، يكون السطح البيني محددًا جيدًا، ولكن اعتمادًا على التركيز وقابلية العينة للانضغاط (التكثف)، فإن مرحلة المنطقة الخطية (الطولية) للترسب قد يطغى عليها بسبب التكثف في وقت مبكر جدًا في الاختبار.



شكل ١٢-١٤ سطح بيني صعب (photo: Environment Canada)

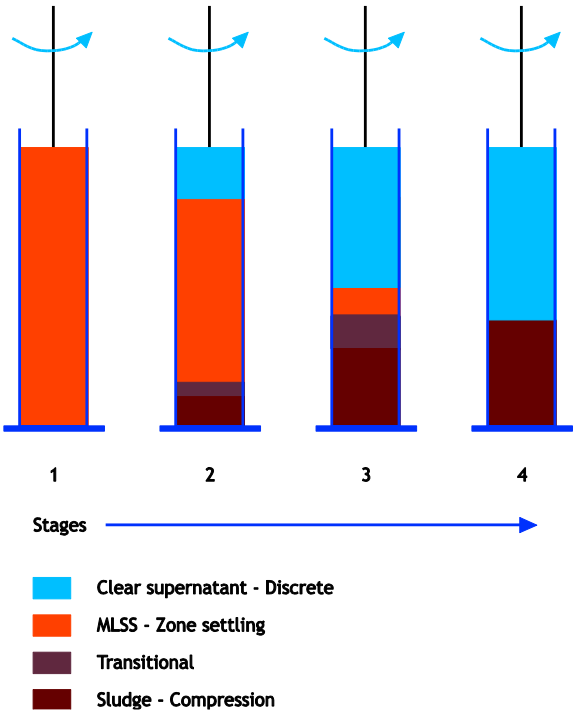
١٢-٤-٢ الترسيب المنفصل والندفي (بالتنديف) والمعاق (ترسيب المنطقة) وبالانضغاط:

يترسب أي مزيج معلق يحتوى على جزيئات مستقلة عن بعضها ومنفصلة غير مندفة (من نفس النوع، كالرمل مثلاً)، بنفس السرعة بغض النظر عن تركيزه، وفقًا لقانون "ستوكس". وسوف تعتمد سرعة ترسيب الجزيئات المنفردة، فقط على شكلها وحجمها (قطرها) وكثافتها. ومزيج من MLSS من مفاعل حمأة منشطة يتصرف بصورة مختلفة جدًا، مقارنةً بمزيج معلق للرمل، مبدئيًا نتيجة لطبيعتها الندفية. وفي بداية اختبار سرعة منطقة الترسيب، تكون الحمأة حاوية لندف عضوية وجزيئات غير عضوية صغيرة، ستبدأ في الترسيب بقوة بتركيز MLSS.

وهذه تسمى مرحلة ترسيب المنطقة ويحافظ عليها طوال المراحل ١ إلى ٣ في شكل ١٢-١٥ حتى لا يبقى هناك أي غطاء حمأة في

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

تركيز MLSS الأصلي – فهي تهبط من خلال منطقة انتقالية إلى منطقة الانضغاط (مرحلة ٤). والترسب الانضغاطي يختلف بوضوح من ترسيب المنطقة – حيث تدعم الجزيئات بعضها البعض ويتحقق الانضغاط بعصر المياه خارج نسيج الحمأة. وهنا لا تكون سرعة الترسيب دالة لتركيز الحمأة بأي وجه، ولكن تعتمد على الضغط الخلالي، وقابلية الحمأة للانضغاط والنفاذية.

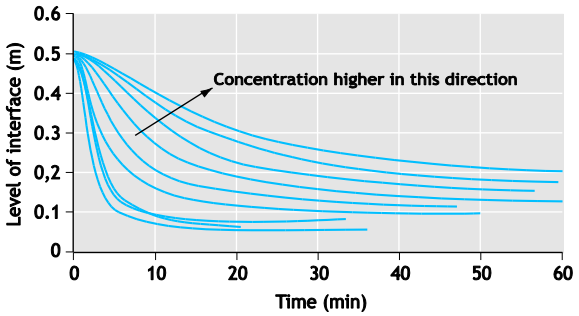


شكل ١٢–١٥ تعاقب خطوات اختبار ZSV

١٢–٤–٣ دالة فيزيلندVesilind للترسيب

إذا تم وضع مستوى السطح البيني في اختبار SZSV في رسم بياني (شكل ١٢–١٣) فإنه يمكن تمييز مرحلة ترسيب المنطقة من المرحلة الخطية (الطولية) حيث يترسب غطاء الحمأة بسرعة ثابتة.

والاختبار تم تكراره عند العديد من التركيزات كما مبين في شكل ١٢–١٦.



شكل ١٢–١٦ نتائج اختبارات SZSV عند تركيزات MLSS مختلفة (data: Environment Canada)

ومرحلة الفتور (التأخر) المبدئية والجزء الخطي (الطولي) يمكن رؤيتها بوضوح على الرسم. وتظهر الاختبارات المؤداة بتركيزات MLSS منخفضة سرعة ترسيب عالية، بينما المؤداة بتركيزات عالية تترسب أبطأ. وسرعات ترسيب المنطقة (م/ س) يمكن رسمها بيانيًا كدالة لتريز MLSS (مجم/ ل)، ناتجًا عنها منحنى يمكن تمامًا أن يتم تقريبه بدالة أسية (شكل ١٢–١٧). هذه الدالة تسمى دالة فيزيلند وتوضع في هذه الصورة:

$$v_S = v_o \cdot e^{-p_{hin} \cdot X} \qquad (12.1)$$

حيث:

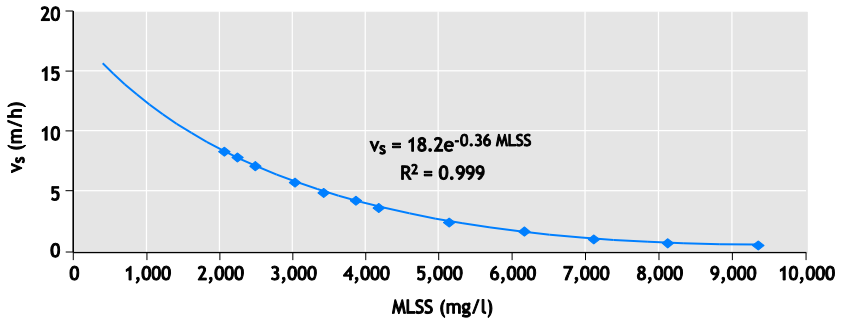
v_S	سرعة الترسيب (م/ س)
v_0	سرعة الترسيب المبدئية (م/ س) وهي امتداد لمنحنى مقطع ترسيب الصفر
p_{hin}	مقياس الترسيب المعاق (ل/ جم أو م^3/ كجم)
X	تركيز MLSS (جم/ ل أو كجم/ م^3) في مختلف الاختبارات

ومن المهم ملاحظة أن الجزء المبدئي للمنحنى في منطقة التركيز المنخفض (صفر إلى حوالي ١٥٠٠ مجم/ ل في شكل ١٢–١٧) يكون امتدادًا رياضيًا لنقاط البيانات المقاسة، وفي الحقيقة لا يمكن أن تمتد سرعة ترسيب المنطقة أو تقاس في مجال التركيز.

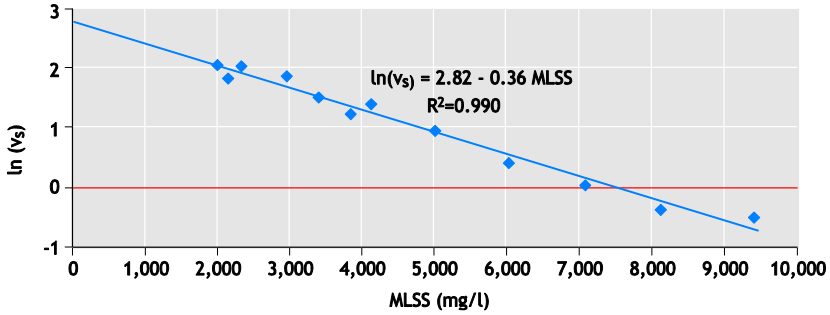
وإذا تم رسم نفس نقاط البيانات من شكل ١٢–١٧ في صورة عرض شبه لوغاريتمي، تتحول الدالة الأسية إلى رسم خطي (شكل ١٢–١٨) ويعطي المنحنى p_{hin} بينما يكون المقطع في (v_0).

وتوزيع الأخطاء في القياسات يكون مختلفًا في الرسم الخطي الأصلي والعرض شبه اللوغاريتمي للدالة الفيزيلندية. إلا أنه من خلال وجهة

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



شكل ١٢–١٧ علاقة فيزيلند بين سرعة الترسيب واختبار تركيز MLSS (البيانات: إنفيرونمنت كندا)



شكل ١٢–١٨ دالة فيزيلند بيانيًا على مقياس شبه لوغاريتمي (data: Environment Canada)

نظر علمية، لا يكون هناك فارقًا كبيرًا بين استخلاص v_0 و p_{hin} مباشرة من المنحنى الأسي أو صورته الفيزيلندية. ففي الأول يتم الارتداد في قيم v_c مباشرة، وفي الأخير في قيم (v_c). ويفترض أن معظم التقييمات حاليًا تتم باستخدام دالات صفحات ناشر Spreadsheets في برامج الحاسب الآلي (مثل Excel Solver) فيما يماثل للطرق التصويرية المباشرة شائعة الاستخدام تاريخيًا. وقد يتم الحصول على نتائج مختلفة قليلاً بين الطريقتين المختلفتين للعرض، ومع ذلك فإن الدقة في النتائج ستعتمد غالبًا على القراءة الصحيحة للسطح البيني خلال الاختبارات الفعلية SZSV واختيار المنطقة الخطية (الطولية) من منحنى ارتفاع السطح البيني – الزمن.

١٢–٤–٤ منحنيات الجاذبية والكتلة وإجمالي الدفق

دفق الجاذبية (JS) هو كتلة المواد الصلبة المتحولة تحت تأثير الترسب الناتج عن الجاذبية، ويمكن حسابها كناتج لسرعة الترسب (v_s) وتركيز المواد الصلبة (X):

$$J_S = v_s X \qquad (12.2)$$

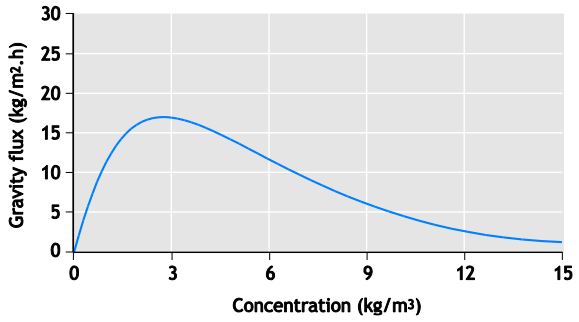
حيث:

J_S دفق الجاذبية (كجم/ م٢/ س)

v_s سرعة الترسب (م/ س) عند تركيز X (من المعادلة 12.1)

X تركيز المواد الصلبة (كجم/ م٣)

ودفق الجاذبية لما سبق، هو ترسيب حمأة جيد بمعدل ترسيب حمأة حوالي ٤٨ مل/ جم مرسوم في شكل ١٢–١٩. ومنحنى دفق الجاذبية له حد أقصى عند تركيز ٢: ٣ كجم/ م^3. ويقل الدفق عند التركيزات الأقل نظرًا لانخفاض تركيز المواد الصلبة، بينما في الأعلى تركيزًا، فهو ينقص بسبب نقص سرعة الترسب عند التركيزات الأعلى.



شكل ١٢–١٩ دفق الجاذبية (الترسيب)

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

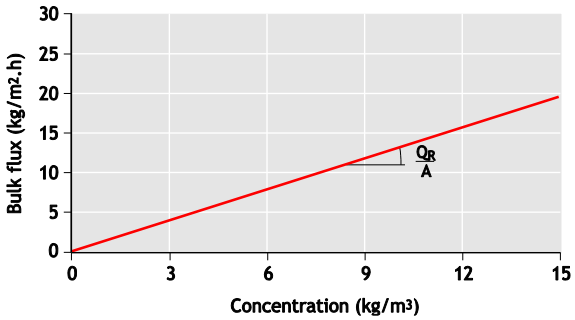
والمواد الصلبة في حوض الترسيب تتحرك أيضًا في اتجاه الأرضية نتيجة لحركة الهبوط لتدفق الكتلة (bulk flow)، والمتولدة عن التدوير (يكون تدفق الكتلة صفرًا في مخبار اختبار ZSV، ولكن ليس كذلك، كما هو واضح، في المروق الحقيقي).

$$J_B = \frac{Q_R}{A} X \qquad (12.3)$$

حيث:

J_B	دفق الكتلة (كجم/ م^٢/ س)
Q_R	تدفق التدوير (م^٣/ س)
A	مساحة المروق (م^٢)

وعند تدوير ثابت يكون دفق الكتلة متناسب طرديًا مع تركيز المواد الصلبة X (شكل ١٢-٢٠) أي: كلما زاد X كلما ارتفع دفق المواد الصلبة إلى قاع المروق، متولدًا عن معدل التدفق السفلي.

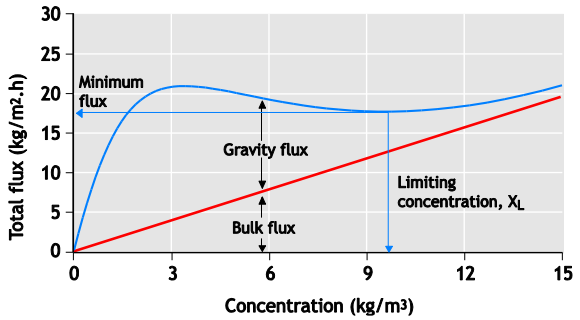


شكل ١٢-٢٠ دفق كتلة المواد الصلبة

وإجمالي الدفق الذي ينقل المواد الصلبة إلى قاع المروق هو مجموع دفق كل من الجاذبية والكتلة (شكل ١٢-٢١) والدفق الإجمالي، بالنسبة لمعدل محدد للتيار السفلي، يكون له حد أدنى عند تركيز معين يسمى التركيز المقيد أو "الحدي" X_L. فإذا كان التركيز الحدي، تكون الزيادة في دفق الكتلة، بينما عند التركيزات الأعلى تكون الزيادة في دفق كتلة المواد الصلبة أكثر من التعويض عن النقص في دفق الترسب. وتكون طبقة حوض الترسيب عند التركيز الحدي هي عنق الزجاجة لأنها تنقل أقل دفق للمواد الصلبة J_L، إلى القاع ضمن مجال التركيز الكلي. ومجال التركيز يمتد من التركيز المنخفض عند الضخ (التدفق المغذي) إلى التركيز العالي للحمأة الراجعة.

$$j_L = j_{S(X_L)} + j_{B(X_L)} \qquad (12.4)$$

وعندما يماثل الدفق المستخدم (كتلة المواد الصلبة المستخدمة لكل وحدة مساحة للحوض – كجم/ م^٢/ س) تمامًا الدفق الحدي، فعند تلك النقطة سيكون تحميل المروق حرجًا، أو يكون المروق عند نقطة الفشل في الأداء، هذه الحالة يجب أن يتم تعويضها في تصميم المروقات عند تصرف الذروة للجو الرطب. وبعد إيجاد التركيز الحدي (X_L كجم/ م^٣) من الحد الأدنى لإجمالي منحنى الدفق الكلي، فإن الحد الأدنى للدفق الحدي (J_L كجم/ م^٢/ س) يمكن تحديده.

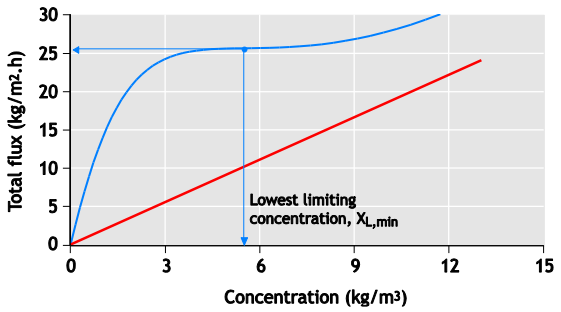


شكل ١٢-٢١ دفق إجمالي المواد الصلبة

١٢-٤-٥ محددات معايير معاملة المواد الصلبة في المروق

نعتبر أن إجمالي الدفق كما هو مصور في شكل ١٢-٢١. فإذا زاد معدل التدفق السفلي، سيدور كل من منحنى دفق الكتلة ومنحنى إجمالي الدفق إلى عكس اتجاه عقارب الساعة حول المنشأ، وعند معدل معين للتيار السفلي، سيختفي الحد الأدنى الموضعي (ولهذا، التركيز الحدي) (شكل ١٢-٢٢).

وهذا المعدل للتدفق السفلي يسمى التدفق السفلي الحرج ($Q_R/A=q_{R,crit}$ ووحدته m/h) وهو يحدد التركيز الحدي الأدنى الذي يمكن تحديده ($X_{L,min}$). والدفق الأقصى الذي يمكن نقله إلى القاع والذي منه تتحدد قدرة المروق أو الحد الأقصى لمعاملة المواد الصلبة بواسطة المروق يمكن تحديده، وذلك بواسطة معيارين، اعتمادًا على ما إذا كان معدل التدفق السفلي أقل أو أعلى من هذه القيمة الحرجة.



شكل ١٢-٢٢ منحنى إجمالي الدفق عند تدوير التدفق الحرج

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

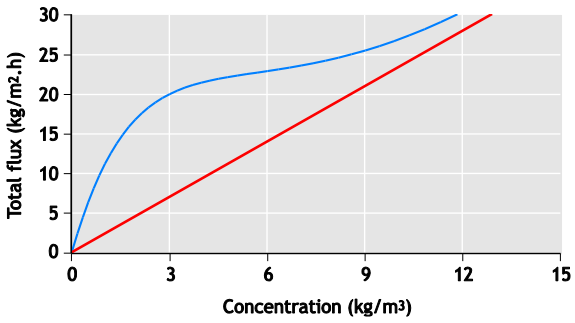
١٢-٤-٥-١ معيار معاملة المادة الصلبة I، تقييد الحد الأدنى لدفق المواد الصلبة

عند معدلات التدفق السفلي الأقل من المعدل الحرج للتيار السفلي، يمكن عادة تحديد حد أدنى للدفق عند التركيز الحدي.

هذا الوضع مرسوم على شكل ١٢-٢١، والدفق المستخدم على المروق يجب أن يكون أقل من هذا الحد الأدنى للدفق، حتى يكون المروق قليل التحميل. ويكون المروق حرج التحميل إذا كان الدفق المستخدم مساويًا للحد الأدنى للدفق، وإذا كان تدفق الذروة للجو الرطب (PWWF) وتركيز المواد الصلبة العالقة للسائل المخلوط معروفين لنا، فإن المساحة ونسبة التدوير يجب أن يتم اختيارهما بحيث إن إجمالي الدفق الناتج يكون مساويًا أو أقل من الحد الأدنى للدفق.

١٢-٤-٥-٢ معيار معاملة المادة الصلبة II، تقييد الدفق المستخدم (معدل التدفق الزائد):

عند قيم تيار سفلي أعلى من التدفق السفلي الحرج، لا يمكن إيجاد تركيز حدي (شكل ١٢-٢٣)



شكل ١٢-٢٣ منحنى إجمالي الدفق بدون تركيز حدي (التدفق السفلي أكثر من الحرج)

في هذه الحالة يجب أن يكون الدفق المستخدم (تحميل المواد الصلبة) على المروق أقل من دفق الجاذبية عند تركيز التغذية أو، بالتساوي، يجب أن يكون معدل التدفق الزائد المستخدم (الحمل الهيدروليكي م/س) أقل من سرعة ترسيب المنطقة للحمأة عند تركيز التغذية (تغذية المروق) (MLSS).

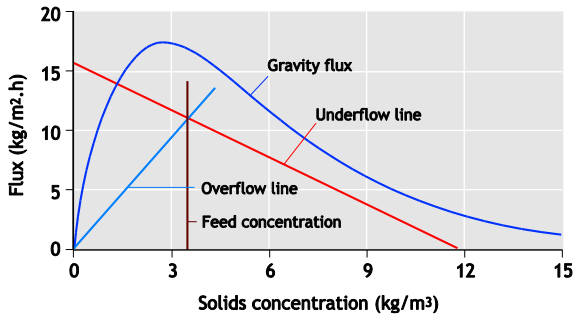
$$q_I = \frac{Q_{PWWF}}{A} = v_{s,MLSS} = v_0 \cdot e^{-p_{hin} \cdot MLSS} \qquad (12.5)$$

والأجزاء التالية تصف بتفاصيل أكثر كيف أن نظرية الدفق تستخدم في تصميم المروق، وتحديدًا في إنشاء المساحة المطلوبة والحد الأدنى لمعدل التدوير.

١٢-٤-٦ تحليل نقطة الحالة (حالة التشغيل):

تحليل نقطة الحالة (SPA) طريقة مرئية مريحة لتحديد الظرف التشغيلي للمروق. ويعتمد SPA على توازنات كتلة المواد الصلبة في المروق، معبرًا عنها بيانيًا. وتحتوي الطريقة في صلبها على تبسيط لأمور معينة مثل: (i) تعتمد على ظروف الحالة المستقرة (ii) يوضع في الاعتبار بُعد (عمودي) واحد فلا يوضع في الحسبان إعاقة أو تفاصيل لآلية سحب الحمأة (iii) لا يوضع في الاعتبار تأثيرات مثل التكثيف (الانضغاط) (iv) تهمل المواد الصلبة للمياه الخارجة. وبالرغم من هذه الافتراضات للتبسيط، فإن SPA يستخدم كثيرًا في ما قبل التصميم لحساب مساحة المروق وقدرة مضخة الراجع، وفي التشغيل يستخدم لتقدير الحد الأقصى للمادة الصلبة في السائل المخلوط وترتيبات التدفق الراجع المطلوبة قبل ضبط تشغيل المحطة على أساس الأداء الفعلي.

والرسم البياني لنقطة الحالة (شكل ١٢-٢٤) يتم إنشاؤه ممثلاً لمختلف التدفقات في المروق كدالة لتركيز المواد الصلبة.



شكل ١٢-٢٤ الرسم البياني لنقطة الحالة

والرسم البياني لنقطة الحالة يؤسس على منحنى دفق الجاذبية (الترسيب) من الشكل ١٢-١٩، وهذا المنحنى يحتاج فقط إلى ثابتي فيزيلند (V_0 و P_{hin}) ليمكن معرفته. ويفرض على دفق الجاذبية خطوط كل من "التدفق الزائد" و"التدفق السفلي" و"الضخ". ويمثل كل من "التدفق الزائد والتدفق السفلي دفق المواد الصلبة المضافة إلى المروق المتولدة عن معدلات التدفق الزائد والتدفق السفلي، مقاسة بنفس الوحدات مثل دفق الجاذبية، ولكن تعريف محاورها العمودية Y يكون مختلفًا.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

ويمثل خط التدفق الزائد الدفق الذي يدخله التدفق الزائد إلى المروق (في الاتجاه المضاد مقارنة بدفق الجاذبية).

$$J_I = \frac{Q_I}{A} X_F \qquad (12.6)$$

ومنحنى خط التدفق الزائد هو التحميل الهيدروليكي المستخدم (الداخل) أي أن $q_1 = Q_I/A$ (م/ س) ويشار إليه عادةً بمعدل التدفق الزائد السطحي SOR.

ويلاحظ أن دفق التدفق الزائد ليس هو حمل المواد الصلبة الحقيقي الذي يتلقاه المروق. فذلك يسمى إجمالي الدفق المستخدم (في المعادلة ١٢-٨).

وخط تركيز الضخ عبارة عن خط عمودي يبين تركيز الضخ. هذا الخط يلتقي مع خط التدفق الزائد عند نقطة الحالة (نقطة التشغيل). والدفق على محور Y عند هذه النقطة هو معدل تحميل المواد الصلبة. وخط التدفق السفلي يحدد بصورة مشابهة لخط التدفق الزائد.

$$J_R = \frac{Q_R}{A} X_F \qquad (12.7)$$

ومع ذلك، فهناك تحولان قيمان لزيادة فائدة هذه الطريقة:

١) يتم رسم الخط بانحدار سلبي (حيث إنه يتحرك في الاتجاه المعاكس مثل التدفق الزائد).

٢) يتم نقل خط التدفق السفلي (والذي يبدأ أصلاً، وفقًا للمعادلة ١٢-٧، عند دفق صفر وعند تركيز صفر) إلى أعلى بحيث يبدأ من الدفق الإجمالي المستخدم عند المحور العمودي (X = صفر). والدفق الإجمالي المستخدم (يسمى أيضًا معدل تحميل المواد الصلبة) يتم الحصول عليه بواسطة جمع دفق التدفق الزائد ودفق التدفق السفلي عند تركيز التغذية.

$$J_{AP} = \frac{Q_I + Q_R}{A} X_F = \frac{Q_I}{A}(1+R) X_F \qquad (12.8)$$

حيث:

R نسبة التدوير (Q_R/Q_I)

وحيث إن إجمالي الدفق المستخدم تتم إزالته من المروق عند تركيز التدفق السفلي (بافتراض صفر مواد صلبة في المياه الخارجة) فإن النقطة التي عندها يتقاطع خط التدفق السفلي مع محور X (صفر دفق متبقي) تمثل تركيز التدفق السفلي في مروق قليل التحميل. وعندما تتقاطع جميع خطوط التدفق الزائد وتركيز الضخ والتدفق السفلي عند نقطة الحالة، عندئذ يكون توازن كتلة المواد الصلبة عبر المروق قد تم تحقيقه وأن جميع المواد الصلبة الداخلة إلى المروق تخرج منه عبر تدوير التدفق السفلي، شريطة أن يكون كل من نقطة الحالة وخط التدفق السفلي ضمن طوق منحنى دفق الجاذبية. ونجد أن أهم الملامح والتركيزات الموجودة في الرسم البياني لنقطة الحالة مبيَّنان في الشكل ١٢-٢٥.

حيث:

X_F تركيز التغذية (كجم/ م^٣)

X_R تركيز التدوير (كجم/ م^٣)

X_L التركيز الحدي (كجم/ م^٣)

q_I الحمل الهيدروليكي أو معدل التدفق الزائد Q_I/A (م/س)

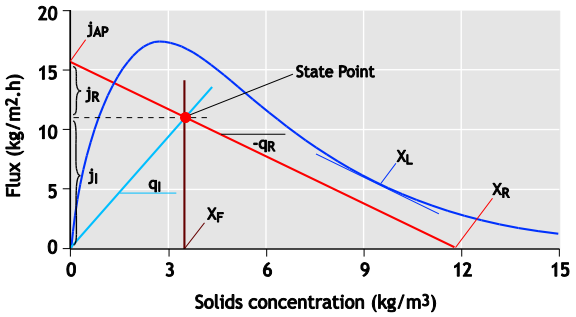
q_R معدل التدفق السفلي الهيدروليكي Q_R/A (م/ س)

j_I معدل دفق التدفق الزائد $Q_I/A \cdot X_F$ (كجم/ م^٢/ س)

j_R معدل دفق التدفق السفلي $Q_R/A \cdot X_F$ (كجم/ م^٢/ س)

j_{AP} إجمالي الدفق المستخدم $(Q_I+Q_R)/A \cdot X_F$ (كجم/ م^٢/ س)

ونقطة الحالة هي نقطة التشغيل للمروق، دفق التدفق الزائد عند تركيز التغذية.



شكل ١٢-٢٥ المعلومات الهامة عن الرسم البياني لنقطة الحالة

ويحدد موقع نقطة الحالة وخط التدفق السفلي، بالنسبة لمنحنى دفق الجاذبية، وضع تشغيل المروق.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

٣) إن كانت نقطة الحالة فوق منحنى دفق الجاذبية، فإن المروق يكون زائد التحميل (فشل SHC II) وفي هذه الحالة يُستخدم دفق أعلى مما يمكن معالجته بالمروق. هذا سوف يؤدي إلى بناء وتكوين المواد الصلبة في المروق والذي لا يمكن الحفاظ عليه على أساس الحالة المستقرة، وسوف يؤدي إلى فاقد كبير في المادة الصلبة في المياه الخارجة.

٤) إذا كانت نقطة الحالة تقع على منحنى دفق الجاذبية، فالمروق يكون على الأقل محملاً للدرجة الحرجة بالنسبة إلى SHC II، ويعتمد وضعه على موقع خط التدفق السفلي بالنسبة إلى الطرف الهابط لمنحنى دفق الجاذبية في التركيزات الأعلى:

- إذا وقع خط التدفق السفلي تحت الطرف الهابط لمنحنى الجاذبية، فإن المروق محمل للدرجة الحرجة (SHC II حرج، SHC I مُرضي).
- إذا تقاطع خط التدفق السفلي مع الطرف الهابط لمنحنى دفق الجاذبية، فإن المروق زائد التحميل (SHC II حرج، فشل SHC I)

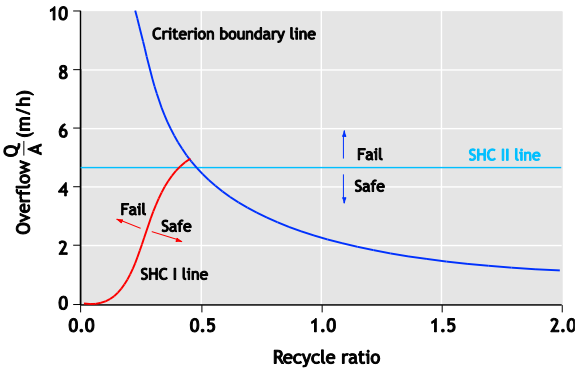
٥) إذا كانت نقطة الحالة واقعة تحت منحنى دفق الجاذبية، فإن المروق يفي باحتياجات SHC II، وسوف تعتمد حالته على معيار معاملة المادة الصلبة.

- فإن كان خط التدفق السفلي واقعًا أسفل الطرف الهابط لمنحنى الجاذبية، فإن المروق قليل التحميل (كل من SHC II و SHC I يتم الوفاء بها).
- وإن كان خط التدفق السفلي مماسًا للطرف الهابط لمنحنى الجاذبية، فإن المروق محمل للحد الحرج (SHC II مستوفي و SHC I حرج).
- وإن كان خط التدفق السفلي مقاطعًا للطرف الهابط لمنحنى الجاذبية، فإن المروق زائد التحميل (SHC II مستوفي ولكن SHC I حرج).

وجميع التوافقات المحتملة مبينة بشكل مرئي في شكل ١٢-٢٦، حيث تكون النقطة الزرقاء هي نقطة الحالة، والخط الأحمر هو خط التدفق السفلي. وخط التدفق الزائد (غير مبين) يربط المنشأ مع نقطة الحالة. ويجب أن يفي المروق بكلٍ من معياري معاملة المادة الصلبة SHC حتى لا يكون محملاً للحد الحرج أو زائد التحميل. ومن التسع حالات المبينة، فإن كل من ١أ، ١ب، ١ج، ٢أ، ٣أ زائد التحميل، بينما ٢ب، ٢ج، ٣ب محملة للحد الحرج، بينما حالة واحدة (٣ج) قليلة التحميل. ونظرية الدفق يمكن التعبير عنها تصوريًا وبيانيًا بالعديد من الطرق بالإضافة إلى الشكل البياني لنقطة الحالة المقدمة فيما سبق. هذه الطرق مؤسسة على نفس النظرية، وتحوي نفس دالات ترسيب فيزيلند وتجسد نفس دفق الترسب بالجاذبية والتدفق الزائد ودفق التدفق السفلي باستخدام محاور مختلفة. وهي يمكن أن تكون جميعها أكثر عملية أو مريحة لتصميم معين أو غرض تشغيلي، ولكن كلها سوف تنتج نفس النتائج الدقيقة.

تصميم "إيكاما" وخريطة التشغيل (D & O)

هذه الخريطة تعيد تنظيم المعلومات المتاحة في نظرية الدفق والرسم البياني لنقطة الحالة. ويتم رسم معدل التدفق الزائد (Q/A مقاسًا بوحدة م/ س) مقابل نسبة التدوير كمحور X (شكل ١٢-٢٧).

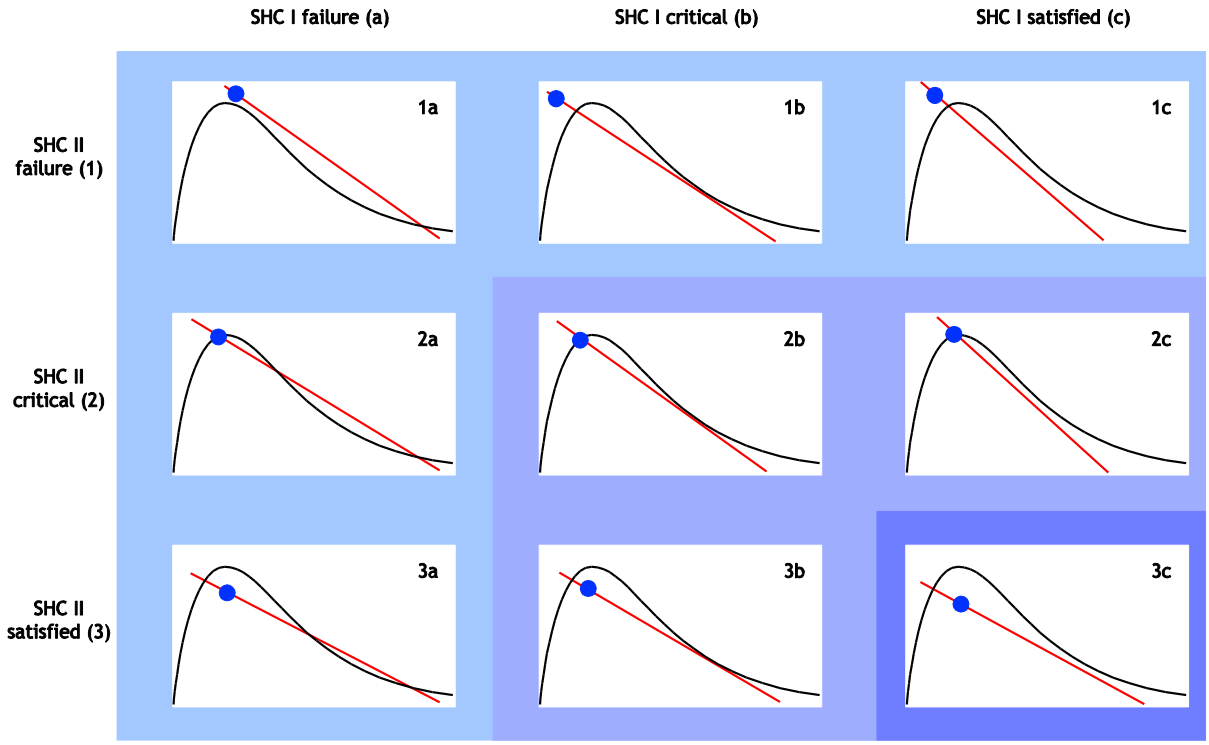


شكل ١٢-٢٧ تصميم إيكاما وخريطة التشغيل

وتحتوي الخريطة على ٣ خطوط تساعد على تحديد ظرف التشغيل للمروق على أساس حمله الهيدروليكي (معدل التدفق الزائد) ونسبة التدوير.

- **خط SHC II:** يمثل الخط الأفقي المستقيم سرعة الترسيب عند تركيز الضخ، X_F (على أساس مقياسي فيزيلند V_o أو P_{hin}) كما معبر عنه في المعادلة 12.5. وفي المنطقة التي بأعلى هذا الخط لا يستوفي معيار المادة الصلبة II، فالمروق زائد التحميل. ومع ذلك فظروف التحميل الضعيف غير مضمونة تحت الخط الأفقي – فهذا يعتمد على وضع خط الدفق الحدي (SHC I).

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



شكل ١٢-٢٦ الرسوم البيانية لنقطة الحالة (خط التدفق الزائد وخط الضخ غير مبينين) لمختلف ظروف التحميل

- **خط SHC I:** يزيد دفق المواد الصلبة المسموح وفقًا لـ SHC I مع زيادة نسبة التدوير. هذا المفهوم للحد الأدنى للدفق تم شرحه فيما سبق على شكل ١٢-٢١ وهو يكون مساويًا إلى سلسلة من ظروف التشغيل للتحميل الحرج، عندما يكون خط التدوير مماس لدفق الجاذبية للشكل البياني لنقطة الحالة. ومعادلة ذلك الخط (بدون تفاصيل وضعه) معطاة في المعادلة 12.9 و 12.10. وإذا وقعت نقطة التشغيل أسفل ذلك الخط، يكون SHC I مستوفي.

$$\frac{Q_I}{A} = \frac{v_0}{R} \cdot \frac{1+\alpha}{1-\alpha} e^{\frac{-p_{hin}(1+R)\cdot X_F \cdot (1+\alpha)}{2R}} \qquad (12.9)$$

حيث:

$$\alpha = \sqrt{1 - \frac{4R}{p_{hin} \cdot (1+R) \cdot X_F}} \qquad (12.10)$$

- **خط حدود المعيار:** وفقًا للمبدأ الموضح في شكل ١٢-٢٠، فإنه فوق نسبة تدوير محددة (R)، لا يكون تحديد تركيز حرج وحد أدنى لدفق المادة الصلبة ممكنًا. والحدود بين نسب التدوير الأقل حيث يمكن وجود دفق حرج ونسب تدوير أعلى حيث لا يمكن وجوده، تكون هي خط حدود المعيار. ويمكن بيان أن نسبة التدوير الحرج (والتي فوقها لا يتواجد حد أدنى للدفق) تكون دالة مغالية.

$$\frac{Q_I}{A} = \frac{v_0}{e^2 \cdot R} \qquad (12.11)$$

حيث:

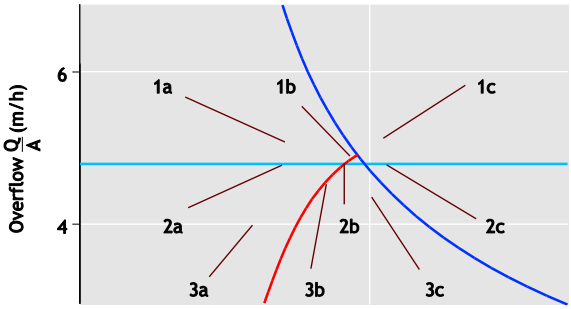
$q_{R,crit}$ v_0/e^2 (m/h) وتمثل ميل منحنى دفق الجاذبية عند نقطة انعطافه، والتي تظهر عند ضعف قيم X (عند $2/p_{hin}$) من الحد الأقصى لدفق الجاذبية (عند $1/p_{hin}$).

والتسع حالات الممكنة للتحميل والمبينة في شكل ١٢-٢٦ يمكن أيضًا وضعها على رسم إيكاما (D&O) (شكل ١٢-٢٨). وهناك فقط تفصيل واحد من الخريطة مبينة من شكل ١٢-٢٧.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

جدول ١٢-١ مثال للتصميم – تحميل المروق

المقياس	الرمز	القيمة	الوحدة
المادة الصلبة العالقة للسائل المخلوط (MLSS) عند تصرف الجو الجاف	$X_{F,\ DWF}$	3.5	كجم/ م^3
متوسط تدفق الجو الجاف	Q_{ADWF}	1,000	م^3/ س
عامل الذروة اليومي (للجو الجاف)	PF_{DW}	1.5	-
عامل ذروة الأمطار	PF_{WW}	2.5	-



شكل ١٢-٢٨ أمثلة تحميل في رسم D&O (التصميم والتشغيل)

١٢-٥ نظرة عامة على استخدام نظرية الدفق والطرق الأخرى للتصميم والتشغيل

نظرية التدفق ليست الطريقة الوحيدة المستخدمة حاليًا لتصميم المروقات، فالحقيقة أن العديد من المكاتب الاستشارية والمقاولين لديهم طرقهم للتصميم المؤسسة على خبراتهم. فاستخدام الديناميكية الحسابية للسوائل (انظر الجزء ١٢-٦) للتصميم التفصيلي لأحواض الترسيب تنتشر عمليًا. وهناك العديد من المستويات القياسية للتصميم منتشرة على مستوى البلاد أيضًا مثل (WRC) في المملكة المتحدة و(ATV) في ألمانيا وفي هولندا (STOWA). وهذه الإرشادات وطرق التصميم تنتشر وتستخدم في هذه البلاد والدول المجاورة لها. ومبدأ الخمسة إجراءات للتصميم الأكثر شهرة وانتشارًا (بما في ذلك نظرية التدفق) ملخص فيما بعد. والهدف هو توضيح تنوع من المبادئ المستخدمة في هذه الطرق، ولكن ليس لتوفير خطوات إرشادية تفصيلية، خطوة بخطوة. ولتنفيذ إجراءات تصميم فعلية يجب على القارئ إتباع الخطوات الأصلية في الإرشادات المشار إليها كمراجع. وحيث إن معظم أهم عناصر إجراءات التصميم مستخدمة في هذه الأمثلة، فإن المروق المصمم وفقًا للإجراءات الفعلية قد يكون مختلفًا بوضوح من نتائج هذه الأمثلة.

والأمثلة المبسطة التالية تركز على مقياسين معينين للتصميم: (i) المساحة: إلى أي حد يجب أن يكون المروق كبيرًا حتى يتسع لتصرفات الذروة و(ii) قدرة مضخات التدوير: ما نوع مضخات الراجع التي يفضل استخدامها لضمان تشغيل ملائم في حالتي الطقس الجاف والرطب.

والطرق تستخدم معادلات جبرية مبسطة نسبيًا، وعادة ما يمكن حسابها يدويًا أو باستخدام جداول ممتدة Spread Sheets بسيطة. ولتسهيل استخدام الكتاب، ينصح باستخدام الجدول الممتد المبين[١]. وجميع طرق التصميم تحتاج لتحديد نوع التحميل الذي من أجله يصمم المروق. وفي هذه الأمثلة، فإن القيم التي قدمت في جدول ١٢-١ (Data Tab في الجدول الممتد) سوف يتم استخدامها.

ومن الجدول ١٢-١، فإن الذروة اليومية المتوقعة في الجو الجاف في هذه المحطة سيكون ١٥٠٠ م^3/ س وتدفق الذروة في الجو الرطب ٢٥٠٠ م^3/ س، يجب أن يؤخذا في الاعتبار عند التصميم. وبعض طرق التصميم تضع حسابًا لكتلة المواد الصلبة المحولة إلى المروق خلال ظروف تدفق الذروة، والناتج عنها نقص مؤقت في تركيز MLSS بالمروق ($X_{F,PWWF}$).

وتحتاج مختلف طرق التصميم قياسات مختلفة لخواص ترسب الحمأة (مثل V_o و P_{hin} أو SVI أو DSVI ... إلخ). وأمثلة التصميم التالية جميعها مؤسسة على نفس الشيء، حمأة جيدة الترسب. وخواص الترسب لهذه العينة من الحمأة تم قياسها باستخدام مختلف الطرق المطلوبة، مما يسمح بمقارنة مباشرة لهذه الطرق وتصميم المروق الناتج عنها. وفي حالة التصميم الفعلي، يجب اعتبار قياسات أكثر حذرًا لترسب الحمأة.

١٢-٥-١ التصميم باستخدام نظرية الدفق

تم تحديد قياسات فيزيلند للحمأة في سلسلة من تجارب منطقة الترسب (شكل ١٢-١٦، والنتائج في جدول ١٢-٢). وفي التطبيق العملي

(١) http://www.unisco-ihe.org/education/short/online/biologicalwastewatertreatment

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

لنظرية التدفق، ينصح بأن تزاد مساحة السطح (الدفق المسموح يكون منقوصًا) بمقدار ٢٥% عامل أمان، مقارنًا بالقيمة النظرية. وذلك لعمل حساب الأوضاع غير المثالية في الهيكل الحقيقي للمروق، بعكس التقريب المثالي لذلك في نظرية الدفق (Ekama and Marais 2004) أحادية الأبعاد.

والقياسات المطلوب استخدامها في التصميم موضحة في جدول ١٢-٢ (Data Tab في الجدول الممتد). ولا يكون مطلوبًا معلومات أخرى (غير ما في جدول ١٢-١ وجدول ١٢-٢) لاستخدام نظرية الدفق في عملية التصميم.

خطوات التصميم (في Data Tab بالجدول الممتد):

١) سرعة الترسب عند تركيز MLSS (معيار معاملة المواد الصلبة II) تم حسابه من معادلة 12.5
($v_{s,MLSS} = 16.8 \bullet e^{(-0.36 \bullet 3.5)} = 4.8$ m/h)

٢) معدل التدفق الزائد خلال PWWF يجب ألا يتعدى هذه السرعة، لذلك فالحد الأدنى من المساحة المطلوبة يكون
523.6 m^2 (= 2,500 / 4.8)

٣) معدل التدوير يمكن أن يتم اختياره بطريقتين (والتي توفر نفس النتائج).

(أ) الحد الأدنى لنسبة التدوير لاستيفاء SCHI يمكن قراءته في تقاطع خطي I و II على خريطة D&O لإيكاما (إيكاما TAB D&O في الجدول الممتد) (R = 0.45)

(ب) باستخدام الشكل البياني لتحليل نقطة الحالة، يمكن إيجاد نسب التدوير (معدلات التدفق السفلي) التي تجعل خط التدفق السفلي مماسًا لمنحنى دفق الجاذبية. يتم هذا بالنسبة لكل من PWWF (SP PWWF Tab) و PDWF (SP PDWF Tab):

- عند PWWF يكون معدل تدوير 0.44 مطلوبًا (Tab التصميم و PWWF SP Tab في الجدول الممتد)، وينتج تدفق تدوير ١١٠٠ م^3/ يوم.
- عند PDWF يكون معدل تدوير 0.31 مطلوبًا (Tab التصميم و PDWF SP Tab في الجدول الممتد)، وينتج معدل تدوير ٤٦٥ م^3/ يوم.

(ج) نظرًا لاعتبارات عملية، تم إختبار مضختين، مقدرة كل منهما 550 م^3/س، وبالتالي مقدرة التدوير الكلية ١١٠٠ م^3/س.

٤) يتم استخدام عامل أمان ٢٥% (الحد الأدنى للمساحة الآن هو ٦٥٤,٥ م^2).

٥) نظرًا لاعتبارات عملية (رسومات التصميم القياسية، عدد الوحدات ... إلخ) يمكن أن تكون المساحة الفعلية التي تم اختيارها أكبر إلى حدٍ ما من الحد الأدنى المطلوب نظريًا. في هذه الحالة، يتم اختيار ٧٠٠ م^2.

٦) معدل التدفق الزائد يكون ٧٠٠/٢٥٠٠ = ٣,٦ م/ س

٧) المساحة المختارة نهائيًا (٧٠٠ م^2) وتدفقات التدوير (٥٥٠ و ١١٠٠ م^3/ س) يمكن إدخالها على "Fields" (في Tab التصميم، و:

(أ) يمكن تنويع وضع نقطة الحالة وخط التدفق السفلي في الرسوم البيانية لنقطة الحالة في PWWF و PDWF (مقارنة بالشكل ١٢-٢٦).

(ب) يمكن فحص نقطة التشغيل على الشكل البياني إيكاما D&O لضمان أنها تقع في نقطة التشغيل الآمن (تحت SHC II وعلى يمين SHC I على الشكل ١٢-٢٧).

١٢-٥-٢ التصميم التجريبي

تعتمد قواعد التصميم التجريبي (عادةً محلية) على الخبرة الهندسية، وبالتالي تكون متنوعة تمامًا اعتمادًا على الدول المختلفة والمساحات. والمثال المستخدم هنا لا يجب أن يفسر بأنه صالح عمومًا، فهو مجرد مثال.

فاختيار مساحة المروق المطلوب يمكن أن يعتمد على خاصية الحد الأقصى للحمل الهيدروليكي (كما موضح في هذا المثال) أو معايير أخرى. في هذه الحالة، يتم تصور ١ م/ س PDWF و ٢,٥ م/س PWWF. بالإضافة إلى ذلك، يجب ألا يتم تحميل المروق بأكثر من ٦ كجم/ م^2/ س خلال الجو الجاف و ١٥ كجم/ م^2/ س مؤقتًا خلال الجو الرطب. وكل من هذه المواصفات سوف تؤدي إلى المساحة المطلوبة للمروق محسوبة كما في Tab التصميم في الجدول الممتد.

جدول ١٢-٢ قياسات التصميم لنظرية الدفق

المقياس	الرمز	القيمة	الوحدة
سرعة الترسب الأولية	V_0	16.8	م/ س
مقياس الترسب المعاق	p_{hin}	0.36	م^3/ كجم
عامل الأمان للمساحة	F_A	25	%

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

وأكبر مساحة سوف يتم اختيارها – في هذه الحالة ١١٠٨ م٢. ونسب تدوير بين ٠,٥ و ١,٠ تكون عادة مناسبة.

وتصميم المروق هذا ينتج عنه مروق أكبر بوضوح من التصميم على أساس نظرية الدفق (١١٠٠ م٢ مقابل ٧٠٠ م٢). وذلك في معظمه يكون بسبب الخواص الممتازة للترسب للحمأة المستخدمة كمثال (V_O = ١٦,٨ م/ س و SVI = ٦٠ ل/ جم و SSVI = ٤٨ مل/ جم) وجميعها غير مأخوذة في التصميم التجريبي. وفي الواقع العملي، تكون جميع المعايير الحذرة لترسب الحمأة هي موضع الاختيار، حتى لو كان هناك دليل على أن العملية البيولوجية القائمة تنتج حمأة جيدة الترسب.

١٢-٥-٣ تصميم WRC

تعتمد خطوات تصميم WRC على اختبار $SSVI_{3.5}$، والذي يوفر أكثر المقاييس اعتمادًا وثقة للترسب، كما تم وصفه في الجزء ١٢-٣. و $SSVI_{3.5}$ للحمأة المستخدم في هذا المثال كان ٤٨ مل/ جم (ترسب وانضغاط جيدان للغاية). وطريقة تصميم WRC مقدمة ومستخدمة هنا مع التوسع كما وصفت في تقرير IWA العلمي والفني رقم ٦ (Ekama *et al.*, 1997). والتوسع يضم علاقة تجريبية بين كل من نسبة التدوير الحرج و $SSVI_{3.5}$. ووفقًا لنظرية الدفق، والتي يعتمد عليها تصميم WRC، فإن معدل التدفق الزائد السطحي يمكن أن يزيد فقط حتى معدل التدوير الحرج. وطريقة WRC الأصلية ليست بها هذه الخاصية، وهي تعطي دائمًا معدل تدفق فائض زائد أعلى لمعدل تدوير أعلى. والتعديل في الخطوة (١) فيما يلي توجد نسبة التدوير الحرجة من SSVI والذي، لهذا، يعطي الحد الأقصى لمعدل التدفق الزائد. وبالنسبة لمعدلات تدفق التدوير الأكبر من القيمة الحرجة، يجب ألا يزيد معدل التدفق الزائد (الحمل الهيدروليكي) (كما في SHC II لنظرية الدفق).

خطوات التصميم (في Design Tab بالجدول الممتد):

١) يتم حساب نسبة التدوير الحرج من معادلة (12.12a)

$$q_{R,crit} = 1.612 - 0.00793 \cdot SSVI_{3.5} - 0.0015 \cdot \max\left(0, \left(SSVI_{3.5} - 125\right)\right)^{1.115} \quad (12.12a)$$

ويتم الحصول على ١,٢٣ م/ س.

٢) يتم حساب المساحة المطلوبة من المعادلة الرقمية التي تستنتج من قياسات دفق الترسب مقاسة في ٣٠ محطة في المملكة المتحدة ويتم ربطها مع $SVI_{3.5}$.

$$A = \left(\frac{X_F \cdot Q_{PWWF}}{306.86 \cdot q_{R,crit}^{0.68} \cdot SSVI_{3.5}^{-0.77} - X_F \cdot q_{R,crit}} \right) \quad (12.12b)$$

والمساحة المحسوبة لتدفق الذروة في الجو الرطب تكون ٦٤٢ م٢، وهي أكبر من المساحة المطلوبة في PDWF.

٣) يتم إدخال ٢٥% عامل أمان (الحد الأدنى للمساحة الآن هي ٨٠٢ م٢).

٤) معدل التدفق الزائد PWWF هو ٨٠٢/٢٥٠٠ = ٣,١ م/ س.

١٢-٥-٤ تصميم ATV

توفر إرشادات تصميم ATV (وحديثًا DWA) دليلاً عمليًا تفصيليًا للعديد من جوانب تصميم حوض الترسيب النهائي، مثل المساحة، العمق، نسبة التدوير، تحميل الهدار، زمن الانضغاط (التكثيف)، عدد الكباري، وموقع فواصل المياه الخارجة، حواجز المواد الطافية .. إلخ، وتأخذ الإرشادات في اعتبارها التغيرات الحركية (الديناميكية) مثل المواد الصلبة المحولة إلى المروق خلال الأمطار (العواصف) مسببةً خفض MLSS وخفضًا لتحميل المواد الصلبة. وفي هذا الفصل يتم عرض حسابات مبسطة فقط لتوضيح المبدأ النظري.

ومبادئ تصميم ATV ١٩٧٦ (و STOWA) موضوعة على أساس اختبار DSVI وهو أساسًا أحد اختبارات SVI يؤدى تحت ظروف أكثر ترابطًا: تخفيف عينة الحمأة بالمياه الخارجة بحيث إن الحجم المترسب يقع في مجال ١٥٠ – ٢٥٠ مل. وعلى أساس DSVI، يتم إدخال مفهومين يرتبطان بحجم الحمأة المترسبة:

(i) DVS_{30} هو الحجم المترسب من MLSS تحت ظروف الاختبار:

$$DSV_{30} = X_F \cdot DSVI \quad \text{(ml/l)} \quad (12.13)$$

(ii) معدل تحميل حجم الحمأة (q_{SV} مقاس بوحدة ل/ م٢/ س):

$$q_{SV} = Q_i / A \cdot DSV_{30} \quad \text{(l/m}^2\text{/h)} \quad (12.14)$$

وذلك المعدل الحجمي للحمأة المترسبة المحملة في المروق، بصورة مشابهة لتحميل المواد الصلبة، ولكن معبرًا عنها بالحجم، بدلاً من الكتلة.

خطوات التصميم (في Design Tab بالجدول الممتد):

١) يعتمد معدل التدفق الزائد المسموح على DSV_{30}

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

$$q_o = 2400 \cdot DSV_{30}^{-1.34} \quad (12.15)$$

ويحسب q_o = ١,٨٦ م/ س

٢) q_o يجب أن تكون أقل من ١,٦ م/ س

٣) المساحة المطلوبة في PWWF هي ٢٥٠٠ (م^3/ س)/ ١,٦ (م/ س) = ١٥٦٣ م^2.

٤) للاعتبارات العملية، فيتم اختيار ١٥٠٠ م^2.

٥) يؤسس تدفق التدوير المطلوب على القابلية للانضغاط (التكثف) للحمأة والحد الأقصى لتركيز المواد الصلبة، ويمكن أن تصل لأقل من الظروف المذكورة، والمقدرة من اختبار DSVI.

وتحت ظروف الجو الجاف:

$$X_{R,ADWF} = \frac{1200}{DSVI} \quad (12.16)$$

وتحت ظروف ذروة الجو الجاف:

$$X_{R,PWWF} = \frac{1200}{DSVI} + 2 \quad (12.17)$$

حيث:

$X_{R,ADWF}$ 20.0 (1,200/60)

$X_{R,PWWF}$ 22.0 (1,200/60+2) (ج/ ل) التركيزات الراجعة تحسب على الترتيب.

٦) يتم حساب تدفق التدوير الضروري على أساس توازن الكتلة البسيط، ممثلاً في المعادلة 12.18.

$$(Q_I + Q_R) \cdot X_F = Q_R \cdot X_R \quad (12.18)$$

حيث:

Q_I تدفق المياه الداخلة (م^3/ س)

Q_R تدفق التدوير (م^3/ س)

X_F تركيز المواد الصلبة العالقة في السائل المخلوط للمفاعل الحيوي (كجم/ م^3)

X_R تركيز المواد الصلبة الراجعة (كجم/ م^3)

ويتم حساب ٢١٢ و ٤٧٣ م^3/ س للحالتين. ويتم اختيار مضخة ٥٠٠ م^3/ س لاعتبارات عملية.

١٢-٥-٥ تصميم STOWA

تعتمد خطوات تصميم STOWA بصورة قوية على تصميم ATV. وخطوات التصميم (في Design Tab على الجدول الممتد)، هي:

١) نحسب معدل التدفق الزائد على أساس معادلة 12.19. ويعتمد معدل التدفق المسموح على DSV_{30}

$$q_O = \frac{1}{3} + \frac{200}{DSV_{30}} \quad \text{(m/h)} \quad (12.19)$$

ويحسب q_O = ١,٢٩ م/ س

٢) يحسب معدل تحميل حجم الحمأة وفقًا للمعادلة 13. ويتم الحصول على ٢٧٠ ل/ م^2/ س. هذا المعدل يجب أن يكون بين ٣٠٠ و٤٠٠ ل/ م^2/ س بحيث إن ٣٠٠ سوف يستخدم في حسابات مساحة السطح.

٣) يتم حساب معدل التدفق الزائد على أساس

q_O = $q_{SV}/(X_F \bullet DSVI) = q_{SV}/DSV_{30}$ =

= ٣٠٠/(٣,٥ × ٦٠) = ١,٤٣ م/ س

٤) لذلك، خلال ظروف ADWF، ١٠٠٠ (م^3/ س)/ ١,٤٣ (م/س) = ٧٠٠ م^2 تكون هي المساحة المطلوبة.

٥) خلال تدفق الجو الرطب، يوضع في الاعتبار المواد الصلبة المتحولة مؤقتًا إلى المروق والهبوط الناتج في MLSS في الخطوة ٣. والعملية الحسابية الواقعية تكون متكررة حتى يتوازن تحميل مواد صلبة مع الحمأة المخزنة في سطح المروق، معرضة للظروف الحقيقية. والخفض الأقصى المسموح به في X_F يكون ٣٠% وهذا سوف يستخدم في هذا المثال المبسط. لذلك فإنه خلال ظروف PWWF يكون مطلوبًا ٠,٧ × ٢٥٠٠ (م^3/ س)/ ١,٤٣ (م/ س) = ١٢٢٥ م^2 تكون هي المساحة المطلوبة.

(1) http://www.unesco-ihe.org/education/short_courses/online_courses/biological_wastewater_treatment

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

٦) للاعتبارات العملية، يتم اختيار مساحة قدرها ١٢٠٠ م^{٢}.

٧) يمكن حساب تدفق التدوير بنفس الشكل مثل طريقة ATV، ناتجًا عنها مضخة قدرتها ٥٠٠ م^{٣}/ س.

١٢-٥-٦ مقارنة بين المروقات المصممة باستخدام الطرق المختلفة

يتضح من الأمثلة السابقة أن مبادئ تصميم مروقات مختلفة تستخدم حول العالم وأن نماذج البيان العملي المبسطة الموصوفة هنا تؤدي إلى معدلات مختلفة من التدفق السفلي أو التدفق الزائد (جدول ١٢-٣). والمروقات المصممة على أساس نظرية التدفق والتي تستخدم مبادئ WRC لها مساحات سطح أصغر نسبيًا، والمضخات الأكبر تستخدم لإزالة الحمأة المترسبة من الناتج عند تركيز أقل وإرشادات ATV و STOWA تؤدي إلى بناء مروقات أكبر، وتعتمد على القابلية الجيدة للانضغاط (التكثف) في الحمأة (كما في حالة الحمأة المستخدمة في هذا البيان العملي) والتي تحتاج معدلات ضخ تدوير أقل.

١٢-٦ نمذجة أحواض الترسيب الثانوية

تُستخدم نماذج المروقات، مرتبطة بنموذج للحمأة المنشطة، بصورة روتينية في أعمال التصميم وهندسة عمليات المعالجة. واعتمادًا على أهداف عملية النمذجة، فهناك مستويات متاحة مختلفة لذلك. وأكثرها استخدامًا في الواقع العملي هي: أ) النماذج القائمة على التدفق وذات البعد الواحد، بالارتباط مع نمذجة الحمأة المنشطة، ب) نماذج الديناميكية الحسابية للسوائل (CFD) (ثنائية أو ثلاثية الأبعاد) الممكن استخدامها لتساعد في التصميم التفصيلي للمروقات. وشكل ١٢-٢٩ يوضح ثلاثة أنواع مختلفة من النماذج التي ستقدم ملخصة في الفصل.

١٢-٦-١ نموذج الصفر البعدي

هذا الموضوع المبسط عبارة عن نموذج مروق (بلا حجم)، بدون مساحة أو عمق. والغرض الأوحد من هذه النماذج هو دائمًا الحفاظ على MLSS في النظام، والمفهوم هنا أساسًا هو التوازن اللحظي للكتلة في المروق (مثل المعادلة 12.18). وتركيز المواد الصلبة الراجعة X_R (إذا تم حسابه أصلاً) يمكن التعبير عنه من المعادلة 12.18، إذا كانت التدفقات وتركيز MLSS في التشغيل معروفة. ويمكن تجاهل المواد الصلبة بالمياه الخارجة. وقد استخدمت النماذج المبكرة للحمأة المنشطة قبل ١٩٩٠ مثل هذا المنهج حيث إن تركيزها كان على الأداء الحيوي (البيولوجي) وبصورة منفردة على المكونات الذائبة في المياه الخارجة. ويمكن أيضًا حساب المواد الصلبة بالمياه الخارجة من حسابات بسيطة. مرتبطة عادة MLSS (نسبة الإزالة) أو دفق المواد الصلبة المستخدم. في هذه الحالة يجب أن تتضمن معادلة 12.18 المواد الصلبة المنفردة في المياه الخارجة.

١٢-٦-٢ نماذج البعد الواحد

هذه النماذج تأخذ في اعتبارها حجم حوض الترسيب. وتوجد العديد من الاختلافات في هذه المجموعة، شاملة نماذج بسيطة ذات مقصورتين (حيث يوضع في الاعتبار المنطقة المروقة وغطاء الحمأة فقط) أو خليط من نماذج موضوعة على أساس توازن الكتلة أو تجريبية تضع تقديرات للتيار السفلي والمياه الخارجة وتركيزات غطاء الحمأة باستخدام معادلات جبرية.

ومع ذلك فإن النموذج المنتشر الاستخدام في هذا التصنيف: النموذج الطبقي للدفق أحادي الأبعاد. هذا النموذج يمثل المروق كأنه مكدس من طبقات أفقية. ولا يوضع في الحسبان الحركة الأفقية، اتفاقًا مع نظرية التدفق. ولا تفضل المروقات الدائرية أو المستطيلة في النماذج أحادية البعد. ويتم تطبيق توازنات ديناميكية الكتل القائمة على دفق الترسب والتدفق الإجمالي في كل طبقة، ويكون المخرج من النموذج صورة جانبية عمودية للمواد الصلبة (تركيز واحد لكل طبقة). وبالرغم من أن نظرية الدفق التي تمت مناقشتها في هذا الفصل تضع القاعدة لهذه النماذج، حيث لا تضع حسابًا للترسيب المنفصل أو الانضغاطي، فالنماذج الموضوعة وفقًا لها وحدها لا يمكن لها أن تستنبط المواد الصلبة بالمياه الخارجة أو غطاء حمأة مستقر. وهناك إضافات مختلفة لنماذج الدفق أحادية البعد التي تجعل استنباطاتها أكثر واقعية.

ووجود غطاء للحمأة تتم محاكاته إما: (i) باستخدام عدد صغير (٨-١٥) من الطبقات ومنهج (الحد الأدنى من التدفقات) بين الطبقات المتجاورة. في هذه الطريقة، يستخدم الأقل من تدفقين في كل طبقة، واحد يمكن "قبوله" على أساس تركيز المواد الصلبة القائم الموجود في الطبقة، أو واحد يمكن توصيله من الطبقة الفوقية على أساس تركيزها هي للمواد الصلبة، أو (ii) بتطبيق خلط عكسي أو عملية انتشار عددي تعمل بين الطبقات. وتتم محاكاة المواد الصلبة للمياه الخارجة باستخدام إضافة على دالة فيزيلند للترسب، لعمل حساب للترسب المنفصل (مثل نموذج أسي مزدوج). وهناك جهود بحثية جارية

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

لخفض حدة التجريب في هذه النماذج، ولوضع الاستنباطات على أساس توصيف ميكانيكي للترسيب المنفصل أو الانضغاطي.

وتلعب النماذج الديناميكية أحادية البعد دورًا هامًا في الربط مع الحمأة المنشطة واستنباطات العملية على مدى اتساع محطة التنقية. وبسبب تركيبها البسيط. فهي لا تضيف حمل حسابي كبير على نموذج العملية، ويمكنها بصورة معقولة أن تستنبط الثلاثة عمليات الوظيفية في أحواض الترسيب الثانوي – تصفية (ترويق) وتكثيف وتخزين الحمأة – وتكون المواد الصلبة للمياه الخارجة في هذه النماذج جزءًا هامًا في نوعية المياه الخارجة. وتستخدم المواد الصلبة الراجعة في الفاقد وتؤثر في عمر الحمأة وعملية التكثف والتحميل وأداء خط المواد الصلبة. وأخيرًا فإن تخزين الحمأة (استنباط غطاء الحمأة الديناميكي) يضع في الاعتبار التغيرات في الموجود من المواد الصلبة في المفاعل والذي يمكن أن يكون له تأثيرًا بارزًا في أداء عملية المعالجة. وفي ظروف معينة، تظهر تفاعلات حيوية أو كيميائية في أحواض الترسيب الثانوي مثل إزالة النيترة. والنماذج أحادية الأبعاد وتستخدم، تقريبًا بصورة حصرية، لمحاكاة هذه التفاعلات، حيث إن النماذج صفرية الأبعاد، في غياب حجم تفاعلي، لا تكون مناسبة لهذا الغرض، كما أن استخدام نماذج بيولوجية معقدة في النماذج الهيدروديناميكية ثنائية وثلاثية الأبعاد تمثل طلبًا مثبطًا ومعوقًا للعمليات الحسابية. والنماذج أحادية الأبعاد الطبقية لا يمكن أن تستخدم لفحص تفاصيل تركيبات وأجزاء المروق، مثل هندسة تحديد أماكن وضع الفواصل، وإنما يكون مطلوبًا لهذا الغرض استخدام نماذج الحسابات الديناميكية للسوائل ثنائية وثلاثية الأبعاد.

١٢-٦-٣ النماذج الحسابية لديناميكية الموائع (CFD)

تعتمد نماذج الديناميكية الحسابية للسوائل على ترشيد كتلة السائل (الاستمرارية)، والحفاظ على قوة الدفع في الاتجاهين الأفقي والعمودي، وترشيد كتلة المواد الصلبة (تحويل المادة الصلبة العالقة) والحفاظ على التوازن الحراري ونموذج تدفق دوامي. ولتحقيق حل رقمي ثابت، فالمروق يجب أن تتم تجزئته إلى شبكة دقيقة، دائمًا باستخدام عشرات الألوف من العناصر الشبكية. بهذا التمثيل، يكون ممكنًا أن تجرى حسابات التفاصيل المادية (الفيزيقية)، مثل الفواصل وهندستها الدقيقة وتركيبها وزواياها. والمجموعة المذكورة من المعادلات الحسابية يتم بعدها حلها رياضيًا في كل نقطة من كل خطوة. وهذا يمثل حملاً حسابيًا كبيرًا، ولكن يمكن أن ينتج عنه صورة مفصلة جدًا لتوزيع المواد الصلبة ونماذج للتيارات في المروق كما مبين في شكل ١٢-٣٠ (في مثال نموذج CFD ثنائي الأبعاد). وإضافة البعد الثالث يزيد أكثر من التشابك وزمن التنفيذ لهذه النماذج.

جدول ١٢-٣ جدول ملخص مقارنة التصميمات

المقياس	الوحدة	اختباري	تدفق	WRC	ATV (1976)	STOWA
مساحة السطح	m^2	1,108	700	802	1,500	1,200
عند معدل تدفق الجو الجاف م٣/ س						
معدل التدفق الزائد	m/h	0.90	1.43	1.25	0.67	0.83
معدل التدوير	m/h	0.81	0.79	1.25	0.33	0.42
تركيز المواد الصلبة الراجعة	kg/m^3	7.39	9.86	7.00	10.50	10.50
معدل تحميل المواد الصلبة	$kg/m^2/h$	6.00	7.75	8.72	3.50	4.38
عند ذروة تدفق الجو الرطب ١٥٠٠ م٣/س						
معدل التدفق الزائد	m/h	1.35	2.14	1.87	1.00	1.25
معدل التدوير	m/h	1.20	0.64	1.25	0.33	0.42
تركيز المواد الصلبة الراجعة	kg/m^3	9.33	13.05	8.75	14.00	14.00
معدل تحميل المواد الصلبة	$kg/m^2/h$	7.58	10.25	10.91	4.67	5.83
عند ذروة تدفق الجو الجاف ٢٥٠٠ م٣/س						
معدل التدفق الزائد	m/h	2.26	3.57	3.12	1.67	2.08
معدل التدوير	m/h	0.90	1.57	1.25	0.33	0.42
تركيز المواد الصلبة الراجعة	kg/m^3	12.25	11.45	12.25	21.00	21.00
معدل تحميل المواد الصلبة	$kg/m^2/h$	11.05	18.00	15.27	7.00	8.75

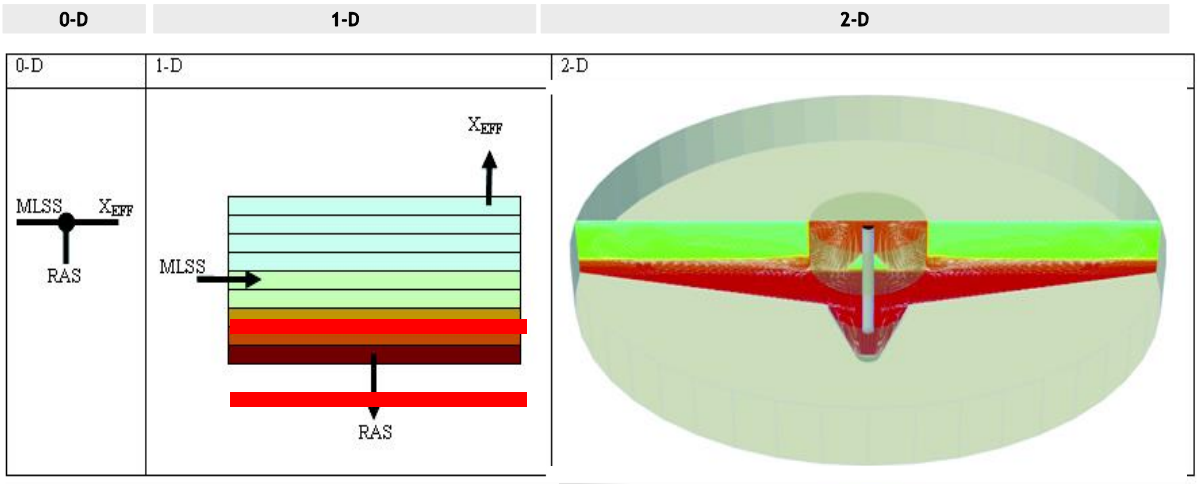
Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

وقد تسارع استخدام نماذج CFD بصورة واضحة في السنوات الأخيرة، نتيجة لتطورات النمذجة الهيدروديناميكية ومعايرة النماذج. وتتعرض تفاصيل عملية تصميم المروق للتدقيق والتعديل للأمثل في نموذج CFD قبل التطبيق على مروق كامل الأبعاد وهناك مثال مقدم في شكل ١٢-٣٠. في هذه الحالة تتم محاكاة مصد ستامفورد، والمصمم أصلاً لدفع التدفق بعيدًا من منطقة مجاري تحويل للتيار. وتأثير المصد مرئي بوضوح في مجال التدفق. ومع هذا، في هذه الحالة لم تستنبط المحاكاة تحسنًا ملحوظًا في المواد الصلبة للمياه الخارجة.

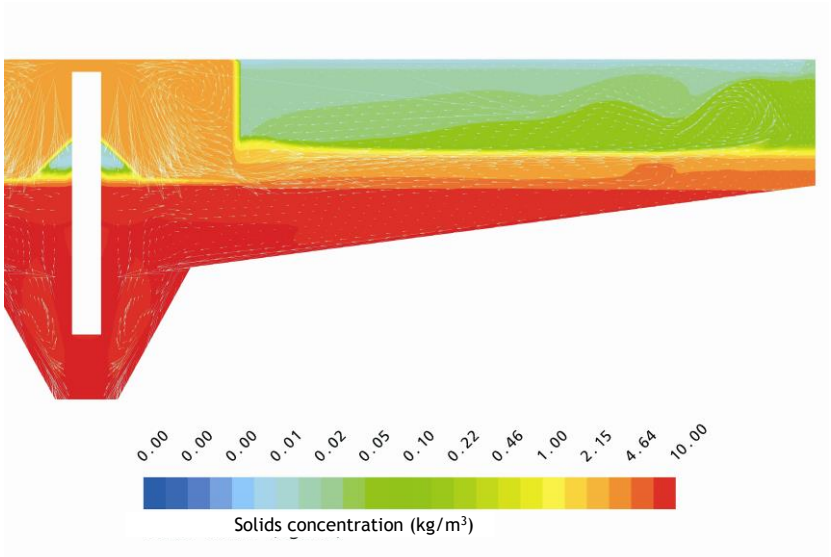
١٢-٧ أمثلة للتصميم

قم بتصميم مروق. أوجد مساحة المروق المطلوبة وقدرة مضخة الراجع. واستخدام الطرق المبسطة كما وصف في الجزء ١٢-٥ لتصميم المروق ليناسب ظروف التحميل المستقبلية المتوقعة كما هو محدد في جدول ١٢-٤.

وخواص ترسب الحمأة غير معروفة في الموقع، حيث إن العملية الجديدة التي سوف يتم بنائها، سوف تستخدم الإزالة البيولوجية للمواد المغذية بالإضافة إلى استقبال ١٠% مساهمة صرف صناعي في

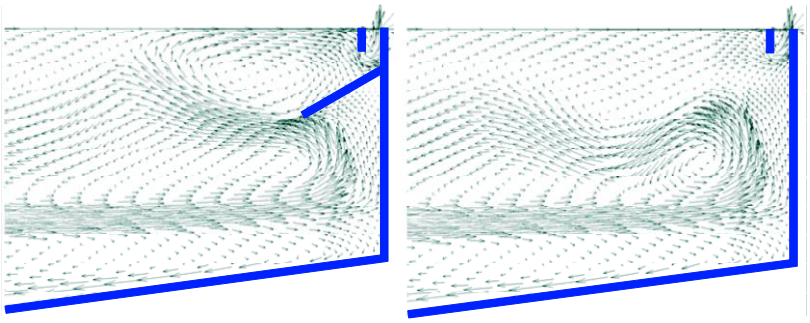


شكل ١٢-٢٩ بيان توضيحي صفري الأبعاد وأحادي الأبعاد وثنائي الأبعاد، لنفس المروق (image: MMI Engineering)



شكل ١٢-٣٠ نتائج الديناميكية الحسابية للسوائل ثنائية الأبعاد

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



شكل ١٢-٣١ تأثير مصدات ستامفورد على مجال التصرف حول مجاري تحويل التدفق

المياه الداخلة. والمحطة الحالية في الموقع ليس مطلوبًا منها عملية النيترة وليس لها مدخلات مياه داخلة معروفة. لهذا فإن متوسط قيم الترسب سوف تفترض كما هو مبين في جدول ١٢-٥.

هذه المهمة (الواجب) يمكن حسابها بسهولة يدويًا أو باستخدام الجدول الممتد السابق.

خطوات الحل:

على أساس ما ورد في جدول ١٢-٤، فإن ذروة التدفق اليومي للجو الجاف ٣٣٦ م^3/ س، وذروة تدفق الجو الرطب ٦٧٢ م^3/ س.

١) التصميم باستخدام نظرية الدفق:

أ) سرعة الترسيب عند تركيز MLSS (معيار معاملة المواد الصلبة II) تحسب من معادلة 12.5 (١,٥ م/ س).

ب) الحد الأدنى للمساحة المطلوبة خلال PWWF هو ٦٧٢/١,٥ = ٤٤٢,٧ م^2.

ج) الحد الأدنى لنسبة التدوير من رسم D&O لإيكاما هو ٠,٤٩. وهذه ستكون نسبة آمنة للتدوير حيث إنها لا تتضمن عامل الأمان على المساحة، حتى الآن.

د) باستخدام الشكل البياني لتحليل نقطة الحالة، سيتم تماس الرسم لمنحنى الجاذبية من نقطة عند PWWF ٠,٤٩ (٣٢٩ م^3/ س) وعند PDWF ٠,٣٢، وتكون نسبة التدوير كافية، وقدرة مضخة التدوير يتم اختيارها عند ٣٣٠ م^3/ س (مضختان)

هـ) يتم استخدام عامل أمان (A = ٥٥,٤ م^2). هذا يتم تقريبه إلى ٥٥٠ م^2.

٢) التصميم التجريبي:

يتم اختيار مضخة التدوير عند ١٠٠% تدوير بالنسبة إلى PDWF أو ٣٣٦ م^3/س. وباستخدام تحميل ١ م/س هيدروليكي أو ٥ كجم/م^2/س مواد صلبة بالنسبة PDWF و ٢ م/س هيدروليكي أو ١٠ كجم/م^2/س مواد صلبة بالنسبة PWWF، ينتج عن معدل تحميل المواد الصلبة ٥ كجم/م^2/س أكبر مساحة للمروق، ٣,٢(٣٣٦+٦٧٢)/٥ = ٣٩٠ م^2 مساحة مطلوبة.

هذا التصميم للمروق ينتج عنه مروق صغير، مقارنة بالتصميم على أساس الدفق. وذلك لأن التصميم التجريبي لا يضع اعتبارًا لخواص الترسب المنخفض المتوقعة للحمأة.

٣) تصميم WRC:

أ) احسب المعدل الحرج للتدوير ٠,٦٦ م/س على أساس معادلة 12.12a.

ب) المساحة المطلوبة من معادلة PWWF 12.12a تكون ٥٨٣ م^2 و PDWF تكون ٢٩٢ م^2 والأكبر له ٢٥% عامل أمان فيصبح ٧٢٩ م^2.

ج) تدوير PWWF ٤٨١ م^3/ س، ويتم اختيار مضخة تدوير ٥٠٠ م^3/ س. ومعدل التدفق الزائد عند PWWF ٧٢٩/٧٦٢ = ٠,٩٢ م/س.

٤) تصميم AVT:

أ) قيمة DSV_{30} من معادلة 12.11 = ٣,٢×١٦٠=٥١٢ مل/ل

ب) معدل التدفق الزائد من معادلة 12.13 = ٠,٥٦ م/س. هذا أقل من الحد الأقصى، ١,٦ م/س.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

ج) المساحة المطلوبة PWWF = ٦٧٢ (م^٣/س)/ ٠,٥٦(م/س) = ١١٩٦ م^٢. يتم اختيار ١٢٠٠ م^٢.

د) تركيز الراجع تحت ظروف ADWF (معادلة 12.16) يكون ٧,٥ جم/ل وعند PWWF (معادلة 12.17) يكون ٩,٥ جم/ل.

هـ) تدفق التدوير، على أساس توازن الكتلة المشروح في معادلة 12.18 يكون ١٧٩ م^٣/س خلال ADWF و ٣٤١ م^٣/س خلال PWWF. ويتم اختيار ٣٥٠ م^٣/س.

٥) تصميم STOWA

أ) من معادلة 12.11 DSV_{30} تكون ٣,٢×١٦٠=٥١٢ مل/ل، ومعدل التدفق الزائد المسموح في المعادلة 12.19 هو ٠,٧٢ م/س.

ب) معدل تحميل حجم الحمأة من معادلة 12.14 هو ٣٧١ ل/م^٢/س (واقع بين ٣٠٠ و ٤٠٠ ل/م^٢/س). لهذا، يتم قبول ٠,٧٢ م/س.

ج) المساحة المطلوبة ٠,٧٢/٢٤٠ =٣٣٢م^٢ بالنسبة إلى ADWF وباستخدام ٧٠% حد أقصى خفض في MLSS (٠,٧×٦٧٢)/٠,٧٢ = ٦٥٠ م^٢.

د) تدفق التدوير، على أساس توازن الكتلة المشروح في معادلة 12.20 يكون ١٧٩ م^٣/س خلال ADWF و ٣٤١ م^٣/س خلال PWWF، ٣٥٠ م^٣

جدول ١٢-٤ خواص التصميم

المقياس	الرمز	القيمة	الوحدة
المادة الصلبة العالقة في السائل المخلوط	X_F	3.2	kg/m^3
متوسط تدفق الجو الجاف	Q_{ADWF}	240	m^3/h
عامل الذروة اليومي (الجو الجاف)	PF_{DW}	1.4	
عامل ذروة الأمطار	PF_{WW}	2.8	
عامل الأمان لنظرية الدفق	F_A	1.25	
عامل الأمان في خطوات WRC	F_{WRC}	1.25	

جدول ١٢-٥ القياسات المفترضة لترسب الحمأة في منتصف طرق التصميم

المقياس	الرمز	القيمة	الوحدة
معدل ترسيب الحمأة	SVI	190	ml/g
معدل ترسيب الحمأة المخففة	DSVI	160	ml/g
معدل ترسيب الحمأة المخلوطة	$SSVI_{3.5}$	120	ml/g
سرعة الترسيب الابتدائية	v_0	5.82	m/h
مقياس الترسيب المعاق	p_{hin}	0.42	m^3/kg

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

جدول ١٢-٦ ملخص الحل

	الوحدة	نظرية التدفق	التجريبية	WRC	ATV (1976)	STOWA
مساحة المروق	m^2	550	369	729	1,200	650
مضخة التدوير	m^3/h	330	336	500	350	350

ويلخص جدول ١٢-٦ المساحات المختارة للمروقات وقدرات مضخات التدوير باستخدام مختلف طرق التصميم



مثال لخزان ترسيب ثانوي يعمل بشكل صحيح وتتم صيانته وينتج نفايات سائلة ذات نوعية جيدة (الصورة D.H. Eikelboom)

المراجع

American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. (2006) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*.

Ekama G.A., Barnard J.L., Günthert F.W., Krebs P., McCorquodale, J.A., Parker D.S. and Wahlberg E.J. (1997) Secondary Settling Tanks: Theory,

Modeling, Design and Operation. *IAWQ Scientific and Technical Reports* #6, IAWQ London.

Ekama G.A., Marais P. (2004) Assessing the applicability of the 1D flux theory to full-scale secondary settling tank design with a 2D hydrodynamic model. *Wat. Res.* **38**(3), 495-506.

Water Environment Federation (2005) *Clarifier Design Manual of Practice, No. FD-8*, 2nd Edn., McGraw-Hill, New York.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

المصطلحات والرموز

الرمز	الوصف	الوحدة
A	مساحة حوض الترسيب (المروق)	m^2
DSV_{30}	الحجم المترسب من المادة الصلبة العالقة للسائل المخلوط تحت ظروف الاختبار	ml/l
F_A	عامل الأمان على المساحة	-
G	منحنى السرعة	s^{-1}
j_{AP}	إجمالي الدفق المستخدم	$kg/m^2.h$
J_B	دفق الكتلة	$kg/m^2/h$
j_I	دفق معدل التدفق الزائد	$kg/m^2.h$
J_L	الدفق الحدي، المناظر إلى X_L	$kg/m^2.h$
j_R	دفق معدل التدفق السفلي	$kg/m^2.h$
J_s	دفق الجاذبية	$kg/m^2/h$
p_{hin}	مقياس الترسيب المعاق	l/g or m^3/kg
q_I	الحمل الهيدروليكي أو معدل التدفق الزائد	m/h
Q_I	تدفق المياه الداخلة	m^3/h
q_o	معدل التدفق الزائد المسموح	m/h
Q_R	تدفق التدوير	m^3/h
q_R	معدل التدفق السفلي الهيدروليكي	m/h
Q_R	تدفق التدوير	m^3/h
$q_{R,crit}$	التدفق السفلي الحرج	m/h
q_{sv}	معدل تحميل حجم الحمأة	$l/m^2/h$
R	نسبة التدوير	-
v_o	السرعة المبدئية للترسيب	m/h
v_s	سرعة الترسيب	m/h
x	تركيز المواد الصلبة العالقة للسائل المخلوط في مختلف اختبارات معدل ترسيب الحمأة للمنطقة	g/l or kg/m^3
X	تركيز المواد الصلبة	kg/m^3
X_F	تركيز الضخ	kg/m^3
X_L	التركيز الحدي	kg/m^3
X_R	تركيز التدوير	kg/m^3

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

الاختصار	الوصف
ADWF	معدل تدفق الجو الجاف
CFD	الديناميكية الحسابية للسوائل
DSVI	معدل ترسيب الحمأة المخففة
DWF	تدفق الجو الجاف
MLSS	المواد الصلبة العالقة في السائل المخلوط
PF_{DW}	عامل الذروة اليومي (للجو الجاف)
PF_{WW}	عامل ذروة الأمطار
PWWF	تدفق الذروة للجو الرطب
RAS	المواد الصلبة الراجعة
SOR	معدل التدفق الزائد السطحي
SPA	تحليل نقطة التشغيل
$SSVI_{3.5}$	اختبار معدل ترسيب الحمأة الممزوجة بالتقليب عند تركيز ٣,٥ جم MLSS
STOWA	المؤسسة التطبيقية لبحوث المياه
SVI	معدل ترسيب الحمأة
SZSV	سرعة منطقة الترسيب الممزوج بالتقليب
ZSV	سرعة منطقة الترسيب

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



١٣

المفاعلات الحيوية الغشائية

Simon Judd, Byung-goon Kim and Gary Amy

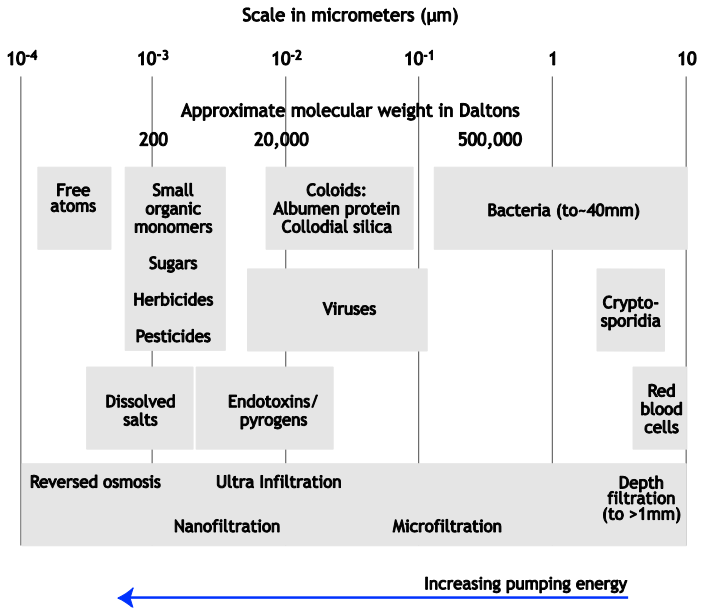
١٣-١ مبادئ الفصل الغشائي:

الغشاء كما هو مطبق لمعالجة مياه الشرب ومياه الصرف الصحي، هو، ببساطة، ما يسمح لبعض المكونات الفيزيائية أو الكيميائية أو البيولوجية بالمرور من خلاله بسرعة أكثر من غيرها من المكونات. وبهذا، فإن "الغشاء" membrance عبارة عن مادة انتقائية، حيث إنه يكون أكثر نفاذية بالنسبة لتلك المكونات المارة خلاله (والتي تصبح عندئذ المادة المتخللة أو النافذة) من تلك التي استبعدت منه (والتي تكوِّن المادة المحتجزة). وتعتمد درجة "الانتقائية" هذه على حجم مسام (ثقوب) الغشاء. فأكثر الأغشية خشونة، والمرتبط بالترشيح الدقيق (microfiltration (MF))، يمكن أن يطرد المادة الجزيئية ويحفظ البكتيريا. وغشاء الترشيح الفائق (ultrafiltration (UF)) الأضيق يمكنه أيضًا أن يطرد الفيروسات. وغشاء الترشيح المجهري (nanofiltration (NF)) الأضيق مما سبق يكون أكثر انتقائية من الضغط الأسموزي (التناضح) العكسي (reverse osmosis (RO))، ويطرد مقدارًا كبيرًا من كتلة المادة العضوية والعديد من المكونات الدقيقة، بينما نجد غشاء الضغط الأسموزي (التناضح) العكسي الأضيق/ الأقل انتقائية يمكنه أيضًا أن يطرد الأيونات وحيدة الشحنة (monovalent) مثل الصوديوم (Na^+) والكلورايد (Cl^-). ولو علمنا أن القطر الهيدروليكي لهذه الأيونات أقل من واحد نانومتر، فهذا يعني بداهة أن المسام (الثقوب) في غشاء التناضح العكسي صغيرة جدًا – أي نانومترات قليلة – بينما الموجودة في أغشية الترشيح الدقيق تكون أكبر من ميكرون في قطرها.

والأربع عمليات التي يشكل فيها الماء المادة المتخللة أو النافذة هي: الضغط الأسموزي (التناضح) العكسي – RO – الترشيح المجهري – NF – الترشيح الفائق – UF – والترشيح الدقيق – MF – (شكل ١٣-١). وبهذا، فإن الأغشية ذاتها يمكن تعريفها وفقًا لنوعية مهمة الفصل التي يمكن أن تقوم بها، والتي بذلك يمكنها أن توفر لنا مؤشرًا عن حجم المسام. وحجم المسام يمكن أن يتم تعريفه إما بلغة المكافئ الفعال لقطر المسام، عادة في صورة µm، أو بلغة مكافئ كتلة أصغر جزيء يقدر الغشاء أن يطرده، في صورة دالتون (Da)، حيث يمثل ١ Da كتلة ذرة هيدروجين. وتحديدًا، بالنسبة للترشيح الفائق UF والترشيح المجهري NF يمكن بهذا تعريف الانتقائية فيهما كقطع الوزن الجزئي (MWCO) بالدالتون. وبالنسبة للعمليات الغشائية التي ذكرت، يتم استخدام الضغط لدفع الماء خلال الغشاء.

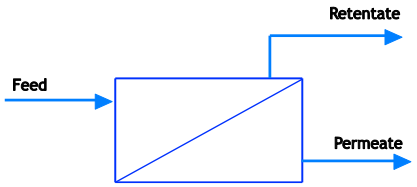
© 2008 Simon Judd. Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design. Edited by M. Henze, M.C.M. van Loosdrecht, G.A. Ekama and D. Brdjanovic. ISBN: 9781843391883. Published by IWA Publishing, London, UK.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



شكل رقم ١٣-١ نظرة عامة عمليات الفصل الغشائي

والمجال المتاح للعمليات الغشائية موضح في الشكل ١٣-١، مع بيان الآلية التي تتم بها كل عملية. وتقتصر التطبيقات التجارية المكتملة في تنقية المياه والصرف الصحي على العمليات التي تتم بالضغط والتبادل الأيوني الغشائي الكهربي ((electrodialysis (ED)، والتي يمكنها استخلاص الأيونات المسببة للمشاكل مثل النيترات والأيونات المرتبطة بعسر الماء والملوحة. والتقنيات الغشائية المطبقة في قطاع الخدمات البلدية تكون غالبًا بالضغط، بينما قد تختلف آلية الفصل وانتقائية الأغشية من عملية إلى أخرى. ومثل هذه العمليات يكون بها جميعًا عناصر مشتركة من منتج مادة متخللة (نافذة) تامة النقاوة ومادة محتجزة مركزة كمخلفات (شكل ١٣-٢).



شكل ١٣-٢ رسم تخطيطي للغشاء

وطرد الملوثات في النهاية، يضع عبئًا أساسيًا على جميع العمليات الغشائية. فالمكونات المرفوضة (النفايات) في المادة المحتجزة تميل إلى التراكم عند سطح الغشاء مسببة ظواهر مختلفة تؤدي إلى خفض دفق (التدفق لكل وحدة مساحة) المياه خلال الغشاء عند ضغط عبر غشائي ((Transmembrane Pressure (TMP محدد أو عكسيًا بزيادة الضغط عبر الغشائي TMP لدفق معين (مسببًا نقص النفاذية، التي هي نسبة الدفق إلى الضغط عبر الغشائي). هذه الظواهر يُشار إليها كمجموعة بأنها انسداد أو ترسب (fouling). وعندما تعرف أن انسداد الغشاء يمثل التقييد أو العجز الرئيس لتشغيل العملية الغشائية، فلن يكون غريبًا أن نعرف أن معظم الأبحاث على مادة وعمليات الأغشية وتطوراتها مكرسة لتشخيصها وتحسينها، وفي عمليات الفصل الغشائي التقليدية تتم معالجة الانسداد بواحدة من طريقتين:

أ) التشغيل بطريقة السريان المتعارض، حيث تنساب المياه التي تضخ للمفاعل لتتماس بصورة عرضية مع سطح الغشاء وبالتالي تحدث درجة من "الفرك" أو "الصقل" الذي يميل إلى الحد من الرواسب على الغشاء و، أو.

ب) التنظيف الهيدروليكي و/ أو الكيميائي المنتظم للغشاء.

وبينما نجد أن التنظيف الهيدروليكي و/ أو الكيميائي يكون موجودًا بصورة مستمرة، فإن أسلوب وتكرار التنظيف يتأثر كثيرًا بحركية المياه (الهيدروديناميك) على النظام. والتشغيل بطريقة التيار المتعارض، أو أي أسلوب تشغيل آخر ينتج عنه وجود تأثير "قص" أو مسح (shear) على سطح الغشاء يخمد الانسداد لحد ما، ولكنه يتطلب استهلاكا للطاقة. وأحد المكونات الحاسمة في تصميم عملية المعالجة بالمفاعل الحيوي الغشائي (MBR) هو التوازن ما بين الدفق (flux)، والضغط عبر الغشائي (TMP) والطلب على الطاقة (والذي يرتبط جزئيًا بالضغط عبر الغشائي) وتكرار التنظيف. وكان النضال من

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

أجل تحقيق هذا التوازن هو الذي أدى إلى التطوير والاستغلال التجاري لاثنين من تراكيب العمليات الغشائية الرئيسة وثلاثة من التراكيب الغشائية.

١٣-٢ عملية المعالجة بالمفاعل الحيوي الغشائي

١٣-٢-١ أوجه عملية المعالجة بالمفاعل الحيوي الغشائي

المفاعلات الحيوية الغشائية، تحديدًا، تكون ربطًا لمعالجة حيوية مع فصل غشائي يتم بواسطة ترشيح دقيق أو ترشيح فائق. والمميزات التي تتوافر من هذه العملية بالمقارنة بعمليات المعالجة الحيوية معروفة على نطاق واسع، ومن أهم ما يمكن رؤيته بصورة دائمة في ذلك، ما يلي:

- إخراج منتج ذي جودة عالية ومروق ومعقم بصورة كبيرة في مرحلة واحدة (المكافئ للترشيح الثلاثي).
- التحكم المطلق والموثوق في قياسات زمن مكث المادة الصلبة (SRT) وزمن المكث الهيدروليكي (HRT) وكلاهما يرتبط ببعضه عادة في محطات المعالجة التقليدية.
- التشغيل عند تركيزات عالية للمخلوط السائل للمواد الصلبة العالقة (MLSS)، والذي يقلل من حجم المفاعل المطلوب للمعالجة ويشجع إيجاد بكتيريا محدد للنيترة وبهذا يعزز إزالة الأمونيا.
- التشغيل عند عمر حمأة أطول (SRT) مما يوفر الفرصة لانتقاء تجمعات بكتيرية بطيئة النمو مع إمكانية تعزيز عملية المعالجة (مثل تحلل الملوثات الصغرى العضوية).
- الإنتاج المخفض للحمأة.

ومن بين كل ذلك، نجد أن قوة أو كثافة العملية (أي عندما تضعف بصمتها الرئيسة بصورة محدودة جدًا) والنوعية المتميزة للمياه الناتجة من عملية المعالجة هما اللذان يكون لهما أهمية واضحة. ويحل المفاعل الحيوي الغشائي، بفعالية، محل ثلاث خطوات مستقلة في عملية المعالجة بمحطات معالجة مياه الصرف الصحي التقليدية (الترسيب الابتدائي ومنظومة الحمأة المنشطة والتطهير). ويتطلب فقط أن يتم تطوير مرحلة التصفية المبدئية (في المصافي) لتقييد التأثيرات الضارة بمكون غشاء الفصل. ومع ما قلناه في ذلك، فيجب معرفة أن المفاعلات الحيوية الغشائية، مقارنة بعمليات المعالجة الحيوية التقليدية، تتقيد لحد ما، بما يلي: (i) تعقيد أكبر لعملية المعالجة (ii) تكاليف أعلى للمعدات والتشغيل، بالإضافة إلى أمور أخرى أكثر بعدًا عن محور العملية ذاتها، مثل الميل الطبيعي لتكوين رغوة أكبر ومتطلبات التهوية الأكثر لكل من العملية البيولوجية وعملية مقاومة انسداد الأغشية وإنتاج حمأة أقل قابلية للتجفيف مع حساسية أكبر للأحمال المفاجئة.

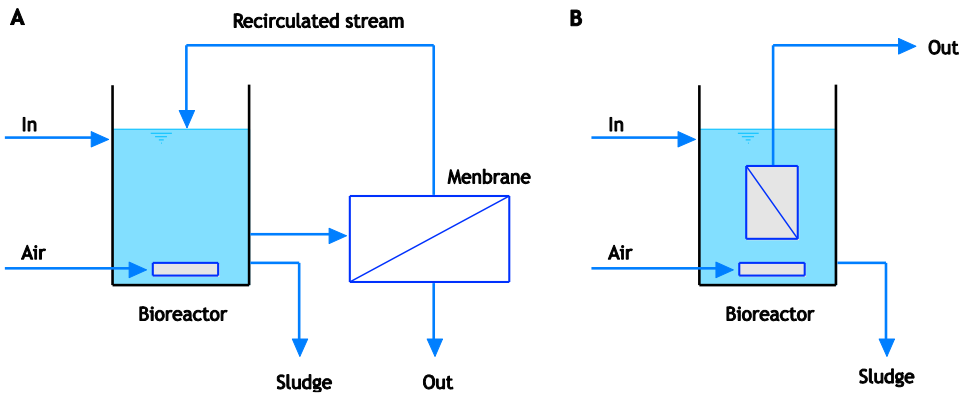
وكل من الحقيقتين المذكورتين بعاليه يرتبط مباشرة أو بصورة غير مباشرة بعملية انسداد الغشاء. ومقاومة سدد الغشاء تتطلب خطوات تصحيحية مختلفة والتي تضاف إلى تعقيد عملية المعالجة ذاتها، وتعطيل المنظومة (فيما يرتبط بتنظيف الغشاء) وكذلك استهلاك الطاقة. ولذلك فإنه ليس من الغريب أن الكثير من الأبحاث قد تم إجراؤها فيما يخص انسداد الغشاء في المفاعل الحيوي الغشائي، وتحديد خصائصه وإزالته من سطح الغشاء.

١٣-٢-٢ تشكيلات الأغشية وعملية المعالجة

وكلمة تشكيل هنا يمكن استخدامها لتشير إلى كلٍ من عملية المعالجة في المفاعل الحيوي الغشائي MBR (وتحديدًا كيف يتكامل الغشاء مع المفاعل الحيوي) أو لنموذج الغشاء نفسه. وهناك تشكيلين رئيسين لعملية المعالجة بالمفاعلات الحيوية الغشائية (شكل ١٣-٣): الغشاء الحيوي الغاطس ((iMBR) immersed) أو الغشاء الحيوي للرافد (التيار) الجانبي ((sMBR) sidestream). وهناك أيضًا نمطان للتشغيل الهيدروليكي: بالضخ (الضغط الموجب) والرفع الهوائي (ضغط التفريغ). والأخير يستخدم حصريًا – تقريبًا – في النظم الغاطسة، أما الأول فيستخدم في نظم التيار الجانبي. وأخيرًا، فإنه بينما يتوافر في سوق الأغشية عدد من التراكيب الهندسية وتشكيلات الأغشية بصورة عامة، فهناك ثلاثة منهم يسودون على تقنيات المفاعلات الحيوية الغشائية وهذه هي: الألواح المسطحة (FS) الألياف المجوفة (HF) ومتعددة الأنابيب (MT) وذلك مبين في شكل ١٣-٤.

وتكون المفاعلات الحيوية الغشائية الغاطسة (iMBRs) عمومًا أقل كثافة في استخدام الطاقة من المفاعلات الحيوية للتيار الجانبي (sMBRs)، حيث إن استخدام نماذج الأغشية في تيار متعارض لتيار جانبي بالضخ لكي "تفرك" أو "تصقل" سطح الغشاء يكبد طاقة أكثر، كنتيجة للضغوط المرتفعة وأحجام التدفق التي يتم فرضها لإحداث التيار المتعارض. ولتحقيق أقصى استغلال لهذه الطاقة الكامنة، يجب أن يكون مسار التيار طويلاً لأقصى حد ممكن، بحيث إن أكبر قدر من الطاقة الواقعة ضمن كتلة التيار في السائل المنساب بضغط عالٍ يستخدم في التخلل أو الاختراق. ولتحقيق تحول معقول بنسبة ٤٠-٥٠% من التحول بطول النموذج، تكون هناك حاجة إلى

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



الشكل رقم ١٣-٣ تشكيلات عملية المعالجة بالمفاعل الغشائي (أ) الغشاء الحيوي للتيار الجانبي (ب) الغشاء الحيوي الغاطس

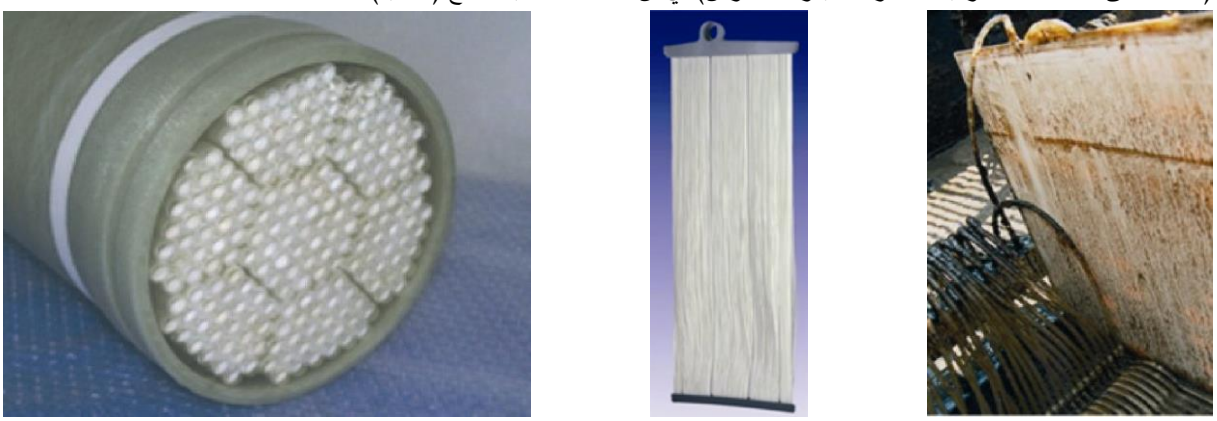
مسار طويل للتيار، غالبًا ما يزيد عن ٢٠°م. هذا يتطلب عددًا كبيرًا من نماذج الأغشية على التوالي تسبب خفضًا ملحوظا في الضغط بطول قنوات تدفق المادة المحتجزة. ويتم حدوث "فرك" أو "صقل" سطح الغشاء بواسطة المفاعلات الحيوية الغشائية الغاطسة (iMBRs) من خلال التهوية، مما يؤدي إلى التشغيل بطاقة أقل من تلك المطلوبة لضخ السائل في التيارات الجانبية، ولكنها تسمح بالتشغيل عند التدفقات المنخفضة، فقط.

ومع المفاعلات الحيوية للتيار الجانبي (sMBRs)، يكون هناك دائمًا تبادل بين المطلوب من طاقة الضخ وتيار الدفق، فحتى يمكن تحقيق تعظيم تيار الدفق، تكون هناك حاجة لضغط عبر غشائي (TMP) عالٍ بالارتباط مع سرعة تيار متعارض (CFV) عالية (U_R). وحيث إن الطلب على الطاقة يتناسب طرديًا مع $Q_R \Delta P$ (معدل تدفق المادة المحتجزة × الضغط) فإنه من المفيد أن نخفض كلاً من قيم هذين المقياسين بقدر الإمكان. من ناحية أخرى، حيث إن Q_R تحدد U_R (معدل تدفق المادة المحتجزة يحدد سرعة التيار المتعارض) أي أن $U_R = Q_R/A_t$ (حيث A_t هي المساحة المقطعية للأنبوبة)، وأن ΔP تتصل بالضغط عبر الغشائي (TMP)، فإن خفض $Q_R \Delta P$ بالضرورة سينخفض تيار الدفق.

وفوق ذلك، إذا تم خفض Q_R عن طريق تقليص المساحة المقطعية A_t، وسيكون لهذا تأثيره في زيادة خفض الضغط بطول نموذج الغشاء في جانب الجزء المحتجز، حيث إن المقاومة للتيار تكون متناسبة عكسيًا مع المساحة المقطعية A_t.

واختيار تشكيل الغشاء – جوهريًا في التركيب الهندسي للغشاء واتجاه تيار المادة المتخللة (النافذة) – يعوقه عدد من العوامل. ومثاليًا، فنموذج الغشاء يجب أن يكون به عدد من الخواص المميزة:

- مساحة غشائية عالية لقياس نسبة حجم الكتلة الكلية (أي كثافة التعبئة).
- درجة عالية من التدفق الدوامي لتشجيع نقل وتحريك الكتلة في جانب الضخ (التغذية).



شكل ١٣-٤ تشكيلات المفاعل الحيوي الغشائي: متعددة الأنابيب (MT) على اليسار والألياف المجوفة (HF) في الوسط والألواح المسطحة (FS) على اليمين.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

- نفقات طاقة مستخدمة منخفضة لكل وحدة من حجم المياه الناتجة.
- تكلفة منخفضة لكل وحدة مساحة من الغشاء.
- التصميم الذي ييسر عملية التنظيف.
- التصميم الذي يسمح بالبنيوية (modularization)

وكل تصاميم الوحدات الغشائية، بحكم التعريف، تسمح بالبنيوية (*f*)، وهذه تمثل واحدة من الملامح الجذابة في عملية المعالجة بالأغشية في جوهرها. وهذه أيضًا تعني أن عملية المعالجة بالأغشية لا توفر بعدًا اقتصاديًا فيما يختص بتكاليف الغشاء، حيث إنها ترتبط مباشرة بمساحة الغشاء والذي يرتبط مباشرة بالتيار (الدفق). من ناحية أخرى، فإن بعض الخواص المتبقية في القائمة حصرية بصورة مشتركة. على سبيل المثال: (أ) تشجيع التدفق الدوامي (ب) التسبب في زيادة نفقات الطاقة المستخدمة (ج) التنظيف الميكانيكي المباشر للغشاء (د) ممكن فقط على مساحة منخفضة نسبيًا (هـ) مثل هذه النماذج التصميمية تزيد إجمالي التكلفة لكل وحدة مساحة للغشاء (و) ولكنها لا تكون كذلك إذا كان التنظيف ذا أهمية أساسية في عملية المعالجة بالمفاعل الحيوي الغشائي، حيث يكون تحميل المواد الصلبة ومسببات السدد على الغشاء من السائل المخلوط للمفاعل، عالية جدًا. وفي النهاية فإنه ليس من الممكن الحصول على مساحة غشائية عالية لوضع نموذج لنسبة حجم الكتلة بدون إنتاج وحدة لها قنوات تيارات مواد محتجزة ضيقة، والتي سوف يكون لها، عندئذ، تأثير على تشجيع التدفق الدوامي وسهولة عملية التنظيف.

وفي حين يكون حجم وشكل الغشاء تقريبًا غير محدودين، مبدئيًا، فإنه في الواقع العملي هناك ستة تشكيلات مبدئية يتم تطبيقها في المعالجة باستخدام الأغشية ولها جميعًا فوائد عملية وكذلك محددات. فالمعالجة بالمفاعل الحيوي الغشائي تقيد الاختيار العملي لتشكيل الغشاء المستخدم بكل من الألواح المسطحة (FS) والألياف المجوفة (HF) ومتعددة الأنابيب (MT). وهذا أساسًا يكون للأسباب الموضحة فيما سبق: فيجب أن تسمح النماذج المستخدمة بتشجيع التيارات الدوامية و/ أو التنظيف. ويمكن أن ينشأ تكوين التدفقات الدوامية من خلال تحرير إما مياه تم ضخها أو مزيج من الماء/ الهواء على طول سطح الغشاء للمساعدة في تحرير المواد المتخللة خلاله. وعملية التيار المتعارض هذه تستخدم كثيرًا في العديد من تقنيات المعالجة الغشائية. وتزيد فعاليتها مع زيادة المسافة البينية (الخلالية) للغشاء (أي الفصل الغشائي). ولأن النظام متعدد الأنابيب يعمل بالتيار المار من داخل إلى خارج الأنبوبة (من الجانب المجوف إلى الجانب الجداري الغلافي)، بينما يعمل نظام الألياف المجوفة عمومًا من الخارج إلى الداخل، فإن المسافة الخلالية تعرف كالآتي:

- قطر الأنبوبة في نظام متعدد الأنابيب
- المسافة بين الشعيرات في نظام الألياف المجوفة
- عرض القناة بالنسبة للألواح المسطحة.

وكما في تشكيلات الأغشية نفسها، بينما يمكن وجود مجال واسع من القيم الخاصة بهذه القياسات، إلا أن هذه الأبعاد الحرجة تكون محدودة بأوجه أداء عملية المعالجة بالمفاعلات الحيوية الغشائية، والتي تتعلق، بصورة كبيرة، بالتلوثات والانسدادات.

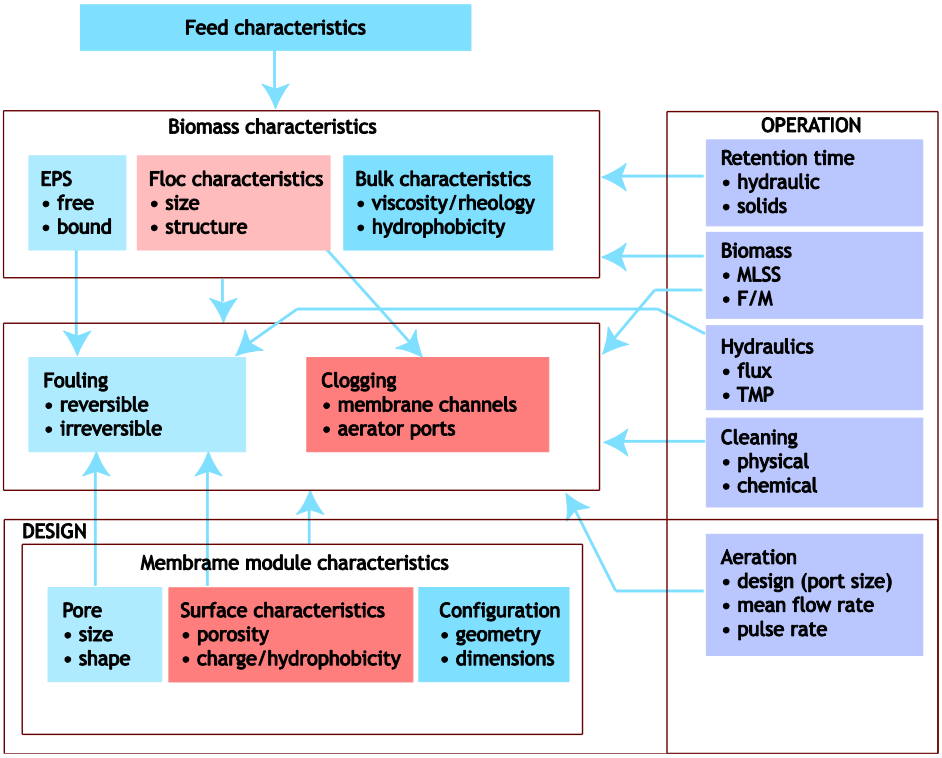
١٣-٢-٣ تلوث الأغشية

في المفاعل الحيوي الغشائي، يمكن حدوث التلوث والسدد خلال عدد من الآليات الكيميائية الفيزيائية والبيولوجية والتي ترجع جميعها إلى الترسيب المتزايد للمواد الصلبة على سطح الغشاء وداخل تركيب الغشاء (تقييد المسام (الثقوب) أو انسداد/ انقباض المسام)، وهذا يجب أن يميز من السدد بالترسب عند امتلاء قنوات الغشاء بالمواد الصلبة نتيجة للأداء الهيدروديناميكي (حركة السوائل) الضعيف (شكل ١٣-٥). وتكون مقاومة الغشاء ثابتة. ما لم تنخفض نفاذيته الكلية بمركبات في مياه التغذية (الضخ) والتي يتم امتزازها (التصاقها) بصورة دائمة بواسطة الغشاء. والمقاومة التي تضيفها المنطقة بين السطحية تكون معتمدة، من جانب آخر، على إجمالي مقدار المادة المسببة للتلوث والسدد المستقرة في هذه المنطقة. وهذه بدورها تعتمد على كل من سُمك المنطقة بين السطحية وتركيب مياه التغذية (الضخ) (وتحديدًا محتواها من المادة المسببة للتلوث والسدد) والدفق خلال الغشاء. ومصفوفة مياه التغذية (الضخ) وظروف تشغيل عملية المعالجة تحدد بذلك بصورة كبيرة أداءَ العملية ككل. وبصورة عامة، فإن المواد المسببة للتلوث والسدد يمكن تحديدها بثلاث طرق مختلفة (جدول ١٣-١)

(i) ميكانيكيًا، اعتمادًا على آلية التلوث والسدد
(ii) عمليًا، على أساس استعادة نفاذية الغشاء
(iii) وفقًا لنوع المادة، على أساس الطبيعة الكيميائية أو الفيزيائية أو المنبع (المصدر)

وتشتق آليات الترشيح والتلوث والسدد أساسًا وفقًا لتفسيرات معدل التدفق أو الفترات العابرة للضغط، والعلاقة المتبادلة بين هذين القياسين. وهناك أربعة من أكثر النماذج العامة موضوعة في جدول

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



شكل ١٣–٥ العلاقات البينية لمقاييس المفاعل الحيوي الغشائي وعملية التلوث والسدد

١٣–١. ففي المفاعل الحيوي الغشائي ينظر إلى هذه الآليات على أنها تسهل بصورة كبيرة عملية وصف الفترات العابرة للترشيح، والتي ينظر لها بأنها تصمم عددًا من الخطوات التي يسودها سلوك مختلف لكل منها.

والتحديد العملي للتلوث والسدد يجري في كل مكان وفي نفس الوقت. ويسمى التلوث والسدد المزال بواسطة التنظيف الطبيعي، مثل الدفق بالرش، أو الإرخاء، عمومًا بأنه سدد "معاود" أو مؤقت، بينما ذلك المزال بواسطة إضافة الكيماويات يسمى غالبًا بأنه سدد "غير معاود" أو "دائم"، بالرغم من أن المصطلح "انعكاسي" كيميائيًا يستخدم كذلك والمصطلح الأخير يعد نوعًا من التسمية الخاطئة، حيث إن نفاذية الغشاء "البكر" الأصلية يستحيل استرجاعها إذا تم تلوث وسدد الغشاء من خلال عملية المعالجة العادية وبهذا فإنه تبقى مقاومة ترسيبية يمكن تسميتها "السدد غير القابل للاسترجاع"، وذلك هو السدد الذي يتزايد ويتراكم لعدد من السنين وفي النهاية يحدد عمر الغشاء.

وتحديد المواد المسببة للتلوث والسدد بواسطة نوع المادة أو المنبع يتم أيضًا في كل مكان، وكوّن القاعدة الأساسية للكثير من البحوث والتطوير في تقنيات المفاعلات الحيوية الغشائية على مر السنين. وبالمراجعة الكثيفة للمواد المكتوبة عن تلوث وسدد الأغشية في المفاعلات الحيوية الغشائية المقدمة في المجالات المختلفة على مدى السنين، نجد أن الموضوع عويص ومتشابك، وتوجد وجهات نظر متعارضة فيما يختص بأهمية المكونات، فرديًا، ونزعتها الطبيعية لإحداث التلوث والسدد. ومع ذلك، فإنه من المتفق عليه بصورة واسعة أن تلوث وسدد الأغشية في المفاعلات الحيوية الغشائية يرجع بصورة مبدئية إلى مواد بوليمرية خارج الخلية، وهي مواد بناء التجمعات الميكروبية مثل الأغشية الحيوية والندف والسائل المخلوط للحمأة المنشطة والتي يتم إطلاقها داخل السائل المخلوط. ويستخدم المصطلح "مادة بوليمرية خارج الخلية – EPS" كمصطلح عام يشمل جميع أصناف الجزيئات الكبيرة المتوطنة، مثل الكربوهيدرات والبروتينات والأحماض النووية والفوسفوليبيدات ومركبات بوليمرية أخرى توجد في أو خارج سطح الخلية وفي الفراغ بين الخلوي للكتلات الميكروبية، وهي تتكون من مواد غير قابلة للذوبان (مثل البوليمرات الكبسولية والجيل المكثف والبوليمرات ضعيفة الروابط والمواد العضوية الملتصقة) يتم إفرازها من الخلية، ومواد قابلة للذوبان (مثل البروتينات ومتعددة السكريات) التي تفرزها الخلية، وتسيل من سطح الخلية أو

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

جدول ١٣-١ تعريف المواد المسببة للتلوث والسدد

التحديد العملي	الآلية	نوع المادة المسببة للتلوث والسدد
معاود/ مؤقت	*سد المسام/ نماذج الترشيح*	*الحجم*
• يزال بالتنظيف الطبيعي	• انسداد تام	• جزيئي، جزيئي كبير، غروي أو دقائقي
غير معاود/ دائم	• انسداد قياسي	*الشحنة السطحية/ الكيمياء*
• يزال بواسطة التنظيف	• انسداد متوسط	• سالب أو موجب (أيوني سالب أو أيوني موجب)
غير قابل للاسترجاع/ معلق	• ترشيح قرصي	*النوع الكيميائي*
• لا يزال بأي طريقة تنظيف		• غير عضوي (مثل مزيلات القشور) أو عضوي (مثل المواد الدبالية والبوليمرات خارج الخلية EPS)
		• الكربوهيدرات/ البروتينات (جزئيات EPS)
		المنبع
		• ميكروبي (متوطن) أرضي (دخيل) أو صناعي (بشري)
		• بوليمرات خارج الخلية مستخلصة أو منتجات ميكروبية ذائبة[٢]

١ السدد غير القابل للاسترجاع يكون طويل الأمد وينمو ولا يسهل اكتشافه.

٢ (e) البوليمر خارج الخلية يشير إلى نواتج ميكروبية ترتبط مباشرة بجوار الخلية بينما تشير النواتج الميكروبية الذائبة إلى مواد ميكروبية غير مرتبطة بالخلية، بالرغم من أن هناك احتمال توازن حركي بين المكونين.

تتولد من انحلال الخلية. ولطبيعة المواد البوليمرية خارج الخلوية متغايرة العناصر والمتغيرة، يمكن للمفاعلات الحيوية الغشائية أن تكون مصفوفة هلامية عالية التميؤ تتضمن فيها الخلايا الميكروبية، وبذلك يمكنها المساعدة على تكوين عائق كبير لتدفق المادة المتخللة في العمليات التي تتم في الغشاء.

وتأثيرات المواد البوليمرية خارج الخلوية على الترشيح في المفاعل الحيوي الغشائي تم تسجيلها منذ منتصف التسعينات (1990s) وحظيت باهتمام كبير في السنوات الحالية. فبينما نجد أنه معروف بصورة منتشرة أن هذا المكون من السائل المخلوط هو الذي له أكبر الأثر في تلوث وسدد الأغشية، فإن هناك دليل معاكس فيما يتعلق بالمساهمة النسبية للمكونات الفردية أو بعض الأجزاء من المواد البوليمرية خارج الخلوية في التلوث والسدد. ويمكن تجزئة المواد البوليمرية خارج الخلوية على أساس: المنشأ (ملتصقة بجدار الخلية أم خارجة عنه) الحجم (دقائقية، غروية وذائبة شاملة جزيئات كبيرة) والكيمياء (كربوهيدرات أو بروتين). وأورد بعض المؤلفين أن الجزء الذائب (أو الحر) وأحيانًا يشار إليه بالمنتج الميكروبي القابل للذوبان – SMP) – للكربوهيدرات هو المسؤول بصورة أساسية عن التلوث والسدد، بينما يربط البعض الآخر عملية التلوث والسدد بالبروتينات، والبعض الآخر يربطها بالمحتوى العضوي الغروي). وبينما يستمر الجدل عن الأهمية النسبية لمكونات البوليمرات خارج الخلوية في إحداث التلوث والسدد، فإنه مما لا شك فيه هو أن حالة القياس الدقيق لتركيز مكونات البوليمرات خارج الخلوية يتأثر بصورة حاسمة بطريقة التجزئة. ولسوء الحظ، يتوافر عدد من طرق تجزئة البوليمرات خارج الخلوية، لكن ليس هناك اتفاق بين الباحثين فيما يخص: أي منها هو الأكثر مناسبة ؟ ومقارنة البيانات عبر مختلف جماعات البحث يكون بذلك أمرًا صعبًا.

١٣-٢-٤ تشغيل عملية المعالجة في المفاعل الحيوي الغشائي

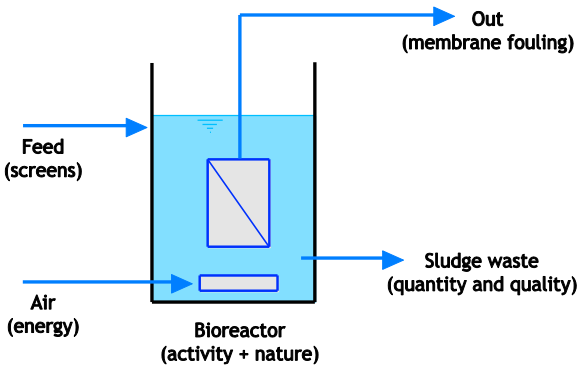
كما تم بيانه في شكل ١٣-٥، فإن تشغيل مفاعل حيوي غشائي يتحدد بالعلاقة بين التدفق والضغط عبر الغشائي وتهوية الغشاء، في حالة المفاعل الحيوي الغشائي الغاطس. والأخيرة هي التي لها أهمية كبيرة، حيث إن التهوية تعتبر مكونًا رئيسًا في المفاعل الحيوي أو الغشاء الغاطس، ولأنها مطلوبة لكل من الحفاظ على المفاعل الحيوي ونفاذية الغشاء.

وبينما ساد المفاعل الحيوي الغشائي ذو التيار الجانبي في السوق خلال الحقبة الماضية أو شبه ذلك، فإن المفاعلات الحيوية الغشائية التي تستخدم أغشية غاطسة لطرد الكتلة الحيوية تمثل حاليًا أكثر تشكيلات المفاعلات الحيوية الغشائية المستخدمة الآن حيث إنها، كما

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

ذكر، تتطلب أقل قدر من الطاقة المحددة، لهذا أصبحت أكثر التطبيقات المجدية اقتصاديًا للاستخدامات ذات النطاق الكبير. وهناك، أساسيًا، خمسة عناصر رئيسة لتصميم وتشغيل عملية المعالجة في المفاعل الحيوي الغشائي الغاطس (شكل ١٣-٦)، وهي:

١) الغشاء، تصميمه والإبقاء على استدامة نفاذيته بالتنظيف.
٢) مياه التغذية (الضخ)، خواصها ومعالجتها القبلية (السابقة).
٣) التهوية في كل من الغشاء وحمولة الكتلة الحيوية.
٤) سحب الحمأة وزمن البقاء.
٥) النشاط الحيوي وطبيعة الكتلة الحيوية.



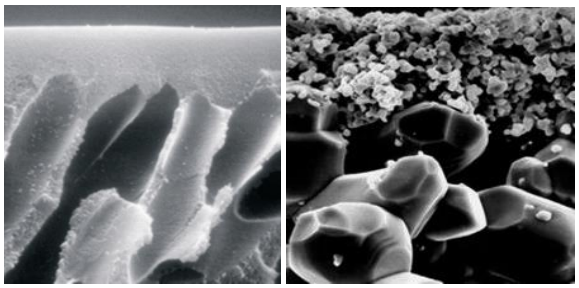
شكل ١٣-٦ عناصر مفاعل حيوي غشائي

وهذه العناصر تتداخل – بداهة – (شكل ١٣-٥). والمعدل الذي يتم به سحب الحمأة ينظم زمن البقاء (أي: SRT – زمن مكث الحمأة) والذي يحدد عندئذ تركيز الكتلة الحيوية (أو بالتحديد السائل المخلوط). هنا، يؤثر تركيز المادة الصلبة في السائل المخلوط على كل من الخواص البيولوجية أي النشاط الحيوي ونشأة الأنواع الميكروبية، وأيضًا الخواص الفيزيائية مثل اللزوجة ومعدل تحويل الأكسجين. وتعطي كيميائية مياه التغذية أكبر التأثيرات على عملية المعالجة في المفاعل الحيوي الغشائي ممثلة في أن النزوع إلى تلويث وسدد الغشاء في السائل المخلوط تفرضها بصورة أساسية طبيعة مياه التغذية التي يتولد هذا السائل منها. ويماثل ذلك مقدار قوة المعالجة القبلية (السابقة) لمياه التغذية في عملية التصفية، والتي يكون لها أثر كبير على انسداد قنوات الغشاء.

١٣-٢-٤-١ مادة الغشاء

هناك أساسًا نوعان مختلفان من مادة الغشاء، وهما: "البوليمرية" و"الخزفية". وكذلك يتوافر مرشحات غشائية معدنية، ولكن هذه يكون لها استخدامات محدودة جدًا لا ترتبط بتقنيات المفاعلات الحيوية الغشائية. وحتى تصبح مادة الغشاء ذات فائدة، يجب أن يتم تكوينها أو تشكيلها بطريقة تسمح بأن تمر المياه خلالها.

ويتم استخدام عدد من مختلف المواد البوليمرية والخزفية لتكوين الأغشية، ولكنها عمومًا تضم دائمًا تقريبًا طبقة سطح دقيق يوفر انتقائية النفاذية فوق طبقة أخرى مفتوحة أكثر وأغلظ ونفاذة داعمة توفر الاستقرار الميكانيكي للمنظومة. وبهذا يكون الغشاء التقليدي متباينًا في تركيبه، وبه تناظر فقط في السطح المتعامد مع سطح الغشاء (شكل ١٣-٧).



شكل رقم ١٣-٧ أغشية الترشيح الفائق البللورية: بوليمرية (سمك القشرة ٣ µm (يسار) وخزفية (يمين) (photo Ionics and Pall,) على التوالي

ويتم عادةً تصنيع الأغشية البوليمرية أيضًا بحيث يكون بها نفاذية سطحية عالية، أو نسبة مئوية لإجمالي مساحة سطح القطاع العرضي للمسام (الثقوب)، وكذلك توزيع ضيق لحجم المسام (الثقوب)، لتوفير أقصى درجة ممكنة من التدفق عبره ومن درجات الطرد. ويجب أيضًا أن يكون الغشاء قويا ميكانيكيًا أي يتميز بكمال هيكله. وأخيرًا فإن المادة سوف يكون لها بشكل طبيعي بعض المقاومة للهجوم الكيميائي، أي درجات الحرارة الزائدة والأس الهيدروجيني و/ أو تركيزات المواد المؤكسدة التي عادة ما ترتفع عندما يتم تنظيف الغشاء كيميائيًا، ويجب أن يكون للمادة أيضًا بعض المقاومة للتلوث والسدد.

وبينما نجد، من حيث المبدأ، أن أي بوليمر يمكن استخدامه لعمل غشاء، فإن عددًا محدودًا فقط من المواد البوليمرية يكون مناسبًا لعملية الفصل الغشائي، والأكثر شيوعًا: (i) البولي فينيليدين ثنائي الفلورايد (PVDF) (ii) البولي إيثيل سالفون PES و(iii) البولي إيثيلين PE و(iv) البولي بروبلين PP. وجميع هذه البوليمرات المذكورة عاليه يمكن أن تتشكل، خلال تقنيات تصنيع محددة، على هيئة مواد غشائية لها الخواص الطبيعية المرغوبة ولكل منها مقاومة معقولة للكيماويات. ومع ذلك، فهي أيضًا كارهة للماء(لا تألف الماء) مما يجعلها عرضة للتلوث والسدد بواسطة المواد الكارهة للماء في سوائل المفاعل الحيوي

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

التي تقوم بترشيحها. هذا عادة يحتم تعديلات على السطح للمادة الأساسية لإنتاج سطح ممتص (قابل) للمياه (يألف الماء) باستخدام تقنيات مثل الأكسدة الكيميائية أو التفاعل الكيميائي الحيوي أو المعالجة بالبلازما أو التطعيم. وهذا هو العنصر الذي يفرق بوضوح بين منتج غشائي وآخر، يتكونان من نفس البوليمر الأساسي. وعملية التعديل هذه، وطريقة التصنيع المستخدمة لتشكيل الغشاء من المادة البوليمرية، والتي غالبا ما تكون PVDF، للعديد من أغشية المفاعلات الحيوية الغشائية، وكذلك طريقة تصنيع نموذج الغشاء نفسه من المادة الغشائية، تعد جميعها معلومات خاصة بالمصنعين (ملكية فكرية).

ومن أهم الخواص في الأغشية يأتي حجم المسام (الثقوب) أولاً، وهو الذي يحدد نوع عملية المعالجة الغشائية (راجع الشكل ١٣-١). وتقتضي الحكمة التقليدية اعتبار أن المسام (الثقوب) الأصغر توفر حماية أكبر للغشاء برفض مجال واسع من المواد، بالنسبة إلى حجمها، وبالتالي زيادة مقاومة طبقة التلوث والسدد cake، ومقارنةً مع تلك المتكونة على الأغشية التي لها مسام (ثقوب) أكبر، فإن الطبقة تُزال بسرعة أكبر وتكون أقل في احتمال تركها لرواسب تسد المسام أو يتم امتزازها (التصاقها) بالسطح. وتكون هذه الأخيرة والظواهر ذات الصلة هي التي تسبب السدد غير المعاد وغير المسترجع. وعلى الجانب الآخر، نجد أن هناك معلومات كثيرة ترجح أنه بالنسبة لبعض الأغشية، يتم تكوين طبقة ديناميكية (حركية) والتي تحمي بفعالية المادة الأساسية (الركيزة) للغشاء.

وبينما تنسب العديد من الدراسات العملية لتوصيف خصائص و/ أو تعديل سطح الغشاء في المفاعلات الحيوية الغشائية إلى التلوث والسدد بواسطة المادة البوليمرية خارج الخلوية، إلا أنه يظهر بصورة عملية أن كلاً من اختيار مادة الغشاء وحجم المسام يكون محدودًا. وتجاريًا، فإن نظم المفاعلات الحيوية الغشائية المتاحة وأنواع الأغشية يتم عرضهما في جزء ١٣-٤.

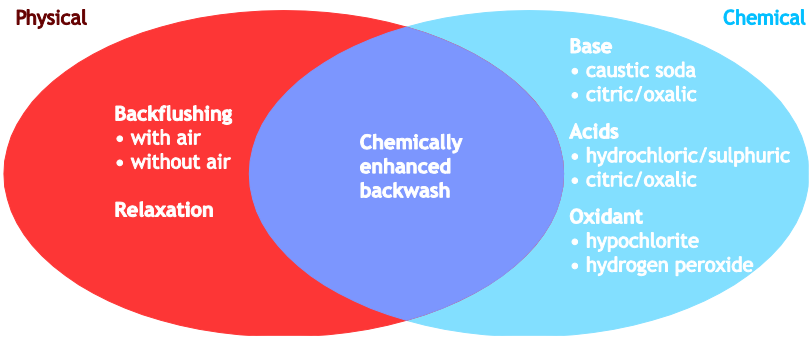
١٣-٢-٤-٢ التنظيف

جميع الأغشية عرضة للتلوث والسدد خلال التشغيل، بمعدل يكون معتمدًا على قدر "الفرك" الذي يتم على الغشاء، أو بصورة مباشرة، حجم تدفق التشغيل. وحيث إن التدفق والضغط يرتبطان ببعضهما فإن أيًا منهما يمكن تثبيته لأغراض التصميم، ولكن بالنسبة لترشيح المياه النمطي الناتج عن الضغط، فإنه من المعتاد تثبيت قيمة التدفق ثم تحديد القيمة المناسبة للضغط عبر الغشائي. والتأثير الرئيس لتدفق التشغيل يكون على الفترة ما بين التنظيف، والذي قد يكون بوسائل إما فيزيائية أو كيميائية (شكل ١٣-٨). وتكون النظافة بوسائل فيزيائية للمفاعلات الحيوية الغشائية إما بالغسل الخلفي/ بالدفق الخلفي، أي عكس اتجاه التيار، أو "الإرخاء"الذي هو، ببساطة، إيقاف عملية التخلل (النفاذ) مع الاستمرار في "فرك" الغشاء بفقاعات الهواء. وهاتان التقنيتان قد تستخدمان معًا، ويمكن أن يعزز الدفق عن طريق مصاحبته للهواء. ويتم التنظيف الكيميائي بأحماض معدنية أو عضوية أو الصودا الكاوية أو، وهو الأكثر في المفاعلات الحيوية الغشائية، هيبوكلوريت الصوديوم، ويمكن أن يتم إما في نفس موقع المفاعل (التنظيف بالموقع – CIP) أو خارجه. وبدلاً عن ذلك، يمكن إضافة مادة تنظيف كيميائية بتركيز منخفض إلى مياه الرش، لينتج "الدفق الخلفي المعزز كيميائيًا" (CEB).

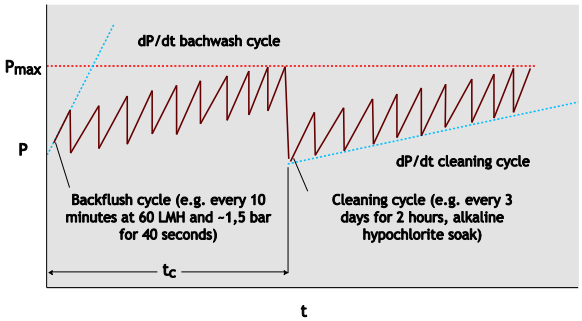
والتنظيف الطبيعي يكون أقل إرهاقًا من الكيميائي، على عدة أسس، فهو أولاً عملية سريعة أكثر من الكيميائي ولا تستمر أكثر من دقيقتين، وهي لا تتطلب مواد كيميائية ولا ينتج عنها مخلفات كيميائية، وهو أيضًا أقل في احتمال تسببه في تحلل الغشاء. وعلى الجانب الآخر، فهو أيضًا أقل فعالية من التنظيف الكيميائي. فالنظافة الفيزيائية تزيل كل المواد الملتصقة بسطح الغشاء، والتي تسمى عادة تلوث وسدد "معاد" أو "مؤقت"، بينما يزيل التنظيف الكيميائي المواد الأكثر التصاقًا وتمسكًا بالغشاء والتي تسمى عادةً تلوث وسدد "غير معاد" أو "دائم"، ومن الواضح أن هذه التسمية خاطئة. حيث إن نفاذية الغشاء "البكر" الأصلية لا يمكن استعادتها حال تلوث وسدد الغشاء خلال التشغيل الطبيعي، وتتبقى مقاومة رسوبية يمكن تسميتها "سدد غير مسترجع أو غير معاد". وذلك السدد الذي يتراكم على مدى السنين، ويحدد في النهاية عمر الغشاء.

وحيث إن التدفق، ضمن أشياء أخرى، يحدد معدل انحدار (تناقص) النفاذية (أو زيادة الضغط dP/dt)، فهو أيضًا يحدد الفترة بين عمليات التنظيف الفيزيائي (الدفق أو الإرخاء) أي زمن دورة التنظيف الفيزيائي. فإذا استخدم "الدفق"، يمكن تمييز هذه الفترة t_p وبزيادة الدفق، على فرض عدم تغيير أي ظروف تشغيل أخرى، يقل t_p ، وحيث إن الدفق، عمليًا، لا يعيد النفاذية إلى حالتها الأولى، فإن عددًا محدودًا من دورات الدفق يمكن أداؤها قبل الوصول إلى ضغط الحافة (P_{max}) والذي بعده لا يمكن الإبقاء على التشغيل. وعند هذه النقطة يجب أن يتم إجراء التنظيف الكيميائي لإعادة الضغط إلى معايير أداء خط أساسي (شكل ١٣-٩).

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



شكل ١٣-٨ طرق تنظيف الأغشية



شكل ١٣-٩ الفترات البينية للضغط في التشغيل الثابت بالدفق لمرشح نهائي

وكما في التنظيف الفيزيائي، لا يسترجع التنظيف الكيميائي أبدًا النفاذية الأصلية للغشاء ولكنه أكثر فعالية من التنظيف الطبيعي. وبالنسبة للتشغيل بالسريان المتعارض، عند استخدامه في المفاعلات الحيوية الغشائية ذات التيار الجانبي، لا يكون التنظيف بالدفق اختيارًا مناسبًا نظرًا لطبيعة نموذج الغشاء، وبهذا يحتفظ بنفاذية الغشاء بواسطة المزج بين "الإرخاء" والتنظيف الكيميائي.

١٣-٢-٤-٣ مياه التغذية والسائل المخلوط

بينما يتوقف تلوث وسدد الغشاء في الترشيح الفيزيائي لمياه الصرف الصحي مباشرة على نوعية المياه، فإن تلوث وسدد غشاء المفاعل الحيوي الغشائي يتأثر غالبًا بالتداخلات بين الغشاء والمادة المعلقة البيولوجية، أكثر من مياه التغذية (الضخ) نفسها. فمياه التغذية والتي هي صعبة التحلل البيولوجي، مثل رشيح المدافن الصحية أو المياه الخارجة من عملية تخمير الشعير (malting)، يمكنها أن تقوم بعملية تحول كيميائية حيوية محدودة بصورة تجعل الغشاء مواجهًا مياه تغذية خام وغير مُعدَّلة. وفي مثل هذه الأحوال تكون نفاذية الغشاء منخفضة بالمقارنة مع تلك التي تنشأ لمعالجة مياه الصرف الصحي البلدية، وبهذا يكون تدفق التشغيل، بالتناسب، أقل و/ أو يكون تنظيف الغشاء أكثر تكرارًا. والتحولات البيولوجية التي تحدث تتأثر بكل من ظروف التشغيل ونوعية مياه التغذية.

والمراجعة الشاملة للمواد المسببة للتلوث والسدد الناشئة في السائل المخلوط للمفاعلات الحيوية الغشائية تقع خارج نطاق هذا الكتاب، وتمت مناقشة دراسة خصائص المواد المسببة للتلوث في الجزء ١٣-٢-٣. ومع هذا، فإن الخواص الرئيسة للسائل المخلوط (أو الحمأة) تتضمن (شكل ١٣-١٠) ما يلي:

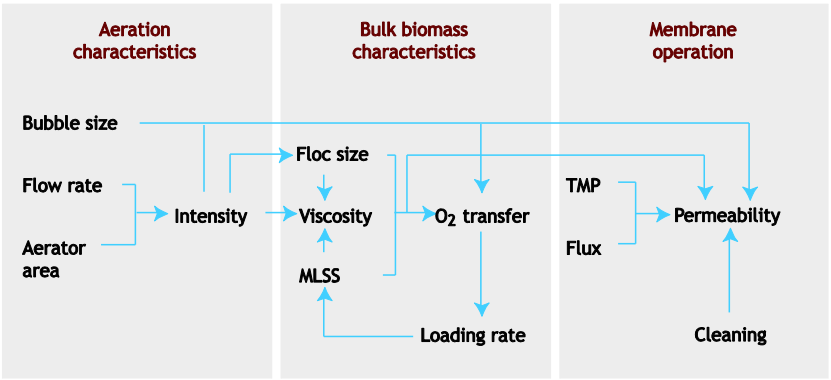
- خواص الندف (الحجم والشكل والقوة).
- تركيز المواد الصلبة العالقة، والتي تؤثر في اللزوجة وكفاءة تحويل الأكسجين.
- الحرارة، والتي تؤثر في كل من اللزوجة والخواص الحيوية الحركية.
- النزعة (الميل) لتكوين رغوة، والتي ترتبط عادة بتركيز كائنات دقيقة معينة ومواد خفض التوتر السطحي، مع مدى كثافة عملية التهوية.
- تركيز المادة البوليمرية خارج الخلوية وخواصها.

وكما تم ذكره في قسم ١٣-٢-٤-٣، فقد كانت هناك دراسات عديدة عن النزوع إلى تلوث وسدد الأغشية فيما يتعلق بالمواد البوليمرية خارج الخلوية ومكوناتها، ولكن قليلا جدًا منها عن أثر خواص الندف على النزوع إلى السدد الكامل للقنوات.

١٣-٢-٤-٤ التهوية

إن التهوية الفعالة للغشاء مسألة حرجة بصورة مطلقة بالنسبة لتشغيل أي مفاعل حيوي غشائي غاطس. وهناك العديد من أوجه الاهتمام بالنسبة لتهوية الغشاء، متضمنة تصميم الهواية (وما إذا كانت متكاملة في تصميم نموذج الغشاء نفسه) وكثافة التهوية (أو تيار الهواء بالنسبة إلى نموذج الغشاء) ومقدار تقطع عملية التهوية (أي ما إذا كانت مستمرة أو دورية)، ومعظم المفاعلات الحيوية الغشائية تدار

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



شكل ١٣-١٠ العلاقات البينية للكتلة الحيوية

بنظام التهوية المتقطعة لخفض استخدام الطاقة بقدر الإمكان، ولكن من المهم توفير هواء كافٍ لنموذج الغشاء لتثبيط الانسداد في قنوات الغشاء وتلوث وسدد سطح الغشاء.

وقد تم إجراء عدد من الدراسات لفحص أثر التهوية على قدر تخلل الغشاء. والمعروف عمومًا هو أن النفاذية تزيد مع تهوية الغشاء حتى قيمة حرجة معينة بعدها لا تكون هناك أية زيادة. ويمكن التعبير عن التهوية اتفاقيًا في صورة مقدار طلبها بالنسبة إلى مساحة الغشاء أو حجم المواد المتخللة (النافذة). هنا، مساواة تيار الهواء مع مساحة الغشاء تعطي مقدارًا محددًا للطلب على التهوية معبرًا عنها .$Nm^3/m.^2h$

$$SAD_m = \frac{Q_A}{A} \qquad (13.1)$$

وبقسمة ذلك على التدفق J متر/ س ينتج الطلب على التهوية معبرًا عنها Nm^3/ m^3 مادة متخللة ناتجة.

$$SAD_p = \frac{Q_A}{JA} \qquad (13.2)$$

وبالنسبة لنافخ هواء ما، يكون كل من تشكيلة الهواية وعمق الهواية والطلب المحدد للطاقة متناسبا طرديًا مع الطلب المحدد للتهوية لهذه الهواية، علمًا بأن J تشير إلى صافي التدفق، حيث إن كل وحدة حجم أو هواء مرتبطة بمقدار من الطاقة المطلوبة لتوليد ذلك الحجم. وقد تم التسليم بأن المقياس الرئيس المرتبط بالتهوية والمؤثر في التدفق، يمكن أن يكون سرعة تيار الهواء U أي متوسط سرعة تيار الهواء داخل النموذج الذي يمكن الحصول عليه من الطلب المحدد للتهوية للغشاء وأبعاد النموذج ومساحة القطاع العرضي الحر به (A_x)، كما استخرج من الأبعاد. بالنسبة لنموذج الألواح المسطحة:

$$U = \frac{2LSAD_m}{\delta} \qquad (13.3)$$

حيث δ هو سمك القناة و L هي طول الصفيحة. وبالنسبة لنموذج الألياف المجوفة:

$$U = \frac{SAD_m L}{\left(\frac{1}{\phi} - \frac{d}{4}\right)} \qquad (13.4)$$

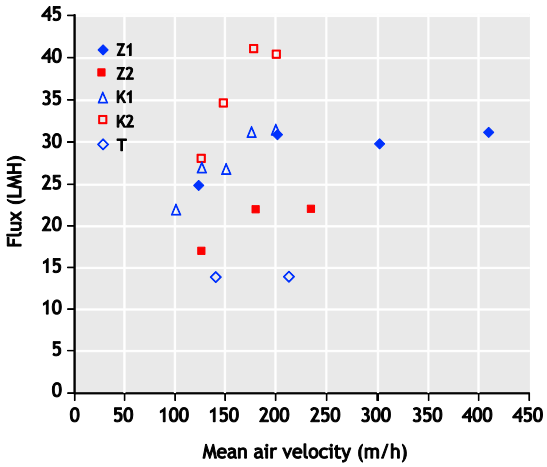
حيث d هي سمك الألياف و φ هي كثافة الضم بالمتر المربع من مساحة الغشاء لكل م^3 من حجم النموذج، وبهذا، بالنسبة لقيمة U المشتركة لكل من النموذجين:

$$\frac{SAD_{m,HF}}{SAD_{m,FS}} = \frac{2L_{FS}}{L_{HF}\delta}\left(\frac{1}{\phi} - \frac{d}{4}\right) \qquad (13.5)$$

وتظهر البيانات من دراسات محطة تجريبية لمعالجة مياه الصرف الصحي البعدية أن تدفقًا مستديمًا يرتبط مع معدل التهوية الغشائية ومبينة في شكل ١٣-١١.

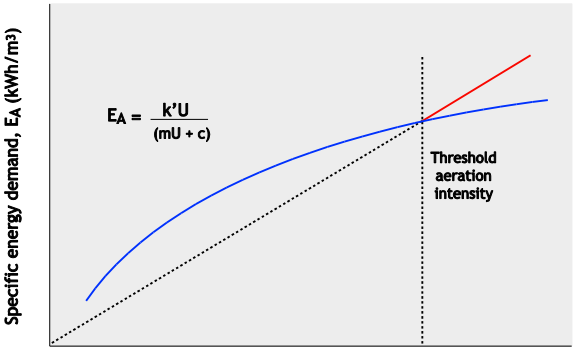
وفي هذا الشكل، يتضمن متوسط سرعة تيار الغاز "U" تأثير التهوية المتقطعة. ويجب أن نعرف أنه بالنسبة لهذه البيانات فإن السرعة الحدية للغاز عند ١٥٠-١٨٠ م/ س يمكن الوصول إليها، أما بعدها، فإن أية تهوية لا يكون لها تأثير على التدفق. وتحت هذه القيمة للسرعة الحدية يبدو أن التدفق يزيد بصورة تقريبية بالتوازي مع U (سرعة الغاز).

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



شكل ١٣-١١ التدفق المثالي (أو المستدام) مقابل متوسط سرعة الهواء في النموذج

وقد تمت الإشارة إلى ارتباطات مشابهة لتلك المبينة في شكل ١٣-١١ بواسطة العديد من المؤلفين فيما كتب عن ذلك الموضوع بالرغم من أن القيمة الحدية تتغير مع تشكيل النموذج الغشائي وأبعاده وكذلك خواص التغذية (الضخ) وقياسات تشغيل المنظومة. ومع ذلك، إذا أخذت قيم نموذجية لزاوية الميل والجزء المحصور وحافة التهوية، سيتبع ذلك أن طاقة التهوية الممتصة (kwh لكل وحدة حجم مادة متخللة) سوف تتبع الاتجاه المبين في شكل ١٣-١٢. وهذا يبدو كأنه يرجح أن تكون القيمة الحدية هي الأمثل.



شكل ١٣-١٢ طاقة التهوية الممتصة مقابل كثافة التهوية

١٣-٢-٤-٥ سحب الحمأة وخواصها

كما في العملية التقليدية للمعالجة بالحمأة المنشطة، يحدد معدل إزالة الحمأة زمن مكث المادة الصلبة (SRT)، والذي يؤثر في تركيز المواد الصلبة العالقة في السائل المخلوط. ويكون تأثير زمن مكث المادة الصلبة على النزوع إلى التلوث والسدد من خلال تركيز المادة الصلبة بالسائل المخلوط، والذي يزيد مع زيادة زمن مكث المادة الصلبة (SRT)، وبهذا فهو يقلل نسبة المادة الغذائية للكائنات الدقيقة F:M وبالتالي يغير خواص الكتلة الحيوية.

وقد وجد أن الانخفاض الزائد لأزمنة مكث المواد الصلبة SRTs إلى يومين يزيد معدل التلوث والسدد بصورة ضخمة ونسبة F:M. وعلى الجانب الآخر فإن التشغيل عند أزمنة مكث طويلة، يقلل لأدنى حد إنتاج الحمأة الزائدة، ولكن زيادة مستوى المواد الصلبة العالقة في السائل المخلوط والتي تحدث حتمًا في هذه الحالة، تكون مشجعةً لانسداد قنوات الغشاء، خاصة بواسطة المواد الخاملة مثل مخلفات شعر الرأس أو الخيوط أو المواد السليولوزية وكذلك يزيد التلوث والسدد في الغشاء وبنفس الشكل كفاءة عملية التهوية التي تتأثر سلبًا وتقل، بصورة استثنائية، مع تركيز المادة الصلبة في السائل المخلوط. وكانت هذه العوامل هي التي شجعت، في السنوات الأخيرة، على استخدام SRT للسيطرة على مستويات المادة الصلبة في السائل المخلوط وبقائها عند حوالي ٨ جم/ ل في نموذج المفاعل الغشائي ذي الألياف المجوفة، و١٢ جم/ ل في نموذج المفاعل الغشائي ذي الألواح المسطحة. ويمكن تخيل SRT مثالية كتلك التي تكون فيها تركيزات المواد المسببة للتلوث والسدد، وخاصة جزء النواتج الميكروبية الذائبة، عند حدها الأدنى، بينما تبقى كفاءة تحويل الأكسجين عالية بصورة كافية وكذلك انسداد الغشاء عند درجة يمكن السيطرة عليها. وعمليًا، لا يميل SRT لأن يتم التحكم فيه بصورة قاطعة. وفوق ذلك فإن SRT له تأثير أقل على التلوث والسدد من نوعية مياه التغذية والتدفقات بها.

وهناك مصدر آخر لفقدان المواد الصلبة من المفاعل، عادة ما يتم تجاوز النظر إليه عند تصميم المفاعل الحيوي الغشائي، وهو تكوين الرغوة Foaming (الترغي). وهناك دليل يستحق الذكر يفترض أن المفاعلات الحيوية الغشائية تكون أكثر ميلاً لتكوين الرغوة من العمليات التقليدية للمعالجة بالحمأة المنشطة ASPs، ربما بسبب زيادة التهوية المكثفة التي تأتي من عملية تهوية الغشاء، ولكن أيضًا ترتبط بأوجه أخرى لعملية المعالجة. وبداهة، فإن تكوين الرغوة غير مرغوب وأحيانًا يتم اللجوء إلى استخدام بعض موانع الترغي. ومع ذلك، حيث إن هذه المواد تنتج ميلاً شديدًا للتلوث والسدد للغشاء، فلا يتم التشجيع على استخدامها.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

١٣-٣ تصميم محطة المفاعل الحيوي الغشائي

هناك ثلاثة عناصر رئيسة أساسية في المفاعل الحيوي الغشائي تساهم في تصميمه وتشغيله، وتحديدًا تكاليف التشغيل، مع تجاهل استبدال الغشاء (والذي يمكن فقط تقديره)، وهذه العناصر هي: (i) ضخ السائل، (ii) صيانة الغشاء و(iii) التهوية.

١٣-٣-١ ضخ السائل

يرجع ضخ السائل في العملية إلى تنقل الحمأة بين الخزانات وإلى سحب المواد المتخللة. بالنسبة لمفاعل حيوي غشائي غاطس، يكون الضغط عبر الغشائي منخفضًا جدًا وهكذا تكون الطاقة المستخدمة المرتبطة بسحب المادة المتخللة منخفضة أيضًا. وانتقال الحمأة بين الخزانات يحدث طلبًا أكثر للطاقة، عمومًا، وخاصة إذا كانت إزالة النيترة أو الإزالة البيولوجية للفوسفور مطلوبة، كذلك التصميم لإزالة المواد المغذية في مفاعل حيوي غشائي تستخدم نفس المبادئ مثل تلك الخاصة بمحطات الإزالة العضوية للمواد المغذية.

١٣-٣-٢ صيانة الغشاء: التنظيف

تتم صيانة الغشاء في تشكيل الغشاء الغاطس بكل من تهوية الغشاء والتنظيف. والتنظيف الطبيعي (الفيزيائي) والكيميائي يسببان ضياع وقت عملية المعالجة، وفقدان ناتج المواد المتخللة (في حالة الغسل بالدفق)، واستبدال الغشاء، والأخير يمكن عمل حسابه بحساب عمره، رغم أن البيانات الواقعية عن عمر الغشاء تكون نادرة لأن معظم تواريخ بدء تشغيل معظم المحطات تكون بالفعل حديثة بدرجة كافية لجعل المحطات تعمل بالأغشية الأصلية فيها. وتكلفة استبدال الغشاء يحتمل كونها كبيرة جدًا، ولكن البيانات من بعض المحطات الأطول مدة مشجعة في هذا الشأن.

وتعتمد متطلبات الغسيل الفيزيائي بالرش أو الكيميائي بصورة مبدئية على تشكيلة عملية المعالجة ونوعية مياه التغذية (الضخ). وحتى الآن، فما هو متاح يمثل فقط حكم التجربة فيما يتعلق بالعلاقات ما بين نوعية مياه التغذية وتشغيل الأغشية وصيانتها. كذلك فإن قواعد التشغيل والصيانة لتقنيات محددة يتم التوصية بها عادةً من موردي الأغشية و/ أو عمليات المعالجة، وأحيانًا يتم تطويعها لاستخدامات محددة.

وقد تم استنتاج علاقات أساسية بين متطلبات التنظيف وظروف التشغيل، ودائمًا ما تكون مقدار التدفق والتهوية في نظام الغشاء الغاطس قد تم التوصل إليها من الدراسات العلمية لعملية التلوث والسدد. ومع هذا، فيمكن القول أن أكثر مصادر المعلومات فائدة بالنسبة لمتطلبات تنظيف الأغشية تعد محاولات تجريبية نسبية أي تقييم لمختلف تقنيات المفاعلات الحيوية الغشائية التي تتعامل مع نفس نوعية مياه التغذية ومواقع مرجعية كاملة النطاق.

والقياسات الرئيسة للتصميم المرتبطة بتنظيف الغشاء هي:

- الفترة بين عمليات التنظيف الفيزيائي (t_p)، حيث قد يكون التنظيف بالدفق أو الرش.
- مدة إجراء عملية التنظيف الفيزيائي (τ_p).
- الفترات بين التنظيف الكيميائي (t_c).
- مقدار تدفق الدفق الخلفي للغسيل(J_b).
- تركيز مادة التنظيف (c_c) وحجمها (v_c) معدل لتساوي مساحة الغشاء.

فإن كان من الممكن افتراض أن دورة التنظيف الكيميائي الكاملة، والتي سوف يحتوي على عدد من دورات التنظيف الفيزيائي (شكل ١٣-٩)، تسترجع نفاذية الغشاء إلى مستوى مستدام، عندئذ يمكن حساب صافي التدفق J_{net}.

$$J_{net} = \frac{n\left(Jt_p - J_b\tau_p\right)}{t_c + \tau_c} \qquad (13.6)$$

حيث n هي عدد دورات التنظيف الفيزيائي لكل تنظيف كيميائي.

$$n = \frac{t_c}{t_p + \tau_p} \qquad (13.7)$$

ويمكن تحديد t_c وt_p بقيم المقياس الحدي، وتحديدًا الحد الأقصى لضغط التشغيل أو الحد الأدنى لنفاذية الغشاء.

والتكاليف الأخرى للتنظيف الكيميائي تتصل بتكلفة المادة الكيميائية نفسها. فإجمالي كتلة المادة الكيميائية المنظفة هي ببساطة ناتج الحجم والتركيز. وبالنسبة لتنظيف كيميائي دوري في المكان (في مكانه) (CIP)، فإن أيا من صيانة أو استرجاع الكتلة المحددة لكل وحدة هي:

$$M_c = \frac{c_c v_c}{J_{net} A_m \left(t_c + \tau_c\right)} \qquad (13.8)$$

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

حيث A_m هي مساحة الغشاء. وإذا تم دفق مادة التنظيف خلال الغشاء في الوضع الطبيعي، فإن حجم المادة المنظفة المستخدمة يمكن إيجاده من:

$$v_c = J_c A_m \tau_c \qquad (13.9)$$

حيث J_c هي قوة تدفق التنظيف، من المعادلتين السابقتين:

$$M_c = c_c \frac{J_c}{J'_{net}} \frac{\tau_c}{(t_c + \tau_c)} \qquad (13.10)$$

والمعادلة 8-13 يمكن تطبيقها على كل من التنظيف بالرش المعزز كيميائيًا (CEB) والتنظيف في مكانه، حيث تكون قيم c_c و t_c و τ_c أقل بكثير بالنسبة إلى CEB.

١٣-٣-٣ التهوية

١٣-٣-٣-١ الطلب على المعالجة الهوائية

هو أول مكون للتهوية يختص بالمفاعل البيولوجي، وتحديدًا، مدى احتياج السائل المخلوط للهواء المطلوب لرج (تحريك) المواد الصلبة والأكسجين المذاب (DO) للحفاظ على كائنات دقيقة حية للمعالجة البيولوجية. وفي المعالجة البيولوجية يكون الأكسجين المذاب (DO) عادةً هو المقياس الرئيس للتصميم. وترتبط احتياجات الأكسجين لأي نظام معالجة بيولوجي بمعدل تيار التغذية (الضخ) وتحلل المادة الركيزة وإنتاج الحمأة وتركيز إجمالي نيتروجين كيلدهال الذي تأكسد لتكوين النيترات. وهذه العلاقة تشتق من توازن في الكتلة على منظومة المعالجة من النوع الشائع في كل نظم المعالجة البيولوجية.

والأكثر شيوعًا هو تحويل الأكسجين إلى الكتلة الحيوية بفقاقيع الهواء، أو في بعض الأحيان، بالدخول للمنظومة خلال ناشرات الهواء. وينتقل إلى الكتلة الحيوية جزء فقط من الهواء، أو الأكسجين الذي تتم تغذيته للمنظومة، وهذا الجزء يتم تحديد كميته من كفاءة تحويل الأكسجين (*OTE*). وتعتمد كفاءة التحويل على نوع الناشر المستخدم وتصميم منظومة معينة. ويوفر الموردون كفاءة تحويل أكسجين للناشرات التي يوردونها في المياه النظيفة وعند ٢٠°م، ولكن كفاءة تحويل الأكسجين للسائل المخلوط وعملية المعالجة بالمفاعل الحيوي الغشائي تكون دائمًا أقل بسبب محتوى المواد الصلبة. ويكون معدل كفاءة تحويل الأكسجين بين السائل المخلوط في عملية المعالجة والمياه معبَّرًا عنه كعامل ألفا (α) وبالنسبة لهذا المقياس فقد تم بيان، بواسطة عدد من المؤلفين، أنه يتناقص بصورة استثنائية مع تركيز المادة الصلبة العالقة في السائل المخلوط (شكل ١٣-١٣).

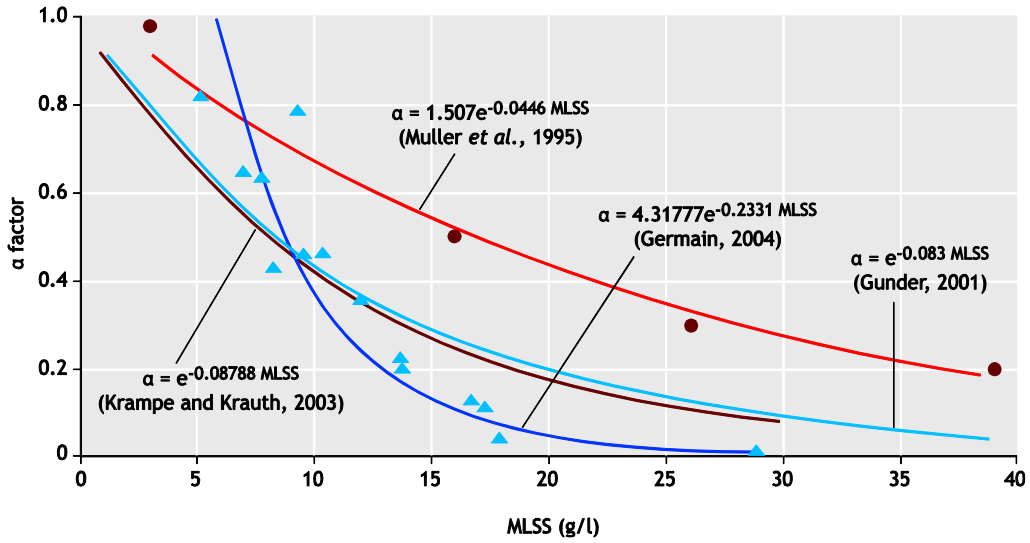
والفروق الرئيسة بين استخدام المعالجة الحيوية بالمفاعلات الحيوية الغشائية والمعالجة الحيوية التقليدية ترتبط بتركيز الكتلة الحيوية، والذي يميل لأن يكون عاليًا بالنسبة للمفاعل الحيوي الغشائي ويؤدي عمومًا إلى نسب منخفضة للغذاء إلى الكائنات الدقيقة (نسبة F:M) وحجم الندف، الذي يميل إلى أن تكون أصغر. وتحول الأكسجين يكون بالضرورة أقل فعالية بالنسبة للمفاعل الحيوي الغشائي بسبب زيادة تركيزات المادة الصلبة في السائل المخلوط المستخدم وتميل الندف الصغيرة، المتولدة غالبًا بسبب جهود الشق Shearing العالية الواقعة من تهوية الغشاء إلى إنتاج حمأة أقل قابلية للتجفيف. وضد ذلك، يكون التشغيل عند عمر حمأة أطول ونسب غذاء للكائنات الدقيقة F:M منخفضة، فتقلل إنتاج الحمأة.

وحيث إن المعالجة البيولوجية الهوائية تعد تقنية ناضجة ومفهومة جيدًا بصورة واسعة فهناك مصطلحات رياضية تحدد تشغيلها على أساس "مبادئ حركية مونود"، كما تم وصفه في مكان آخر في هذا الكتاب. ويمكن تطبيق نفس المصطلحات والمبادئ على تقنيات المفاعلات الحيوية الغشائية فيما يختص بمكون المعالجة البيولوجية، وتستخدم بنفس الطريقة لتقدير قيم المقاييس الرئيسة لعملية المعالجة مثل معدل إنتاج الحمأة والطلب على التهوية وحجم خزان المعالجة البيولوجية، والمقاييس المرتبطة بكفاءة تحويل الأكسجين هنا تحتاج إلى ضبطها وفقًا لظروف التشغيل، كما موضح في شكل ١٣-١٣، بالإضافة إلى تصميم المنظومة، خاصة الهواية. ومع ذلك، فمن الثابت أيضًا أن قيم ثوابت الحركية الحيوية قد تحتاج أيضًا إلى التعديل. وقد تلقت المبادئ الحركية الحيوية في المفاعلات الحيوية الغشائية بعض الاهتمام في الكتابة عن الموضوع، ولكنه ليس واضحًا حتى الآن أي قيم للقياسات تحتاج للضبط والمدى الذي عنده تحتاج إلى تعديل.

١٣-٣-٣-٢ الطلب على التهوية في الغشاء

كما تم تحديده في الجزء ١٣-٢-٤، يمكن التعبير عن تهوية الغشاء على صورة "الطلب المحدد للتهوية" SAD فيما يخص مساحة الغشاء (معادلة 13.1) أو مقدار تدفق المادة المتخللة (النافذة) (معادلة 13.2). وفي الواقع العملي لا تتحدد قيمة تهوية الغشاء نظريًا، حيث إن انحدار العلاقة بين التهوية والتدفق غير مفهومة تمامًا حاليًا. وقيم تهوية الغشاء تؤسس على الخبرات السابقة، وفي العديد من الحالات يوصي الموردون بمعدل تهوية مناسب لما يوردونه. وكما هو الحال

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



شكل ١٣-١٣ عامل ألفا مقابل تركيز المادة الصلبة العالقة بالسائل المخلوط

مع نظم تنظيف الغشاء فإن أكثر البيانات قيمة تكون تلك التي يتم الحصول عليها من محاولات تجريبية ودراسات حالة كاملة النطاق.

والطلب على النطاق للتهوية معبرًا عنه لكل م^3 مادة متخللة (نافذة) يعطي من:

$$E_A = \frac{k_1 pTSAD_p \gamma}{(\gamma - 1)\zeta}\left[\left(\frac{0.1y + p}{p}\right)^{\left(1-\frac{1}{\gamma}\right)} - 1\right] \qquad (13.11)$$

حيث y ثابت الهواية ~ ١,٤

ζ كفاءة النافخ، عادة بين ٠,٤ و٠,٧

γ عمق الهواية بين ٢,٥ و٥ م اعتمادًا على ارتفاع نموذج الغشاء

p ضغط مدخل الهواية (بالبار)

T درجة الحرارة المطلقة للهواء

k_1 ثابت، ٠,٣٦٦، إذا كان الضغط بالبار

وفوق المنطقة الطولية للرسوم البيانية المبينة في شكل ١٣-١٣، $SAD_p = UA_x/(mU+c)$ حيث m و c ثوابت عددية.

١٣-٣-٣-٣ التصميم: موجز

بالنسبة لمجموعة شاملة من البيانات، يتم تحديد الطلب على الطاقة من خلال حساب:

- متطلبات الأكسجين بالنسبة للكتلة الحيوية.
- معامل تحويل الأكسجين من خواص الهواية.
- عامل ألفا من العلاقة العددية.
- الطلب المحدد على التهوية من معدل التهوية وصافي معدل التدفق.
- تيار الهواء خلال النافخ.
- متطلبات الكهرباء للنافخ.
- طاقة الضخ لكل من استخلاص المادة المتخللة (النافذة) وإعادة التدوير.

وهكذا، فإن التصميم يكون معتمدًا بصورة حاسمة على التدفق المنتقى (الإجمالي) أو صافي التدفق (J أو J_{net} بالترتيب) الذي يتم اختياره والهواء المستهلك المطلوب للحفاظ على هذا التدفق، كما تم تحديد مقداره من R_v تحت ظروف التنظيف الفيزيائي والكيميائي المستخدم. وإجمالي الطلب على التهوية سيعتمد أيضًا هنا على مدى ما تولده تهوية الغشاء من أكسجين مذاب والذي بناء على ذلك يستخدم في الإبقاء على الكتلة الحيوية. وحيث إنه لا توجد حاليًا مبادئ أولية عامة التطبيق أو علاقات رقمية مقترحة بين التدفق وتهوية الغشاء بالنسبة لتيار المراحل الثلاثة المتوسط، كأن يبقى في مفاعل حيوي غشائي غاطس، فيكون من الضرورة عمل مراجعة للمعلومات المشجعة على الاكتشاف عن هذا الموضوع، لتحديد العلاقات المناسبة التي يمكن بالتالي استخدامها لأغراض التصميم.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

والعلاقات البينية في داخل عملية معالجة بالمفاعل الحيوي الغشائي متشابكة، ولكن أهم هذه العلاقات فيما يخص تكلفة التشغيل تكون تلك المرتبطة بالتهوية، حيث إن هذا يعطي أكبر مكون في تكاليف تشغيل عملية المعالجة. وتأثيرات التهوية على مختلف مقاييس التشغيل تمت مناقشتها فعلاً، مع المقاييس الفيزيائية والبيولوجية المستخدمة في تحديد تكاليف التشغيل. ويكون من الأكثر اتفاقا حسابها عياريا (normalize) مع حجم المادة المتخللة (النافذة) للحصول على مكونات الطلب المحدد للطاقة. وحيث إن الطلب على الطاقة يرتبط بعملية الضخ، فإن معرفة كفاءة طاقة الضخ تكون مطلوبة بالإضافة إلى التكلفة لكل وحدة طاقة كهربية. وتكلفة المواد الكيميائية تعد عاملاً مساهمًا أيضًا، ولكن هذه عادة ما تكون (وهي ممثلة في معادلة 13.10 في صورة M_c) صغيرة جدًا طبيعيًا بالقياس إلى الطاقة المستهلكة أو استبدال الغشاء. والأخير (F) يعد مقياسًا رئيسا ويرتبط بالتلوث والسدد غير القابل للاسترجاع. ولسوء الحظ، ليست هناك بيانات تاريخية كافية لتجعل من الممكن تحديد قيمة (F)، ولكنه أمر طبيعي بالنسبة للشركات الموردة أن تعطي ضمانًا مع منتجاتها الغشائية، والتي في واقعها تعطي (F) من أجل أغراض حساب التكلفة. وكما في عمليات المعالجة البيولوجية كلها، تساهم تكاليف التخلص من الحمأة في تكاليف التشغيل في المفاعل الحيوي الغشائي – وحيث إن ناتج الحمأة ينقص في عمليات المعالجة في المفاعل الحيوي الغشائي، فإن كمية الحمأة المتولدة تكون منخفضة نسبيًا بالمقارنة مع عملية المعالجة في نظام الحمأة المنشطة التقليدي. ومع هذا، فإن التخلص من الحمأة يشكل مكونًا متزايدًا بوضوح في تكاليف تشغيل المعالجة الحيوية، بغض النظر عن نوع المعالجة.

١٣–٤ تقنيات الأغشية التجارية

يمكن تقسيم تقنيات المفاعلات الحيوية الغشائية المتاحة والآخذة في التطور المستخدمة حاليًا لمعالجة مياه الصرف الصحي وفقًا لتشكيل النظام الغشائي إلى: صفائح (ألواح) مسطحة (FS) ألياف مجوفة (HF) ومتعددة الأنابيب (MT) ويوجد العديد من مثل هذه المنتجات كما أن هناك العديد منها يتم تطويره، ولا يمكن توفير وصف شامل لجميع التقنيات المتاحة عالميًا. ومع ذلك، هناك نظرة سريعة عن معظم النظم المتاحة في جدول ١٣–٢ تكشف أن عديدًا منها يمكن تصنيفه كصفائح (ألواح مسطحة) غاطسة أو ألياف مجوفة غاطسة (FS أو iMBR HF).

وتم إدخال المفاعلات الحيوية الغشائية لفصل الكتلة الحيوية لأول مرة تجاريًا للسوق مع أوائل السبعينات (١٩٧٠) بواسطة Dorr Oliver. وكانت هناك أنظمة تيار جانبي عاملة بما يمكن أن يعتبر الآن (استهلاك عالي للطاقة المحددة). ولم تكن النظم الأقل في الطاقة والغاطسة قد انتشرت على نطاق تجاري إلا بعد عشرين عامًا، عندما طرحت "كوبوتا" Kubota أول مفاعل حيوي غشائي غاطس بألواح (صفائح) مسطحة في ١٩٩٠ إلى الأسواق اليابانية، متبوعة بعدها بثلاث سنوات، بأول مفاعل حيوي غشائي غاطس بألياف مجوفة. طرحته "زينون"Zenon في شمال أمريكا. وبينما يتم تشغيل المفاعلات الحيوية الغشائية ذات التيار الجانبي باستهلاك أعلى للطاقة، إلا أنها لا زالت عاملة حتى اليوم، وإن كان على مجال أضيق عن المفاعلات الحيوية الغشائية الغاطسة، وكلها تقريبًا تعتمد على الأنابيب المتعددة.

والخواص الرئيسة لنموذج المفاعل الحيوي الغشائي هي مادة الغشاء نفسه، وحجم مسام (فتحات) الغشاء وأبعاد النموذج (جدول ١٣–٣). ومن المقياس الأخير، يمكن تلخيص أهم المقاييس، كما يلي:

- الصفائح (الألواح) المسطحة (FS): عرض اللوح (w) سمك القناة أو الفصل الغشائي (δ) وسمك الصفيحة (x).
- الألياف المجوفة (HF) القطر الخارجي للألياف (d) ومتوسط الفصل الغشائي (δ).
- متعددة الأنابيب (MT) القطر الخارجي للأنبوبة (d).
- جميع الأغشية: طول أو ارتفاع الغشاء (h) وكثافة الحشو (φ) في المتر المربع لمساحة الغشاء في كل م^3.

وبداهة، فإن بعضًا من هذه القياسات مرتبطة ببعضها، حيث إن الفصل الغشائي الأصغر يعطي كثافة حشو أكبر. ومع ذلك، يتم فرض حد على كثافة الحشو للنموذج المستخدم بواسطة نزوع أو ميل ذلك النموذج إلى الانسداد بالمواد الصلبة، وفي حالة النموذج متعدد الأنابيب (MT)، على الجانب الآخر، فإن الحد المفروض بسبب الانسداد يكون على القطر الداخلي حيث إن اتجاه التيار يكون من الداخل للخارج وليس من الخارج للداخل.

وبينما لا تمكن المراجعة الشاملة لكل التقنيات، فهناك بعض الاتجاهات ثبت وجودها يمكن أن تلخص كما يلي:

١) الجميع، عدا واحد فقط، في تقنية المفاعلات الحيوية الغشائية الغاطسة، قائمة على نماذج ضخ متعددة الأنابيب، والاستثناءات تكون في نموذج الغشاء متعدد الصفائح من طراز Orelis

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

جدول ١٣-٢ أمثلة لنظم مفاعلات حيوية غشائية متاحة تجاريًا

		تشكيل عملية المعالجة	
		مفاعل حيوي غشائي غاطس	مفاعل حيوي غشائي ذو تيار جانبي
تشكيلة الأغشية	صفائح مسطحة	A3	Novasep-Orelis
		Colloide	
		Brightwater	
		Huber[1]	
		Kubota	
		Microdyn-Nadir	
		Toray	
	ألياف مجوفة	Asahi Kasei	Polymem
		Han-S Environmental	Ultraflo
		ITT	
		Koch-Puron	
		Kolon	
		Korea Membrane Separation (KMS)	
		Mitsubishi Rayon	
		Motimo	
		Siemens-Memcor	
		Zenon	
	متعددة الأنابيب		Berghof[2]
			Millenniumpore
			Norit X-Flow[2]

[1] غشاء دوار

[2] منتجات غشاء متعددة الأنابيب تستخدم بواسطة الموردين مثل Aquabio, Dynatec, Triqua, Wehrle

Pleaide والتيار الجانبي للألياف المجوفة من طراز Polymem (ويمكن أيضًا Ultraflo) ونظام التيار الجانبي برفع الهواء من طراز Norit/Wehrle.

٢) تقريبًا جميع المفاعلات الحيوية الغشائية الغاطسة، إما أن تكون (أ) نماذج ألياف مجوفة من مادة PVDF موجهة عموديًا لها قطر خارجي بين ١ و٢,٨ مم، أو (ب) أغشية صفائح مسطحة مستطيلة بعمق ١ – ١,٦ م مع فصل غشائي بين ٦ و١٠مم، وتكون الاستثناءات هنا، كما يلي:

- منتج Huber الدوار من VRM، الذي هو نموذج صفائح مسطحة دوار.
- نموذج Mitsubishi Rayon للألياف المجوفة، الذي يحتوي على ألياف دقيقة (قطر ٠,٥٤ مم) موجهة أفقيًا، من مادة البولي إيثيلين.

وبالرغم من تلك الأوجه الظاهرة للتشابه بين النظم المتاحة تجاريًا، فإن أكثر المنتجات رسوخًا هي المفاعلات الحيوية الغشائية الغاطسة ذات الألواح المسطحة من كوبوتا Kubota والمفاعلات الحيوية الغشائية الغاطسة ذات الألياف المجوفة من زينون Zenon. وسوف يرد فيما بعد وصف لهاتين التقنيتين.

١٣-٤-١ كوبوتا Kubota

تم تطوير نموذج كوبوتا الغشائي في أواخر الثمانينات بواسطة شركة كوبوتا، وهي شركة يابانية هندسية متنوعة، اشتهرت أصلاً في مجال الميكنة الزراعية. وكان التطوير استجابة لدعوة من الحكومة اليابانية لتشجيع ميلاد جيل جديد من وحدات معالجة مياه الصرف الصحي المدمجة تنتج مياه معالجة عالية الجودة. وكان أول بيان عملي لمحطة تجريبية لأغشية "كوبوتا" Kubota في عام ١٩٩٠، قبل تركيب أول وحدة تجارية بعدها مباشرة. وهناك الآن ما يزيد عن ٢٢٠٠ مفاعل حيوي غشائي من طراز كوبوتا Kubota في أرجاء العالم، منها ١٠% تم تركيبها في أوروبا.

ويحتوي غشاء الترشيح الدقيق ذو الألواح المسطحة الأصلي، النوع ٥١٠ الأكثر استخدامًا، على لوح مسطح ٠,٥ × ١ م، بسمك ٦ مم،

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

جدول ١٣–٣ مواصفات المنتجات الغشائية

المورد	(التشكيل/ المادة)	حجم مسام الغشاء µm	قطر (d) أو سمك (δ) القناة mm	متوسط الفصل الغشائي (δ) mm	طول الغشاء (L) mm	مساحة السطح المحددة ϕ [1] m^{-1}	الاسم المسجل للغشاء أو النموذج
Brightwater	ألواح مسطحة FS/PES	0.08	9	-	950	110	MEMBRIGHT®
Colloide	ألواح مسطحة FS/ PES	0.04	10	-	1,000	160	Sub Snake
Huber	ألواح مسطحة FS/PES	0.038	6	-	2,000-3,000[2]	160	VRM
Kubota	ألواح مسطحة FS/PE	0.4	8	-	1,000	150	Kubota
Toray	ألواح مسطحة FS/PVDF	0.08	7	-	1,608	130	Toray
Ultraflo	ألياف مجوفة HF/PAN	0.01-0.1	2.1	0.7	1,515	1,020	SS60
Asahi Kasei	ألياف مجوفة HF/PVDF	0.1	1.3	1.3	2,000	710	Microza
Koch-Puron	ألياف مجوفة HF/PES	0.05	2.5	3.5	2,000	260	Puron
Mitsubishi Rayon	ألياف مجوفة HF/PE	0.4	0.54	1.7	1,035	485	SUR
	ألياف مجوفة HF/PVDF	0.4	2.8	2.9	2,000	333	SADF™
Polymem	ألياف مجوفة HF/PS	0.08	1.4	1.1	1,000-1,500	800	WW120
Motimo	ألياف مجوفة HF/PVDF	0.1-0.2	1.0	0.9	1,510	1,100	Flat Plat
Siemens-Memcor	ألياف مجوفة HF/PVDF	0.04	1.3	2.5	1,610	334	B10R, B30R
Zenon	ألياف مجوفة HF/PVDF	0.04	1.9	3.0	1,940-2,198	300	ZW500C-D
Berghof	متعددة الأنابيب MT/PES or PVDF	0.08 0.12	9	-	3,000	110	HyPerm-AE HyperFlux
Norit X-Flow	متعددة الأنابيب MT/PVDF	0.038	5.2	-	3,000	320	F4385
			8	-	3,000	290	F5385
KMS	ألياف مجوفة HF/HDPE	0.4	0.65	1.2	300	565	KMS-LF, CF

يوفر مساحة غشاء فعالة ٠,٨ م^{٣}. والغشاء ذاته عبارة عن غشاء بولي إيثيلين مكلور ومتآلف مائيًا، مدعوم بمادة ركيزة قوية جدًا غير منسوجة ملحومة على كل جانب من صفيحة راتينجية من مادة ABS مع مادة من اللباد فاصلة بين الغشاء والصفيحة (اللوح المسطح). ويحتوي اللوح نفسه على عدد من القنوات الضيقة لتجميع المادة المتخللة (النافذة). وحجم المسام (الثقوب) ٠,٤ µm، ولكن نظرًا لتكوين الطبقة الحركية على سطح الغشاء، فإن حجم المسام الفعال في عملية المعالجة يكون أقل بكثير من ذلك ويمكن أن يكون في مجال الترشيح الفائق (UF).

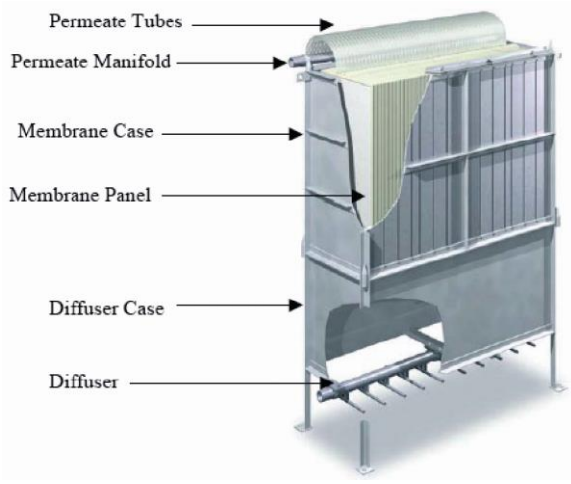
وصفائح الغشاء (شكل ١٣–١٤) تكون مركبة بصورة آمنة في حافظة (علبة) لتكوين "رصة" أو "علبة" وشكل (١٣–١٥) لكي توفر فصلاً غشائيًا مقداره ٧–٨ مم.



شكل ١٣–١٤ صفيحة مستعملة لغشاء "كوبوتا" ٥١٠ مستخرجة من علبة نظام الغشاء (photo: S. Judd)

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

وقد وجد أن هذا يكون كافيًا لمنع الانسداد الكامل بصورة كبيرة، بشرط أن تكون هناك معالجة مبدئية باستخدام مصفاة مزدوجة الاتجاه ٣ مم. وعند هذا النظام من الفصل يكون الحجم الداخلي لمساحة الغشاء لكل وحدة مساحة للنموذج هو ١١٥ م^{٢}/ م^{٣}. ويكون التيار من خارج إلى داخل اللوح المسطح إما يكون بالشفط أو بالانحدار (الجاذبية)، بين ٠,٥ م و١,٣ م لارتفاع عمود الماء الضاغط بالنسبة للمعالجة بالجاذبية. ويتم استخلاص المادة المتخللة (النافذة) من نقطة وحيدة عند قمة كل صفيحة غشاء خلال ماسورة بولي أورثيان. وتتم التهوية من هواية ذات فقاقيع خشنة عند قاعدة الخزان وذلك لتوفير بعض "الأكسجة" للكتلة الحيوية، بالإضافة إلى تهوية "علبة" الغشاء. وقد تم، بصورة كبيرة، استبدال مواسير التهوية من النوع الحلقي المحتوي على فتحات ٥ أو ١٠ مم بهواية الحمأة الرشاشة. هذه الهواية تحتوي على ماسورة مركزية مع مواسير جانبية فرعية مفتوحة الأطراف على مسافات منتظمة، وكل من هذه المواسير الفرعية به فتحات ٤ مم على السطح العلوي لها. وتنظيف هذه الهواية يتم بفتح صمام خارجي موصل بطرف الماسورة الفرعية عبر ماسورة متشعبة. هذا يسمح بتدفق راجع قوي للحمأة وللهواء إلى الخزان، وهذا التدفق الراجع يزيل الحمأة من داخل الهواية ويساعد على منع الانسداد في نظام التهوية. ولمنع فقاعات الهواء من الهروب دون المرور خلال علبة الغشاء (stack)، يتم تثبيت علبة، تشكل حافة لتطويق قاعدة النموذج الغشائي. وتحتوي النماذج الغشائية ٢٠٠ صفيحة (لوح) أو ٤٠٠ صفيحة، في التشكيل الفردي أو التشكيل المزدوج، على الترتيب.



شكل ١٣-١٥ حزمة كوبوتا (نموذج ES) استنادا على الصفائح الغشائية ٥١٠

وقد تم إنجاز خطوة كبيرة في إجراء التحسينات على كفاءة النظم الغشائية بإدخال التصميم مزدوج السطح EK في عام ٢٠٠٢ وفي هذا التصميم، تنخفض التكاليف الرأسمالية لأن المساحة المتاحة من السطح الغشائي لكل م^{٢} من المحطة تضاعفت ولأن عدد علب أو أغلفة الناشرات المطلوبة انخفض إلى النصف، وتستخدم علبة واحدة كقاعدة لتركيب صفين من الصفائح. بالإضافة لذلك، فإن تكاليف التشغيل تنخفض لأن المعدل المحدد لتهوية الغشاء ينخفض، رغم أن استهلاك الفاقد لا ينقص بالتساوي، بسبب العمق الزائد للهواية في الخزان.

والبديل المنطقي لتصميم السطح المزدوج هو عمل صفيحة (لوح) غشائية فردية ممدودة طوليًا، وبالتالي يكون لها مسار تيار هواء أطول ومساحة غشاء أكبر. وقد طورت كوبوتا مجددًا نموذجًا أكبر (نوع ٥١٥) تكون فيه الصفائح الغشائية متشابكة (متعشقة) لإيجاد النموذج بدون الحاجة إلى إطار لإدخال الصفائح فيه. وتحوي كل صفيحة غشائية (١,٥ م × ٠,٥٥ م، بما يوفر مساحة غشائية فعالة قدرها ١,٢٥ م^{٢}) قنوات داخلية ترتبط بقسم مشترك متشعب للمواد المتخللة (النافذة). وعندما ترتبط الصفائح ببعضها، تكون هذه الأجزاء وصلات بفتحات ربط جانبية خاصة بالمواد النافذة. وهذا التصميم يزيل الحاجة إلى المشتركات الفردية ومواسير المواد المتخللة (النافذة) ويقلل تعقيد عملية تجميعها في إطار واحد (شكل ١٣-١٦). بالإضافة إلى ذلك، فإن زيادة مساحة السطح في الصفيحة تؤدي إلى استهلاك طاقة أقل في التهوية، حيث SAD_m تكون ٠,٣٤ $Nm^3\ hr^{-1}$ لكل متر مربع من مساحة الغشاء. هذا يمثل خفضًا ملحوظًا في الطلب على التهوية، وبالتالي استهلاك الطاقة، من النموذج ES فردي السطح الذي فيه يكون الرقم ٠,٧٥. ذلك يؤدي لطلب محدد على التهوية أقل لكل وحدة حجم مادة متخللة (نافذة) (SAD_p).والقيم الأقل من ١٥ يمكن توقع كونها عند معدلات التدفق القياسية، في الوحدة مزدوجة السطح، بالنسبة لمعالجة الحمأة.

١٣-٤-٢ زينون GE

تعد GE Zenon حاليًا أكبر شركة لتكنولوجيا عملية المعالجة بالمفاعل الحيوي الغشائي، من بعد تركيبها أول نظام مفاعل حيوي غشائي غاطس بالألياف المجوفة (ZeeWeed) في "ستوني جريك" بأونتاريو عام ١٩٩٣. ومعظم المفاعلات الحيوية الغشائية الكبيرة في العالم قائمة على تكنولوجيا Zenon. وهذه تتضمن محطات مثل: "الحرم البيئي لجامعة جونز جريك في جورجيا، الولايات المتحدة (٤١ مليون لتر/ يوم متوسط يومي و ٩٤ مليون لتر/ يوم بتصرف ساعات

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



شكل ١٣-١٦ نموذج كوبوتا EW

جدول ١٣-٤ سلسلة نماذج زي ويد ٥٠٠، ١٠٠٠

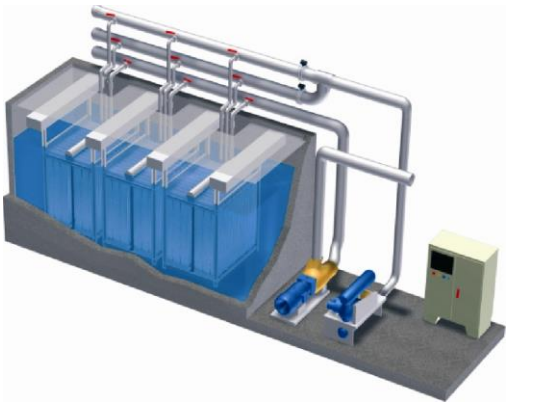
	500a	500c	500d
طول. عرض. ارتفاع (مم)	2,017 • 184 • 688	1,940 • 60 • 678	2,198 •56 • 844
مساحة الغشاء (م^2)	46.5	23.2	31.6
كثافة التصفيف (م^2/ م^3)	182.1	294.0	304.2

جميع مواد الأغشية عبارة عن PVDF متآلفة مائيًا وحجم مسام قدرة ٠,٠٤ µm.



شكل ١٣-١٨ عناصر غشاء المفاعل الحيوي الغشائي زينون واحتياطيه: (زي ويد ٥٠٠أ)

الذروة) ومحطة "برايت ووتر" بواشنطن، الولايات المتحدة (١١٧ مليون لتر/ يوم متوسط يومي و ١٤٤ مليون لتر/ يوم بتصرف ساعات الذروة). والمجال الحالي لمنتجات الشركة لمعالجة مياه الصرف الصحي تشمل ZW200c (٢٣,٢ م^2 مساحة غشاء) و ZW500d (٣١,٦ م^2)، واللذان أدخلا للسوق في ٢٠٠١ و ٢٠٠٢ على التوالي (شكل ١٣-١٧ وجدول ١٣-٤).



شكل ١٣-١٧ سلسلة زيويد

وكل من هذين التصميمين يمثل تطويرًا على الطراز الأصلي ZW500a الذي دخل السوق أول مرة عام ١٩٩٧، موفرين تطويرًا للتحسن في الانسداد وتسهيل إزالة المواد وكذلك إعادة تركيبها على النماذج السابقة لها. وهذه النماذج قائمة على حجم مسام قدرة ٠,٠٤ µm و ١,٩ مم قطر خارجي (٠,٨ مم قطر داخلي) في غشاء من PVDF مع قلب مجدول لتوفير السلامة الميكانيكية للأداء. وتكون الأغشية موضوعة في وعاء لتوفير ١٠% من درجة "ارتخاء" بحيث تسمح للأغشية بالتحرك في سلسلة من فقاعات الهواء التي ترتفع بطول النموذج. ويتم سحب المادة المتخللة (النافذة) من قمة النموذج خلال رافعة رأسية واحدة والنماذج التي تكون فوق ٢ م ارتفاع يتم تركيبها في "علبة" تتسع حتى ٢٢ واحدة (شكل ١٣-١٨) وهذه، بعدها، توضع في سلسلة (شكل ١٣-١٧) للحصول على القدرة المطلوبة.

ومن الملامح الرئيسة لنظام Zenon استخدام التهوية الدوارة، والتي كانت سجلت وبالتالي أُدخلت على نطاق تجاري عام ٢٠٠٠. في هذا النظام للتهوية، تعمل النوافخ باستمرار عند سرعة ثابتة ويتم تحقيق التهوية الدوارة خلال تدوير تيار الهواء من فتحة علوية إلى أخرى باستخدام صمامات آلية بضغط الهواء. وحيث إن كل نصف علبة

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

جدول ١٣–٥ نموذج الوحدة الفرعية **KMS** ونماذج الخرطوش

	الوحدة	نموذج الوحدة الفرعية	نموذج الخرطوش (CF)
طول.عرض.ارتفاع	mm	368 • 14 • 446	396 • 320 • 536
مساحة الغشاء	m^2	1.3	16.8
كثافة الحشو	m^2/m^3	565	247

مرتبط بفتحة علوية، فإن هذا يسمح للهواء بالدوران. وكان يتم تفضيل هذا على التهوية المستمرة لأسباب تجارية وفنية في الأساس. وفنيًا، ينتج عن التهوية المستمرة دائمًا أن الهواء يسير في قنوات داخل النموذج ويمكنه فقط أن ينظف تمامًا أجزاءًا من النموذج. بينما إدخال قوة "الشق" وتيار الهواء إلى عملية المعالجة خلال التهوية الدوارة يمنع السير في قنوات. وتميل الهوايات المستمرة الحركة إلى الانسداد، ولكن شطف الهوايات بكفاءة أثناء عملية التهوية تقلل بدرجة كبيرة هذه المشكلة. فدورة ترشيح مدتها ١٠ ثوان/ ١٠ ثوان توقف وجد أنها الأكثر فعالية، وهي تطبق نموذجيًا في محطات المفاعلات الحيوية الغشائية متوسطة وكبيرة الحجم. وهناك حاليًا محاولات لدراسة تأثير إنقاص التهوية من ٥٠% إلى ٢٥% من وقت التشغيل.

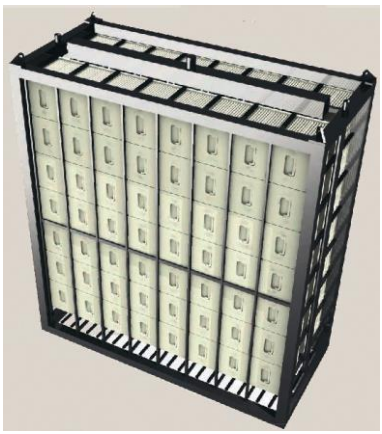
٣-٤-١٣ KMS (Korea Membrane Separation)

KMS هي أكبر شركة أغشية وفقًا لعدد مواقع التركيب، بين الشركات المصنعة في كوريا. ولدى KMS حوالي ٤٥٠ محطة على امتداد العالم تم تركيب مفاعلات حيوية غشائية بها، مع معظم المحطات في كوريا الآن (أكبر القدرات ١٨٠٠٠ م^3/ يوم و٢٥٠٠٠ م^3/ يوم). وقد قامت KMS بتصنيع أغشية الألياف المجوفة من البولي بروبلين حتى ٢٠٠٢. وتقوم KMS الآن بإنتاج أغشية ألياف مجوفة لا تماثلية (غير متناظرة التصميم) من البولي إيثيلين لها متانة ونفاذية أعلى. وحجم المسام لغشاء البولي إيثيلين ٠,٤ µm وأقطارها الخارجية والداخلية ٦٥٠ و ٤١٠ µm على الترتيب. ويغلق الغشاء ببوليمر متآلف مع الماء ومقاوم للكلور. ولدى KMS ثلاثة أنواع من النماذج: F-type، LF-type، CF-type ويتكون كل من النموذجين F و CF من عناصر فرعية مستطيلة مفرودة بسمك دقيق، وعدد العناصر الفرعية يمكن التحكم فيه بحرية وفقًا للظروف الميدانية. ونوع CF المطور حديثًا هو نموذج خرطوش يتكون من ١٣ وحدة فرعية. وفي هذا النموذج ذي النماذج الفرعية تكون الأغشية من الألياف المجوفة متراصة داخل خرطوشة كما مبين في شكل ١٣–١٩.

ونماذج الخرطوش تثبت، ببساطة، داخل إطار مثل "علبة" أو صندوق (شكل ١٣–٢٠) ولأن نموذج الخرطوش له طول قصير جدًا وثابت قدره ٣٩٦ مم، كما مبين في جدول ١٣–٥، فإن هذا يعطي ميزة اختيار أفضل ارتفاع للنموذج بحرية، وفقًا لظروف الموقع، مما ينتج عنه تعظيم مساحة السطح الغشائي لكل منطقة تعرض للمعالجة. كذلك فإن المواد الصلبة المحتجزة بين الألياف يمكن إزالتها بسهولة بالفرك، نظرًا لقصر طول الغشاء والنموذج. ولنموذج الخرطوش هيكل متناظر (تماثلي) بين القمة والقاع، لذلك فإن المواد الصلبة إذا تراكمت بين الألياف في الجزء العلوي، ومن خلال قلب النموذج رأسًا على عقب، يمكن إزالتها بسهولة من الجانب السفلي خلال عدة أيام بواسطة فقاعات الهواء المتصاعدة.



شكل ١٣–١٩ نموذج الخرطوش المكون من ١٣ وحدة فرعية



شكل ١٣–٢٠ إطار ذو قوة عالية للمحطات الكبيرة (KMS-6007CF)

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



شكل ١٣-٢١ منظر عام لأعمال محطة مجاري "سواناج" من البحر ومن الجو.

أيضًا، هذا الطول القليل للغشاء يساعد على تقليل التلوث والسدد الناتجين عن فقد الضغط في الجدران الداخلية للأغشية من الألياف المجوفة لأدنى حد. وتستخدم الفقاعات الخشنة للتنظيف الفيزيائي في حوض التهوية. ويكون للهواية "موزع" أو "مشترك" كماسورة رئيسة يخرج منها العديد من المواسير الفرعية بها العديد من الفتحات. ويتم الحصول على كثافة تهوية موزعة جيدًا بطول الماسورة من خلال التحكم في زوايا المواسير الفرعية. والتهوية الموزعة بانتظام تجعل من الممكن تشغيل النظام بدون تهوية زائدة. ويلعب هذا النظام الفعال للتهوية دورًا في كفاءة الطاقة لهذا النوع من المفاعلات الحيوية الغشائية.

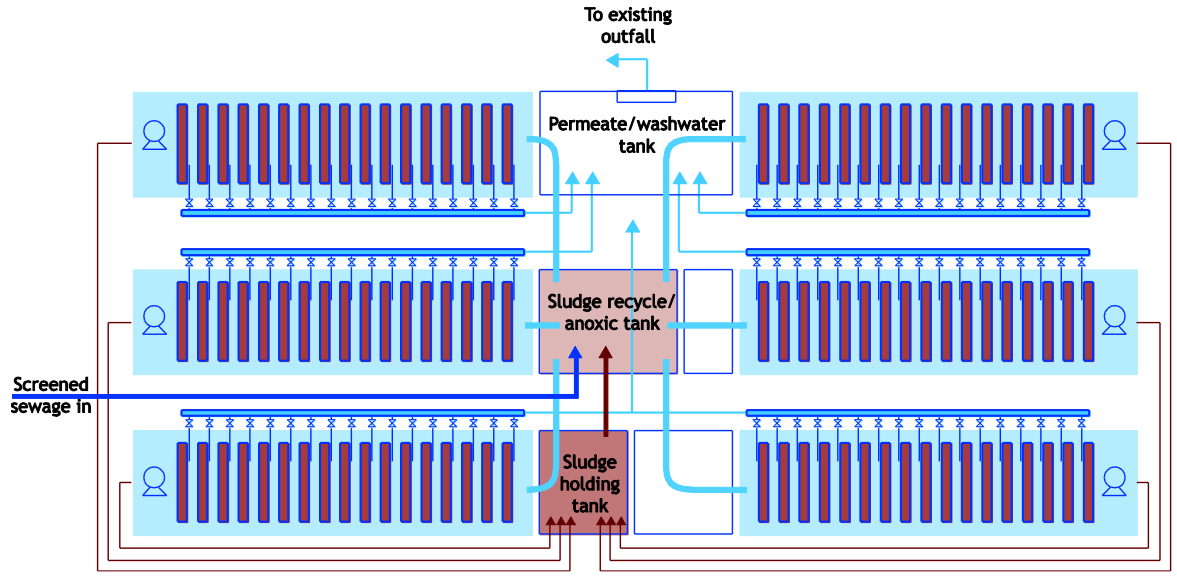
والنظم الغشائية الغاطسة KMS يتم تشغيلها جيدًا من مدة في العديد من المحطات دون أي غسيل خلفي عند تدفقات ٠,٣ إلى ٠,٤ م^3/ م^2/ يوم. ولأن هذا النظام الخالي من الغسيل الخلفي يوفر بساطةً للنظام ويقلل المشاكل المرتبطة به، فهو يفضل للعديد من المحطات الصغيرة والمتوسطة في كوريا. ومدة "التنظيف في مكانه" بالنسبة لهذا النظام الخالي من الأمواج العكسية تكون نمطيًا بين ٦ و ١٢ شهرًا.

١٣-٥ دراسات حالة عن المفاعلات الحيوية الغشائية الغاطسة

يكون تمييز تشغيل محطات المفاعلات الحيوية الغشائية بالأداء الهيدروليكي والتنقية. وتكون التنقية، طبيعيًا، فيما يهم: الأكسجين الحيوي الممتص و/ أو الأكسجين الكيميائي الممتص، COD – BOD، إجمالي المواد الصلبة العالقة TSS، الأمونيا NH_4-N وإجمالي النيتروجين والفوسفور، والكائنات الدقيقة، على الرغم من أن متطلبات التصريف قد لا تحدد بالضرورة كل هذا.

وتتركز الخواص الهيدروليكية بصورة رئيسة على التدفق، ومدد دورات التنظيف الفيزيائي أو الكيميائي، والفترة الزمنية المتعلقة بالتنظيف وفي حالة النظم الغاطسة، تتركز على الطلب على التهوية. وأزمنة دورات التنظيف تفرض طبيعيًا بالحاجة إلى الحفاظ على متوسط معقول للنفاذية في النظام، والقيمة المطلقة للنفاذية المناسبة لعملية المعالجة في مفاعل حيوي غشائي تتوقف على التقنية المستخدمة، وبصورة أكثر تحديدًا، تشكيل الغشاء. ومثل هذا، فإن الطلب على التهوية في الغشاء تختلف أيضًا بين التقنيات المستخدمة، بالإضافة إلى خواص مياه التغذية.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



شكل ١٣-٢٢ رسم تخطيطي لمحطة في "سواناج"

وفي الأجزاء التالية، يتم إيراد تفاصيل ٣ دراسات حالة ترتبط بمعالجة مياه الصرف الصحي البلدية، قائمة على تقنيات كوبوتاkubota وزينونZenon وكي ووتر K Water.

١٣-٥-١ سواناجSwanage، المملكة المتحدة

المحطة التي في سواناج، ويملكها "ويسيكس ووتر"Wessex Water. هي محطة قدرتها ١٢,٧ ML (ميجا لتر/ يوم) وتم تركيبها في ١٩٩٩ بعد نجاح المحطة في "بورلوك"Porlock – أقدم محطة كوبوتا في التشغيل خارج اليابان. وقدرة المحطة عند الذروة ٣٣ LMH وهي تعمل بكفاءة عند مادة صلبة عالقة في السائل المخلوط بين ٨ و١٢ جم/ ل. ومحطة سواناج لها تميز معين، حيث إنها أكبر تركيب لمفاعل حيوي غشائي في العالم في وقت تركيبها من حيث القدرة عند تدفق الذروة. ومحطة سواناج أيضًا واحدة من الأقل في حجمها بين محطات معالجة مياه الصرف الصحي ذات النطاق الكبير. وقد تم وضعها طبيعيًا بشكل كامل في ساحل دورستDorest (شكل ١٣-٢١)، وهذا عمل فذ في الهندسة المدنية، متطلبًا تكلفة كبيرة في المقابل. وللمحطة ستة (٦) خزانات تهوية أبعادها ٣,٣ × ٢٢,٥ × ٥ م بمتوسط عمق سائل ٣,٥م، معطيًا حجما قدره ٢٥٠ م^3 وإجمالي قدره ١٣٢ وحدة (٢٢ لكل خزان)، به ١٥٠ لوحًا (صفيحة) لكل وحدة، بما يوفر إجمالي مساحة غشاء ١٥,٨٤٠ م^2 (شكل ١٣-٢٢). ونموذج الغشاء يتم تكوينه بمعدل ٠,٧٥ Nm^3 في الساعة لكل م^2 من مساحة الغشاء (SAD_m) والطلب المحدد على التهوية، إن المعدل القياسي لتهوية الفقاعات الخشنة لنظام كوبوتا، والذي يعني أن كل م^3 من ناتج المادة المتخللة (النافذة) يحتاج حوالي ٣٢ Nm^3 هواء ($SAD_p = 32$)، ويعمل أيضًا برش النافخ يدويًا. والتنظيف في مكانه يتم إذا كانت له حاجة استخدام ٠,٥ %wt هيبوكلوريت.

١٣-٥-٢ أشغال نورد كانالNord Kanal لمعالجة مياه الصرف الصحي في كارستKaarst – ألمانيا

والمحطة الواقعة في كارست بألمانيا ويملكها ويقوم بتشغيلها "اتحاد إرفتفيرباند" Erftverband (Erft Assiciation) تعالج مياه الصرف الصحي من المدن القريبة من كارست، كورشنبرويخ ونيوس Korschenbroich and Neus. وكانت قد ركبت وافتتحت في يناير ٢٠٠٤ بعد نجاح أول محطة مفاعل حيوي غشائي للمجموعة في "رودينجن"Rödingen ، وهي محطة أصغر كانت قد افتتحت عام ١٩٩٩. والمحطة مصممة لخدمة تعداد سكاني يساوي ٨٠٠٠٠ وبقدرة ٤٨ MLD، وبهذا فهي الأكبر في أوروبا.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

والموقع به خمسة مباني وهي، على الترتيب، تضم وحدة لتجفيف الحمأة ميكانيكيًا، والمصافي الدقيقة، والمصافي الخشنة، والمفاعل الحيوي الغشائي ثم وحدة التحكم في التشغيل (شكل ١٣-٢٣). وتتضمن التركيبات الإضافية لما سبق خزانات مغطاة لحجز الحمأة وسائل الحمأة، وغرفة فصل الرمال، وخزانات لإزالة النيترة، وهاتان الأخيرتان مفتوحتان للجو مباشرة. ويتم ضخ المياه من محطة معالجة مياه الصرف الصحي الأصلية على بعد ٢,٥ كم شرق الموقع إلى مصافي مرحلية بقطر ٥مم، تليها غرفة فصل رمال مهواة، ثم يتم تغذيتها إلى اثنين من المصافي البرميلية الدوارة طراز Huber ذات شبكة في مصفوفة ١ مم (دقيقة الثقوب)، بدلاً من مصافي دقيقة (٠,٥ مم) كانت موجودة أصلاً، وكل منها له قدره ٢٤ MLD. وهناك مصفاة احتياطية ١ مم والتي تدخل إلى خط التشغيل في حالة أي عطل ميكانيكي للمصفاتين المذكورتين. ويتم صرف المواد المصفاة إلى "قادوس"skip، ثم يتم التخلص منها بالترميد إلى خارج الموقع. وينقل الماء المصفى للمفاعل الحيوي الغشائي.

وتحتوي المعالجة الحيوية على أربعة خزانات كل منها مزود بسلسلتين من الأغشية مع منطقة لإزالة النيترة من المنبع بقدرة إجمالية ٣٥٠٠ م^3، والأخيرة تتلقى الحمأة من خزان التهوية الغشائي اللاحق له بمعدل دوران ٤ : ١. وكل سلسلة أغشية مزودة بعلب أغشية طراز ZW500c عدد ٢٤ كل منها ٤٤٠ م^2 في مساحتها الغشائية، وبهذا يكون إجمالي المساحة الغشائية ٨٤٤٨٠ م^2 (٢٠ م^2/ لعنصر واحد في السلسلة، ٢٢ عنصر لكل علبة)، ويتلقى خزان التهوية تقليبًا ميكانيكيًا إضافيًا من أذرعة تقليب مسطحة مروحية للحفاظ على تعليق الكتلة الحيوية.

وإجمالي حجم الخزانات ٥٨٠٠ م^3، منها حوالي الثلث يضم التهوية الغشائية والتي مع خزانات إزالة النيترة توفر إجمالي زمن مكث هيدروليكي HRT قدره حوالي ٥ ساعات عند تصرف ٤٨ MLD. ويتم تجفيف الحمأة الزائدة من الخزان بالطرد المركزي إلى حوالي ٢٥% wt، وهناك أيضًا ترسيب متزامن لإزالة الفوسفور.

ويتم تشغيل المحطة عند عمر حمأة SRT ٢٥ يوم، مما يحافظ على السائل المخلوط بين ١٠ و١٥ جم/ ل. ويتم تشغيل الأغشية عند مصافي تدفق ٢٥ LMH ومتوسط نفاذية قدره ١٥٠ – ٢٠٠ LMH/bar. ويتم توفير تهوية متقطعة بالفقاعات الخشنة عند ٣٤٠٠٠ م^3/ س على أساس ١٠ ث فتح/ ١٠ ث غلق، مما يعطي SAD_m قدره ٠,٤٠ Nm^3/h وSAD_p قدره ١٧ م^3 هواء لكل م^3. ويشمل التنظيف الفيزيائي الدفق كل ٧ دقائق لمدة ٦٠ ث عند ١,٥ من تدفق التشغيل. وهناك صيانة بالتنظيف الكيميائي كل أسبوعين بتفريغ خزان الأغشية ودفقه لمدة ساعة بالتتابع باستخدام منظفات مختلفة، تحتوي على ٥٠٠ مجم/ ل هيبوكلوريت.

ويتم التنظيف في الخزانات منفردة، أي ١٢,٥% من قدرة الأغشية المركبة. وعدد الأغشية على الخط الواحد يتم ضبطها وفقًا للتيار الداخل، ولكن ذلك يتم التحكم فيه بطريقة تضمن أن لا تكون أي سلسلة أغشية خارج الخدمة لأكثر من زمن إجمالي ٧٠ دقيقة. وإجمالي طلب الطاقة المحدد لجميع العمليات يكون ٠,٩ kWh/m^3، بالمقارنة مع متوسط ٠,٥ kWh/m^3 في جميع محطات معالجة مياه الصرف الصحي التقليدية التي يتم تشغيلها بواسطة "إرفتفيرباند"Erftverband.



شكل ١٣-٢٣ منظر عام من الجو لموقع كارست

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

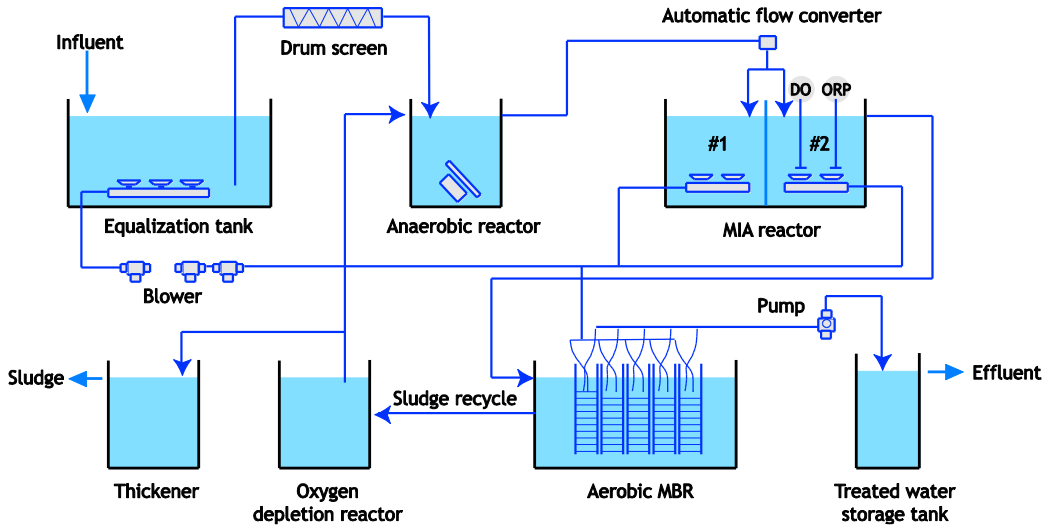
١٣-٥-٣ محطة معالجة مياه الصرف الصحي في ساريSari، كوريا

تشغيل محطة معالجة الصرف الصحي في "ساري" كان يتم بواسطة الإدارة المحلية بالتثبيت بالتلامس. هذه المحطة تم تعديلها إلى طريقة معالجة (المفاعل الحيوي الغشائي كي ووتر سانج يونج Ssangyong Membrane Bio-Reactor)KSMBR (Kwater باستخدام نماذج غشاء KMS لتحقيق مياه خارجة أفضل في سبتمبر ٢٠٠٤.

وتكونت المحطة من مفاعل لاهوائي (حجم فعال ٨,٥ م^3) ومفاعلَي تهوية متقطعة معدلة (MIA) (حجم فعال ١٦,٩ م^3 لكل منهما). ومفاعل نزح أكسجين مذاب (حجم فعال ٤,٢ م^3) ومفاعل حيوي غشائي هوائي (حجم فعال ٢٥,٢٦ م^3) مع نماذج ألياف مجوفة غاطسة غشائية (شكل ١٣-٢٤). وكان معدل تدفق المياه الداخلة، والمادة الصلبة العالقة في السائل المخلوط وعمر الحمأة في المفاعل الحيوي الغشائي هي ٢١٠ م^3/ يوم و ٨٠٠٠ مجم/ ل و ٣٠ يومًا، على الترتيب. وأيضًا، كان زمن المكث الهيدروليكي (HRT) لجميع المفاعلات ٦ ساعات (لاهوائي ٠,٦٧ ساعة، والمفاعلين ذوي التهوية المتقطعة MIA) ١,٥ ساعة لكل منهما، ومفاعل استنفاذ الأكسجين ٠,٣٣ ساعة، والمفاعل الحيوي الغشائي ٢ ساعة).

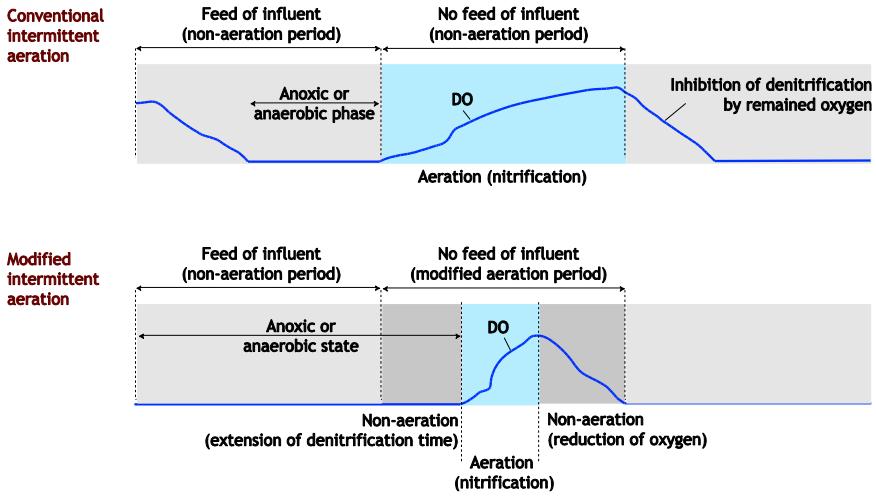
وفي المفاعل الحيوي الغشائي، تم استخدام أغشية ترشيح دقيق من ألياف مجوفة (MF) من مادة "HDPE" (KMS، كوريا للفصل الغشائي، كوريا) بمتوسط حجم مسام ٠,٤ µm وقطر خارجي/ داخلي ٠,٦٥/ ٠,٤١ مم، ومساحة سطح غشائي فعال إجمالي لكل نموذج قدره ١١,٧ م^2. وخلال الستة شهور الأولى من التشغيل كان الضغط عبر الغشائي TMP ١ ~ ١٧ kPa (عدا ضغط المواسير) وتدفق (أو سرعة مادة متخللة (نافذة)) ١٤,٥ ~ ٢٠,٨ ل/ م^2/ س (LMH). وباستخدام "الفرك" الهوائي فقط، كان التنظيف الكيميائي خارج مكان التشغيل غير مطلوب وكذلك الرش، لمدة ٦ شهور.

وكان يتم تلقي مياه الصرف الصحي في خزان معادلة ومن هناك يضخ إلى مفاعل لا هوائي من خلال مصفاة. أيضًا تتدفق الحمأة المعادة من مفاعل استنفاذ الأكسجين إلى المفاعل اللاهوائي. وبعدها، في المفاعل اللاهوائي، يتم ضخ المياه الداخلة والحمأة المعادة أوتوماتيكيًا إلى واحد من المفاعلين ذوي التهوية المتقطعة، يكون مشغلاً على وضع عدم التهوية بواسطة محول تيار أوتوماتيكي. وبالتزامن مع ذلك، يتم تشغيل مفاعل متقطع التهوية على وضع التهوية بدون أي تغذية ويتغير اتجاه التيار وفقًا لفترات بينية كل ساعة واحدة.



شكل ١٣-٢٤ شكل تخطيطي KSMBR

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



شكل ١٣-٢٥ مقطع جانبي للأكسجين الذائب في التهوية المتقطعة المعدلة والتهوية المتقطعة التقليدية

وللتغلب على عيوب التهوية المتقطعة التقليدية، تستخدم التهوية المتقطعة المعدلة الناشئة عن قسمة زمن التهوية إلى عدم التهوية، تهوية، وعدم تهوية (NAN). وبهذا، يتم وبنجاح منع الآثار السلبية للأكسجين الذائب المتبقي خلال فترة عدم التهوية. والمقطع الجانبي للأكسجين المذاب في التهوية المتقطعة المعدلة مبين في شكل ١٣-٢٥.

وفي جدول ١٣-٦ يتم عرض تركيزات المياه الداخلة والمياه الخارجة والفعاليات في محطة KSMBR.

١٣-٥-٤ بيانات موجزة

باعتبار أهمية الطلب على التهوية وتأثيره المباشر على استهلاك الطاقة، يكون من الضرورة دراسة البيانات المرتبطة بقياسات التشغيل المهمة (وهي النفاذية والتدفق) مع تهوية الأغشية. والمعلومات من عدد من محطات كاملة وتجريبية مبينة بالرسم في أشكال ١٣-٢٦ و١٣-٢٧. وبينما نجد البيانات متناثرة جدًا، وإن تم تجاهل الأكثر بعدًا من هذه البيانات، يمكن تحديد بعض الاتجاهات العامة:

أ) تميل نظم "الصفائح" أو الألواح المسطحة إلى التشغيل في درجات نفاذية أعلى عمومًا (> ٢٠٠ LMH/bar) وترتبط بطلبات عالية على التهوية كل من SAD_m وSAD_p. ولا يوجد اتجاه مبين في البيانات الفرعية، رغم أن جميع القيم، ماعدا الأعلى (وغالبًا غير الأمثل) في SAD_p تقع بين ٢٠-٤٠.

ب) تميل نظم الألياف المجوفة إلى التشغيل في درجات نفاذية أقل (عمومًا < ٢٠٠ LMH/bar) وترتبط بطلبات أقل على التهوية، يتم تحقيقها أحيانًا باستخدام التهوية بتقطع. وبالنسبة لهذه النظم ترتبط طرديًا تقريبًا بالطلب على التهوية (شكل ١٣-٢٧)، مع مادة متخللة (نافذة) أقل عمومًا من ٠,٥ م^3 تتولد من كل Nm^3 هواء لكل بار، وقيم SAD_p تكون عمومًا بين ١٠ و٣٠.

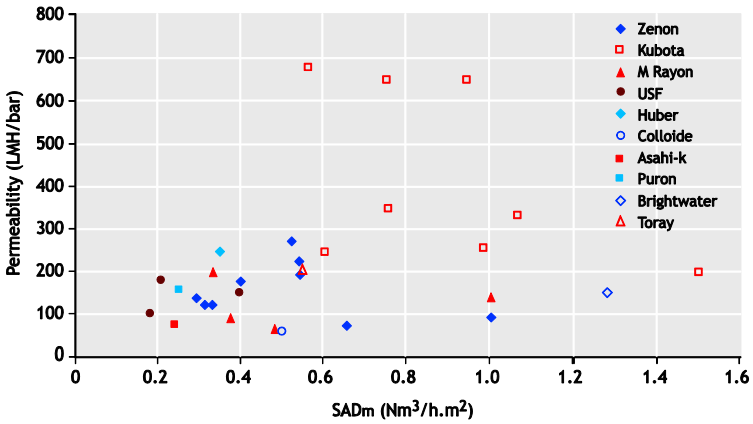
وبينما تقترح البيانات من شكل ١٣-٢٧ أن الطلب على التهوية يتناقص بانتظام مع زيادة التدفق، يجب الاعتراف بأن هذه تشير إلى

جدول ١٣-٦ المياه الداخلة والمياه الخارجة لكل من التركيزات والقدرات في محطات **KSMBR**

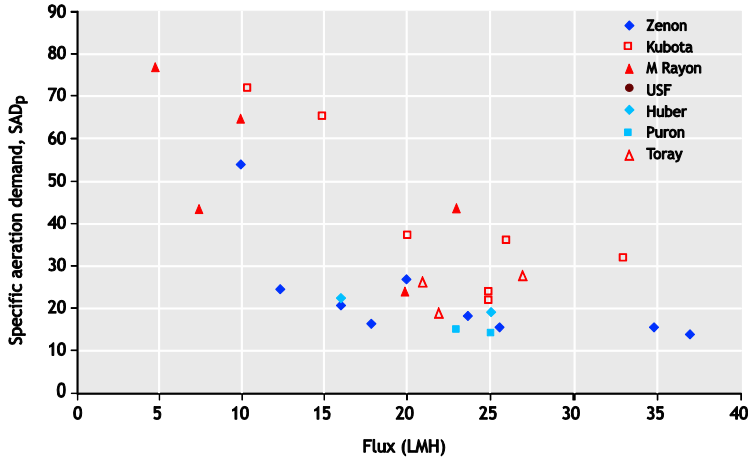
المقياس	الوحدة	مياه داخلة		مياه خارجة		قدرة الإزالة
		المعدل	المتوسط	المعدل	المتوسط	(%)
الأكسجين الحيوي الممتص	mg/l	71-186	123	0.3-3.8	2.3	98.2
الأكسجين الكيميائي الممتص	mg/l	106-424	207	7-23	10	95.2
المواد الصلبة العالقة	mg/l	40-100	66	0-0.5	0.2	99.8
إجمالي نيتروجين	mg/l	13-47	28	2.8-14.0	7.8	72.7
إجمالي فوسفور	mg/l	1.5-6.8	3.2	0.02-2.2	0.9	71.4
بكتيريا الاشريكية القولونية	cell/ml	$67•10^3$-$1,400•10^3$	$528•10^3$	0-80	44	99.9

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

بيانات متوسطة، وأن هذه المحطات لا يتم تشغيلها بطلب تهوية للغشاء مضبوطة على التدفق. وبذلك القول، فإن التحسينات على فعالية الطاقة عمومًا وفعالية تهوية الغشاء بشكل خاص سوف تستمر مع قيم SAD_p يحتمل نقصانها مستقبلاً مع عمل تحسينات جديدة في تصميم وتشغيل المفاعلات الحيوية الغشائية.



شكل ١٣-٢٦ النفاذية مقابل الطلب المحدد على التهوية بالنسبة للبيانات المتوافرة في محطة تجريبية وبيانات وحدة كاملة



شكل ١٣-٢٧ الطلب المحدد على التهوية مقابل التدفق بالنسبة للبيانات المتوافرة من محطة تجريبية وبيانات وحدة كاملة

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

المراجع

المعلومات في هذا الفصل مأخوذة بصورة كبيرة من كتاب المفاعلات الحيوية الغشائية من وضع by Simon Judd وناشرها Elsevier عام ٢٠٠٦ بتصريح من الناشر.

المصطلحات والرموز

الرمز	الوصف	الوحدة
A_m	مساحة الغشاء	m^2
A_t	مساحة القطاع العرضي للأنبوبة	m^2
A_x	المساحة الحرة للقطاع العرضي للوحدة	m^2
c_c	تركيز المادة المتفاعلة المنظفة	kg/m^3
d	قطر نسيج الألياف	m
dp/dt	معدل تناقص النفاذية	bar/h
E_A	طاقة التهوية الممتصة لكل حجم نفاذ	kWh/m^3
f	معايرة	
F	الانسداد التلوثي المتعذر معالجته	
J	تدفق	m/h
J_b	تدفق الغسيل	m/h
$k1$	ثابت حساب طاقة التهوية الممتصة	
L	طول الصفيحة	m
M_c	الكتلة المحددة لناتج كل وحدة نفاذ	
n	عدد دورات التنظيف الطبيعي لكل غسلة كيميائية	
P	ضغط مدخل الهواية	bar
P_{max}	الضغط الحدي (الحافة) الذي بعده لا يمكن الحفاظ على استمرارية العملية	bar
Q_A	تيار الهواء	Nm^3/h
Q_R	معدل تدفق المادة المحتجزة	m^3/h
R_v	الطلب على التهوية التي يحتاجها الإبقاء على الدفق الذي تم اختياره	Nm^3/h
SAD_m	الطلب المحدد على التهوية فيما يختص بالمنطقة الغشائية	$Nm^3/m^2.h$
SAD_p	الطلب المحدد على التهوية فيما يختص بحجم النفاذية	Nm^3/m^3
T	درجة الحرارة المطلقة للهواء	°C
t_c	المدة بين عمليات النظافة الكيميائية	h
t_p	مدة النظافة الطبيعية	h
U	سرعة تيار الهواء	m/h
U_R	سرعة المادة المحتجزة	m/h
v_c	حجم مادة التنظيف المتفاعلة	m^3
y	عمق الهواية	m
ΔP	الضغط	bar

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

الاختصار	الوصف
ABS	ستيرين كرنيونيترابل بيوتادين
ASP	عملية المعالجة بالحمأة المنشطة
BNR	الإزالة البيولوجية للمادة المغذية
BOD	الأكسجين الكيميائي الحيوي الممتص
CEB	الرش المرتد المعزز كيميائيًا
CFV	سرعة التيار المتعاكس
CIP	التنظيف في مكانه
COD	الأكسجين الكيميائي الممتص
DO	الأكسجين المذاب
ED	تبادل الأيونات الغشائي الكهربي
EPS	مادة بوليمر خارج الخلية
F:M	نسبة الغذاء إلى الكائنات الدقيقة
FS	لوح مسطح
HDPE	البولي إيثيلين عالي الكثافة
HF	ألياف مجوفة
HRT	زمن المكث الهيدروليكي
iMBR	المفاعل الحيوي ذو الغشاء المغمور أو الغاطس
LMH	لترات لكل متر مربع في كل ساعة
MBR	المفاعل الحيوي الغشائي
MF	الترشيح الدقيق
MIA	التهوية المتقطعة المعدلة
MLD	مليون لتر في اليوم
MLSS	المواد الصلبة العالقة للسائل المخلوط
MT	متعددة الأنابيب
MWCO	خفض الوزن الجزيئي
NAN	عدم التهوية – التهوية وعدم التهوية
NF	الترشيح المجهري
OTE	كفاءة تحويل الأكسجين
PAN	بولي اكريلوتنترايل
PE	بولي إيثيلين
PES	سلفون البولي إيثيلين
PP	بولي بروبلين
PVDF	ثاني فلوريد البولي فينيليدين
RO	الضغط الأسموزي (التناضح) العكسي
SAD	الطلب المحدد للتهوية
sMBR	المفاعل الحيوي ذو التيار الجانبي
SMP	نواتج ميكروبية ذائبة
SRT	زمن مكث المواد الصلبة
TKN	إجمالي نيتروجين كيلدهال
TMP	الضغط عبر الغشائي
TSS	إجمالي المواد الصلبة العالقة

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

UF	الترشيح الفائق

الرموز اليونانية	الشرح	الوحدة
α	نسبة كفاءة تحويل الأكسجين بين المخلوط السائل لعملية المعالجة والمياه	
γ	ثابت الهواية	
δ	سمك القناة	m
ζ	كفاءة النافخ	
τ_c	مدة النظافة الكيميائية	h
τ_p	مدة النظافة الفيزيائية	h
φ	كثافة الحشو	m^2/m^3

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



١٤

نمذجة عمليات الحمأة المنشطة

Mark C.M. van Loosdrecht, George A. Ekama, Mark C. Wentzel, Damir Brdjanovic and Christine M. Hooijmans

١٤-١ ما هو "النموذج" ؟

يمكن أن يعرّف "النموذج" بأنه تمثيل أو توصيف ذو هدف (كثيرًا ما يكون مبسطًا) لمنظومة ذات اهتمام (Wentzel and Ekama, 1997). وهذا بالتبعية يعني أن النموذج لن يكون على الإطلاق عاكسا للواقع كما هو. لذلك فإن السؤال: "هل يصف هذا النموذج محطة معالجة مياه صرف صحي؟" لا معنى له، ما لم يكن محددًا ما هي (أو أي) الأجزاء في محطة معالجة مياه الصرف الصحي يتوجب على هذا النموذج أن يصفها، في المقام الأول. ولا يستطيع أحد أن يطور نموذجًا يصف كل كائن مفرد، أو كل جزئ ماء أو كل جزء من تفاصيل عملية المعالجة، و تستخدم النماذج كتبسيط للواقع بطريقة ما، بحيث تصف ذلك الجزء من الواقع الذي يرتبط بالحاجة إلى فهمه و التعامل معه. ومن المهم أيضًا ملاحظة أن النموذج الحسابي يمكن أن يكون ناجحًا، فقط عندما يفي بتوقعات الناس تجاهه كنموذج.

وهناك جانبان لهما صلة وثيقة بالنمذجة: جانب الزمن وجانب المقياس. وبصورة عامة، فإن عمليات المعالجة يمكن أن تقسم إلى ثلاث مجموعات من منظور الزمن. فالعمليات يمكن أن تكون في، كما تسمى، حالة تجميد أو حالة حركة أو حالة مستقرة (ثابتة) أو كما تسمى "حالة توازن". ويتم تصميم النماذج عادة لكي تصف حالة الحركة، وهي الحالة التي تظهر فيها الاختلافات كدالة للوقت. وعندما تكون العملية في حالة تجمد فهذا يعني أن العملية ستتغير مع الوقت، ولكن ليس خلال الفترة الزمنية المرغوبة. على سبيل المثال، إن كانت الحالة الحركية اليومية في محطة مياه الصرف الصحي موضع اعتبار، فإن تركيز الأمونيا في المياه الخارجة (السيب) سيختلف مع الوقت، وسيختلف تركيز النيترات في المفاعلات ... إلخ. ومع ذلك فإنه خلال يوم واحد، نجد أن تركيزات الأمونيا والنيترات في هاضم الحمأة، والذي يكون أحيانًا جزءًا من إجمالي نموذج الحمأة النشطة ، لن تتغير. ودائمًا يكون زمن المكث الهيدروليكي ٣٠ يومًا، مما ينتج عنه زمن مميز للتغير في هذا الهاضم، بكونه في الترتيب الزمني الذي يستغرق من الأسبوعين إلى ثلاثة أسابيع، وبالتالي يمكن اعتبار أن عمليات المعالجة التي تحدث في الهاضم تكون ضمن حالة "التجمد" في التشغيل، ويصعب أن تكون هناك أية اختلافات يومية في العمليات بالمقارنة مع تلك التي تحدث في خط معالجة مياه الصرف الصحي. وعلى الجانب الآخر، فهناك عمليات تكون سريعة جدًا لدرجة أنها تكون ضمن الحالة المستقرة (الثابتة) أو في حالة اتزان.

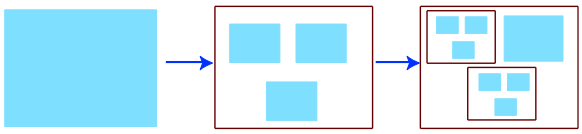
© 2008 Mark C.M. van Loosdrecht. Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design. Edited by M. Henze, M.C.M. van Loosdrecht, G.A. Ekama and D. Brdjanovic. ISBN: 9781843391883. Published by IWA Publishing, London, UK.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

وهذه العمليات تحدث بسرعة كبيرة لدرجة أن سرعة التغير تتجاوز كثيرًا الوضع الحركي المرغوب فيه. والتغيرات التي يكون لها اعتبار معتاد في معالجة مياه الصرف الصحي هي –على سبيل المثال– التغيرات في تركيز الأمونيا، والتي يكون هناك قيمة لمعدلها على مدى عدة ساعات. أما تلك التغيرات ذات الصلة بالتحكم في التشغيل فتكون قيمة معدلاتها على مدى دقائق. ومع ذلك، إذا أخذنا في الاعتبار عمليات الترسيب الكيميائي، فإنها سوف تحدث فوريًا بصورة أو بأخرى (في ثوان معدودة). هذه العمليات السريعة لا يلزم أن يتم توصيفها بصيغة حركية لأنها تمضي بسرعة فائقة حتى أنه يمكننا افتراض أنها في حالة توازن أو تم أداؤها بصورة تامة. لهذا، فإن أحد أول الاعتبارات في عمل النماذج هو الأخذ في الاعتبار: أي العمليات تعد ذات أهمية ؟ ويتبع ذلك تحديد للإطار الزمني ذو الصلة بالعملية، و تقدير لحركيات العملية، وفي النهاية توصيف جيد لهذه العمليات والتي تكون مختلفة زمنيًا. والعمليات الأخرى، التي تكون في حالة التجميد أو حالة الثبات (الاستقرار)، لا تكون لها أهمية أساسية حيث إنه يمكن إدخالها بطريقة أسرع وأبسط بكثير على النموذج، أو حتى إلغاؤها. وذلك لأنه يمكن اعتبارها كعمليات مستمرة بتركيزات ثابتة تحت ظروف محددة (مثلما في الهاضمات). وبهذا، فإن جانب "الزمن" أو الوقت هو أول موضوع رئيس في محاولة لتبسيط الواقع. والمنهج الموصى به في هذا هو اعتبار ثوابت الزمن واختيار تلك العمليات التي يكون لها حركيات تتسق مع ثوابت الزمن المطلوبة. وبالنسبة لمعالجة مياه الصرف الصحي، فإن هذا عادة ما يعني حركيات يومية أو لكل ساعة، وأحيانًا حركيات سنوية. وفي هذه الحالة الأخيرة، بالطبع، سيكون الهضم هامًا حيث إنه على مدى العام، سيتغير أداء الهاضم لأن إنتاج الحمأة سيختلف على مدى العام.

والموضوع الثاني الذي له صلة بعملية النمذجة هو دراسة حجم المحطة تفصيلا. فيمكن نظريًا عمل نموذج يصف كل بوصة مربعة في محطة حمأة منشطة. ولكن السؤال هو ما إذا كانت هناك رغبة في هذا الوصف التفصيلي في المقام الأول. وتعتمد الإجابة، مرة أخرى، على الغرض من النموذج. وبصورة عامة، وعمليا فإن في معالجة مياه الصرف الصحي، يكون حجم المفاعل في نطاق العشرات من الأمتار. ولتوصيف منحنيات التركيز للمكونات ذات الصلة في المفاعل، والتي يكون الأكسجين هو الأكثر حساسية من بينها، فإنه عادة ما يكون حجم مقياس أمتار قليلة كافيًا للغرض. ومع مقياس مختلف، نجد أن هناك منحنى للتركيزات داخل الكتلة المتلبدة للحمأة النشطة ، يمكن توصيفه نظريًا بنموذج. ومع ذلك، فإنه يتم تجاهله في النمذجة القياسية للحمأة النشطة، حيث إنه ذو صلة ليست كافية لجعله يؤخذ في الاعتبار. هذا بالتالي يعني أن نماذج الحمأة النشطة عادة لا تصمم لتصف المنظومة على مقياس طول للكتلة المتلبدة للحمأة النشطة، ولكن على مقياس طولي للمفاعل.

والخطوة التالية في النمذجة هي النظر إلى المستوى المتعلق بالتفاصيل الخاصة بنموذج ميكروبي. وتؤسس طرق تصميم معالجة مياه الصرف الصحي التقليدية النمطية على ما يسمى "منهج الصندوق الأسود" مركزة على خواص المياه الداخلة والمياه الخارجة للمحطة، بينما لا شيء أو القليل جدًا يكون معروفًا عن ما يحدث داخل محطة معالجة مياه الصرف الصحي. وقياسات التصميم التقليدية، مثل نسبة الغذاء إلى الكائنات الدقيقة F/M (أو معدل تحميل الحمأة) لا تؤسس على فهم العمليات التي تحدث داخل محطة معالجة مياه الصرف الصحي. ومع هذا، فيمكن تصميم محطة ما بصورة معقولة جدًا باستخدام معدل تحميل مناسب، بدون المعرفة الفعلية بالعمليات التي تحدث في المحطة. وهكذا، فإن نموذج "الصندوق الأسود" يمكن أن يتم جيدًا ويعمل بنجاح بصورة عملية (شكل ١٤–١).



F/M ratio > ASM1,2,2d > ASM3 > Metabolic models

شكل ١٤–١ تفصيلي لخطوات تحسين نموذج خطوة بخطوة (Smolders et al., 1995)

ونموذج "الصندوق الأسود" ليس بالضرورة أن يكون خطأ أو أن يكون "غير علمي"، ولكن استخدام منهج "الصندوق الأسود" يعتمد بصورة كبيرة جدًا على الغرض من النموذج. وإن كان الغرض هو تصميم محطة معالجة مياه صرف صحي، فقد أظهرت الخبرة العملية أن معدل التحميل (F/M) يمكن أن يكون منهجًا أساسيًا جيدًا جدًا للتصميم، بالرغم من حقيقة أنه لا يعطي معلومات عن تركيب الحمأة. ويمكن تحسين هذا النموذج والتحرك نحو نماذج "الصندوق الرمادي"، كما كانت الحالة مع نموذج الحمأة النشطة رقم ١ (ASM1, Henze *et al.*, 1987) ورقم ٢ (ASM2, Henze *et al.*, 1995) ورقم 2d (ASM2d, Henze *et al.*, 1999). هنا، تم فصل الحمأة إلى أجزاء مرتبطة: جزء مادة عضوية خاملة، جزء بكتيريا منيترة وبكتيريا عضوية التغذية وبكتيريا مزيلة للنيترة، وجزء بكتيريا إزالة الفوسفات.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

وتم تحديد جوانب وظيفية مختلفة للحمأة في نموذج قائم على التعداد، حيث يتم تحديد مجموعات ميكروبية مختارة داخل الحمأة النشطة ، وبهذا الوضع يتم إدخالها في النموذج.

وفوق ذلك، يمكن أيضًا وصف التمثيل الغذائي للكائنات والمسارات التمثيلية الغذائية داخل الكائنات. وبمثل هذه الزيادة في المعلومات، يصبح المنهج قريبا إلى نمذجة الصندوق الزجاجي (مثل نموذج الحمأة النشطة رقم ٣: ASM3, Gujer *et al*., 1999, and the TU Delft EBPR model: TUDP model, Van Veldhuizen *et al*., 1999). هذا ينتج عنه نموذج أكبر وأكثر تعقيدًا. والتحدي هنا هو استنتاج: ما هو المستوى الكافي من التوصيف بالنسبة لكل عملية ؟ السؤال هو: هل الزيادة في التعقيد تزيد أيضا في قيمة مخرجات النموذج ؟ بصورة أخرى: هل يوفر وصفًا أفضل لمحطة معالجة مياه الصرف الصحي ؟ على سبيل المثال، فقد تم بيان أنه بزيادة مستوى التفاصيل في وصف عملية النيترة، يمكن الحصول على تحسينات طفيفة في أداء النموذج، بينما في حالة إزالة الفوسفات، يمكن الحصول على تحسن ملحوظ بإدخال وصف التمثيل الغذائي، لهذا فإن المفاضلة بين النمذجة بالصندوق الأسود أو الرمادي أو الزجاجي تعتمد بصورة كبيرة على غرض واستخدام النموذج. وهذه هي النقطة التي عندها يحدث خطأ في عملية إعداد النموذج (النمذجة) حيث يهمل مُعدو النماذج الغرض منها، ويعتبرون النموذج ذاته هو الغرض من عملية النمذجة.

وبالطبع، فإنه يمكن حتى الشروع في المضي قدمًا نحو المستوى التالي من التعقيد في النمذجة، بإدخال أساسيات الوراثة الميكروبية والتغيرات الوراثية. وهذا ممكن من الناحية الفنية ومن حيث المبدأ ولكن، مرة أخرى، يجب أن يتم اعتمادًا على: ما هو غرض واستخدام النموذج ؟ فإذا تم إعداد نموذج معقد للغاية وبه العديد من القياسات بالنسبة إلى ما يحتاج شخص في النهاية لتوصيفه ، فإن مثل هذا المنهج يعتبر، بصورة عامة، مضيعة للوقت والجهد. وليس هناك أيضًا حاجة مطلقًا لأن يكون النموذج قادرًا على وصف الواقع بصورة تامة. فمدى الحاجة لتمثيل الواقع يعتمد مرةً أخرى على الغرض. فعلى سبيل المثال، إن أردنا أن تكون لدينا فكرة عن انبعاثات أكسيد النيتروجين من محطة معالجة مياه الصرف الصحي، فإن ثلاث أو أربع نظريات يمكن وضعها ودمجها بالنموذج. وعند هذه النقطة يكون من المطلوب أن ننظر إلى نتائج عملية المحاكاة بالنماذج المختلفة فيما يتعلق بالاتجاهات ومدى قدرة هذه الاتجاهات على أن تعكس الواقع. وعند هذه المرحلة، يجب علينا أن نركز مع الاتجاهات فقط والمعايرة الجيدة، فالتطابق التام والمعرفة الدقيقة لقيم القياسات ليس ضروريًا. وعلى النقيض، كمثال، إن كنا نريد التنبؤ بأداء محطة ما بما يقابل التشريعات التي تتطلب أن تكون كل عينة مأخوذة من المياه الخارجة (السيب) تكون أقل من ١ مجم NH_4/ ل، هنا، يجب أن تكون القياسات الموضوعة في النموذج ذات دقة أعلى. ويجب أن نضمن أن تنبؤات النموذج تكون تحت ١ مجم NH_4/ ل تمامًا. هذان المثالان يوضحان مرة أخرى أن النموذج يجب أن يتم الحكم عليه دائمًا في ظل الغرض من استخدامه.

ويمكن تحديد طرفين أقصيين للنماذج الرياضية: النماذج التجريبية empirical والنماذج الميكانيكية mechanistic. فالنموذج التجريبي يقوم على اعتماد القياسات التي يبدو أنها أساسية لوصف النمط السلوكي المرغوب فيه، وربط هذه القياسات بعلاقات تجريبية تقوم على الملاحظة. ولا يكون معروفًا، أو يتم تجاهل الآليات و/ أو العلاقات التي تتم في المنظومة، أي أنه ما يطلق عليه منهج "صندوق أسود" نمطي. وعلى النقيض يؤسس النموذج الميكانيكي على شيء من الوصف المفاهيمي للآليات البيولوجية/ الطبيعية (فيزيائية) التي تتم في المنظومة. أي أنه يعتمد على فكرة تصورية (أو نموذج). ودرجة تعقيد هذا النموذج الميكانيكي سوف تعتمد على درجة فهم العمليات الحيوية الميكانيكية التي تحدث في المنظومة. ولأن النماذج الميكانيكية تكون لها أسس مفاهيمية، فهي غالبًا ما يمكن الاعتماد عليها أكثر من النماذج التجريبية. وبسبب منهجها المعتمد على "الصندوق الأسود"، يكون للنماذج التجريبية استخدامات مقتصرة قطعًا بحدود المنظومة (مثل خواص مياه الصرف الصحي وقياسات المنظومة) التي تم وضع النموذج في إطارها ولا يكون ممكنًا فيها غير الاستكمال (الاستيفاء) الداخلي داخل حدود هذه المنظومة. ولأن النماذج الميكانيكية قائمة على التصور، يكون لها درجة أعلى من التأكد من استخدامها في تطبيقات خارج الحدود التي تم إنشاء النموذج في إطارها، حيث من الممكن إجراء كل من الاستكمال الداخلي (داخل حدود هذه المنظومة) والاستكمال الخارجي (خارج حدود هذه المنظومة). ومع ذلك، ففي النهاية نجد أن جميع النماذج ما هي إلا عملية تطبيق لمنطقنا نحن في فهم النماذج السلوكية لعمليات المعالجة التي نتصور أنها ذات أهمية. وبسبب هذا الفهم، فإن أي نموذج يحتاج لأن تتم معايرته بصرامة وفحصه بدقة باختبارات مناسبة. وأيضًا، فإن الظروف التي يتوقع أن يتم خلالها تشغيل النموذج بنجاح تحتاج إلى أن يتم التخطيط الدقيق لها بجدية. فبالنسبة للنماذج التجريبية تكون هذه بالتأكيد عبارة عن الظروف التي في إطارها تم تطوير النموذج، وبالنسبة للنماذج الميكانيكية تكون هذه هي الظروف

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

التي في ظلها يكون السلوك التصوري متوقعًا له البقاء فعالًا. ويتضح لنا من المناقشة السابقة أن النماذج الميكانيكية في أساسها يكون لها توقعات استخدام أكبر في محطات معالجة مياه الصرف الصحي، وسوف يكون الانتباه مركزًا على هذه النماذج.

ويجب تحديد العمليات الجارية في نظام المعالجة والمركبات التي تتم عليها هذه العمليات لوضع نموذج تصوري يوضع على أساسه النموذج الميكانيكي الرياضي ويتم التخطيط التوصيفي لمختلف التفاعلات بين العمليات بعضها وبعض وبينها وبين المركبات. ولتطوير النموذج الميكانيكي من النموذج التصوري، تتم صياغة معدلات العمليات وعلاقات التفاعل الكيميائي بالمركبات رياضيًا. والنموذج الرياضي المكافئ للنموذج الميكانيكي غالبًا لن يضم كل العمليات والمركبات الموجودة في المنظومة، ولكن يحتاج فقط لأن يضم تلك التي يُعتقد أنها ذات أهمية لإنجاز الأهداف التي من أجلها تم وضع النموذج. والمهارة في إنشاء النماذج التصورية والميكانيكية تكون في عزل أو أبعاد تلك العمليات والمركبات التي تساهم بقدر ضئيل أو لا تساهم في تحقيق الأهداف التي من أجلها وضع النموذج. ويكون مضيعة للوقت والجهد أن ننشئ نموذجًا معقدًا بينما يكون إنشاء نموذج أبسط وافٍ للحاجة. ولا يتوقع غالبًا أن نموذجًا يصف ظاهرة ما تمامًا، يمكن إنشاؤه بالفعل. ونظريًا، فإن الوصف التام يجب أن يتضمن كافة الجوانب حتى المستوى الأساسي، ولكن مستوى تنظيم النموذج يحدد عادة بأهداف وضع النموذج. على سبيل المثال، في نمذجة السلوك البيولوجي في نظم معالجة مياه الصرف الصحي، لا يمكننا مباشرة أن نضع آليات التحكم البيولوجي ضمن التصميم (مثل نسب ثلاثي فوسفات الأدنيوسين ATP وثنائي فوسفات الأدينوسين ADP/ATP-ADP أو ثنائي نيكليوتيد الأدونين NAD والنيكوتيناميد NADH) أو حتى سلوك أنواع محددة من الكائنات الدقيقة. ويحتوي السائل المخلوط في نظام الحمأة النشطة تنوعًا كبيرًا من مختلف أنواع الكائنات الدقيقة والتي أصبح من المتاح حاليًا تقنيات لتحديدها وعدّها. وهذه التقنيات، برغم ذلك، تستهلك الوقت والعمالة. وبدلاً من ذلك فإن الكائنات الدقيقة التي تؤدي وظيفة محددة في نظم الحمأة النشطة (مثل التحلل الهوائي للمواد العضوية أو النيترة) يتم وضعها في مجموعة ككيان واحد، والذي يسمى "الممثل لباقي الكائنات". وهذا الكائن "الممثل" تنسب إليه مجموعة من الخواص المتفردة التي تعكس سلوك المجموعة ككل ولكن قد لا تعكس خواص أي كائن بمفرده أو أي صنف من الكائنات في المجموعة. وللتوضيح، فإن هذا المنهج مساوٍ لعمل نموذج السلوك الذي يرى بالعين المجردة لغابة من الأشجار، مقابل عمل نموذج للسلوك المجهري لكل شجرة مفردة أو أنواع من الأشجار التي تصنع هذه الغابة. وعند اعتبار سلوك الغابة ككل، فإن أحد القياسات التي يمكن نمذجتها مثلاً يكون ناتج ثاني أكسيد الكربون. فالغابة ككيان موحد سيكون لها ناتج ثاني أكسيد الكربون محدد ومعدلات للاستهلاك. وكل نوع من الأشجار بالغابة، وحتى كل شجرة مفردة، قد يكون لكل منهم ناتج محدد من ثاني أكسيد الكربون ومعدلات استهلاك تنحرف بوضوح عن تلك المعدلات الخاصة بالغابة كلل. وعلى أية حال، فإن التأثير الذي يتحقق بعمل نموذج للغابة ككيان سيساوي بدرجة قريبة جدًا، التأثير النهائي لعمل نموذج للمساهمة التراكمية لكل شجرة مفردة أو أنواع من الأشجار. والميزة الكبرى في نمذجة الغابة ككيان واحد على نمذجة كل عنصر فردي فيها هو أن كم قليل من المعلومات يكون مطلوبًا لتطوير هذا النموذج ومعايرته. وفي نمذجة (إعداد نماذج) نظم المعالجة البيولوجية لمياه الصرف الصحي، فإن استخدام المادة الركيزة substrate بواسطة الكائنات يعتبر مثالاً نموذجيًا: وتستخدم معادلة مونود (Monod, 1949) لنسبة معدل النمو المحدد للكائن "الممثل" لباقي الكائنات إلى تركيز المادة الركيزة المحيطة به، بينما الكائنات التي تكون مجموعة هذا الكائن الممثل قد يكون لها معدلات نمو محددة مختلفة أو قد تستجيب بصورة مختلفة لمختلف المواد الركيزة الموجودة في مياه الصرف الصحي الداخلة. وهكذا، بالنسبة لنمذجة نظم معالجة مياه الصرف الصحي فإن المستوى التنظيمي الذي تتم نمذجته يكون السلوك الإجمالي لمجموعة أو عدد من الكائنات الدقيقة المختارة. وفي النماذج التي يتم تطويرها لنظم الحمأة النشطة نجد أن مجموعات الكائنات الرئيسة ووظائفها والمناطق التي يتم فيها أداء هذه الوظائف، ملخصة جميعها في الفصل الثاني.

والقياسات عند ذلك المستوى، والتي يكون من المطلوب تضمينها في النموذج الحسابي تعتمد بصورة كبيرة على أهداف النموذج من قبول مستوى التنظيم المذكور فيما سبق. وهناك عمومًا نوعان مختلفان من النماذج الحسابية يتم تطويرها لنظم معالجة مياه الصرف الصحي: نماذج للحالة المستقرة (الثابتة) ونماذج حركية. ولنموذج الحالة المستقرة أحمال وتصرفات ثابتة ويميل لأن يكون بسيطًا نسبيًا. وهذه البساطة تجعل هذه النماذج مفيدة في التصميم. وفي هذه النماذج، تكون الأوصاف التامة لقياسات النظام غير مطلوبة. وهي موجهة نحو تحديد القياسات الأكثر أهمية في تصميم النظام. أما النماذج الحركية (الديناميكية) فلها أحمال وتصرفات مختلفة وبالتالي تتضمن الزمن كقياس. والنماذج الحركية أكثر تشابكًا من نماذج الحالة المستقرة. والنماذج الحركية تكون مفيدة في التنبؤ بمدى استجابة النظام المعتمد على الزمن بالنسبة لنظام قائم أو آخر مقترح. وتعقيد هذه النماذج

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

يعني أن استخدامها يوجب ضرورة التحديد التام لقياسات النظام. ولهذا السبب فإن استخدام النماذج الحركية في التصميم يكون مقيدًا. وغالبًا، فإن كلاً من تصميم الحالة المستقرة والنماذج الديناميكية الكافية يستنبطان تفاعليًا. فالنماذج الديناميكية الكافية يمكن أن توفر إرشادات تطوير نماذج تصميم الحالة المستقرة، حيث تساعد على تحديد قياسات التصميم التي لها تأثيرات رئيسة على استجابة النظام وتساعد على منع تلك العمليات التي ليس لها أهمية رئيسة في الحالة المستقرة. وبالنسبة للنماذج الحركية (الديناميكية) الأكثر تعقيدًا، يوضع في الاعتبار فقط تلك القياسات التي يبدو أن لها أهمية أكبر لوضعها ضمن النموذج. وبالنسبة لنظم الحمأة النشطة، فإن اختيار مستوى تنظيم النموذج عند سلوك الكائن الممثل لباقي الكائنات أو عند سلوك كتلة مجموعات الكائنات، فإنه حتى زمن قريب فإن النماذج الديناميكية يتم هيكلتها لتضع في الاعتبار فقط التأثيرات النهائية كما هي موجودة في كتلة السائل الكبيرة. على سبيل المثال، عند استخدام معادلة مونود، فإن المعدل الكامن تم تحديده عن طريق الأكسجين الكيميائي الممتص الذائب في كتلة سائل وتركيزات الكائن الممثل. ومع ذلك، مع امتداد النماذج لكي تتضمن الإزالة البيولوجية المحسنة للفوسفور (EBPR)، فقد كان لزامًا أن تتضمن القياسات الداخلية لكتلة الكائن الممثل، مثل (PHA) والجليكوجين ومتعددة الفوسفات. ومع هذا التطور، وبالرغم من أن النموذج قد يكون في مستوى مختار للتنظيم، فإن المعلومات عن العمليات والسلوك من جانب المستويات الأقل للتنظيم تكون غالبًا ضرورية، وبوجه خاص من أجل تحديد العمليات الرئيسة التي تحكم استجابة النظام. وعادة فإن المعلومات عن المستويات الأقل من التنظيم تكون ذات طبيعة ميكروبيولوجية أو كيميائية حيوية، وكلما كانت هذه المعلومات كاملة، كلما كان النموذج أكثر دقة في الاعتماد عليه. ولاستخدام هذه المعلومات، فإن كائنات "النموذج" والتي هي جزء من "الكائن الممثل" يتم تحديدها، وتستخدم الخواص الكيميائية الحيوية والميكروبيولوجية المعروفة للكائنات للحصول على فهم أكبر لكتلة الكائنات الممثلة. وحديثًا، وجد أن منهج النمذجة على أساس "الكائن الممثل" غير كافٍ للوصف التام لبعض النماذج السلوكية التي لوحظت في نظم الحمأة النشطة، على سبيل المثال تأثير "الانتقاء" (Gabb *et al.*, 1991) وتثبيط استخدام المادة الركيزة عند التحول من المناطق غائبة الأكسجين إلى المناطق الهوائية (Casey *et al.*, 1994) وتوليد كائنات وسيطة النيتروجين في عملية إزالة النيترة (Casey *et al.*, 1994). ولوصف هذه الأحوال والملاحظات المشابهة لها، وجد أنه نحتاج إلى اختيار مستويات أقل من التنظيم: فتكوين أنشطة إنزيمات رئيسة محددة والعمليات التي تتوسطها تحتاج إلى أن تتم نمذجتها (Wild *et al.*, 1994) والنمذجة عند هذا المستوى من التنظيم تم تسميتها "النمذجة بكتلة حيوية منظمة". ويكون مطلوبًا لهذا المنهج لإعداد النماذج (النمذجة) معلومات ميكروبيولوجية وكيميائية تفصيلية (Wentzel and Ekama, 1997).

ويجب ملاحظة أن هناك فرقا أساسيًا بين نموذج الحمأة النشطة ونموذج لمحطة معالجة مياه صرف صحي. فالمصطلح الأخير يستخدم لبيان طاقم مؤلف من: نموذج حمأة منشطة ونموذج هيدروليكي ونموذج تحول أكسجين ونموذج حوض ترسيب، جميعها مطلوب لوصف معالجة مياه صرف صحي واقعية في تجهيز كامل النطاق أو الحجم (Gernaey *et al.*, 2004) ويجب، فوق ذلك، تمييز نموذج محطة معالجة مياه الصرف الصحي من نموذج محطة واسع، والذي يدمج بين نموذجي معالجة مياه صرف صحي ونماذج معالجة حمأة.

١٤-٢ لماذا عمل النماذج (النمذجة)؟

إن أكثر الميزات المعتبرة في استخدام النماذج في معالجة مياه الصرف الصحي هي:

- اكتساب تبصر في أداء المحطة.
- تقييم السيناريوهات الممكنة للتطوير ورفع الكفاءة.
- تقييم تصميم المحطات الجديدة.
- دعم القرارات الإدارية.
- تطوير برامج جديدة للتحكم في الأداء.
- توفير التدريب المناسب.

وتحث عملية النمذجة القائمين بها على أن يجعلوا عملهم واضحًا وجليًا. وغالبا ما توجد في المواد المكتوبة مقارنات نوعية مثل "الأفضل" و"الأكبر" و"الأصغر" و"الأعلى"... إلخ. ومثل هذه المقارنات لا تفيد كثيرًا ولها طبيعة غير موضوعية، لأن – على سبيل المثال – تصورات "الكبير" و"الصغير" من جانب الباحث في المعمل أو بواسطة شخص يقوم بتشغيل محطة معالجة مياه صرف صحي لا تكون بالضرورة نفس الشيء، ولكن تختلف. وعندما يصل الأمر إلى عملية النمذجة، لا يكون استخدام عناصر توصيفية ممكنًا، ولكن من الضروري استخدام مدخلات كمية بالنسبة للأحجام والمعدلات والتحويلات، حيث يحتاج النموذج إلى أرقام كمدخلات. ذلك أيضًا يجبر القائمين بالنمذجة على أن يصبحوا "كميين" و"موضوعيين" في منهجهم، وبهذه الطريقة تكتسب معرفة العملية تحديدًا أفضل. وبالطبع فإنه يمكن لنا أن نعمل بدون عملية النمذجة، ولكن كثيرًا ما يمكن لنا

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

وضع إطار للأداء من خلال عمل نموذج، ويأخذ في الحسبان كل شيء يعتبر ذو صلة بالأداء الجيد. وهو، فوق ذلك، يجبر على جمع البيانات بصورة منظمة وأكثر تكثيفًا، ويشجع القائم بالنمذجة على أن يكون منظمًا في عمله. وهو دائمًا ما يكشف عن محددات المعرفة و البيانات و/ أو البيانات غير الصحيحة (مثل عمر الحمأة SRT أو التدفقات)، ويدعم جهود تحسين نوعية البيانات، ويعزز ممارسات المتابعة الجيدة لأداء المحطة. لذلك، ليس عجيبًا أن نعرف أن اكتساب رؤية أعمق لأداء المحطة (ممثلاً في التحديد الكمي للبيانات وتوازنات الكتل وتوافق البيانات) ومعرفة ما يلزم عن محطة معالجة مياه الصرف الصحي موضع البحث وكلها يمكن أن تكون حتى أهم من عملية النمذجة نفسها.

والسبب الثاني الرئيس لاستخدام النماذج هو إمكانية توفير الوقت والمال في عملية اختيار التقنية أو نوع المعالجة. فمقارنة أداء النظم بطريقة كمية بدلاً من الطريقة النوعية تسمح في العديد من الحالات بعملية اتخاذ قرار أكثر بساطة مع مقارنة سريعة للبدائل. وعند المقارنة بالتوصيف النوعي مثل القول "هذا النظام أكثر كفاءة من الآخر"، فإن نتائج النموذج المبينة بأن "هذا النظام أكثر كفاءة بنسبة ٢% (أو ٢٠%) من الآخر"، تكون أكثر فائدة وتوفيرًا للمعلومات. وإذا تم التعبير كميًا عن المعلومات الهامة أو معايير الاختيار (مثل كفاءة التنقية، نوعية المياه الداخلة، إنتاج الحمأة، احتياجات الأكسجين ... إلخ) ، فإن استخدام النمذجة في عملية تقييم السيناريوهات الممكنة للتطوير سيجعل المقارنة أكثر فعالية وأسرع كثيرًا من مناقشة الموضوعات التي عادة ما تكون تجريبية أو حدسية وطويلة وغالبا ما تكون مرهقة. وبالنسبة لغرض تقييم سيناريوهات التحديث، لا يكون من الضروري عمل نموذج صحيح تمامًا عن طريق القيام بإجراءات معايرة واسعة، حيث إن عدم التأكد من الواقع ترتبط بمدخلات النموذج وليس بقياسات النموذج نفسها. ويعتبر من المفيد أكثر استخدام اتجاهات للمقارنة لأن الاختلافات البسيطة ليست ذات صلة بسياق التصميم المعتاد والمستخدم في هندسة معالجة مياه الصرف الصحي. وفي حالة تقييم تصميم محطة جديدة، فإنه أيضًا لا يكون ضروريًا لأن يكون لدينا نموذج مؤلف بصورة دقيقة، نتيجة لعدم التأكد من ظروف عملية المعالجة خلال عشرة أو عشرين عامًا قادمين. فبالنسبة للتصميم الأساسي للمحطة، تكون نماذج الحالة المستقرة (الثابتة) أفضل للاستخدام، بينما تستخدم النماذج الديناميكية في تحليلات الحساسية وتحسين التصميم الأمثل. ومن التحديات الإضافية في هذا الصدد، تأتي حقيقة كون مياه الصرف الصحي ذات طبيعة معقدة بصورة كبيرة وتركيب غير معروف. ومعدل تدفق مياه الصرف الصحي وتركيزاتها تكون ذات طبيعة ديناميكية عالية ويصعب جدًا التحكم فيها، بالرغم من بعض الإمكانيات المحدودة للتأثير في تركيبة مياه الصرف الصحي (انظر الفصل الثالث). وهناك العديد من العمليات التي تتم داخل محطة معالجة مياه الصرف الصحي، بعضها يرتبط بعملية المعالجة والعديد منها لا يرتبط بها. وبرغم ذلك فإن العديد منها يحدث في نفس الوقت (متزامنًا)، حتى داخل وحدة عملية المعالجة الواحدة. حتى يتم التعامل مع مثل هذا الوضع المعقد، تكون هناك حاجة إلى نموذج لدعم عملية تفهم هذه العمليات المتصلة ببعضها. وبالرغم من حقيقة أنه من وجهة النظر التصميمية تكون النمذجة بهذه الصورة ليست ضرورية مطلقا، إلا أنها أصبحت الآن وبصورة متزايدة جزءًا من عملية التصميم. وبتطبيق طرق إحصائية على حدوث سيناريوهات أسوأ الاحتمالات، فإن وفرًا ملحوظًا في النقود يمكن تحقيقه، مع بقاء المحطة قادرة على تحقيق المستويات المطلوبة في نوعية المياه الخارجة (السيب) إلى حد ٩٥% من الوقت. وغالبًا، فإنه عند التصميم التقليدي، يفترض حدوث كل سيناريوهات أسوأ الحالات متزامنة بحيث توصل إلى سيناريو غير متوقع بصورة عالية.

وهناك سبب آخر قوي لاستخدام النماذج وهو إمكانية تقليل المخاطر أو وضعها في حدها الأدنى. فباستخدام النماذج يمكن فحص سيناريوهات: "ماذا لو..." بطريقة كمية فيما يتعلق "بما هي الأخطار المحتملة؟" ومثل هذا النوع من الدراسة الكمية في "الصندوق الزجاجي (والمضاد لنوع "الصندوق الأسود") لها قيمة لا تقدر في تقييم واختيار المخاطر التي من الممكن قبولها ورفض المخاطر التي لا يمكن تحملها. وفي تحديد الإجراءات المقدمة التي يمكن اتخاذها لعلاج أو منع هذه المخاطر. على سبيل المثال، سؤال مثل "ماذا يحدث لو تضاعف معدل التدفق؟" أو "ما هو تأثير مثل هذه الزيادة على جودة المياه الخارجة (السيب)؟" يمكن التعامل معهما بصورة مناسبة باستخدام النماذج. وفوق ذلك فإن النماذج تسمح بوضع المخاطر عند حدها الأدنى، خاصة تلك المرتبطة بتطوير نظم المعالجة أو التوسع فيها (نطاق معملي مقابل نطاق تجريبي مقابل نطاق كامل). والمخاطر ذات الصلة تنشأ هنا من واقع أن– مثلاً– ظروف الخلط واختلاف الأحمال... إلخ، تختلف بالنسبة للمنشآت المعملية والمنشآت كاملة النطاق. ومن وجهة نظر التحكم في التشغيل، فإن النطاق التجريبي يعطي استجابة أسرع كثيرًا بالمقارنة مع محطات النطاق الكامل للتشغيل ذات الطاقة الأكبر.

وفوق ذلك، فإن تطبيق النماذج يحسن عملية نقل المعرفة واتخاذ القرار. فهندسة معالجة مياه الصرف الصحي والهندسة البيئية بوجه

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

عام يمثلان مجالات متعددة التخصصات والاهتمامات، ويتطلبان معرفة تخصصات مختلفة مثل "الميكروبيولوجي" و"الكيمياء الحيوية" والهندسة الفيزيائية والبيولوجية والميكانيكية. بالإضافة لذلك، فإن لكل مجموعة من الخبراء المشاركين في عملية المعالجة، سواء كانوا مشغلين أو مهندسين أو علماء، نظرتها الخاصة بها فيما يتعلق بنفس الموضوع. ومن خلال صياغة الموضوع في خلفية رياضية حسابية، فإن نفس وسيلة الاتصال (اللغة) يتم استخدامها للجميع. ومثل هذا المنهج متعدد التخصصات أو الاهتمامات يسمح بتوصيف أفضل للواقع، حيث يقدم كل تخصص مدخلاته الخاصة به في محاولة لفهم أفضل للواقع، ليمكن هيكلتها وتنظيمها وإدخالها بصورة كمية على النموذج. والتواصل المرتبط بالنموذج بين مستخدميه تحسن بصورة كبيرة بعد إدخال نموذج الحمأة النشطة رقم ١ ASM1 عام ١٩٨٧. وقبيل إدخال ASM1، كان يتم توصيف من خمسة إلى ستة طرق لنمذجة محطات معالجة مياه الصرف الصحي. وكان لكل نموذج مناهجه المختلفة في الصياغة وتسجيل الملحوظات وفي تطبيق المعادلات، مما سبب صعوبة كبيرة في فهم النماذج ونتائجها. أما الخلفية الموجودة والتوحيد القياسي اللذان تم إدخالهما من خلال ASM1، فيما يتعلق بتسجيل الملحوظات والرموز والهيكلة، جعل مقارنة النتائج ونقل المعارف أسهل كثيرًا، وفوق ذلك شجع تطبيقات النمذجة.

والنماذج حاليًا تمثل أدوات لا تقدر بثمن للتدريب. على سبيل المثال، يمكن لمشغل المحطة أن يفحص بأمان من خلال النماذج ما يمكن حدوثه إذا قام بإجراء معين في محطة معالجة، بدون مخاطرة تؤدي في النهاية إلى خلل في تشغيل المحطة. فوق ذلك، فالنماذج يمكن استخدامها لنقل المعارف من مهندسي التصميم إلى القائمين بالتشغيل، وبالطبع، أيضًا، في الجهات الأكاديمية، حيث أصبحت النمذجة بصورة متزايدة جزءًا من المناهج الدراسية للمهندسين والعلماء على مستوى العالم. ومن وجهة نظر التحكم في التشغيل، ففي الواقع العملي لا يوجد وسائل تحكم قائمة على النماذج يمكن استخدامها حتى الآن، حيث إن تطبيقها لا زال اهتمامًا علميًا فحسب. ولكن عمليًا يتم توليف وسائل تحكم مبسطة على أساس النماذج، وهي تسمح بضبط أمثل سريع لاستراتيجيات التحكم في التشغيل في التجهيزات على النطاق الكامل (انظر الفصل الخامس عشر).

وفي إطار نمذجة نظام توزيع المياه المتكامل في المناطق الحضرية، تكون نمذجة معالجة مياه الصرف الصحي مكونًا هامًا، ويكون ضروريًا ربط معالجة مياه الصرف الصحي بنظام تجميع مياه الصرف الصحي (حتى يؤخذ في الاعتبار تأثيرات، مثلاً، طفح شبكات المجاري المرتبطة أو العمليات التي تحدث في نظام المجاري) من جانب أو نوعية المياه المأخوذة وكمياتها، من جانب آخر. والنمذجة المتكاملة أصبحت شائعة بصورة متزايدة كأداة لدعم اتخاذ القرار على مستوى إدارة نظم مياه الشرب الحضرية، حيث إنها تحقق الموضوعية وتعطي رؤية كمية للفروق بين البدائل ذات الصلة بعملية الإمداد والإنتاج.

١٤-٣ أسس النمذجة (عمل النماذج)

١٤-٣-١ بناء النموذج

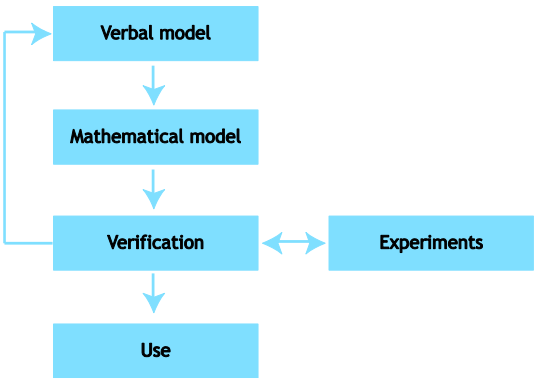
يوجد العديد من مختلف أنواع النماذج التي يمكن تصنيفها بصورة عامة إلى: (i) فيزيائية – أي مادية طبيعية – (ii) لفظية أو تصورية (iii) نماذج رياضية. والنموذج المادي عبارة عن تمثيل يحتل حيزًا مكانيًا وذو مقاييس للمنظومة المنمذجة. على سبيل المثال: التجارب المعملية والاختبارات التي تجري بمقاييس تجريبية المستخدمة بواسطة العلماء والمهندسين لفحص استجابة المنظومة وسلوكها كلها تمثل نماذج مادية. ويوفر النموذج اللفظي أو التصوري توصيفًا كميًا للمنظومة وعادة ينشأ من ملاحظات تفصيلية، وهذه النماذج التصورية يمكن تقديمها في صورة أشكال تخطيطية. (مثل الرسوم المتتابعة flow diagrams) أو في صورة سلسلة من العبارات السردية، وإعداد نموذج ميكانيكي (لفظي) هو الأهم، ولكن أيضًا هو الجزء الأكثر تعقيدًا في بناء النموذج. ويوفر النموذج الرياضي الحسابي توصيفًا كميًا للمنظومة. ومع النماذج الرياضية تتم صياغة معدلات مختلف عمليات منظومة المعالجة والعلاقات التفاعلية بينها حسابيًا وتتطلب الصياغات الحسابية أن يتم إدخالها في خطوات حل رياضية تأخذ في الاعتبار المحددات والخواص المادية المفروضة على منظومة المعالجة التي تحدث فيها العمليات مثل درجة الحرارة وظروف الخلط، والنماذج الحسابية نادرًا ما يتم إنشاؤها بصورة منعزلة، ولكنها عادة ما تنشأ تفاعليًا من نموذج تصوري يكون قد أسس على مستوى ما من الملاحظات المأخوذة عن نموذج مادي، مثل الاختبارات المعملية والتجريبية (Wentzel and Ekama, 1997).

ومنهجية البحث الذي يجمع بين النماذج اللفظية (الوصفية) و الحسابية والفيزيائية (المادية)(شكل ١٤,٢) يساعد كثيرًا على التطور السريع وعلى تقييم نظم جديدة.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

وهناك العديد من العوامل يجب وضعها في الاعتبار فيما يتعلق بنمذجة الحمأة النشطة ومحاكاتها، وهناك حاجة إلى منهج يتبع خطوات حتى يتم التقدم من مرحلة تحديد غرض النموذج إلى نقطة توافر نموذج لمحطة معالجة مياه صرف صحي للمحاكاة. والخطوات الرئيسة التالية يمكن تمييزها في عملية كهذه (Coen *et al.*, 1996; Petersen *et al.*, 2002; Hulsbeek *et al.*, 2002):

- تحديد غرض النموذج أو أهداف دراسة المحاكاة.
- اختيار النموذج: اختيار النماذج المطلوبة لوصف مختلف وحدات المحطة التي توضع في الاعتبار عند إجراء المحاكاة أي اختيار نموذج الحمأة النشطة ونموذج الترسيب ... إلخ.
- النواحي الهيدروليكية، أي تحديد النماذج الهيدروليكية للمحطة أو خزانات المحطة.
- تحديد خواص مياه الصرف الصحي والكتلة الحيوية، بما في ذلك خواص ترسب الكتلة الحيوية.
- معايرة قياسات نموذج الحمأة النشطة .
- تحريف (تزوير) النموذج.
- تقييم السيناريوهات.



شكل ١٤-٢ عملية بناء النموذج

والطريقة موضحة بالتفصيل بواسطة (Petersen *et al.*, (2002).

١٤-٣-٢ الإعداد العام للنموذج

تقوم معادلات الاتزان بتشكيل القاعدة لوصف أي نموذج. وتصف هذه المعادلات التغير في التركيز في المفاعل في وقت حدوثه كناتج عن التحولات الكيميائية أو البيولوجية وعمليات النقل. وفي الحالة المستقرة (الثابتة) يصبح التغير في التركيز كدالة للزمن، صفرًا. ويعتبر عاملا النقل والتحول جزأين منفصلين من النموذج (في الطبيعة المادية والكيميائية – البيولوجية، على التوالي) فالعمليات البيولوجية تعتمد فقط على التركيز في المفاعل بالمكان الذي فيه يحدث التحول. والخلاصة أن عمليات التحول تكون تبعا لذلك مستقلة عن نوع المفاعل أو حجم المفاعل (فالكائنات الدقيقة لا يمكنها تمييز أي نوع من المفاعلات تعيش هي فيه، خرساني أم معدني، ذو تدفق كتلي أو تام الخلط، مفاعل غشائي أم مفاعل حمأة منشطة... إلخ) لهذا فإن التحولات البيولوجية أو الكيميائية تسمى جزئية الحركية micro-kinetics ويمكن دراستها بسهولة في المعمل ولا تتغير في التجهيزات الكاملة عن هذا، لذلك، فإن هذا الجزء من النموذج يعتبر موحد عالميًا ويمكن أن يصاغ كنموذج للحمأة النشطة، مثل عائلة نموذج الحمأة النشطة ASM. وتعتمد هذه التركيزات الخاصة بكل مفاعل على نقل المكونات المتفاعلة في نظام المفاعل أو محطة المعالجة ككل. وعند مقارنة النظم المتكاملة، يقع الفرق فعليًا في عمليات النقل هذه.

وميزة عمليات النقل (مثل التدفق الحملي (الناقل)، الخلط، التهوية... إلخ) أنها مدروسة جيدًا وتم وضعها بقواعد عامة، لهذا يمكن التنبؤ بها بصورة جيدة نسبيًا لمختلف أنواع ومقاييس عمليات المعالجة، فيمكن لنا أن ندرس في المعمل الجوانب البيولوجية والكيميائية (مثل تأثير الحرارة والتركيز أو الضغط على الكائنات الدقيقة) ثم بعدها تستخدم نماذج النقل الفيزيائي للتنبؤ بما يمكن حدوثه في التجهيز الكامل (المحطة نفسها). وإدراك حقيقة أن الميكروبات لن تتغير ما بين المعمل والتجهيز الكامل (المحطة)، بعكس عمليات النقل، يساعد على فهم العمليات وتكاملها ضمن النموذج الرياضي (الحسابي). وهذا التكامل يسمح باستخدام النماذج في تصميم عملية المعالجة (اختيار المفاعلات الحيوية، أنواعها، ثباتها، تحسينها للأمثل، الأداء الآلي والتحكم، التوسع ... إلخ).

ومكونات نموذج كامل لعملية معالجة مياه صرف صحي مبينة في شكل ١٤-٣.

وقياسات معالجة مياه الصرف الصحي يجب أولاً أن يتم تحويلها إلى قوة موجهة للمياه الداخلة مع تركيزات مختلف مركبات النموذج (الفصل الثالث). وتتم نمذجة محطة معالجة مياه الصرف الصحي هيدروليكيًا وواصفة مختلف مناطق/ مقصورات المفاعل في المحطة، متضمنة المرسب، وتتم نمذجة كل مقصورة في المفاعل فرديًا، فيما يخص خواص نقل الكتلة والخلط فيها(مثل التهوية). وعادة ما يستخدم مفاعل بحوض تام الخلط. وعلى كل مفاعل يتم تطبيق معادلة توازن الكتلة. وفي هذه المعادلة لتوازن الكتلة يتم إدخال نموذج تحول حيوي. وفي النموذج الإجمالي، يتم إضافة القوة الموجهة للحالة إلى جميع المقصورات، متضمنة التركيزات ومعدلات التدفق للروابط بين

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

المقصورات. وهذا النموذج الإجمالي يتم حله رقميًا للحصول على تركيزات جميع المركبات كدالة للزمن لكل مركب في النموذج. وبهذا، يمكننا الحديث بالفعل عن أربعة نماذج: نموذج تشغيل العملية، النموذج الهيدروليكي، نموذج مقصورة المفاعل وفي النهاية نموذج الحمأة النشطة. وهذا النموذج الأخير هو الوحيد العام. ومعادلة توازن الكتلة في الحالة المستقرة بلغة الرياضيات تقول:

$$\frac{\delta(S_{in}\cdot Q_{in})}{\delta t}=\frac{\delta(S_{out}\cdot Q_{out})}{\delta t}+(\alpha\cdot q\cdot X\cdot V)+(k_l A\cdot(S_{max}-S)) \quad (14.1)$$

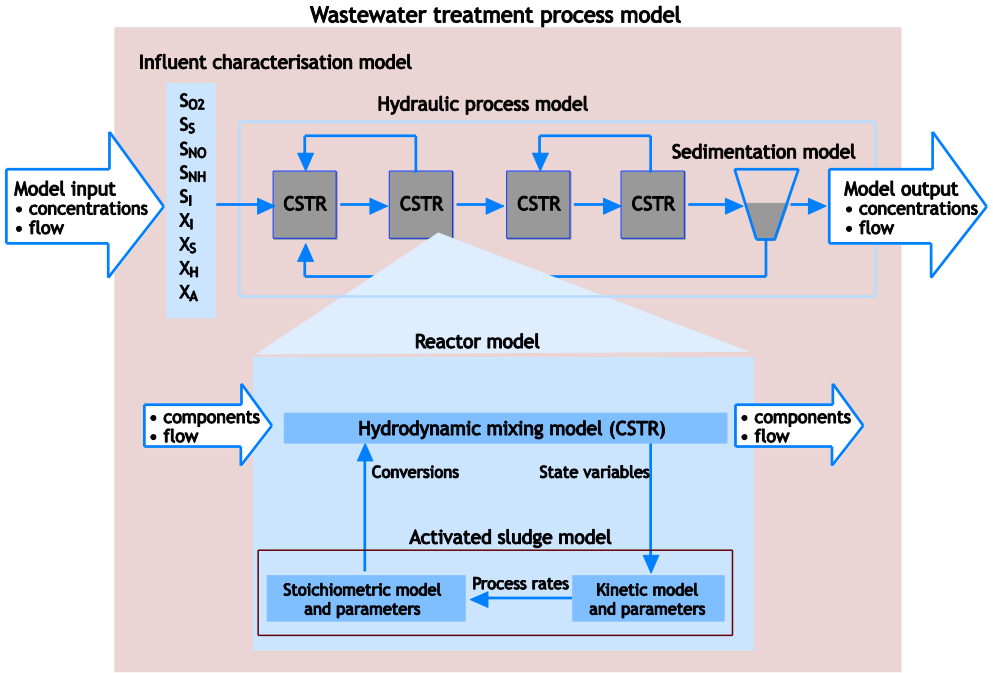
حيث:

α	العلاقات التفاعلية
A	مساحة السطح (م^2)
k_l	معامل نقل الكتلة الخارجية (م/ س)
q	معدل للتحول المحدد (ل/ س)
Q_{in}	تدفق المياه الداخلة (م^3/ س)
Q_{out}	تدفق المياه الخارجة (م^3/ س)
S_{max}	تركيز التشبع (gCOD/m^3)
S	التركيز في السائل (gCOD/m^3)
S_{in}	التركيز في المياه الداخلة (gCOD/m^3)
S_{out}	التركيز في المياه الخارجة (gCOD/m^3)
t	الزمن (h)
V	الحجم (m^3)
X	تركيز الكتلة الحيوية (gCOD/m^3)

وفعليًا، فهي تنص على أن المركب الداخل إلى مفاعل ما، إما أن يترك المفاعل مع المياه الخارجة (السيب) أو متحولا في المفاعل أو يتم تبادله مع حالته الغازية في المقصورة التي هو بها. وكل بند، في التوازن له بعد الكتلة على الزمن. ويستحسن إدراك أنه حتى يتم تحليل نظام معقد، يكون من الأفضل العمل على هذه الأبعاد بدلاً من بنود التركيزات.

١٤-٣-٣ العلاقات التفاعلية

يؤخذ فقط من تعريف أي منظومة، تلك المركبات التي تعتبر هامة و/ أو تشكل جزءًا مميزًا من إجمالي كتلة المنظومة (بكونها نسبة مئوية ولو صغيرة منه). على سبيل المثال، في حال النيترة في معظم المحطات، يظل تركيز النيتريت منخفضًا جدًا أو قريبًا من حد التعرف علي. وبهذا، ومن وجهة نظر توازن الكتلة، لا توجد حاجة لأخذ النيتريت في الاعتبار. وفي الهضم اللاهوائي، بنفس الشكل، لا توجد حاجة لأخذ محتوى الهيدروجين في الحسبان، حيث إن محتوى الهيدروجين في الغاز يكون منخفضًا جدًا، حيث إن كل شيء في



شكل ١٤-٣ التوضيح التخطيطي للنموذج الكامل لمحطة معالجة صرف صحي (Meijer, 2004)

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

الغاز ينتهي إلى "ميثان". فمثل هذه الوسطيات ستتحدد فقط إذا اعتبرت هامة، مثلاً، عندما يكون هناك تراكم للنيتريت أو الهيدروجين. والنيتروجين لا يدخل ضمن عملية النيترة في نموذج ASM1، ولكن في نموذج الهضم اللاهوائي (ADM1, Batstone *et al*., 2000) يؤخذ الهيدروجين حيث إنه يلعب دورًا هامًا في ثبات النظام اللاهوائي. ونماذج الحمأة النشطة ASM تصمم تحديدًا للتطبيق في درجات الحرارة المنخفضة (٥ – ٢٠°)، والتي تحتها لا يتوقع أي تراكم للنيتريت. وسوف يتراكم النيتريت فقط عند درجات الحرارة الأعلى أو في حالات التسمم غير العادية. وهكذا فإن النيتريت يترك خارج النموذج. وبنفس الأسلوب، في إزالة النيترة، يكون القليل فقط من النيترات المتحولة في صورة أكسيد النيتروجين، وبالتالي، فمن وجهة نظر وصف إزالة النيتروجين لا تتضمن مساهمة أكسيد النيتروجين أي صلة بالأمر. ومع ذلك، إن كان على محطة المعالجة أن تلتزم بحدود غاز أكسيد النيتروجين، عندها يصبح من المهم وضعها في الحساب. مرة أخرى، الأمر يعتمد على الغرض من تطبيق النموذج.

وإلى جانب تحديد المركبات المرتبطة بعملية المعالجة، فإن تحديد التوازنات المرتبطة بها أمر أساسي وبالنسبة لكل توازن يحافظ عليه، يكون عدد ذرات مركب ما يدخل إلى محطة المعالجة مساويًا لعدد الذرات الخارجة منها. ومن أمثلة التوازنات التي يحافظ عليها في النظام: النيتروجين والفوسفور والأكسجين الكيميائي الممتص والقاعدية. وباستخدام معادلات التوازن، يمكن حساب العلاقات التفاعلية غير المعروفة. هذا الاستقرار يقلل الحاجة للمعلومات المطلوبة لعمل النموذج، حيث يسمح هذا المنهج لعدد من القيم المجهولة بأن يتم حسابها. واستخدام مقياس الأكسجين الحيوي الممتص BOD كخاصية لمياه الصرف الصحي يتناقص وبدلاً منه، تعتمد المناهج الحديثة على الأكسجين الكيميائي الممتص COD. ويرتبط التصميم المؤسس على الأكسجين الحيوي الممتص بمنهج "الصندوق الأسود"، ولا يمكن استخدامه للموازنة حيث إنها لا يحافظ عليها، وتعتمد على العديد من العوامل (مثل زمن التفاعل ودرجة الحرارة). وفي الواقع العملي، لا زال يستخدم BOD غالبًا للربط مع مخرجات ASM فيما يخص تأثير المياه الخارجة (السيب) على المياه التي يصرف عليها السيب (حيث إن BOD لا يزال مؤشرًا مرتبطًا بجودة المياه). وعلى العكس فإن توازن COD تتم المحافظة عليه، حيث إنه، وفقًا لتعريفه، يمثل مقدار الإلكترونات المنقولة إلى الأكسجين لأكسدة جميع المادة العضوية في النظام إلى ثاني أكسيد الكربون وماء. وهذا هو السبب في أن النمذجة تؤسس على COD بدلاً من BOD.

ويمكن تحديد العلاقات التفاعلية على أساس المركبات المشاركة في التفاعل واستخدام الموازنات لحساب المعاملات المتصلة بالتفاعلات. على سبيل المثال، في التفاعل الخاص بالنمو بالتغذية العضوية تكون المركبات ذات الصلة هي المادة العضوية والأكسجين والأمونيا والقاعدية والكتلة الحيوية وثاني أكسيد الكربون والماء. وعند هذه المرحلة من وضع المعادلة، لا يكون من الضروري تحديد أي المركبات يتم استخدامه وأيها يتم إنتاجه حيث إنها سيكون لها علامة سالبة أو موجبة، بمعنى آخر، ليس مهمًا أين يوجد المقياس على جانبي المعادلة. والخطوة التالية هي اختيار معامل مثل ١ واستخدام موازنات لحساب جميع المعاملات الأخرى (ذات الصلة فقط). في المثال الثاني هنا، يمكن عمل ٥ معادلات توازن (للكربون والأكسجين والهيدروجين والنيتروجين والشحنة) وهناك ٧ معاملات مجهولة. ويمكن جعل أحد هذه المعاملات مساويًا ١ وهناك معامل واحد نريد معرفته، مثلاً مقدار الأكسجين المستهلك لكل أكسجين كيميائي ممتص تم تحوله أو مقدار الكتلة الحيوية المنتجة لكل كتلة COD مادة ركيزة (معاملات المادة الناتجة).

وهذا منهج عام لوضع العلاقات التفاعلية للتفاعل بالنسبة لأي عملية حيوية مثل أن تستغل (تستخدم) المواد العضوية (أو الأكسجين الكيميائي الممتص) هوائيًا (مع الأكسجين O_2).

$$?COD + ?O_2 + ?NH_4^+ + ?HCO_3^- \rightarrow ?Biomass\text{-}COD + ?CO_2 + ?H_2O \quad (14.2)$$

وفي نظم معالجة مياه الصرف الصحي لا نكون عادة مهتمين بتحول ثاني أكسيد الكربون والماء ويستخدم توازن الأكسجين الكيميائي الممتص بدلاً من إحدى التوازنات المرتبطة بالعناصر. فإذا وضعنا معامل المادة الركيزة COD + ١، وإذا كان معامل الناتج للكتلة الحيوية معروفًا، تصبح المعادلة 14.2.

$$1COD + (1\text{-}Y_H)O_2 + f_N Y_H NH_4^+ + f_N Y_H HCO_3^- \rightarrow Y_H \text{ Biomass-COD} \quad (14.3)$$

حيث:

Y_H ناتج التغذية العضوية (جم كتلة حيوية COD / جم مادة ركيزة COD)

f_N جزء النيتروجين في الكتلة الحيوية (جم N/ جم كتلة حيوية)

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

ولتحريك هذه المعادلة، قمنا باستخدام توازن COD، والنيتروجين والشحنات. وينص توازن COD على أن استهلاك الأكسجين وإنتاج الكتلة الحيوية يكون دائمًا مرتبطًا ببعضه، ومن المستحيل توفير الأكسجين وإنتاج حمأة أقل، لأن المادة الركيزة (COD) إما أن تتأكسد بالأكسجين أو تصبح حمأة. ومن توازن النيتروجين يمكن حساب مقدار الأمونيا المطلوبة، ومن توازن الشحنات يمكن تحديد مقدار البيكربونات (القاعدية)... إلخ. والعلاقات التفاعلية للتفاعل يمكن كتابتها كدالة لمعامل الناتج، وفي هذا المثال على وجه التحديد، مقدار النيتروجين داخل الكتلة الحيوية. والمعاملات الخاصة بالعلاقات التفاعلية لكل مركب تكون متضمنة في مصفوفة النموذج (جدول ١٤-١).

١٤-٣-٤ دراسة الحركية

لكل تفاعل معادلة لمعدل سرعته. ومعادلة السرعة تحدد معدل التحول بالنسبة للمركب مع معامل ناتج العلاقات التفاعلية المساوي ١. ومعدل التغير للمركبات الأخرى يتبع ذلك من خلال ضرب معامل كل ناتج بمعادلة السرعة. ويمكن أن يؤسس النموذج على القيم الحركية المؤسسة على المادة الركيزة (معامل العلاقات التفاعلية لمادة الركيزة يساوي ١) أو القيم الحركية المؤسسة على عملية النمو (معامل العلاقات التفاعلية للكتلة الحيوية يساوي ١). ولا ينصح باستخدام كلاهما في نفس الوقت في نموذج واحد. وفي نموذج ASM1 يتم وصف المعدلات على أساس معدل النمو، لذلك يكون معامل الكتلة الحيوية عند ١. في ASM، تستخدم معادلة تشبع كمعادلة معدل سرعة قياسية. وتتضمن دراسة حركية التشبع (مونود) قياسين رئيسين: قياس الحد الأقصى للمعدل وثابت التآلف أو التغير (قيمة K معرفة بالتركيز عند نصف الحد الأقصى للمعدل). ويمكن أن تأخذ بنود التشبع (S/(K+S قيمة بين صفر و ١، ويمكن أن يكون لها وظيفة مختلفة في النموذج. ويعكس العديد من بنود التآلف قيمة حقيقية، مثلاً: بند تآلف الأكسجين يكون مقياسًا ملحوظًا. ومع ذلك نجد في بعض الحالات يكون بند التشبع مجرد بند تحويل. وعلى سبيل المثال تستخدم وظيفة التحويل في النموذج لوقف عملية النمو عندما لا يكون هناك أمونيا موجودة (معادلة 14.4) وثابت التآلف للأمونيا يكون منخفضًا جدًا ويصعب قياسه، لهذا فإن المعامل الذي يوضح في المعادلة يكون له غرض أوحد هو ضمان أنه ليس هناك أي نمو آخر إذا تم استهلاك الأمونيا تمامًا. هذا بالتبعية يعني أنه لا حاجة لأن نضع معايرة لهذه القيمة. ولكن كيف نفرق بين القياسات الحقيقية القابلة للقياس وبين الوظائف التحويلية فإن هذا مبهم لحد ما وغير واضح في نموذج الحمأة النشطة. لهذا فإنه من المهم التحقق من ما إذا كانت قيم K موجودة كقياسات في النموذج الواقعي أو لأداء وظيفة التحويل، لوقف العملية عندما يكون المركب ذو الصلة غير موجود.

$$\mu = \mu^{max} \frac{S}{K_S + S} \cdot \frac{S_O}{K_O + S_O} \cdot \frac{S_N}{K_N + S_N} \cdots \quad (14.4)$$

ولتوصيف العناصر الحركية لعملية التثبيط، يتم استخدام منهج مشابه، ولكن هنا يسمى ثابت التآلف: "ثابت التثبيط، وبالتالي يكون ممكنًا تحديد بند التثبيط. (معادلة 14.5) والذي مرة أخرى يكون له قيمة صفر أو ١. وثابت التثبيط يكون مساويًا لتركيز المادة الركيزة والذي عنده يلاحظ خفض قدرة ٥٠% في معدل السرعة. وهناك أيضًا بنود تثبيط أكثر تعقيدا، ولكن في ASM يكون هذا البند المعتاد تطبيقه خاصة بالنسبة لتثبيط المادة الركيزة.

$$1 - \frac{S}{K_S + S} = \frac{K_S}{K_S + S} \quad (14.5)$$

ومن المهم ملاحظة أن مضاعفة العديد من العوامل بضربها حسابيًا يسبب انحرافًا حسابيًا لأن هذه العوامل لا تساوي ١ بالضبط. فإن قمنا بضرب العاملين بقيمة 0.9 بقيمة العامل الثالث الذي يكون ٠,٥، ستكون النتيجة ٠,٤، بينما يجب أن تكون النتيجة الحقيقية ٠,٥ لأن هذا هو العامل المحدد. وهذا بالتالي يعني قيمة أقل لمعدل السرعة بمقدار ٢٠%. لهذا يكون من الأفضل استخدام عامل تشغيل منطقي في النموذج واختيار أقل العوامل بين البنود (معادلة 14.7) بدلاً من ضرب هذه العوامل ببعضها (معادلة 14.6) حيث يبدو أن ذلك هو الأفضل لتقريب الواقع.

$$\mu = \mu^{max} \cdot \frac{S}{K_S + S} \cdot \frac{S_O}{K_O + S_O} \cdot \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \cdot \frac{S_{KI}}{K_I + S_{KI}} \quad (14.6)$$

$$\mu = \mu^{max} \cdot MIN\left(\frac{S}{K_S + S}; \frac{S_O}{K_O + S_O}; \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}}; \frac{S_{KI}}{K_I + S_{KI}} \right) \quad (14.7)$$

والسبب في استخدام المعادلة (14.6) يعود جزئيًا لأنه عادة موروثة (في زمن إنشاء النموذج الأول في السبعينات، وكان حساب عوامل التشغيل المنطقية بواسطة معادلات تفاضلية تكاملية صعبًا ومستهلكا للوقت بصورة كبيرة ولذلك لم يطبق). ولا يهم كثيرًا أية معادلة تستخدم لنمذجة الحمأة النشطة، فالنقطة الأهم هي فهم أسباب الاختيار الذي تم في المراحل المختلفة لإعداد النموذج.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

١٤-٣-٥ النقل

للنموذج النمطي لمعالجة مياه الصرف الصحي العديد من بنود النقل وغالبا ما تكون معتمدة على الوقت (شكل ١٤-٣). ومدخلات النموذج هي التدفق وتركيبة مياه الصرف الصحي المتغيرات مع الزمن. ويتم وصف العملية في نموذج هيدروليكي، ممثلاً الأسس الهيدروليكية (حركة السوائل) للمحطة كاملة النطاق. وهناك مثال في شكل ١٤-٤.

والمشكلة الرئيسة ترتبط بعمل النموذج الهيدروليكي لمحطة معالجة مياه الصرف الصحي، والحل الأمثل يمكن أن يكون عمل نموذج كامل وحسابي لديناميكيات (حركات) السوائل في المحطة، والذي يمكن أن يصف بالضبط التدفق في المفاعلات. ومع ذلك، نجد عمومًا أن التفاصيل التي يحصل عليها عن التدفق بهذه الطريقة تكون كبيرة لحد كبير بالنسبة لمعظم نماذج التحول. وحيث إننا مهتمين بصورة رئيسة بالتحول الحيوي، فنحن نحتاج لوصف التغيرات في التركيزات بمحطة المعالجة بصورة كافية. ويمكن أن يساعد قياس العديد من المركبات ذات الصلة بالعملية على تحديد النموذج الهيدروليكي، وبالنسبة لنماذج الحمأة النشطة فهذه المركبات هي عمومًا: الأكسجين، الأمونيا والنيترات، والفوسفات بالنسبة لنظم إزالة الفوسفات. وكخطوة أولى، يمكن عمل فصل واضح بين المناطق الهوائية وغائبة الأكسجين واللاهوائية ومحطة المعالجة.

وداخل كل منطقة عندئذ يمكن لأي أحد أن يلاحظ ما إذا كان، مثلاً، هناك منحنى في تركيز الأكسجين. وطالما أن تركيز الأكسجين دائمًا فوق معامل التشبع للأكسجين المستخدم في المعادلات الحركية، لا تكون هناك حاجة مباشرة لوصف التغيرات في التركيز بالمنطقة الهوائية، ويمكن اعتبار أن الخزان مخلوط جيدًا. وإذا أصبح تركيز المركبات المتفاعلة قريبًا من أو أقل من ثوابت التشبع، فإنه يجب أن يكون النموذج الهيدروليكي مصممًا بحيث إن التغير في التركيزات يتم توصيفه جيدًا. وعمومًا، هذا يعني استخدام نموذج أحواض الدفق الكتلي (plug-flow) أو وصف النظام كسلسلة من الأحواض. وفي حالة ملاحظة أن التركيز، الأمونيا مثلاً، في حوض التهوية ٤ مجم/ ل، فإنه يمكن اعتباره بأنه حوض تام الخلط وأن يتم تمثيله في التخطيط الهيدروليكي للمحطة كمفاعل فردي. ومع هذا، إن كان تركيز الأمونيا الملاحظ يتغير من ٤ مجم/ ل عند مدخل حوض التهوية إلى صفر مجم/ ل عند مخرج الحوض، فإن هذا يبين أن المنحنى الشديد للتركيز داخل الحوض، وبالتالي يكون من الأفضل كثيرًا نمذجته كحوض متعدد المقصورات به عدد من المفاعلات الأصغر كاملة الخلط، على التوالي. وهناك جانب آخر يؤخذ في الاعتبار هو تحول المركبات بين الحالتين الغازية والسائلة (مثل الأكسجين) في المفاعلات المهواة أو بين الغشاء الحيوي والسائل. هذا يتم شرحه تفصيلاً في الفصل التاسع والفصل السابع عشر.

١٤-٣-٦ ترميز (وضع رموز) المصفوفة

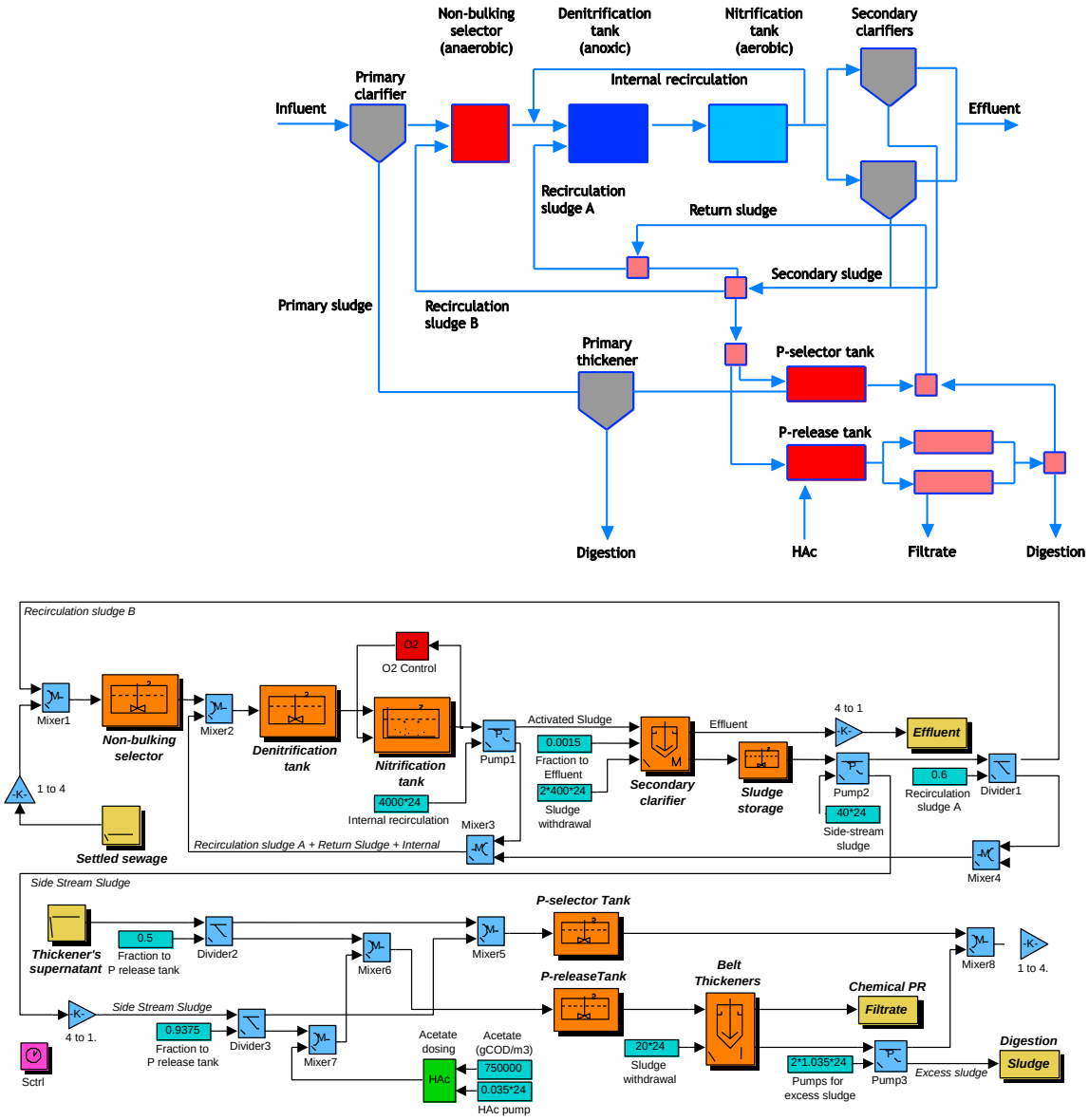
يمكن توصيف معادلة الاتزان (معادلة 14.1) بالنسبة لكل مركب منفرد. والعدد الكبير من المركبات ذات الصلة وكذلك التحولات، تجعلان نمذجة الحمأة النشطة عملية معقدة. ويحتاج عدد كبير من معادلات الاتزان إلى أن تتم صياغتها مما ينتج عن ذلك فقدان النظرة الشاملة للأمر. وكان عمل مجموعة عمل "IAWQ" (Henze et al., 1987) في "النمذجة الرياضية (الحسابية) لمعالجة مياه الصرف الصحي" قد أوصى بطريقة المصفوفة لعرض النموذج.

هذا الشكل ييسر عرضًا واضحًا وغير مبهم للمركبات والعمليات وتداخلها في صفحة واحدة. بالإضافة لذلك، يسمح شكل المصفوفة بالمقارنة السهلة للنماذج المختلفة، ويسهل تحويل النموذج إلى برنامج حاسب آلي. والمصفوفة يتم تقديمها في صورة أعمدة وصفوف، عمود واحد لكل مركب وصف واحد لكل عملية. وهناك مثال بسيط في جدول ١٤-١.

وأول خطوة في تخطيط المصفوفة هي تحديد المركبات ذات الصلة بالنموذج، ويتم تمثيل المركبات في صورة رموز توضع في قائمة على رأس العمود المناسب الذي يشمل صفا به الأبعاد.

والخطوة الثانية في إنشاء المصفوفة هي تحديد العمليات الحيوية التي تحدث في المنظومة. وهذه عبارة عن تحولات أو تغيرات تؤثر على المركبات المأخوذة في النموذج ويتم ترتيبها واحدة أسفل الأخرى على الجانب الأيسر من المصفوفة. وتتم صياغة معدلات سرعة عملية المعالجة رياضيًا وتوضع في قائمة على الجانب الأيمن من مصفوفة العلاقات التفاعلية بالتوازي مع العمليات الخاصة بها. ويتم إثبات معامل علاقة التفاعل لعملية تحول مركب ما إلى مركب آخر في صف كل عملية بحيث تصنع قائمة بمعاملات العلاقات التفاعلية في كل عمود خاص بمركب معين والتي تؤثر في هذا المركب. وإن كانت معاملات العلاقات التفاعلية تساوي صفرًا، فهي، لغرض الوضوح فقط، لا تعطي في المصفوفة المطبوعة. والعملية المتعارف عليها لوضع الإشارات والمستخدمة في المصفوفة لكل مركب بذاته هي

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



شكل ١٤–٤ تخطيط العملية الهيدروليكية لعملية **Phostrip** في محطة معالجة مياه صرف صحي هارلم، هولندا وتمثيلها على نمذجة محاكاة **SIMBA** (مأخوذة عن Brdjanovic et al., 2000).

"سالب للاستهلاك" و"موجب للإنتاج". وفي هذا التعارف، فإن معدلات عملية المعالجة تكون لها دائمًا إشارة موجبة. ونلاحظ أن الأكسجين يكون COD سالب، لأن الأكسجين يتقبل الإلكترونات: وتمر الإلكترونات من المادة الركيزة إلى الأكسجين لتكون الماء. ويجب الحرص بشأن الوحدات المستخدمة في معادلات معدل السرعة للعملية. وتكون معاملات العلاقات التفاعلية أبسط كثيرًا عندما تعمل بوحدات متسقة.

في المثال المقدم بالجدول ١٤–١ يعبر عن المركبات على أنها مكافئات الأكسجين الكيميائي الممتص. وبافتراض أن الوحدات المستخدمة متسقة مع بعضها، فإن الاستمرارية يمكن فحصها من قياسات العلاقات التفاعلية بالتحرك عبر أي صف من المصفوفة، ويجب أن يكون مجموع معاملات العلاقات التفاعلية مساويًا صفر.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

جدول ١٤-١ مثال لمصفوفة علاقات تفاعلية لنمذجة الحمأة النشطة (Henze et al., 1987)

المكونات i	1: S_O	2: S_S	3: X_H	معادلة معدل العملية ρ_j
قائمة عمليات المعالجة j				
النمو الهوائي	$-\frac{1}{Y_H}+1$	$-\frac{1}{Y_H}$	+1	$\mu_H^{max} \cdot \frac{S_S}{K_S+S_S} \cdot X_H$
التحليل		+1	-1	$b_H \cdot X_H$
معدل التحول الملاحظ r_i	$[M_i L^{-3} T^{-1}]$	$r_i=\sum_j v_{j,i} \cdot \rho_j$		
تعريف قياسات العلاقات التفاعلية	الأكسجين المذاب (O_2)	المادة الركيزة العضوية (COD)	الكتلة الحيوية خارجية التغذية (COD)	تعريف القياسات الحركية:
Y_H معامل ناتج التغذية الخارجية (غير الذاتية) $[M_H\ M_S^{-1}]$				μ_H^{max} معدل الحد الأقصى المجدد للنمو $[T^{-1}]$
				K_S معامل التشبع للمادة الركيزة $[M_{COD} L^{-1}]$
				b_H ثابت المعدل لعملية التحلل $[T^{-1}]$

تكون هذه المصفوفة موجزًا محكمًا للعلاقات التبادلية المعقدة بين المركبات والعمليات. وهي تسمح للتغيرات في العمليات والمركبات والعلاقات التفاعلية والمركبة بأن يتم إدخالها بسهولة.

تبين المصفوفة جانبان مهمان في العمليات: معادلة التفاعل لكل عملية موضحة في مختلف الصفوف. وفي الأعمدة بالنسبة لكل مركب يمكن أن نلاحظ مباشرة ما هي التحولات التي يشارك فيها مركب ما. وبضرب عوامل العلاقات التفاعلية بمعادلات معدل سرعتها المرتبطة بها، يمكننا الحصول على معادلة معدل سرعة إجمالية لكل مركب.

ومن أجل التسهيل، يمكن إضافة جانبين إضافيين لتوصيف المصفوفة (جدول ١٤-٢) الجانب الأول عبارة عن مصفوفة بتركيب معبر عنه بتوازنات المواد الثابتة، وفي هذه الحالة تكون توازنات الشحنة و N و COD والكتلة الحيوية معبرًا عنها في مصفوفة العلاقات التفاعلية كأكسجين كيميائي ممتص COD، لكنها أيضًا تحتوي على النيتروجين. وفي مصفوفة التركيب تكون هذه مشمولة أيضًا. وحيث إن مصفوفة العلاقات التفاعلية ومصفوفة التركيب يحتويان فعلاً على جميع التوازنات المحافظ عليها (ثابتة)، فإن ضرب المصفوفتين حسابيًا ببعضهما يعطي أيضًا نتيجة تساوي صفر.

ثانيًا، فنحن نعتني عمومًا ليس فقط بالمركبات المعبر عنها بالأبعاد كما هو مستخدم في النموذج، ولكن أيضًا بوحداتها المقاسة أو التي تم ملاحظتها. على سبيل المثال، تقاس كمية الحمأة عادة جم TSS وليس جم COD. والمصفوفة القائمة على الملاحظة تحتوي على هذه الأرقام للتحولات بين، مثلاً، جم COD وجم TSS. ومن الكميات الملاحظة التي يمكن الاعتناء بها: نيتروجين كيلدهال والمادة الصلبة المتطايرة VSS أو الأكسجين الحيوي الممتص BOD.

١٤-٤ إنشاء النموذج الحيوي الحركي خطوة بخطوة ASM1

يعد إنشاء النموذج عملية تتم وفق خطوات ومن القاع إلى الأعلى حيث يتم فقط وتمامًا احتواء العمليات الضرورية للغرض المحدد لعملية النمذجة والمبدأ الحاكم عمومًا في النمذجة هو البدء بالبسيط مع زيادة التعقيد عند الحاجة. وعمومًا فإن نماذج الحمأة النشطة من عائلة ASM يتم تطويرها لوصف معدل امتصاص الأكسجين وإنتاج الحمأة (منضمين على توازن COD) وتحولات النيتروجين والفوسفور في محطات معالجة مياه الصرف الصحي.

ومع ذلك، فبالرغم من أنها تصمم للأغراض العملية (ولهذا ليس للأغراض الأكاديمية) فهي ليست نماذج للصحة العامة حيث إنها لا تصف إزالة مسببات الأمراض. والأرجح أن وصف عملية إنشاء نموذج حمأة نشطة بالخطوات كان هو المنهج الأصلي لدى Ekama and Marais (1978)، وبعدها وصفت العملية بواسطة " Dold et al., (1980)، ثم تم تناولها أكثر في عمل Gujer and Henze (1991). ونتاج هذا المنهج هو النموذج الذي يأتي قريبًا من ASM1، وهكذا هو موصوف هنا باختصار. والنظام التجريبي المستخدم في هذا المنهج احتوى نظام خلط تام للحمأة النشطة

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

جدول ١٤-٢ **مثال لمصفوفة علاقات تفاعلية لنمذجة الحمأة النشطة (مأخوذة من** Gujer and Larsen, 1995 **)**

المكون	الأكسجين	المادة الخاملة	المادة الركيزة	الأمونيا	القاعدية	الكتلة الحيوية	المادة الخاملة	المادة الركيزة	إجمالي المادة الصلبة العالقة	المعدل
الرمز	S_O	S_I	S_S	S_{NH}	S_{HCO}	X_H	X_I	X_S	X_{TSS}	
الوحدة	gO_2	gCOD	gCOD	gN	mole	gCOD	gCOD	gCOD	gTSS	
العملية	المصفوفة التفاعلية									
التحليل المائي			1					-1	-0.75	r_1
النمو الهوائي	-0.5		-1.5	-0.08	-0.005714	1			0.9	r_2
التحلل				0.07	0.005	-1	0.2	0.8	-0.12	r_3
المواد الثابتة	مصفوفة التركيب									
ThOD-COD	-1	1	1	0		1	1	1		
N		0.02		1		0.08	0.05	0		
الشحنة				0.071429	-1					
الممكن ملاحظتها										
إجمالي المواد الصلبة العالقة						0.9	0.9	0.75		

باستخدام مياه صرف صحي منزلية مترسبة مع بيان خواص مياه داخلة أساسية وحمأة مع شروط تشغيل مذكورة في جدول ١٤-٣.

وكان غرض الدراسة هو استخدام النموذج في الوصف الصحيح لمحتوى الكتلة الحيوية في المنظومة، وامتصاص الأكسجين بواسطة الكتلة الحيوية وتحول النيتروجين. وللبدء، يمكن أن نستخدم نموذجًا بسيطًا جدًا يتكون فقط من ثلاثة مكونات ذات صلة (أكسجين مذاب S_o ومادة ركيزة عضوية مذابة S_s وكتلة حيوية خارجية التغذية X_H) وعمليتي تحول لهما صلة (نمو كتلة حيوية هوائي وتحلل). ومع زيادة في عمر الحمأة SRT، تتناقص الكتلة الحيوية (الكائنات الحية) كجزء من كتلة الحمأة (VSS) في النظام. ولوصف هذا، استخدمت عملية التحلل أو تجدد الأعضاء بعد موتها، أي تفسخ (تحلل) خلايا الموت الناتجة في توليد المادة الركيزة الذائبة القابلة للتحلل الحيوي المتاحة لتوليد كتلة حيوية جديدة (الفصل الرابع) وتحلل الكتلة الحيوية خارجية التغذية هنا يلخص جميع العمليات التي تؤدي إلى فقدان في الكتلة الحيوية (التفسخ والتحلل والتنفس الداخلي والافتراس ... إلخ). والحفاظ على التحلل الداخلي كان من الممكن استخدامه أيضًا هنا لوصف الخفض في الكتلة الحيوية. وبالنسبة لعملية النمو الحيوي فكل المكونات الثلاثة لها صلة، الأكسجين المذاب والمادة العضوية الركيزة يستخدمان بواسطة الكتلة الحيوية تحت الظروف الهوائية. (وبالتالي

جدول ١٤-٣ **بيانات ومصفوفة موجز النظام التجريبي**

المقياس	القيمة
نظام التغذية	12 h/d on between 02 and 14 hrs
التدفق	18 l/d
حجم المفاعل	6.73 l
العمليات	COD الإزالة والنيترة (هوائي تام)
محتوى الكتلة الحيوية في المفاعل	1,375 mgVSS/l or 2,090 mgCOD/l
زمن مكث (عمر) الحمأة	2.5 d
درجة حرارة التشغيل	20.4°C
تركيز الأكسجين الكيميائي الممتص في المياه الداخلة	570 mgCOD/l
تركيز إجمالي نيتروجين كيلدهال في المياه الداخلة	46.8 mgN/l

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

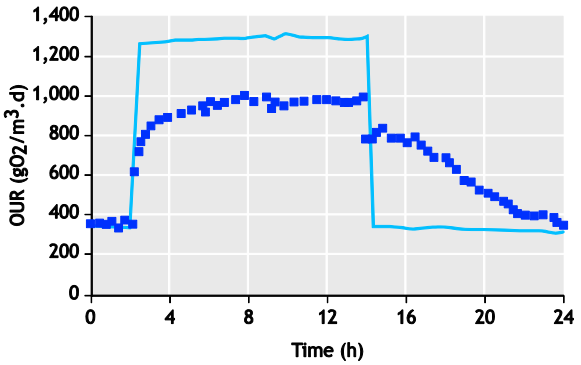
جدول ١٤-٤ عرض المصفوفة الخاصة بنموذج أ

المكون	S_O	S_S	X_H	المعدل
النمو	-0.5	-1.5	1.0	$\mu_H^{max} \cdot \frac{S_S}{K_S+S_S} \cdot \frac{S_O}{K_{O,H}+S_O} \cdot X_H$
التحلل		+1.0	-1.0	$b_H \cdot X_H$

معامل سالب) لإنتاج كتلة حيوية (معامل موجب). وبصورة عامة، فإن المصفوفة يمكن تبسيطها إذا أمكن الاختيار بحيث تتسب بحرية كاملة معاملات العلاقات التفاعلية بقيمة + ١ أو – ١ لكل عملية. ويكون اختيار معامل الناتج Y_H (٠,٦٧ جم COD/ جم COD) مع معادلة الحفاظ على COD كافيًا لتحديد جميع معاملات العلاقات التفاعلية للنمو الهوائي (شكل ١٤-٥). ولكل من العمليتين يمكن تحديد المعدل، وبالنسبة للنمو الهوائي يتكون ناتج الحد الأقصى لمعدل النمو وتآلف المادة الركيزة وتركيز الكتلة الحيوية (بافتراض أن الأكسجين ليس عاملاً محددًا للنمو).

وبالنسبة للتحلل، فهي نوع من عملية الدرجة الأولى حيث تفضل الكتلة الحيوية في نسب متناسبة مع تركيز الكتلة الحيوية الموجود وثابت التناسب الذي يسمى" ثابت معدل التحلل". واستبدال المعاملات في النموذج الحركي الحيوي يعطي مصفوفة النموذج أ (جدول ١٤-٤).

وإذا استخدم هذا النموذج لمقارنة معدل امتصاص الأكسجين الملاحظ، يمكن إدراك أن الملاحظة التجريبية تنحرف بقوة عن تنبؤات النموذج، ما عدا ما يختص بالفترة بين صفر و٢ ساعة وفي نهاية التجربة (التنفس الداخلي)، بصورة عامة، إن كانت توقعات التجربة منحرفة بالنسبة لمستويات القياسات المرغوبة، فإنه يمكن ضبطها نسبيًا وبصورة حاسمة بتغيير قيمة قياسات النموذج المختارة. ومع ذلك، إن كانت توقعات النموذج، فيما يخص البنود والاتجاهات والأشكال خاطئة، فمن المحتمل جدًا أن العملية أو العمليات ذات الصلة لا ينظر لها. وفي هذا الاختيار المحدد، فإن الفرق بين إجمالي استهلاك الأكسجين الملاحظ على مدى ٢٤ ساعة وذلك المتوقع في النموذج يبدو قريبًا تمامًا. ومع هذا، فإن الانحراف بين توقع النموذج والنتائج التجريبية أدت إلى أن يقترح Dold et al., (1980) فصل تحلل المادة العضوية في مياه الصرف الصحي إلى عمليتين (جزئين): عملية سريعة نسبيًا من التحلل الحيوي لجزء من COD يشمل العضويات مثل الأحماض الدهنية المتطايرة VFA والجلوكوز وعملية بطيئة نسبيًا لتحلل COD (السيليولوز والنشا والبروتينات... إلخ). وهذه التجزئة لمحتوى COD القابل للتحلل الحيوي إلى تحلل حيوي سريع أو بطيء (RBCOD و SBCOD، على التوالي) تم انطلاقها من الملاحظة التجريبية لتصوير معدل امتصاص الأكسجين والذي أظهر انخفاضًا حادًا تقريبًا فور وقف التغذية(١٤ ساعة)، متبوعًا بانخفاض بطيء لوحظ حتى نهاية التجربة حيث وصل إلى قيمة مستقرة لوحظت خلال أول ساعتين من الاختبار. لذلك فإن عملية التحلل تم وصفها جيدًا في النموذج. وكذلك تم استنتاج أن SBCOD تحولت إلى RBCOD في عملية بطيئة نسبيًا للتحلل المائي (شكل ١٤-٥).

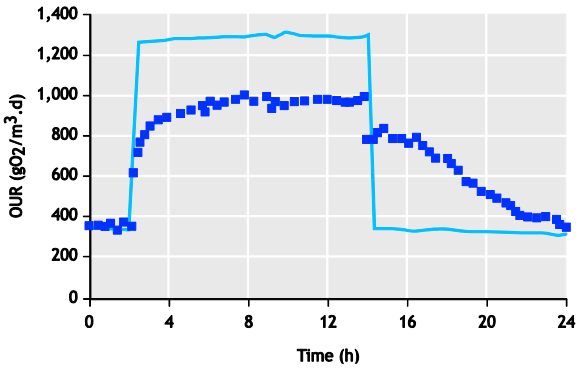


شكل ١٤-٥ نموذج أ: مقارنة القيم التجريبية (نقاط بيانات) مع معدل امتصاص الأكسجين المتوقع، نظريًا (خط مستمر) (مأخوذ عن Ekama (and Marais, 1978; Gujer and Henze, 1991

وهذا يعطي الانطباع ضمنيًا بأن هناك حاجة لتوسيع النموذج أ بإدخال نوعين من المادة الركيزة (RBCOD و SBCOD) وعملية إضافية أخرى (التحلل المائي). وفي ASM1 افترض أيضًا أن المادة الركيزة القابلة للتحلل الحيوي البطيء تتكون من مادة ركيزة جزيئية تمامًا (X_S)، والتي ليست بالضرورة أمرًا حقيقيًا، ولكن ASM1 قبلها هكذا. التمييز بين المادة القابلة للذوبان (S) والمادة الجزيئية (X) ضروري حتى يمكن تحديد أي المركبات سوف يترسب في المروق

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

وأيهما سيترك المنظومة مع المياه الخارجة (السيب). وإدخال جزء SBCOD (X_S) لم يؤثر في عملية النمو بالتغذية الخارجية حيث يفترض أن النمو ليس قائمًا بصورة مباشرة على SBCOD. أيضًا، فإن عمليات التحلل تم ضبطها بافتراض أن نواتج التحلل قابلة للتحلل الحيوي البطيء، وبهذا تضاف إلى مجموعة X_S. هذه النواتج تصبح متاحة للنمو الهوائي خارجي التغذية بواسطة التحليل المائي. هذا يعني أن هناك نوعان من المادة الركيزة الجزيئية: واحدة تأتي من مياه الصرف الصحي الداخلة، والثانية تتولد من تحلل الكتلة الحيوية. وفي بعض الحالات تكون هذه متكتلة مع بعضها (مثلما في هذه الحالة)، بينما تؤخذ في بعض النماذج الأخرى منفصلة عن بعضها. ومع ذلك فكلا البديلين لا ينتج عنهما، عمليًا، فرقًا تامًا. وفوق هذا، فالمادة القابلة للتحلل المائي X_S يفترض أنه يتم امتصاصها بواسطة الكتلة الحيوية خارجية التغذية وينتج عنها نوع من تعبير "لانجرانج" الحركي مثل معادلة معدل السرعة لعملية التحليل المائي. وبهذا، فإنه مقدار المادة الركيزة لكل كتلة حيوية هو الذي يكون له الأهمية هنا (تحديد المعدل) وليس تركيز المادة الركيزة فيما يخص كتلة السائل، كما في حالة RBCOD. وبتطبيق هذا، تم تكوين النموذج ب (جدول ١٤-٥).



شكل ١٤-٦ النموذج (ب) مقارنة بين القيم الملاحظة تجريبيًا (نقاط البيانات) ومعدل الأكسجين الممتص المتوقع نظريًا (الخط المستمر) مأخوذ عن (Ekama and Marais, 1978; Gujer and Henze, 1991).

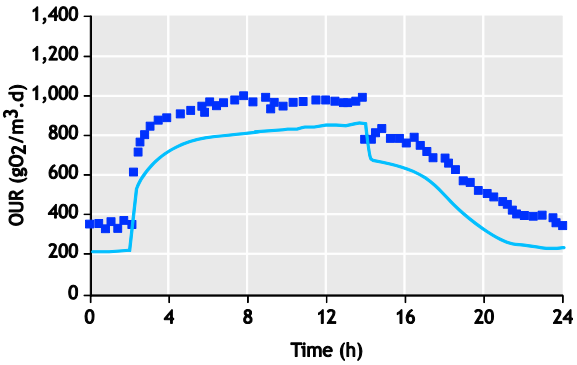
والنموذج ب يصف معدل امتصاص الأكسجين بصورة مُرضية (شكل ١٤-٦). ومع ذلك، فإن تركيز الحمأة النشطة المستنتج كان ٢٢% أقل من ذلك التركيز المقاس بالفعل. وقد بين ذلك الحاجة إلى زيادة إنتاج الحمأة بإدخال جزء مياه داخلة غير قابل للتحلل الحيوي من COD (لكونه خاملاً وأيضًا مادة عضوية جزيئية من التي تتراكم في المفاعل X_1). والمصطلح "غير قابل للتحلل الحيوي" في هذه الخلفية لمعالجة مياه الصرف الصحي يستخدم للمركب الذي لا يتحلل بواسطة الكائنات الدقيقة خلال مكوثة في منظومة المعالجة. فمواد مثل البلاستيك والمواد المصنوعة من الخشب أو الألياف والشعر والأظافر كلها مواد عضوية وتعتبر قابلة للتحلل الحيوي، ولكن ليس في منظومة معالجة مياه الصرف الصحي. حتى مركب مثل السليولوز يعتبر غير قابل للتحلل الحيوي في محطات معالجة مياه الصرف الصحي عالية التحميل ولكن يكون قابلاً للتحلل الحيوي في النظم منخفضة التحميل. وبجانب المادة الخاملة القادمة من مياه الصرف الصحي الداخلة للمحطة، هناك أيضًا مكون ثاني يتولد من تحلل الكتلة الحيوية. والأخير ينشأ من أن جدران الخلايا تكون COD قابل للتحلل الحيوي البطيء جدًا والذي بهذا يعتبر غير قابل للتحلل الحيوي، فينتج عنه القسم الذي يتم تحديده تجريبيًا في منتجات عملية التحلل الذي يكون فيه ٩٢% X_S (قابل للتحلل) و ٨% X_1 (غير قابل للتحلل). وبالتالي فإن معدلات النموذج ب لا تتغير شريطة أن يكون توصيف معدل امتصاص الأكسجين جيدًا.

وإدخال X_1 الناتج على النموذج ج موضح في جدول ١٤-٦. وتركيز الكتلة الحيوية الملاحظ في المفاعل كان مستنبطًا بصورة جيدة بالنموذج ج، مع ذلك، ونظرًا للإنتاج/ الإزالة الأعلى لمكون COD (الحمأة) من المنظومة، فإن استهلاك الأكسجين لم يتم تقديره بصورة واضحة في النموذج (برغم أن الوصف العام لمعدل امتصاص الأكسجين كان متناسقًا تمامًا).

جدول ١٤-٥ عرض المصفوفة الخاصة بالنموذج ب

المكون	S_O	S_S	X_H	X_S	المعدل
النمو	-0.5	-1.5	1.0		$\mu_H^{max} \cdot \frac{S_S}{K_S+S_S} \cdot \frac{S_O}{K_{O,H}+S_O} \cdot X_H$
التحلل			-1.0	+1.0	$b_H \cdot X_H$
التحليل المائي		+1.0		-1.0	$k_H \cdot \frac{(X_S/X_H)}{K_x+(X_S/X_H)} \cdot X_H$

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



شكل ١٤-٧ النموذج (ج) مقارنة بين القيم الملاحظة تجريبيًا (نقاط البيانات) ومعدل الأكسجين الممتص المتوقع نظريًا (الخط المستمر) مأخوذ عن (Ekama and Marais, 1978; Gujer and Henze, 1991).

هذا ينبغي أن يتوقع حيث إن استهلاك الأكسجين وإنتاج للحمأة مرتبطين ببعضهما بواسطة توازن COD، وبالتالي، فإن زيادة إنتاج الحمأة ستسبب نقصًا في الطلب على الأكسجين. ولم يكن من الممكن التنبؤ الصحيح بكلٍ من استهلاك الأكسجين وإنتاج الحمأة بواسطة النموذج ج.

ومن الملاحظات التجريبية (النتائج غير مبينة) كان واضحًا أن المياه الخارجة من المحطة (السيب) احتوت على النيترات مما أفاد ضمنًا أن النيترة لابد من أن تكون موجودة. وبإدخال النيترة كان لابد للنموذج أن يتسع بإضافة ٣ مواد وعمليتين هي الأمونيوم (NH_4^+, S_{NH}) والنيترات (NO_3^-, S_{NO}) والكتلة الحيوية ذاتية التغذية المسببة للنيترة (X_A)، وعمليتي النمو (للكائنات المسببة للنيترة) الهوائي والتحلل. مرة أخرى، كان من الضروري تقييم تأثير كل من المواد الإضافية على التفاعلات الموجودة. ولا تستخدم الأمونيا في النيترة فقط، ولكن أيضًا لنمو الخلايا، لهذا كان من الضروري إضافة عامل علاقات تفاعلية للأمونيا في علاقات عملية النمو. وإذا ما احتوت الكتلة الحيوية على ٨% نيتروجين (٠,٠٨ مجم N/ مجم COD)، عندئذ يصبح العامل ٠,٠٨، وفوق ذلك، تم افتراض أن النيتروجين يبقى في عملية التحلل داخل الكتلة الحيوية. ومع ذلك، فإن الكتلة الحيوية SBCOD في عملية التحليل المائي تتحلل (مثل البروتينات إلى أحماض أمينية) ناتجًا عنها إطلاق الأمونيا. ولهذا نتيجة منطقية وهي أنه إلى جانب كل وحدة من المادة الوسيطة، يتم أيضًا إنتاج ٠,٠٨ وحدة من الأمونيا. هذا يحدث أيضًا مع SBCOD في المياه الداخلة للمحطة، عندما يتحلل البروتين فيها مائيًا، فتنطلق الأمونيا كنيتروجين عضوي، أي الفارق بين إجمالي نيتروجين كيلدهال والنيتروجين الحر والملحي (FSA). وهكذا يتم استهلاك كمية معينة من الأكسجين والأمونيا في النيترة، وينتج نيترات وكتلة حيوية ولا تكون كمية الأمونيا المستهلكة تماما مثل كمية النيترات الناتجة. وبسبب الاستخدام المزدوج للأمونيا، وهو: (i) لتوليد الطاقة في عملية النيترة و (ii) كمصدر للنيتروجين لنمو الكتلة الحيوية خارجية التغذية. والفارق بين الأمونيا المستهلكة والنيترات المتكونة يكون ٠,٠٨، ممثلاً محتوى النيتروجين للكتلة الحيوية خارجية التغذية. والتوازن الإجمالي للنيتروجين في هذه الحالة سيكون ملائمًا (٤,٢٥ = ٤,١٧ + ٠,٠٨ ×١) وفوق ذلك، فإن عملية التحلل بالنسبة للكائنات ذاتية التغذية افترض أنها نفس الشيء مثل الكائنات خارجية التغذية، والتي بها يتم إنتاج مادة ركيزة معينة وكمية صغيرة من مادة ركيزة كاملة. ومعدل العملية بالنسبة للتحلل للكائنات ذاتية التغذية يحصل عليها بطريقة مشابهة للكائنات خارجية التغذية ببنود التشبع للأمونيا والأكسجين وبإدخال ثلاث مواد إضافية وعمليتين، تم تكوين النموذج د والذي يفي بشروط توازن النيتروجين (N) و COD. وبوجود نموذج كهذا، كان ممكنًا فصل إجمالي استخدام الأكسجين إلى أكسدة الأمونيا واستخدام الأكسجين في تحلل COD. وهذا يبين قيمة مضافة لاستخدام النموذج، بتوفير رؤية أين يستخدم الأكسجين وفي أي العمليتين (ما يسمى بتحليل العملية). ومحاكاة النتائج لمعدل امتصاص الأكسجين باستخدام النموذج د موضحة في شكل ١٤-٨.

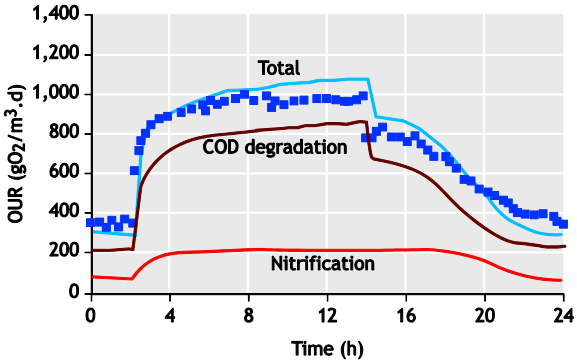
جدول ١٤-٦ عرض المصفوفة الخاصة بالنموذج ج

المكون	S_O	S_S	X_H	X_S	X_I	المعدل
النمو	-0.5	-1.5	1.0			$\mu_H^{max} \cdot \frac{S_S}{K_S+S_S} \cdot \frac{S_O}{K_{O,H}+S_O} \cdot X_H$
التحلل			-1.0	+0.92	+0.8	$b_H \cdot X_H$
التحليل المائي		+1.0		-1.0		$k_H \cdot \frac{(X_S/X_H)}{K_x+(X_S/X_H)} \cdot X_H$

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

جدول ١٤-٧ عرض مصفوفة النموذج د

المكون	So	S_S	S_{NH}	S_{NO}	X_H	X_S	X_I	X_A	المعدل
النمو	-0.5	-1.5	-0.08		+1.0				$\mu_H^{max} \cdot \frac{S_S}{K_S+S_S} \cdot \frac{S_O}{K_{O,H}+S_O} \cdot \frac{S_{NH}}{K_{N,H}+S_{NH}} \cdot X_H$
التحلل					-1.0	+0.92	+0.08		$b_H \cdot X_H$
التحليل المائي		+1.0	+0.08			-1.0			$k_H \cdot \frac{(X_S/X_H)}{K_x+(X_S/X_H)} \cdot X_H$
النمو بالتغذية الخارجية	-18.0		-4.25	+4.17				+1.0	$\mu_A^{max} \cdot \frac{S_O}{K_{O,A}+S_O} \cdot \frac{S_{NH}}{K_{N,A}+S_{NH}} \cdot X_A$
تحليل التغذية الذاتية						+0.92	+0.08	-1.0	$b_A \cdot X_A$



شكل ١٤-٨ نموذج د مقارنة بين القيم الملاحظة تجريبيًا (نقاط البيانات) ومعدل الأكسجين الممتص المتوقع نظريًا للتحلل COD النيترة منفصلين عن بعضهما (مأخوذ عن Ekama and Marais, 1978; Gujer and Henze, 1991).

وكان هناك قليل من المعضلات في هذه المرحلة من إنشاء النموذج مثل: "هل المطابقة دقيقة بدرجة كافية؟ أو: هل الانحراف، مثلاً، في معدل امتصاص الأكسجين من ٥ إلى ١٠% عند الساعة ١٤ مقبول؟" والإجابة على هذا تعتمد على نوعية البيانات التجريبية تمامًا. فإن كانت توازنات النيتروجين و COD للبيانات ١٠٠% بالضبط، عندئذ فالأمر يستحق متابعة تنقية النموذج للحصول على توقع أفضل لأن البيانات يعتمد عليها ودقيقة. وإن كانت توازنات N و COD ليست ١٠٠% ولكن في المجال بين ٩٥ و١٠٥% عندئذ لا يكون هناك كثير من الأهمية لجعل النموذج أكثر دقة مما هو عليه. وعمل النماذج أمر سهل نسبيًا. ولكن الحصول على بيانات تجريبية دقيقة لكتل متوازنة هو أصعب أجزاء عملية إنشاء النماذج لنظم معالجة مياه الصرف الصحي. فإن كانت الأجهزة ينتج عنها عدم دقة بين ٥ إلى ١٠% فلا ضرورة لجعل النموذج أكثر دقة. فلا يجب أن ننسى أن النموذج يمكن أن يكون ناجحًا، فقط إذا استوفى التوقعات التي لدى صانع النموذج من هذا النموذج. وإن كان غرض النموذج هو الوصف الصحيح لاتجاهات عامة، فليست هناك حاجة لمزيد من التنقية والتنقيح فيه.

وبالطبع فإن الضبط الدقيق والمعايرة من أجل توافق أكثر، أمر ممكن، ولكن هذا يزيد من تعقيد النموذج. وهنا، تم اتخاذ قرار بعدم إضافة مركبات إضافية أو عمليات، حيث إن الجزء الأخير من المعايرة يمكن عمله من خلال تحريك بعض قياسات النموذج بصورة مباشرة. وعمومًا فإن محاكاة النموذج أظهرت أن الخط المقاس وخط النموذج متوافقين بصورة جيدة، حيث تم استنباط معدل امتصاص الأكسجين وإنتاج الحمأة والنيترة (البيانات غير مبينة، انظر Dold et al., 1980; Gujer and Henze, 1991) بصورة صحيحة. ومن أجل الهدف المحدد مسبقًا، يعتبر النموذج صحيحًا، ولكن هذا لا يعني بالضرورة أن الافتراضات المستخدمة صحيحة. وبلا شك، باستخدام هذه الافتراضات، يمكن الحصول على توصيف رياضي "حسابي" مناسب لغرض استخدامه. ومع ذلك، فإن النموذج ألغى بعض العمليات التي تلعب دورًا هامًا في الواقع العملي، مثل نشاط البروتوزوا (جدول ١٤-٧). في هذه الحالة، تم تقدير أن إدخال البروتوزوا في النموذج قد لا يزيد من قدرته الوصفية، وبالتالي لم يتم إدخال هذه العملية.

والخطوة التالية في إعداد النموذج كانت إدخال عملية إزالة النيترة. وهناك عمومًا منهجين ممكنين يؤديان في النهاية لنفس النتيجة. فيمكن افتراض أن هناك إما مجموعة خاصة من البكتيريا التي تؤدي إزالة النيترة أو أن جميع الكائنات الدقيقة خارجية التغذية يمكنها عمل إزالة النيترة، ولكن في صورة جزء من معدلها تحت الظروف الهوائية. أي

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

أن هناك إما مجموعة متخصصة يمكنها استخدام كل من الأكسجين والنيترات، وجزء آخر من المجموعة الذي يمكنه فقط استخدام الأكسجين، أو أن كل الكائنات خارجية التغذية يمكنها إزالة النيترة ولكن في معدل منخفض، يتم تصحيحها بواسطة عامل η (عامل اختزال لمعدل النمو تحت الظروف غائبة الأكسجين). وهذه افتراضات مختلفة تصوريًا ولكن رياضيًا (حسابيًا) يمكن وضعها في نفس المعادلة. وحيث إن آخر افتراض يبسط النموذج، فقد تم اختيار استخدام العلاقات التفاعلية لعملية إزالة النيترة والبكتيريا التي تكون كائنات دقيقة عادية خارجية التغذية. وبالرغم من أن الواقع العملي قد يكون أكثر تعقيدًا، فقد تم عمليًا بيان أن هذا المنهج المبسط يؤدي بصورة مرضية في الواقع العملي.

وهناك جانب آخر هام اعتنى بالتفريق بين أجزاء المادة الخاملة والنيتروجين، وهو أحد البنود التي تختلف من نموذج تجاري إلى نموذج آخر. وكما ذكر من قبل، فإن المادة الخاملة قد تنشأ من المياه الداخلة أو من تحلل الكتلة الحيوية، وأن المحتوى النهائي للكتلة الحيوية المتحللة، المادة الخاملة، قد تكون مختلفة في تركيبها من تلك المادة الخاملة في المياه الداخلة. هذا أيضًا يمكن وضعه في الاعتبار في النموذج، فالمادة الخاملة يمكن أن تكون إما منفصلة أو منضمة لبعضها. ومن حيث المبدأ، فليس ضروريًا بصورة حاسمة تحديد هذه الأجزاء بصورة منفصلة، ولكن أحيانًا يتم ذلك إما لأسباب وصفية أو لغرض محدد في تطبيق النموذج. ولأسباب مشابهة تتم تجزئة النيتروجين. فعمل النموذج كما تم وصفه بواسطة (Ekama and Marais (1978) يعتبر لازال صالحًا والنموذج د الموسع بإضافة إزالة النيترة، يصبح قريبًا من النموذج ASM1 (Henze *et al.*, 1987). ومن أجل تفاصيل أكثر عن ASM1، يمكن للقارئ أن يرجع إلى (Dold *et al.*, 1980; van Haandel *et al.*, 1981; Alexander *et al.*, 1983; Warner *et al.*, 1986; Henze *et al.*, 1987, 2000).

وواحدة من أهم محددات النموذج ASM١ هو أنه لا يصف ظاهرة انتفاخ الحمأة. لهذا إذا استخدم ASM1، على سبيل المثال لتحسين عملية النيترة، يكون من الضروري مراجعة ما إذا كانت التغيرات المقترحة تسبب انتفاخ الحمأة. والتهوية المحدودة، والتي تفيد إزالة النيتروجين، ستشجع وبصورة حتمية تقريبًا انتفاخ الحمأة. وانتفاخ الحمأة في حد ذاته لا يمكن نمذجته بطريقة يعتمد عليها بدرجة كافية للتطبيق في برامج الحاسب الآلي، بالرغم من بعض المحاولات التي وصفت في الكتب (Krebs, 1995). وهذا بالتالي يعني أن النموذج لا يمكن تطبيقه بدقة لاستنتاج تركيزات المياه الداخلة المنخفضة جدًا عند تطبيق عمليات معالجة عالية الفعالية. أكثر من ذلك، فإن اعتبارًا مشابهًا لذلك يكون قائمًا بالنسبة لعملية إزالة النيترة أيضًا. وعلى الجانب الآخر، حتى لو كان النموذج قادرًا على استنتاج تركيز الأمونيا عند ٠,٥ مجم/ ل، فإن هناك دائمًا بعض أشكال عدم الدقة وعدم الكمال في الإجراءات التحليلية لتحديد تركيز الأمونيا، بالإضافة إلى إجراءات أخذ العينات وتداولها.

ومحدد آخر في النموذج ASM هو أنه لا يأخذ في الحسبان إزالة الملوثات الصغرى مثل المعادن والأجسام الحيوية الغريبة أو مركبات الأوسترجين المعطلة لوظائف الغدد الصماء. وهذا يعود جزئيًا إلى الزيادة المطلوبة في تعقيد النموذج وجزئيًا إلى نقص المعرفة بالكائنات الدقيقة والتفاعلات الكيميائية الحيوية الموجودة في تحول هذه المركبات. وفي بعض الحالات، كما في نمذجة معالجة مياه الصرف الصحي في تكرير الزيوت، يكون من الضروري استنتاج اختزال الفينول. ولدعم إزالة النيترة دائمًا ما يضاف الميثانول تحت ظروف غائبة الأكسجين وتكون هناك حاجة لإدخال تحوله ضمن النموذج. وهناك حالات، مثلاً، يكون مرغوبًا فيها اختزال الكبريتات. في جميع هذه الحالات يكون هناك كائنًا حيًا متخصصًا جديدا يجب إدخاله على النموذج، لأن الكتلة الحيوية الداخلة في ASM1 لا تحول هذه الملوثات الصغرى.

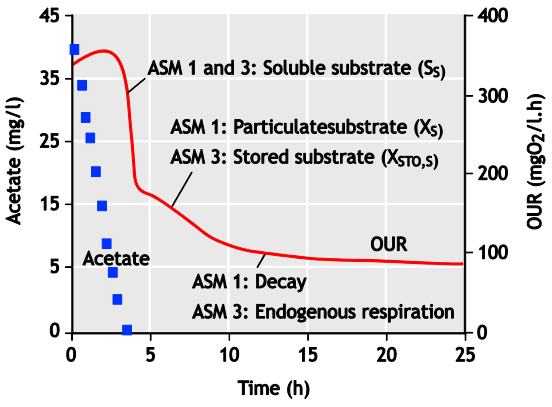
ويمكن أن نجد أمثلة لهذه التوسعات في النموذج في الكتب والمواد المنشورة، ويوجد في هذه الأيام حزم (مجموعات) برامج حاسب آلي تضم على سبيل المثال استخدام الميثانول. وفي حالة مركبات COD الأخرى مثل الأحماض الدهنية المتطايرة (VFAs)، والكائنات العادية التي تزيل COD من مياه الصرف الصحي عادة تقوم بتحويل هذه الملوثات، ولهذا فإن النموذج لا يحتاج أن يتم توسيعه للوصول إلى ذلك. وفيما وراء مستوى ASM1، فإن النموذج يمكن توسعته ليأخذ في اعتباره نقل الأكسجين و pH والقاعدية والهضم اللاهوائي والإزالة الكيميائية للفوسفور والترسب ووحدات أخرى إضافية (مثل أحواض الترسيب... إلخ) وعمليات المعالجة للتيار الجانبي والحالة الغازية... إلخ. مرة أخرى، فإن معرفة ما إذا كان النموذج محتاجًا لأن يتسع من عدمه تعتمد على غرض النموذج.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

١٤-٥ ASM3

خلاصة الأمر هو أن ASM3 يصف نفس العمليات مثل ASM1، مع أن ASM3 دخل إلى الاستخدام لتصحيح التقصير في ASM1. وهذا كان، جزئيًا، على أساس الملاحظات المأخوذة من اختبارات معدل امتصاص الأكسجين (OUR) مع الحمأة النشطة ، والتي كشفت حقيقة أن البكتيريا ستمتص COD القابل للتحلل الحيوي السريع وتخزينه كمادة ركيزة داخلية والتي سوف بعد ذلك تتحول ببطء (تحويل COD القابلة للتحلل الحيوي السريع إلى COD قابل للتحلل الحيوي البطيء). وعندما تضاف الأسيتات (الخلات) (تعرف بأنها مادة ركيزة) إلى الحمأة النشطة تظهر معدلات امتصاص الأكسجين الملاحظة وجود مادتين ركيزتين، ويمكن ملاحظة معدل امتصاص الأكسجين المرتبط بالتحلل البطيء والسريع للمادة الركيزة (شكل ١٤-٩).

ويعكس ASM1 وكأن هناك مادتين ركيزتين موجودتين (S_S و X_S) بينما في الواقع العملي توضع فقط جرعة أسيتات (S_S). وحتى يمكن وصف معدل امتصاص الأكسجين بواسطة ASM1 في هذه الحالة، يكون ضروريًا تحديد أن في الأسيتات جزءًا قابلاً للذوبان وبها جزء في شكل جزيئات، وهذا لا يوصى به. وهذا النقص يمكن حَلهُ بإدخال مركب للتخزين ($X_{Stos,}$) في ASM3. وهذا يعني أن المادة الركيزة تمتص بسرعة وتخزن، بينما يظهر النمو مع المادة الركيزة المخزونة. وكلا النموذجين سيصف معدل امتصاص الأكسجين الملاحظ، ولكن ASM3 فقط هو الذي سيصف جيدًا امتصاص الأسيتات. ومع ذلك، ليست هناك مشكلة في عملية استخدام ASM1 من أجل محاكاة نظم إزالة النيتروجين لأن النيترة عملية بطيئة، وبهذا فإنه يكون هناك وقتًا كافيًا يتاح للتحلل الحيوي بالنسبة إلى COD القابل للتحلل الحيوي البطيء.



شكل ١٤-٩ الفارق بين ASM1 و ASM3

والسبب الثاني لإدخال ASM3 كان لأن ASM1 أثبت أنه أكثر نجاحًا في محاكاة محطات معالجة مياه الصرف الصحي، وبالتالي بدأ العديد من الناس في الاعتقاد بأن ما في ASM1 كان حقيقيًا تمامًا وأنه يمثل الواقع فعلاً. ومع ذلك، فإن آليات التخزين التي أظهرتها الكتلة الحيوية تبين أن ما في ASM1 ليس كله حقيقيًا، ولكن أقرب ما يكون للواقع بحيث يخدم الغرض. لهذا فإن ASM3 له أيضًا القيمة التعليمية لبيان أن هناك طرق مختلفة (ولكن ليس بالضرورة الأفضل) لنمذجة نفس محطة المعالجة.

ومع ذلك فإن أهم سبب لتقديم ASM3 كان إدراك أهمية ثلاثة معدلات لاستهلاك الأكسجين في العملية، هي: المعدل السريع لاستهلاك الأكسجين لتحلل RBCOD، والمعدل البطيء المرتبط بتحلل SBCOD، والمعدل الأبطأ لامتصاص الأكسجين الداخلي (شكل ١٤-٩). وعلى النقيض، في ASM1 توجد فقط عملية مستهلكة للأكسجين واحدة، لهذا يكون من الصعب جدًا عمل معايرة، حيث إنه يتعين عمل معايرة لعمليات أخرى تؤثر بصورة مباشرة على العمليات التي تستهلك أكسجين.

والمشكلة الثانية هي تدوير COD في عملية المعالجة، حيث إنه في عملية التحلل يتم إنتاج COD ثم تحلله مائيًا ثم استخدامه للنمو مرة أخرى. هذا يعني أنه إذا تغير مقياس واحد في العملية، فإنه سوف يؤثر في جميع العمليات الأخرى نتيجة للتدوير، ويكون من الصعب استخدام المعايرة الأوتوماتيكية حيث إن لكل قياس تأثيره على عملية المعالجة. وفي ASM3 تم حل هذا الموضوع حيث إن عملية التحلل تم استبدالها بالتنفس الداخلي مما يمنع تدوير COD (شكل ١٤-١٠). بمعنى أن الخلايا حال إنتاجها تبدأ فورًا في أكسدة نفسها، وبهذه الوسيلة يتم اختزال الكتلة الحيوية بعملية المعدنة (حلول المعدن بها) الهوائية (التنفس الداخلي المعتاد).

وبينما يسبب ذلك نوعًا من الجدل التصوري، أي: لماذا يقوم كائن ما بأكسدة ذاتية؟ (أي يسير على رجيم غذائي) بينما الغذاء متوافر حوله يكون من المفيد أن نمنع تداخل العملية الحيوية من تدوير المادة الركيزة لنموذج الفناء – إعادة التكوين.

بالإضافة لذلك، في ASM3 ينقسم استهلاك الأكسجين على ثلاث عمليات (التخزين والنمو والتنفس الداخلي) بدلاً من عملية واحدة في ASM1. ويسمح ASM3 بتطابق أو مواءمة واحدة من هذه

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

المعدلات الثلاثة إذا ما عرف أي عملية هي المستهدفة، والذي يربط بصورة مباشرة المقاييس الملاحظة وقياس المعايرة.

والحقيقة أن $RBCOD_i$ الذي يتم امتصاصه ويخزن يكون لا علاقة له بما في معظم المحطات – (وذلك أيضًا بالنسبة للاختيار بين ASM1 و ASM3).

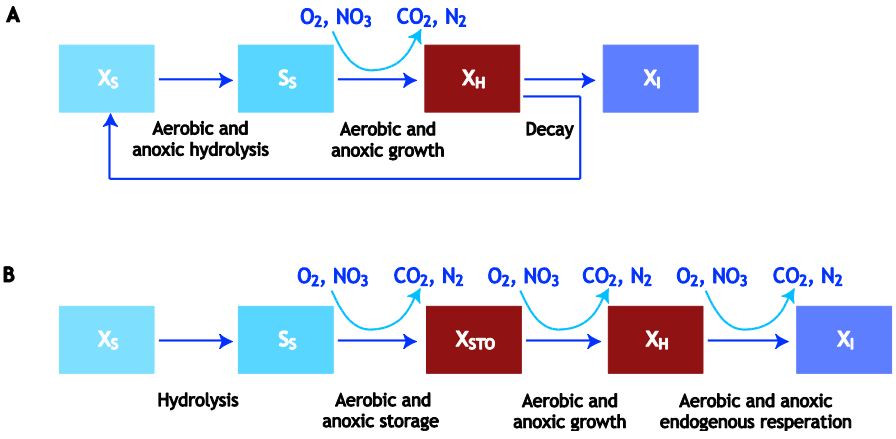
ومع ذلك، فإن المكان الوحيد الذي يكون فيه استخدام ASM3 ذا أهمية هو مفاعلات التدفق، مثل أحواض الانتقاء. فإذا، على سبيل المثال، كان من الواجب إزالة الأسيتات في حوض الانتقاء الهوائي لمنع انتفاخ الحمأة، فإن تصميم حوض الانتقاء يجب أن يحكمه الوقت المطلوب لامتصاص الأسيتات وبمقدار الأكسجين المطلوب لذلك. وإذا استخدمASM ، بدلاً من ذلك فإن متطلبات الأكسجين في حوض الانتقاء سيتم تقديرها بصورة مبالغة كثيرًا. ففي الواقع العملي، يتم تخزين كمية كبيرة من الأسيتات داخل الكتلة الحيوية، وإذا ما خزنت، فلن تكون هناك مشكلة لانتفاخ الحمأة. فإذا أردنا تصميم حوض الانتقاء الهوائي وإدخاله ضمن النموذج، عندها يكون ASM3 هو الأمثل في الاستخدام لذلك.

والتطبيق المفضل الآخر بالنسبة إلى ASM3 هو توصيف محطة لإزالة النيتروجين بإزالة النيترة الأولية عند عمر حمأة قصير. هنا، يظهر فارق أساسي ما إذا كان COD القابل للتحلل الحيوي السريع أو البطيء موجودًا أم لا أو إذا ما كان COD مخزونًا من عدمه. ففي النظم ذات عمر الحمأة الطويل (١٠–٢٠ يومًا اعتمادًا على درجة الحرارة، والتي هي أكثر شيوعًا في الواقع) يكون جزء كبير من إزالة النيترات مرتبطًا بصورة فعالة مع COD القابل للتحلل الحيوي البطيء من المياه الداخلة والفناء – إعادة التكوين في مفاعل إزالة النيترة الأولية ومن الفناء– إعادة التكوين فقط في مفاعل ما بعد إزالة النيترة، وبهذا فإن الحساسية للنسبة الدقيقة بين COD القابل للتحلل الحيوي السريع أو البطيء تكون أقل بكثير. ونفس الشيء ينطبق على التفريق بين ASM1 و ASM3. في النظم ذات التحميل العالي يكون التنفس الداخلي أقل أهمية وتراكم COD في شكل بوليمرات مخزونة مع حملها في المرحلة الهوائية من محطة المعالجة، قد يكون ظاهرًا.

وفي الختام، يكون ASM3 مما يوصي باستخدامه لما يلي: (i) محاكاة نظم النيترة – إزالة النيترة ذات التحميل العالي وزمن مكث قصير في الأماكن غائبة الأكسجين (أحجام) (ii) نمذجة أحواض الانتقاء (iii) المعايرة الآلية. وغير ذلك فإن ASM1 تكون ناجحة بصورة متساوية في توصيف محطة الحمأة النشطة .

والنتائج المترتبة على إدخال الإزالة البيولوجية المزادة للفوسفور EBPR والكائنات المراكمة للفوسفور (PAO_S) على ASM هي أن النموذج يصبح معقدًا تمامًا، كما مبين في شكل ١٤–١١. والجزء الأيسر من الشكل يصور جزء التحولات التي تتم بواسطة الكائنات المسببة للنيترة والكائنات خارجية التغذية العادية، بينما يظهر الجانب الأيمن التوسع المطلوب ليتم به توصيف التركيب الوظيفي الحيوي المعقد للكائنات المراكمة للفوسفور (PAO_S).

وتستخدم الكائنات المسببة للنيترة وخارجية التغذية الأكسجين لأكسدة مادتها الركيزة لتكوين ثاني أكسيد الكربون أو النيترات أو الكتلة الحيوية، وهي لها وظائف عضوية بسيطة ينتج عنها عمليات بسيطة. وتتضمن وظائف أعضاء PAO_S بوليمرات التخزين الداخلي (هيدروكسيد الأولكونوات PHA – والجليكوجين ومتعددة الفوسفات)



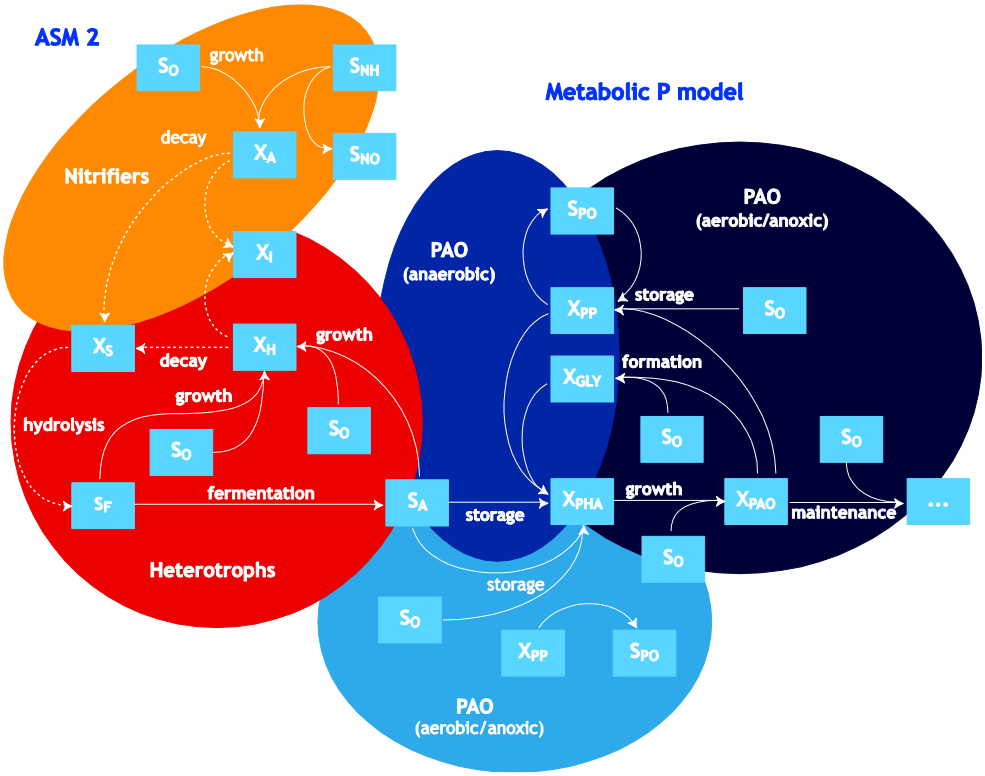
شكل ١٤–١٠ تحلل **COD** في: (أ) **ASM1** و(ب) **ASM3**

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

ويكون سلوكها مختلفًا في كل من الظروف اللاهوائية أو غائبة الأكسجين أو الهوائية. وهي أيضًا تتصرف بصور مختلفة في الظروف الهوائية، اعتمادًا على ما إذا كانت المادة الركيزة موجودة أم لا. وبداهة، هناك العديد من الاختلافات الممكنة ويزيد انضمام EBPR إلى النموذج من تعقيده بصورة كبيرة (يزيد عدد العمليات في ASM من ١١ إلى ٢٢ عملية). ويصبح الوضع معقدًا أكثر عندما ينضم إلى ذلك الكائنات المراكمة للجليكوجين (GAOs) (انظر الفصل السابع). إن نموذجي ASM2 وASM2d مشابهان ASM1 في اعتبارهما أن الخلية صندوق أسود فيما يخالف استخدام مدخل النمذجة الذي يأخذ في اعتباره ماذا يحدث داخل الخلية.

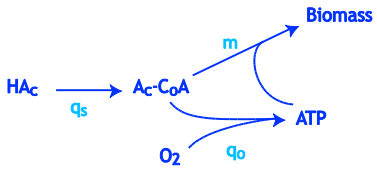
١٤-٦ نموذج التمثيل الغذائي

لماذا يكون استخدام النموذج التمثيلي (الأيضي) مفيدًا؟ نجد في النموذج القياسي للنمو المعتمد على التغذية الخارجية نجد سبعة مركبات داخلة في العملية (المادة الركيزة والأكسجين والشحنة وثاني أكسيد الكربون والماء والأمونيا والكتلة الحيوية) وخمسة توازنات مستقلة (الكربون والهيدروجين والأكسجين والنيتروجين والشحنة) ودرجتان من الحرية. فإذا عرف معامل لمعدل واحد وناتج واحد، يكون ممكنًا وصف كل النظام بنموذج واحد. وإذا أمكن وصف إزالة COD والنيترة عند مستوى تمثيلي ذاتي فلن يأتي ذلك بأية فائدة حيث ستظل معاملات الناتج والمعدل بيانات مطلوبة. وبالرغم من أن العلاقات التفاعلية للتمثيل الغذائي ستسمح بتتبع مسار تدفقات الكربون والهيدروجين والأكسجين والنيتروجين والفوسفور والشحنة خلال المنظومة، مُعطيةً معلومات أكثر من وجهة نظر عملية النمذجة، إلا أنها تجعل النموذج أكثر تعقيدا ولكن ليس أكثر دقة. وجميع المعدلات يتم مزاوجتها خلال علاقات التحول للعلاقات التفاعلية ولذلك فإنه ليس من المهم اختيار معدل العملية أو معدل استخدام الأكسجين (شكل ١٤-١٢).



شكل ١٤-١١ العلاقات التداخلية في النموذج المتكامل للإزالة البيولوجية المزادة للفوسفور لجامعة دلفت التكنولوجية ويتم تمثيل التحولات اللاهوائية بخطوط غليظة والتحولات غائبة الأكسجين والهوائية بخطوط رفيعة. والتحولات المستقلة عن الأكسجين والنيترات ممثل بخطوط متقطعة (Meijer, 2004).

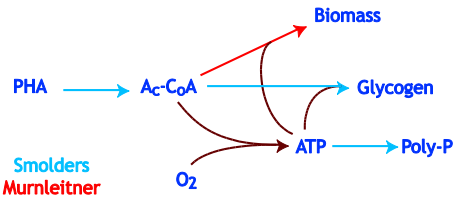
Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



شكل ١٤-١٢ مزاوجة المعدلات خلال علاقات التحول في نموذج التمثيل الغذائي بالنسبة للنمو بالتغذية الخارجية

وهكذا، فإن منهج "الصندوق الأسود" يمكن استخدامه، حيث إن هذا هو الحال في ASM1. بهذا، فإنه بالنسبة لنظام الحمأة النشطة ذاته، لا يكون تتبع كل من الكربون والهيدروجين والأكسجين والشحنة مطلوبًا، فيكفي تتبع COD والنيتروجين، ولكن عندما تتكامل نماذج ASM مع نماذج الهضم اللاهوائي لتكوين نماذج لكل المحطة، عندئذ تصبح هذه الأشياء مهمة لأن نمذجة الهضم اللاهوائي تحتاج لتتبع الكربون والهيدروجين والأكسجين والشحنة لاستنباط إنتاج الغاز والتركيب وتوليد القاعدية (Brink et al., 2007).

ومع ذلك، لو احتاج الأمر لتوصيف الوضع مع النمو بالتغذية الخارجية وتكوين المنتج (بوليمرات التخزين)، فإنه بالنسبة إلى الكائنات المراكمة للفوسفور PAO_S، يزيد عدد المركبات ذات الصلة، وكل بوليمر تخزين إضافي يأتي بمركب زائد، ولكن مقدار التوازنات لا يزيد، مما يعني أن درجات الحرية (المجاهيل) تزيد كنتيجة للعدد الزائد من المركبات المجهولة. في هذه الحالة، يحتاج الأمر لمعرفة ناتج واحد على الأقل ومعاملات المعدل، ويصبح اختيار معدل العملية أمرًا هامًا. على سبيل المثال، خلال الظروف الهوائية تستخدم الكائنات المراكمة للفوسفور PAO_S هيدروكسيد الأولكونوات لإنتاج مركب وسيط "أستيل CoA"، والذي بدوره يستخدم لنمو الكتلة الحيوية وتكوين الجليكوجين وتكوين طاقة معينة مطلوبة لهذه العمليات وتكوين متعددة الفوسفات (شكل ١٤-١٣).



شكل ١٤-١٣ التحولات المبسطة لمواد التخزين بين الخلايا في المركبات المراكمة للفوسفور في الظروف الهوائية: المنهج مأخوذ عن (Smolders *et al.*, 1994, adjusted by Murnleitner *et al.*, 1997).

وبداهة، فإن إدخال مركبات تخزين تكون بطبيعتها شبكة من العمليات أكثر تعقيدًا. وفي هذه الحالة نحتاج إلى اختيار ثلاثة معدلات للعمليات. وفي الأصل فإن نموذج التمثيل الغذائي لإزالة الفوسفات كان قد تم تكوينه بمعدلات مفترضة لنمو الكتلة الحيوية وتكوين الجليكوجين ومتعددة الفوسفاتات (Smolders *et al.*, 1994). بعد ذلك لوحظ أن ذلك لم يكن الافتراض الصحيح وأن الكائنات المراكمة للفوسفور PAO_S تنظم بطريقة بحيث إنها تستهلك بوليمرات التخزين (PHA) بمعدل معين وتنتج جليكوجين ومتعددة الفوسفاتات. والتحول الفائض لبوليمرات التخزين (PHA) سوف يستخدم للنمو (شكل ١٤-١٢). وبهذا تم اقتراح المنهج الأصح لتحديد معدل استهلاك PHA ومعدلات تكوين الجليكوجين ومتعددة الفوسفات ومزاوجة العلاقات التفاعلية لحساب مقدار الكتلة الحيوية التي تكونت (Murnleitner *et al.*, 1997).

وفي العمليات ذات بوليمرات التخزين الزائدة، يتم أيضًا إدخال معاملات ناتج زائدة. وعلى كلٍ، ربما تكون كفاءة عمليات التحويل هي نفسها بذاتها لجميع النواتج. وفي داخل إطار توصيف تمثيل غذائي، يمكن ربط النواتج العينية (المرئية) بنواتج التمثيل الغذائي، التي هي كفاءة توليد الطاقة (ATP) لكل وحدة مادة ركيزة تتم أكسدتها. وترتبط أكسدة المادة الركيزة بانتقال الإلكترونات لاستهلاك الأكسجين أو النيترات. ولهذا فإن جميع معاملات الناتج تكون دالات لهذا القياس الأساسي (ATP المنتج في كل زوج من الإلكترونات المنتقلة) وعدد قياسات الناتج المستقلة يكون أقل في أي وصف تمثيلي غذائي لهذه الكائنات الدقيقة المعقدة.

ومن الواضح أنه عند استخدام معلومات التمثيل الغذائي يمكن أن تنخفض درجات الحرية في النموذج. والفهم الأفضل لعمليات التمثيل الغذائي للكائن سوف يغلق الفجوة ليصبح موقف "صندوق زجاجي" صريحًا. وبالتالي فإن التعقيد المتزايد في العمليات ينعكس في النماذج. ومع هذا، فتحسين مستوى تفهم العلاقات المتداخلة المعقدة داخل الخلية وإدخال منهج التمثيل الغذائي يعطي ثقة أكبر وتناسقا في تطبيق النماذج لتوصيف عمليات الحمأة النشطة – هذه في الواقع جمع للمعلومات من المستوى الأدنى للتنظيم للمساعدة في فهم ونمذجة العمليات في مستوى أعلى من التنظيم. ولمزيد من التفاصيل عن ASM2 وASM2d وASM3 ونماذج التمثيل الغذائي، يمكن الرجوع إلى (Henze *et al.*, 2000).

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

١٤-٧ تاريخ إنشاء نموذج الحمأة النشطة

في هذا الجزء، تعد نماذج الحمأة النشطة الأكثر استخدامًا هي الداعمة للقائم بالنمذجة في مرحلة اختيار النموذج. والتركيز يكون على التطورات الحديثة لنماذج الحمأة النشطة، وبصورة أساسية عائلة نماذج الحمأة النشطة الموضوعة بواسطة الاتحاد الدولي للمياه (IWA) ونموذج التمثيل الغذائي الموضوع بواسطة جامعة دلفت للتكنولوجيا (نموذج TUDP) وجدول ١٤-٨ يلخص الملامح الأساسية لهذه النماذج والعديد غيرها من نماذج الحمأة النشطة .

و ASM1 يمكن اعتباره النموذج المرجعي، حيث إن هذا النموذج أطلق القبول العام لنمذجة معالجة مياه الصرف الصحي، في البداية في أوساط البحث العلمي وفيما بعد في التطبيق العملي. وهذا التطور بلا شك دعمه أيضًا توافر أجهزة حاسب آلي أكثر قوة. والخلاصة أن ASM1 هو النموذج الحائز على الإجماع والممثل للرأي الوسط لنتائج المناقشات التي جرت بين مختلف فرق النمذجة وبصورة ملموسة من جنوب أفريقيا والولايات المتحدة وسويسرا واليابان والدانمارك. وكثير من المفاهيم الأساسية في ASM1 تم تبنيها من نموذج الحمأة النشطة الذي حدده (Dold *et al.*, 1980). وتم عرض ملخص لتطورات البحث التي أنتجت ASM1 بواسطة (Jeppsson (1996)). وحتى اليوم، نموذج ASM1 في العديد من الحالات لا يزال الأحدث لنمذجة نظم الحمأة النشطة (Roeleveld and van Loosdrecht, 2002). وأصبح ASM1 مرجعًا للعديد من المشروعات العلمية والعملية، وتم تطبيقه (في بعض الحالات مع التعديل) في معظم برامج الحاسب المتاحة للنمذجة ومحاكاة المحطات في إزالة النيتروجين. ويقول ((Copp (2002) عن خبرات تطبيق ASM1 على مختلف برامج الحاسب الآلي. إن ASM1 وضع أساسًا لمحطات معالجة مياه الصرف الصحي البلدية لوصف إزالة المركبات الكربونية العضوية والنيتروجين، مع الاستهلاك المتزامن للأكسجين والنيترات كمتلقيات للإلكترونات. وفوق ذلك، يهدف النموذج إلى إنتاج وصف جيد لإنتاج الحمأة. وقد تم اعتماد الأكسجين الكيميائي الممتص (COD) كمقياس لتركيز المادة العضوية. وفي النموذج، يتم تقسيم عديد من مختلف مركبات الكربون العضوية والنيتروجينية إلى عدد محدود من الأجزاء على أساس القابلية للتحلل الحيوي والذوبان. وتم أيضًا وضع نموذج ASM3 لمحطات الإزالة البيولوجية للنيتروجين، أساسًا بنفس أهداف ASM1. وقد قصد بنموذج ASM3 أن يصبح النموذج القياسي الجديد، مصححًا العديد من العيوب التي ظهرت أثناء استخدام ASM1 (Gujer *et al.*, 1999). والفارق الرئيس بين نموذجي ASM1 و ASM3 هو أن الأخير يدرك أهمية بوليمرات التخزين في تحولات الحمأة النشطة بالتغذية الخارجية. ونمو الكتلة الحيوية على المادة الركيزة الخارجية كما هو موصوف في ASM1 لا يؤخذ في الاعتبار في ASM3. وفارق آخر بين ASM1 و ASM3 هو أن نموذج ASM3 تسهل معايرته أكثر من نموذج ASM1. وهذا يتحقق أساسًا بتحويل النموذج

جدول ١٤-٨ نظرة عامة على نماذج حمأة منشطة مختارة (على أساس Gernaey et al., 2004)

النموذج	النيترة	إزالة النيترة	تحليل التغذية الخارجية/ التغذية الذاتية	التحليل المائي	للفوسفور الإزالة البيولوجية المزادة	للنيترة إزالة نيترة الكائنات المسببة	وبوليمرات التخزين تحليل الكائنات المنيترة	التخمر	الإزالة الكيميائية للفوسفور	التفاعلات	متغيرات الحالة	المراجع
UCTOLD	●	●	DR, Cst	EA						8	13	Dold et al., 1980, 1991
ASM1	●	●	DR, Cst	EA						8	13	Henze et al., 1987
ASM3	●	●	ER, EA	Cst						12	13	Gujer et al., 1999
UCTPHO	●	●	DR, Cst	EA	●		Cst	●		19	19	Wentzel, 1988, 1989a,b
ASM2	●	●	DR, Cst	EA	●		Cst	●	●	19	19	Henze et al., 1995
ASM2d	●	●	DR, Cst	EA	●	●	Cst	●	●	21	19	Henze et al., 1999
B&D	●	●	DR, Cst	EA	●	●	EA	●		36	19	Barker and Dold, 1997
TUDP	●	●	DR, Cst	EA	●	●	EA	●		21	17	Meijer, 2004
ASM3-bioP	●	●	ER, EA	Cst	●	●	EA			23	17	Rieger et al., 2001

Den. PAO = إزالة نيترة نشاط الكائنات المراكمة للفوسفور في النموذج، DR = تجدد الأعضاء بعد موتها، EA = تعتمد على تلقي الإلكترونات، ER = التنفس الداخلي، Cst = لا يعتمد على تلقي الإلكترونات

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

"التدويري" "نمو – تحلل – نمو" بنموذج تنفس داخلي (شكل ١٤-١١). وبينما في نموذج ASM1 نجد أن جميع متغيرات الحالة فعليًا تتأثر مباشرة بتغير في قيمة القياس، وفي نموذج ASM3 نجد أن التأثير المباشر أقل بكثير مما يسمح بتحديد أفضل. وقد استخلص (Koch *et al.* (2000)) أن ASM1 و ASM3 كلاهما قادر على وصف السلوك الحركي في المحطات البلدية العادية، بينما يؤدي ASM3 بصورة أفضل في الوضع الذي يكون فيه تخزين المادة الركيزة للتحلل الحيوي السريع ملحوظًا (مياه الصرف الصناعي) أو للمحطات ذات المقصورات غير المهواة بصورة أساسية. ويمكن توسيع ASM3 بنموذج إزالة بيولوجية مزادة للفوسفور مشابه لنموذج ASM2 (Ky *et al.*, 2001; Rieger *et al.*, 2001).

والنظرة العامة للنماذج متضمنة EBPR بنموذج ASM2، الذي يوسع قدرات ASM1 إلى توصيف EBPR. فالإزالة الكيميائية للفوسفور (CPR) عبر الترسيب تم إدخالها أيضًا. ومنشور ASM2 يقر بوضوح أن هذا النموذج يسمح بوصف عمليات EBPR، ولكن لا يتضمن كل الظواهر التي لوحظت، حتى الآن، وأهم ما في الأمر أنه مؤسس حصريًا على سلوك امتصاص الفوسفور الهوائي في EBPR. ونموذج ASM2d يبنى على نموذج ASM2، مضيفًا نشاط إزالة النيترة للكائنات المراكمة للفوسفور والذي يجب أن يسمح بوصف أحسن لحركيات (ديناميكيات) الفوسفات والنيترات. ومع ذلك، فهو يسمح بمجرد بدء امتصاص الفوسفور في المفاعل غائب الأكسجين بنفس قيم الطاقة الكامنة كما في المفاعل الهوائي – وهو لا يأخذ في الاعتبار النقص الملاحظ في إزالة الفوسفور عندما يحدث امتصاص ملحوظ في المفاعل غائب الأكسجين (Ekama and Wentzel, 1999; Hu *et al.*, 2002). بعدها جاءت نماذج EBPR لتتحرى تناول هذا (Hu *et al.*, 2007a,b). ونمذجة EBPR في ASM2 مبينة في شكل ١٤-١٤.

وتتم نمذجة الكائنات المراكمة للفوسفور PAOs بالهيكل الداخلي للخلية، حيث يتم تجميع كل منتجات التخزين العضوي في مكون واحد بالنموذج (X_{PHA}). ويمكن للكائنات المراكمة للفوسفور أن تنمو فقط على مادة التخزين العضوي الداخلية للخلية، والتخزين ليس معتمدًا على ظروف العناصر المتلقية للإلكترونات، ولكن يكون ممكنًا فقط عندما تكون منتجات التخمر، مثل الأسيتات، متوافرة. وفي الواقع العملي ذلك يعني أن التخزين سيكون غالبا من الممكن ملاحظته فقط في أحواض الحمأة النشطة اللاهوائية. ويدمج نموذج TUDP نموذج التمثيل الغذائي EBPR لإزالة النيترة ولعدم إزالة النيترة بواسطة (Murnleitner *et al.* (1997)) مع نموذج ASM1 (تفاعلات التغذية الذاتية والتغذية الخارجية). وعلى نقيض ASM2/ ASM2d، فنموذج TUDP يعتبر تمامًا عملية التمثيل الغذائي PAOs، ونمذجة كل مكونات التخزين العضوي بوضوح (X_{PHA} و X_{GLY}) كما مبين في شكل ١٤-١٤. ويعطي كل من Meijer (2004) and de) (Kreuk *et al.* (2007) وصفًا تامًا لنموذج TUDP. ومصفوفة العلاقات التفاعلية مبينة في جدول ١٤-٩.

وفي بعض الحالات، مثل الأس الهيدروجيني pH المرتفع (> ٧,٥) وتركيزات الكالسيوم العالية، يكون ضروريًا إضافة ترسيب الفوسفور المستحث بيولوجيًا إلى نموذج EBPR (Maurer *et al.*, 1999; Maurer and Boller, 1999a). وبلا شك، تحت ظروف معينة تتوافق تفاعلات EBPR مع ترسيب طبيعي يمكن أن يكون مسئولاً عن تأثير هام لإزالة الفوسفور لا يكون ذا صلة بتفاعلات EBPR الموجودة في النموذج وتكوين هذه الرواسب، وغالبًا تتكون من الكالسيوم والفوسفاتات، يتم تشجيعه بتركيز الفوسفور العالي والقوة الأيونية المتزايدة خلال الإطلاق اللاهوائي للفوسفور بواسطة PAOs. وقد أعطيت معادلات النموذج والمركبات اللازمة لوصف عملية الترسيب هذه بواسطة (Maurer and Boller (1999b)). وبصفة عامة، يمكن القول بأن تقديم عائلة النموذج ASM بواسطة مجموعة عمل الاتحاد الدولي للمياه IWA كان له أهمية في هذا المجال، موفرة مجموعة من النماذج الأساسية القياسية للباحثين والممارسين العلميين، قابلة للتطبيق بصورة أساسية لنظم مياه الصرف الصحي البلدية، ولكن أسهل للتكيف مع أوضاع مثل تواجد مياه للصرف الصناعي (e.g. Pinzón *et al.*, 2007).

١٤-٨ بيئات المحاكاة

يمكن وصف محاكاة معالجة مياه الصرف الصحي بأنها برنامج حاسب آلي يسمح لصانع النموذج بمحاكاة تشكيل محطة معالجة مياه صرف صحي. ويمكن الاطلاع على نظرة أكثر تفصيلاً على محاكاة نماذج معالجة مياه الصرف الصحي في (Olsson and Newell (1999) and Copp (2002)). ويمكن تمييز المحاكاة للأغراض العامة من محاكاة محددة لمعالجة مياه الصرف الصحي، لملاحظة أن محاكاة الأغراض العامة يكون لها عادة مرونة عالية، ولكن على صانع النموذج أن يوفر النماذج التي تستخدم لنمذجة تشكيل محدد لمحطة. فالمهمة الأخيرة يمكن أن تكون مستهلكة جدًا للوقت. ومع ذلك، فإنه يستحسن إنفاق وقت كافٍ على تطبيق النموذج وتصحيحه،

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

لتجنب إجراء العديد من المحاكاة لنموذج يثبت فيما بعد أنه خاطئ للمهمة المحددة. وكنتيجة مترتبة، تحتاج المحاكاة عامة الغرض مستخدمًا ماهرًا يفهم تمامًا ما يترتب على كل خط من التعليمات البرمجية في النماذج. ومن الأمثلة الشائعة للمحاكاة ذات الغرض العام نجد MATLAB™/SIMULINK™ (www.mathworks.com). وتحتوي محاكاة معالجة مياه الصرف الصحي غالبًا على مكتبة ممتدة لنماذج لوحدة عملية محددة مسبقًا. على سبيل المثال نموذج مختلط تمامًا من ASM1 أو ASM2d لمفاعل حيوي، ونموذج ذو بعد واحد لحوض ترسيب ١٠ طبقات. وتشكيل العملية المطلوب نمذجتها يمكن إنشاءها بسهولة بربط كتل وحدة العملية. وتسمح نوافذ الظهور بالشاشة بتعديل قياسات النموذج.

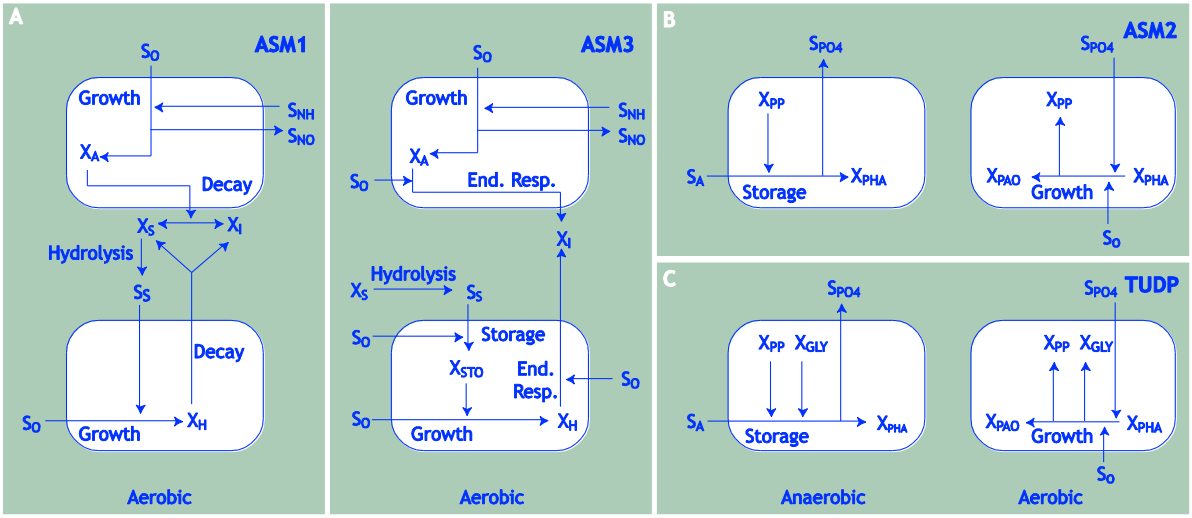
ومن أمثلة محاكاة معالجة مياه الصرف الصحي التجارية (مرتبة أبجديًا):

- AQUASIM (www.aquasim.eawag.ch)
- BioWin (www.envirosim.com)
- EFOR (www.dhisoftware.com/efor)
- GPS-X (www.hydromantis.com)
- SIMBA (www.ifak-system.com)
- STOAT (www.wrcplc.co.uk/software)
- WEST (www.hemmis.com)

وأية معلومات أخرى عن محاكاة معينة يمكن البحث عنها في مرجع (Olsson and Newell (1999)) أو في المواقع المختصة على مواقع الشبكة العنكبوتية. وعلى هذه المواقع يمكن غالبًا التحميل منها لنسخ من المحاكاة المتاحة بغرض التقييم. والمحاكاة المحددة لمعالجة مياه الصرف الصحي تسمح للقائم بالنمذجة بإنتاج تشكيل المحطة المطلوبة من خلال ربط وحدات النموذج. وبهذه الصورة، فإن ذلك يتضمن أيضًا خطورة أن المستخدم يحاكي تشكيلات العملية بدون الفهم التام لهيكل النموذج، مع إمكانية عدم ملاحظة افتراضات ومحددات النموذج.

١٤-٩ الاستنتاجات

يمكن أن تكون النماذج أدوات مفيدة للغاية في تصميم وتشغيل محطات معالجة الصرف الصحي، وفي البحث في سلوك هذه المحطات. وبالنسبة للتصميم، يمكن أن توفر النماذج إرشادات لتحديد القياسات الرئيسة في التصميم ويمكن أن تحدد كميات قياسات المنظومة لضمان أداء مثالي. بالنسبة للتشغيل، يمكن أن توفر النماذج تنبؤات كمية فيما يخص نوعية المياه الخارجة (السيب) المتوقعة من التصميم أو النظام القائم، وتسمح بأن يتم تقييم تأثير التعديلات التشغيلية في النظام المطلوب تقييمهُ نظريًا. وبالنسبة للأبحاث، تسمح النماذج باختبار الفرضيات في شكل متناسق ومتكامل، وتوجيه الانتباه إلى موضوعات غير ظاهرة في النظام المادي وبالتالي تؤدي إلى فهم أعمق للنماذج السلوكية الأساسية الحاكمة لاستجابة النظام. بهذه الطريقة توفر النماذج إطار عمل محدد يمكنه توجيه مزيد من



شكل ١٤-١٤ مخططات مبسطة لتصرفات المادة الركيزة لكل من (أ) الكتلة الحيوية ذاتية التغذية وخارجية التغذية في **ASM1** و**ASM3** (معدلة من Gujer et al., 1999) (ب) تخزين ونمو الكائنات المراكمة للفوسفور في نموذج **ASM2** (Henze *et al.*, 1995) (ج) التخزين والنمو الهوائي للكائنات المراكمة للفوسفور وفي نموذج **TUDP** (van Veldhuizen *et al.*, 1999; Brdjanovic *et al.*, 2000). Adapted from Gernaey *et al.*, 2004).

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

الفحوص والتدقيق. ومع ذلك، فإن هذا الإطار له عيوب فهو قد يحظر تطورات ابتكارية جديدة لا تقع ضمن حدود هذا الإطار. أيضًا، في النمذجة واستخدام النماذج، يجب تذكر أن النماذج هي فقط تمثل تسويغنا (تبريرنا) للأنماط السلوكية للقياسات التي نتخيل أنها ذات أهمية عند وصفنا لنظام معين. وبسبب هذا التسويغ (التبرير)، تحتاج النماذج لأن تفحص فحصًا دقيقًا صارمًا بتوافقها مع توازنات الكتلة الداخلية ويتم إثبات صلاحيتها من خلال اختبارات تجريبية مناسبة، والظروف التي يتوقع خلالها أن يعمل النموذج بنجاح يجب تحديدها بوضوح. ويعتبر النموذج ناجحًا إذا أنجز ما توقعه الناس عنه.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

جدول ١٤–٩ مصفوفة العلاقات التفاعلية ومصفوفة تركيب المكونات (Meijer, 2004)

			1	2	3	4	5	6	
		المكون←	S_O	S_F	S_A	S_{NH}	S_{NO}	S_{N2}	
	العملية ←		gO_2/m^3	$gCOD/m^3$	$gCOD/m^3$	gN/m^3	gN/m^3	gN/m^3	
1	r_h^O	التحليل المائي الهوائي		$1-f_{SI}$		$c_{N,1}$			$gCOD_{XS}/d$
2	r_h^{NO}	التحليل المائي غائب الأكسجين		$1-f_{SI}$		$c_{N,1}$			$gCOD_{XS}/d$
3	r_h^{AO}	التحليل المائي اللاهوائي		$1-f_{SI}$		$c_{N,1}$			$gCOD_{XS}/d$
الكائنات خارجية التغذية العادية X_H									
4	r_{SF}^O	النمو الهوائي على S_F	$-(1/Y_H-1)$	$-1/Y_H$		$c_{N,4}$			$gCOD_{XH}/d$
5	r_{SA}^O	النمو الهوائي على S_A	$-(1/Y_H-1)$		$-1/Y_H$	$c_{N,5}$			$gCOD_{XH}/d$
6	r_{SF}^{NO}	النمو غائب الأكسجين على S_F		$-1/Y_H$		$c_{N,6}$	$-\frac{(1/Y_H-1)}{2.86}$	$\frac{(1/Y_H-1)}{2.86}$	$gCOD_{XH}/d$
7	r_{SA}^{NO}	النمو غائب الأكسجين على S_A			$-1/Y_H$	$c_{N,7}$	$-\frac{(1/Y_H-1)}{2.86}$	$\frac{(1/Y_H-1)}{2.86}$	$gCOD_{XH}/d$
8	r_{fe}^{AN}	التخمر		-1	1	$c_{N,8}$			$gCOD_{SF}/d$
9	r_{HL}	التحليل خارجي التغذية				$c_{N,9}$			$gCOD_{XH}/d$
الكائنات المراكمة للمفسفور X_{PAO}									
10	r_{SA}^{AN}	التخزين اللاهوائي لـ S_A			-1				$gCOD_{SA}/d$
11	r_M^{AN}	الصيانة اللاهوائية							gP/d
12	r_{SA}^{NO}	التخزين غائب الأكسجين لـ S_A			-1		$-\frac{(1-Y_{SA}^{NO})}{2.86}$	$\frac{(1-Y_{SA}^{NO})}{2.86}$	$gCOD_{SA}/d$
13	r_{PHA}^{NO}	استهلاك بوليمرات التخزين غائب الأكسجين				$c_{N,13}$	$-\frac{(1-1/Y_{PHA}^{NO})}{2.86}$	$\frac{(1-1/Y_{PHA}^{NO})}{2.86}$	$gCOD_{PHA}/d$
14	r_{PP}^{NO}	التخزين غائب الأكسجين لمتعددة الفوسفاتات				$c_{N,14}$	$-\frac{(1/Y_{PP}^{NO})}{2.86}$	$\frac{(1/Y_{PP}^{NO})}{2.86}$	gP/d
15	r_{GLY}^{NO}	تكوين الجليكوجين غائب الأكسجين				$c_{N,15}$	$-\frac{(1/Y_{GLY}^{NO}-1)}{2.86}$	$\frac{(1/Y_{GLY}^{NO}-1)}{2.86}$	$gCOD_{GLY}/d$
16	r_M^{NO}	الصيانة غائبة الأكسجين				$c_{N,16}$	$-1/2.86$	$1/2.86$	$gCOD_{PAO}/d$
17	r_{PHA}^O	استهلاك بوليمرات التخزين الهوائي	$1/Y_{PHA}^O-1$			$c_{N,17}$			$gCOD_{PHA}/d$
18	r_{PP}^O	التخزين الهوائي لمتعددة الفوسفاتات	$-1/Y_{PP}^O$			$c_{N,18}$			gP/d
19	r_{GLY}^O	تكوين الجليكوجين الهوائي	$1-1/Y_{GLY}^O$			$c_{N,19}$			$gCOD_{GLY}/d$
20	r_M^O	الصيانة الهوائية	-1			$c_{N,20}$			$gCOD_{PAO}/d$
الكائنات ذاتية التغذية المسببة للنيترة X_A									
21	r_A^O	نمو ذاتي التغذية	$1-4.57/Y_A$			$c_{N,21}$	$1/Y_A$		$gCOD_{XA}/d$
22	r_{AL}	تحلل ذاتي التغذية				$c_{N,22}$			$gCOD_{XA}/d$

			1	2	3	4	5	6
		المكون←	S_O	S_F	S_A	S_{NH}	S_{NO}	S_{N2}
	↓ التركيب		gO_2	gCOD	gCOD	gN	gN	gN
1	COD		-1	1	1		-2.86	…
2	TOC/COD			…	0.4			
3	النيتروجين	gN		$i_{N,SF}$	$i_{N,SA}$	1	1	1
4	الفوسفور	gP		$i_{P,SF}$	$i_{P,SA}$			
5	الشحنة الأيونية	mole			-1/64	+1/14	-1/14	
6	إجمالي المواد الصلبة العالقة	g						

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

جدول ١٤-٩ ... تابع لتحديد الرموز (انظر Meijer, 2004)

18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7
X_{TSS}	X_A	X_{GLY}	X_{PHA}	X_{PP}	X_{PAO}	X_H	X_S	X_I	S_{HCO}	S_I	S_{PO}
g/m^3	$gCOD/m^3$	$gCOD/m^3$	$gCOD/m^3$	gP/m^3	$gCOD/m^3$	$gCOD/m^3$	$gCOD/m^3$	$gCOD/m^3$	$mole/m^3$	$gCOD/m^3$	gP/m^3
$c_{TSS,1}$							-1		$c_{e,1}$	f_{SI}	$c_{P,1}$
$c_{TSS,1}$							-1		$c_{e,1}$	f_{SI}	$c_{P,1}$
$c_{TSS,1}$							-1		$c_{e,1}$	f_{SI}	$c_{P,1}$
$c_{TSS,4}$						1			$c_{e,4}$		$c_{P,4}$
$c_{TSS,5}$						1			$c_{e,5}$		$c_{P,5}$
$c_{TSS,6}$						1			$c_{e,6}$		$c_{P,6}$
$c_{TSS,7}$						1			$c_{e,7}$		$c_{P,7}$
$c_{TSS,8}$									$c_{e,8}$		$c_{P,8}$
$c_{TSS,9}$						-1	$1- f_{XI,H}$	$f_{XI,H}$	$c_{e,9}$		$c_{P,9}$
$c_{TSS,10}$		$1-Y_{SA}^{AN}$	Y_{SA}^{AN}	$-Y_{PO}^{AN}$					$c_{e,10}$		Y_{PO}^{AN}
$c_{TSS,11}$				-1					$c_{e,11}$		1
$c_{TSS,12}$			Y_{SA}^{NO}	$-Y_{PO}^{NO}$					$c_{e,12}$		Y_{PO}^{NO}
$c_{TSS,13}$			-1		$1/Y_{PHA}^{NO}$				$c_{e,13}$		$c_{P,13}$
$c_{TSS,14}$				1	$-1/Y_{PP}^{NO}$				$c_{e,14}$		$c_{P,14}$
$c_{TSS,15}$		1			$-1/Y_{GLY}^{NO}$				$c_{e,15}$		$c_{P,15}$
$c_{TSS,16}$					-1				$c_{e,16}$		$c_{P,16}$
$c_{TSS,17}$			-1		$1/Y_{PHA}^{O}$				$c_{e,17}$		$c_{P,17}$
$c_{TSS,18}$				1	$-1/Y_{PP}^{O}$				$c_{e,18}$		$c_{P,18}$
$c_{TSS,19}$		1			$-1/Y_{GLY}^{O}$				$c_{e,19}$		$c_{P,19}$
$c_{TSS,20}$					-1				$c_{e,20}$		$c_{P,20}$
$c_{TSS,21}$	1								$c_{e,21}$		$c_{P,21}$
$c_{TSS,22}$	-1						$1- f_{XI,A}$	$f_{XI,A}$	$c_{e,22}$		$c_{P,22}$
18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7
X_{TSS}	X_A	X_{GLY}	X_{PHA}	X_{PP}	X_{PAO}	X_H	X_S	X_I	S_{HCO}	S_I	S_{PO}
g	gCOD	gCOD	gCOD	gP	gCOD	gCOD	gCOD	gCOD	Mole	gCOD	gP
	1	1	1		1	1	1	1		1	
	...	0.375	0.334		0.334 (α)	...	...	...		...	
	$i_{N,BM}$				$i_{N,BM}$	$i_{N,XH}$	$i_{N,XS}$	$i_{N,XI}$		$i_{N,SI}$	
	$i_{P,BM}$			1	$i_{P,BM}$	$i_{P,XH}$	$i_{P,XS}$	$i_{P,XI}$		$i_{P,SI}$	1
				-1/31					-1		-1.5/31
1	$i_{TSS,BM}$	$i_{TSS,GLY}$	$i_{TSS,PHA}$	$i_{TSS,PP}$	$i_{TSS,BM}$	$i_{TSS,BM}$	$i_{TSS,XS}$	$i_{TSS,XI}$			

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

المراجع

Alexander W.V., Ekama G.A. and Marais G.v.R. (1980) The activated sludge process Part 2 - Application of the general kinetic model to the contact stabilization process. *Wat. Res.* 14, 1737-1747

Barker P.S. and Dold P.L. (1997) General model for biological nutrient removal activated sludge systems: Model presentation. *Wat. Environ. Res.*, 69, 969-984.

Batstone D. J., Keller J., Newell R. B. and Newland M. (2000) Modelling anaerobic degradation of complex wastewater. I: model development. *Biores. Tech.* 75(1), 67-74.

Brdjanovic D., van Loosdrecht M.C.M., Versteeg P., Hooijmans C.M., Alaerts G.J. and Heijnen J.J. (2000) Modelling COD, N and P removal in a full-scale WWTP Haarlem Waarderpolder. *Wat. Res.* 34, 846-858.

Brink I.C., Wentzel M.C. and Ekama G.A. (2007) New developments in modelling wastewater treatment plants – Using stoichiometry to build a plant-wide mass balance based steady state WWTP model. Proc. 10th IWA Conference on Design, Operation and Economics of WWTP, Vienna, 9-13 Sept.

Casey T.G., Ekama G.A., Wentzel M.C. and Marais G.vR (1994) An hypothesis for the causes and control of F/M filamentous organism bulking in nitrogen (N) and nutrient (N & P) removal activated sludge systems. *Wat. Sci. Tech.* 29(7), 203-212.

Coen F., Vanderhaeghen B., Boonen I., Vanrolleghem P.A., Van Eyck L. and Van Meenen P. (1996) Nitrogen removal upgrade of a WWTP within existing reactor volumes: A simulation supported scenario analysis. *Wat. Sci. Tech.* 34(3/4), 339-346.

Copp J.B. (2002) The COST *Simulation Benchmark: Description and Simulator Manual.* Office for Official Publications of the European Community, Luxembourg. pp. 154. ISBN 92-894-1658-0.

de Kreuk M.K., Picioreanu C., Hosseinin M., Xavier J.B., and van Loosdrecht M.C.M. (2007) Kinetic model of a granular sludge SBR: Influences on nutrient removal. *Biotech. Bioeng.* 97(4), 801-815.

Dold P.L., Ekama G.A. and Marais G.v.R. (1980) A general model for the activated sludge process. *Prog. Wat. Tech.,* 12(6), 47-77.

Dold P.L., Wentzel M.C., Billing A.E., Ekama G.A. and Marais G.v.R. (1991) *Activated sludge simulation programs: Nitrification and nitrification/denitrification systems* (version 1.0). Water Research Commission, PO Box 824, Pretoria 0001, South Africa. TT 52/91, ISBN 0 947.

Gabb G.M.D., Still D.A., Ekama G.A., Jenkins D. and Marais G.v.R. (1991) The selector effect on filamentous bulking in long sludge age activated sludge system. *Wat. Sci. Tech.* 23, 867-877.

Gujer W. and Larsen T.A. (1995) The implementation of biokinetics and conservation principles in ASIM. *Wat. Sci. Tech.* 31(2), 257–266.

Ekama G.A. and Marais G.v.R. (1978) *The dynamic behaviour of the activated sludge process.* Research Report W27, Dept. of Civil Eng., University of Cape Town, Rondebosch, 7701, RSA.

Gernaey K.V., Van Loosdrecht M.C.M., Mogens Henze M., and Jørgensen S.B. (2004) Activated sludge wastewater treatment plant modelling and simulation: state of the art. *Env. Modelling & Software* 19, 763-783

Gujer W. and Henze M. (1991) Activated sludge modelling and simulation. *Wat. Sci. Tech.* 23, 1011-1023.

Gujer W., Henze M., Mino T. and van Loosdrecht M.C.M. (1999) Activated Sludge Model No. 3. *Wat. Sci. Tech* 39(1), 183-193.

Henze M., Grady C.P.L. Jr., Gujer W., Marais G.v.R. and Matsuo T. (1987) *Activated Sludge Model No. 1.* IAWQ Scientific and Technical Report No. 1, London, UK.

Henze M., Gujer W., Mino T., Matsuo T., Wentzel M.C.M. and Marais G.v.R. (1995) *Activated Sludge Model No. 2.* IWA Scientific and Technical Report No. 3, London, UK.

Henze M., Gujer W., Mino T., Matsuo T., Wentzel M.C., Marais G.v.R. and van Loosdrecht M.C.M. (1999) A*ctivated Sludge Model No.2d*. ASM2D. Wat. Sci. Technol., 39(1), 165-182.

Henze M., Gujer W., Mino T., van Loosdrecht M.C.M. (2000) *Activated Sludge Models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3.* IWA Scientific and Technical Report No. 9, London, UK.

Hu Z., Wentzel M.C. and Ekama G.A.(2002) The significance of denitrifying polyphosphate accumulating organisms in biological nutrient removal activated sludge systems. *Wat. Sci. Tech*. 46(1/2), 129-138.

Hu Z., Wentzel M.C. and Ekama G.A. (2007a) A general model for biological nutrient removal activated sludge systems - Model development. *Biotech. Bioeng.* 98(6) 1242-1258.

Hu Z., Wentzel M.C. and Ekama G.A. (2007b) A general model for biological nutrient removal activated sludge systems - Model evaluation. *Biotech. Bioeng.* 98(6) 1259-1275.

Hulsbeek J.J.W., Kruit J., Roeleveld P.J. and van Loosdrecht M.C.M. (2002) A practical protocol for

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

dynamic modelling of activated sludge systems. *Wat. Sci. Tech*. 45(6), 127-136.

Jeppsson U. (1996) Modelling aspects of wastewater treatment processes. PhD thesis, Lund Institute of Technology, Sweden. (available online: http://www.iea.lth.se/publications)

Koch G., Kuhni M., Gujer W. and Siegrist H. (2000) Calibration and validation of activated sludge model no. 3 for Swiss municipal wastewater. *Wat. Res.* 34, 3580-3590.

Krebs P. (1995) Succes and shortcomings of clarifier modelling. *Wat. Sci. Tech.* 32 (2), 181-191.

Ky R.C., Comeau Y., Perrier M. and Takacs I. (2001) Modelling biological phosphorus removal from a cheese factory effluent by an SBR. *Wat. Sci. Tech.* 43(3), 257-264.

Maurer M., Abramovich D., Siegrist H. and Gujer W.(1999a) Kinetics of biologically induced phosphorus precipitation in waste-water treatment. *Wat. Res*. 33, 484-493.

Maurer M. and Boller M. (1999b) Modelling of phosphorus precipitation in wastewater treatment plants with enhanced biological phosphorus removal. *Wat. Sci. Tech.* 39(1), 147-163.

Meijer S.C.F., van der Spoel H., Susanti S., Heijnen J.J. and van Loosdrecht M.C.M. (2002) Error diagnostics and data recondiliation for activated sludge modelling using mass balances. *Wat. Sci. Tech.* 45(6), 145-156.

Meijer S.C.F., van Loosdrecht M.C.M. and Heijnen J.J. (2001) Metabolic modelling of full-scale biological nitrogen and phosphorus removing WWTP's. *Wat. Res*. 35, 2711-2723.

Meijer S.C.F. (2004) Theoretical and practical aspects of modelling activated lsdge processes. PhD Thesis Delft University of Technology, ISBN 90-9018027-3.

Monod J. (1949) The growth of bacterial culture. Pasteur Institute. Paris.

Murnleitner E., Kuba T., van Loosdrecht M.C.M. and Heijnen J.J. (1997) An integrated metabolic model for the aerobic and denitrifying biological phosphorus removal. *Biotech. Bioeng.* 54, 434-450.

Olsson G. and Newell B. (1999) *Wastewater treatment systems. Modelling, diagnosis and control.* IWA Publishing, London, UK.

Petersen B., Gernaey K., Henze M. and Vanrolleghem P.A. (2002) Evaluation of an ASM1 model calibration procedure on a municipal-industrial wastewater treatment plant. *J. Hydroinfor.* 4, 15-38 .

Pinzón-Pardo A.L., Brdjanovic D., Moussa M.S., López-Vázquez C.M., Meijer S.C.F., Van Straten H.H.A., Janssen A.J.H., Amy G. and van Loosdrecht M.C.M. (2007) Modelling of an oil refinery wastewater treatment plant. *Env. Tech.* 28, 1273-1284.

Rieger L., Koch G., Kühni M., Gujer W. and Siegrist H. (2001) The EAWAG bio-P module for activated sludge model No. 3. *Wat. Res.* 35, 3887-3903.

Roeleveld P.J. and van Loosdrecht M.C.M. (2002). Experience with guidelines for wastewater characterisation in The Netherlands. *Wat. Sci. Tech.*, 45(6), 77-87.

Smolders G.L.F., van der Meij J., van Loosdrecht M.C.M. and Heijnen J.J. (1994) Stoichiometric model of the aerobic metabolism of the biological phosphorus removal process. *Biotech. Bioeng.* 44, 837-848.

Smolders G.L.F. (1995) A metabolic model of the biological phosphorus removal: stochiometry, kinetics and dynamic behavior. PhD Thesis. Delft University of Technology.

van Haandel A.C., Ekama G.A. and Marais G.v.R. (1981) The activated sludge process Part 3 - Single sludge denitrification. *Wat. Res.* 15(10) 1135-1152.

van Veldhuizen H.M., van Loosdrecht M.C.M. and Heijnen J.J. (1999) Modelling biological phosphorus and nitrogen removal in a full scale activated sludge process. *Wat. Res.* 33, 3459-3468.

Warner A.P.C., Ekama G.A. and Marais G.v.R. (1986) The activated sludge process Part 4 - Application of the general kinetic model to anoxic-aerobic digestion of waste activated sludge. *Wat. Res.* 20(8) 943-958.

Wentzel M.C. Loewenthal R.E., Ekama G.A. and Marais G.v.R. (1988) Enhanced polyphosphate organism cultures in activated sludge systems - Part 1: Enhanced culture development. *Water SA,* 14(2) 81-92.

Wentzel M.C., Ekama G.A., Loewenthal R.E., Dold P.L. and Marais G.v.R. (1989a) Enhanced polyphosphate organism cultures in activated sludge systems Part II - Experimental behaviour. *Water SA,* 15(2) 71-88.

Wentzel M.C., Dold P.L., Ekama G.A. and Marais G.v.R.(1989b) Enhanced polyphosphate organism cultures in activated sludge systems Part III - Kinetic model. *Water SA,* 15(2) 89-102.

Wentzel M.C. and Ekama G.A. (1997) Principles in the modelling of biological wastewater treatment plants, in Microbial community analysis: The key to the design of biological wastewater treatment systems. *IWA Scientific and Technical Report nr. 5.*

Wild D., Schulthess R.V. and Gujer W. (1994) Synthesis of denitrification enzymes in activated sludge; modelling with structured biomass. *Wat. Sci. Tech.* 30(6), 113-122

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

المصطلحات والرموز

الرمز	الوصف	الوحدة
A	مساحة السطح	m^2
b_A	المعدل الخاص لفقدان الكتلة الداخلية للكائنات المسببة للنيترة	1/d
b_H	المعدل الخاص لفاقد الكتلة الداخلية للكائنات عضوية التغذية	1/d
F/M	نسبة الغذاء إلى الكائنات الدقيقة أو "عامل التحميل"	gCOD/gVSS.d
f_H	الجزء غير القابل للتحلل الحيوي في الكائنات عضوية التغذية	mgCOD/mgCOD
f_N	محتوى النيتروجين في المادة الصلبة المتطايرة	mgN/mgVSS
FSA	الأمونيا الحرة والملحية	mgN/l
K	ثابت نصف التشبع	
k_H	الحد الأقصى الخاص لمعدل التحلل المائي للأكسجين الكيميائي الممتص القابل للتحلل الحيوي البطيء بواسطة الكائنات عضوية التغذية في الظروف الهوائية	mgCOD/mgCOD.d
K_I	ثابت نصف التشبع لمركب التثبيط	mg/l
K_l	معامل التحويل الخارجي	m/h
K_N	ثابت نصف التشبع لنمو الكائنات مع النيتروجين	mgN/l
$K_{N,A}$	ثابت نصف التشبع لنمو الكائنات المسببة للنيترة مع النيتروجين	mgN/l
$K_{N,H}$	ثابت نصف التشبع لنمو الكائنات عضوية التغذية مع النيتروجين	mgN/l
K_O	ثابت نصف التشبع للأكسجين المذاب	mgO_2/l
$K_{O,A}$	ثابت نصف التشبع للكائنات المسببة للنيترة للأكسجين المذاب	mgO_2/l
$K_{O,H}$	ثابت نصف التشبع للكائنات عضوية التغذية للأكسجين المذاب	mgO_2/l
K_S	تركيز نصف التشبع لاستخدام العضويات الذائبة	mgCOD/l
K_x	تركيز نصف التشبع لاستخدام SBCOD بواسطة الكائنات عضوية التغذية	mgCOD/mgCOD.d
q	معدل التحول المحدد	l/h
Q_{in}	معدل تصرف المياه الداخلة	m^3/h
Q_{out}	معدل تصرف المياه الخارجة (السيب)	m^3/h
r_i	معدل التحول الملاحظ للعملية	$ML^{-3}T^{-1}$
S	التركيز القابل للذوبان في كتلة السائل	mgCOD/l
S_{HCO}	تركيز البيكربونات	mg/l
S_I	تركيز COD الذائب القابل للتحلل الحيوي	mgCOD/l
S_{in}	تركيز المادة الركيزة في المياه الداخلة	mgCOD/l
S_{KI}	تركيز مركب التثبيط	mg/l
S_{max}	تركيز التشبع	$gCOD/m^3$
S_N	تركيز النيتروجين (أمونيا/ نيتريت)	mgN/l
S_{NH}	تركيز الأمونيا الملحية والحرة	mgFSA-N/l
S_{NO}	تركيز النيترات	$mgNO_3$-N/l
S_O	تركيز الأكسجين المذاب	mgO_2/l
S_{out}	تركيز المادة الركيزة في المياه الخارجة (السيب)	mgCOD/l
S_S	تركيز COD المذاب القابل للتحلل الحيوي السريع	mgCOD/l
t	الزمن	h

© 2008 Mark C.M. van Loosdrecht. Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design. Edited by M. Henze, M.C.M. van Loosdrecht, G.A. Ekama and D. Brdjanovic. ISBN: 9781843391883. Published by IWA Publishing, London, UK.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

V	حجم المفاعل	m^3
$v_{j,i}$	البند العام للعلاقات التفاعلية في مصفوفة النموذج	
X	تركيز الكتلة الحية	$gCOD/m^3$
X_A	تركيز الكائنات المنيترة في الكتلة الحية	mgCOD/l
X_H	تركيز الكائنات عضوية التغذية العادية في الكتلة الحية	mgCOD/l
X_I	تركيز الكائنات العضوية الجزيئية غير القابلة للتحلل الحيوي من مياه الصرف الصحي الداخلة	mgCOD/l
X_S/X_H	نسبة تركيز SBCOD/OHO	mgCOD/mgCOD
X_S	تركيز الأكسجين الكيميائي الممتص القابل للتحلل الحيوي البطيء	mgCOD/l
$X_{STO,S}$	التركيز العضوي المخزون من الخلايا	mgCOD/l
X_{TSS}	تركيز إجمالي المادة الصلبة العالقة في المفاعل	mgTSS/l
Y_H	ناتج الأكسجين الكيميائي الممتص للكائنات عضوية التغذية	mg COD/mgCOD

الاختصار	الوصف
ADM	نموذج الهضم اللاهوائي
ASM	نموذج الحمأة النشطة
BOD	الأكسجين الحيوي الممتص
COD	الأكسجين الكيميائي الممتص
CSTR	مفاعل حوض التقليب التام
DO	الأكسجين المذاب
DR	تجدد الأعضاء بعد موتها
EA	قابل أو متلقي الكترونات
EBPR	الإزالة البيولوجية المزادة للفوسفور
ER	التنفس الداخلي
GAOs	الكائنات المراكمة للجليكوجين
IWA	الاتحاد الدولي للمياه
OUR	معدل استخدام (امتصاص) الأكسجين
OHOs	الكائنات عضوية التغذية
PAOs	الكائنات المراكمة للفوسفور
PHA	هيدروكسيل أولكونوات
RBCOD	الأكسجين الكيميائي الممتص القابل للتحلل الحيوي السريع
SBCOD	الأكسجين الكيميائي الممتص القابل للتحلل الحيوي البطيء
SRT	زمن مكث الحمأة (عمر الحمأة)
TKN	إجمالي نيتروجين كيلدهال
TSS	إجمالي المواد الصلبة العالقة
TUDP	نموذج الإزالة البيولوجية المزادة للفوسفور لجامعة دلفت التكنولوجية
VFA	الأحماض الدهنية المتطايرة

الرمز اليوناني	الوصف
α	رمز يمثل صيغة علاقات تفاعلية
η	عامل الاختزال لاستخدام SBCOD تحت الظروف غائبة الأكسجين

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

μ	معدل النمو المحدد للكائنات	1/d
μ_A^{max}	الحد الأقصى لمعدل النمو المحدد للكائنات المسببة للنيترة	1/d
μ_H	معدل النمو المحدد للكائنات عضوية التغذية	1/d
μ_H^{max}	الحد الأقصى لمعدل النمو المحدد للكائنات عضوية التغذية	1/d
μ^{max}	الحد الأقصى لمعدل النمو للكائنات	1/d
ρ_j	معدل الطاقة الكامنة في العملية	$ML^{-3}T^{-1}$

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



يتم تنفيذ دورة دولية قصيرة على نمذجة معالجة مياه الصرف الصحي بالحمأة النشطة في "دلفت" بمشاركة المعهد الدولي للتعليم المائي – منظمة الأمم المتحدة للتربية والعلوم والثقافة (يونسكو) وجامعة دلفت للتكنولوجيا على مدى ما يزيد عن ١٥ عامًا. ومنذ ١٩٩٣–١٩٩٦ كانت الدورة قد نظمت ونفذت بواسطة رائد نمذجة الحمأة المنشطة البروفيسور الراحل (G.v.R. Marais) من جامعة كيب تاون، جنوب أفريقيا. والصورة تبين البروفيسور (Mark C.M. van Loosdrecht) من جامعة دلفت وهو يلقي محاضرة عن اتفاقيات النمذجة كجزء من برنامج الماجستير في المعهد الدولي للتعليم المائي – اليونسكو لدرس في هندسة الصرف الصحي ٢٠٠٧/٢٠٠٩ (photo: V. Becker)

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



١٥

التحكم في التشغيل

Gustaf Olsson

١٥-١ القوى المحركة والحوافز

لم يعد "استخدام الأجهزة الدقيقة والتحكم والأوتوماتيكية والمعروفة ب – ICA –" مفهومًا جديدًا في مجال معالجة مياه الصرف الصحي، فمفهوم "ICA" معترف به في نطاق "الرابطة الدولية للمياه – IWA – على مدى ٣٠ عامًا تقريبًا. ولا تزال، برغم ذلك، النظم الديناميكية والتحكم في التشغيل جزءًا نادرًا في مناهج الهندسة المدنية العامة أو الهندسة البيئية. لهذا فإن العديد من مصممي نظم المعالجة غير واعين تمامًا بإمكانيات ICA.

وقد تم عمليًا بيان أن ICA يمكن أن يرفع من قدرة معالجة مياه الصرف الصحي بالإزالة الحيوية للمواد المغذية بنسبة ١٠-٣٠%. والمعرفة المتقدمة بالآليات المحتواة ضمن الإزالة البيولوجية للمواد المغذية التي تم اكتسابها حاليًا ينتج عنها فهم متزايد لعمليات المعالجة وإمكانية التحكم فيها. وهناك علاقة متقدمة بين المقاييس التشغيلية في أي نظام معالجة والتعداد البكتيري فيه والتفاعل الكيميائي الحيوي، وبالتالي بأدائه ككل. وبمزيد من الفهم والاستكشاف لهذه العلاقات، فإن التحسينات نتيجة لاتباع ICA قد تصل إلى ٢٠-٥٠% زيادة في إجمالي استثمارات النظام خلال الـ ١٠-٢٠ سنة التالية.

ونظام ICA المثالي يحتوي على أربعة مكونات وظيفية:

- فريق للجودة من الأشخاص الذين لديهم إحساس عميق بملكية المنظومة ومحطة المعالجة والملتزمين بأخلاقيات التحسين المستمر.
- نظام استخدام أجهزة دقيقة لجمع معلومات متغيرة عن عمليات العالجة.
- نظام متابعة لجمع البيانات ومعاملة وعرض هذه البيانات والمعاونة في التشخيص وتوفير النصائح الفنية وفي النهاية محاكاة النتائج المترتبة على التعديلات التشغيلية. وهنا يكون الحصول على البيانات المناسبة والتقرير السليم أمرًا حاسمًا.
- نظام تحكم للوفاء بأهداف العملية. هذا يمكن حدوثه محليًا ضمن نظاق عملية المعالجة نفسها بنظم تحكم محدودة المستوى أو بالتنسيق بين كافة العمليات في نطاق المحطة مع نظام الصرف الصحي كله.

وأصبح التحكم المتقدم مطلوبًا بصورة متزايدة في نظم تنقية ومعالجة المياه والصرف الصحي وأصبح موضوعًا للعديد من التطبيقات في مناطق أخرى من عملية المعالجة. وقد أوضحت دراسات حالة متعددة تحقيق وفورات ملحوظة في تكاليف التشغيل وكذلك أزمنة استعادة

© 2008 Gustaf Olsson. Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design. Edited by M. Henze, M.C.M. van Loosdrecht, G.A. Ekama and D. Brdjanovic. ISBN: 9781843391883. Published by IWA Publishing, London, UK.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

للتكلفة قصيرة بصورة واضحة. ومع هذا، فإن تطبيق "التحكم في التشغيل" في نظم معالجة مياه الصرف الصحي، أصبح مؤخرًا متطورًا بصورة كبيرة أكثر من تطوره في التحكم في التشغيل بصناعة الكيماويات أو صناعة الورق، كما يمكنه نقل خبرات عمليات التصنيع الأخرى. وتقييد حدود ما يمكن تحقيقه حاليًا يأتي من مدى المعرفة بعملية المعالجة وتقنية تحسس العمليات والطريقة التي صممت بها المحطات. ومعالجة مياه الصرف الصحي لها بعض الملامح المتفردة: معدلات التدفق، التشويش أو الاضطراب، التركيزات القليلة، الكائنات الحية، عملية الفصل، مع حقيقة أن جميع أشكال "المادة الخام" يلزم قبولها ومعالجتها.

وما هو مختلف واقعيًا هو العادات والاتجاهات أو الحوافز في مختلف الصناعات. وبالطبع فإن الاتجاهات والعادات تتأثر بالحوافز. فمعالجة مياه الصرف الصحي وصناعة الغذاء والمعادن كلها تقول أنها مختلفة عن غيرها. والحقيقة أنها جميعًا حتى الآن لم يكن لديها الحوافز التي تضاف إلى خلفيات الأداء لتحسينها مثلما بدأت به صناعة البترول في السبعينات.

وحدوث الاضطرابات في نظم معالجة مياه الصرف الصحي أمر ملحوظ، وهو السبب في الحاجة إلى إجراء التحكم في التشغيل، والذي يشرح في الجزء ١٥–٣. والأجهزة الدقيقة هي أساس كل المعلومات ودورها في المتابعة والتحكم تتم مناقشتها في الجزء ١٥–٤. ونظم مياه الصرف الصحي نظم ديناميكية (حركية) وأي تصحيح يحتاج لوقت لملاحظته في النظام. وهذا يتم شرحه في الجزء ١٥–٥. وحتى يمكن التعامل مع أي نظام، تحتاج لأدوات تشغيل ميكانيكية (آلية) مثل المحركات والمضخات والضواغط والصمامات. هذه الموضوعات موضحة في ١٥–٦. إن الجزئين التاليين ١٥–٧ و١٥–٨ مخصصان للمبادئ الأساسية للتحكم وبعض التطبيقات التقليدية في معالجة مياه الصرف الصحي. والطاقة وتنقية المياه ومعالجة مياه الصرف الصحي ترتبط بعضها ببعض تمامًا. وتكاليف الطاقة وغيرها من تكاليف التشغيل تناقش في ١٥–٩. ومحطة معالجة مياه الصرف الصحي تتكون من العديد من عمليات الوحدات المختلفة، وتداخلها يجب أن يوضع في الاعتبار من التحكم المتقدم المستوى، وهذا في ١٥–١٠. وفي النهاية، تُعطى المراجع في ١٥–١١. وبالنسبة للقارئ الراغب والمهتم، فإن وصفًا شاملاً للتحكم في نظم معالجة مياه الصرف الصحي متاح في الكتاب الدراسي (Olsson-Newell (1999)). وكذلك هناك وصف محدث للجديد في وصف موضوعات التحكم في نظم معالجة مياه الصرف الصحي موجود في (Olsson *et al.* (2005)). وبصورة مقصودة، تم استبعاد عمليات المجاري نفسها والفصل يركز غالبًا على نظم الحمأة المنشطة.

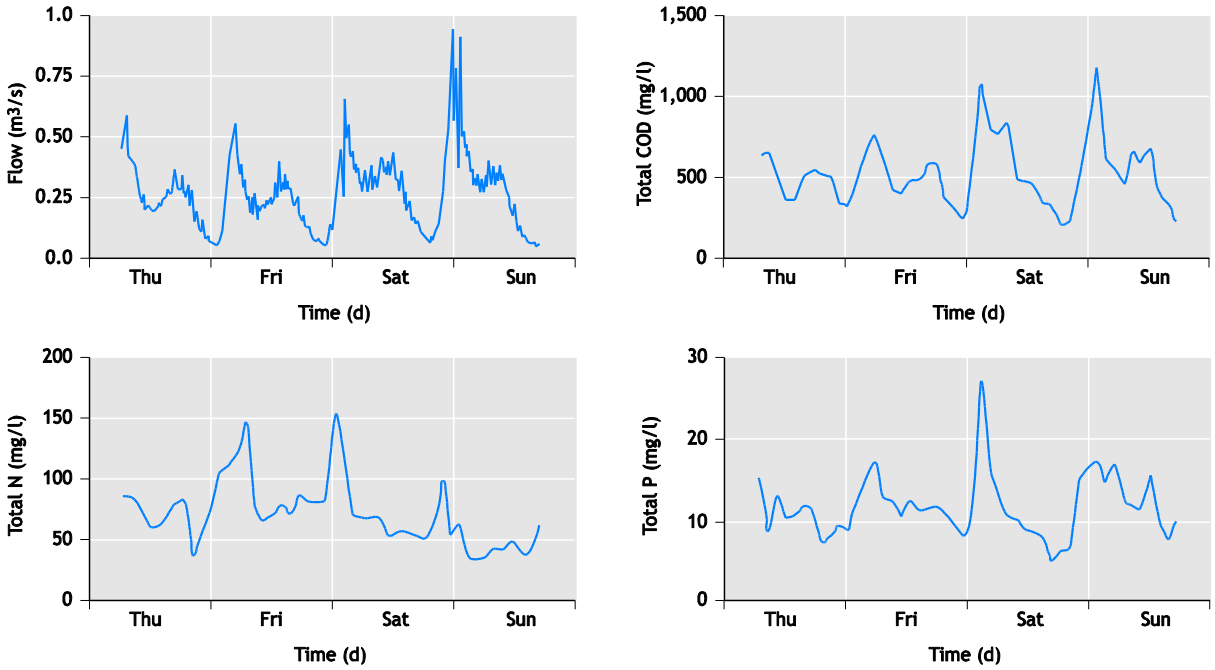
١٥–٢ الاضطرابات في نظم معالجة مياه الصرف الصحي

أحد المحفزات على إدخال التحكم هي وجود الاضطرابات في محطة ما. وتأثير الاضطرابات يجب أن يتم موازنته. ومن المفضل أن يتم تخفيف آثارها أو حتى منعها قبل أن تهاجم المحطة. ومقارنة بعمليات تشغيل الصناعات الأخرى، فإن الاضطرابات التي تتعرض لها محطة لمعالجة مياه الصرف الصحي تكون كبيرة جدًا. فمياه الصرف الصحي الداخلة للمعالجة تكون مختلفة بصورة أساسية عن غيرها في تركيزها وتركيبها وفي معدل تدفقها، مع مقاييس زمنية تتراوح من ساعات إلى شهور. وقد تظهر أيضًا بعض الأحداث المنفصلة مثل السيول أو التسربات السامة أو أحمال الذروة، من وقت لآخر. ونتيجة لذلك نجد أن المحطة يصعب أن تبقى في حالة مستقرة على الإطلاق، لكنها عرضه للتغيرات دائمًا.

ويجب الحفاظ على أداء متناسق في وجود هذه الاضطرابات. والطريقة التقليدية لكبح الاضطرابات كانت تصميم المحطات بأحجام كبيرة لتخفيف اضطرابات التحميل العالي. وهذا الحل ينتج عنه تكاليف رأسمالية عالية. أما نظم التحكم الحية (المتصلة على خط واحد online) والتي أثبتت عمليًا أنها تتغلب على معظم هذه المتغيرات جيدًا، فهي اقتصادية التكلفة في تشغيلها وبالتالي فهي تشكل بديلاً جديرًا بالاعتبار. وإبعاد الاضطرابات هو بلا شك أحد الحوافز الهامة في إدخال نظم التحكم في التشغيل على نظم معالجة مياه الصرف الصحي.

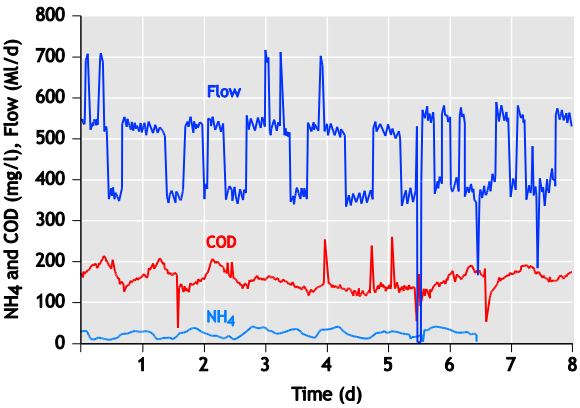
وترتبط العديد من الاضطرابات بتدفق المياه الداخلة للمحطة. والمياه الداخلة تتغير في كل من معدل التدفق والتركيزات والتركيب، شكل ١٥–١. وأي من هذه التغيرات يجب أن تقاس وتتم موازنتها. فإذا قيست نتيجة الاضطراب في نطاق المحطة، مثل تغير يحدث في مستوى الأكسجين المذاب، أو طفو غطاء الحمأة أو التركيز المتغير للمواد الصلبة العالقة، فإن البيانات المقاسة تدخل إلى جهاز التحكم والذي بدوره سيقوم بتفعيل (تشغيل) مضخة أو صمام أو مكثف بحيث يوضع تأثير التغير عند حده الأدنى.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



شكل ١٥-١ التغيرات النهارية (اليومية) النمطية في الجو الجاف في بلدية يغلب فيها مياه الصرف الصحي المنزلي. تظهر البيانات تغيرات من الخميس حتى يوم الأحد (لاحظ ذروة الفوسفور يوم الأحد).

وأحيانًا يمكن قياس تغير في الحمل، قبل دخوله إلى المحطة، عندئذ فإن المعلومات يمكن أن تدخل مسبقًا لتجهيز المحطة. على سبيل المثال، يمكن زيادة التهوية قبل أن يهاجم حمل زائد محطة التنقية. مثال آخر عندما يمكن تزويد ضخ الحمأة الراجعة لتخفيض غطاء الحمأة حتى يمكن تهيئة المروق لزيادة متوقعة في الحمل الهيدروليكي. ومن سوء الحظ أن العديد من الاضطرابات في التشغيل تنشأ في نطاق المحطة نتيجة للتشغيل غير المناسب، وهذا غالبًا ما يرجع إلى غياب القدرة على تفهم كيف تتفاعل الأجزاء المختلفة مع بعضها عند التشغيل. شكل ١٥-٢ يبين مثالاً لذلك. يتم ضخ التدفق الداخل إلى المحطة عبر ثلاث مضخات تعمل بالفتح والغلق، وهذا ينتج عنه تغيرات مفاجئة في معدل التصرف. ومثل هذا الأداء ينتج عنه تأثيرًا معوقًا على أداء المروقات الثانوية.

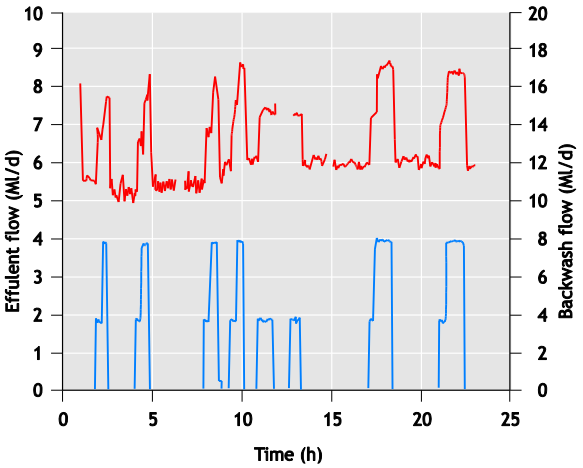


شكل ١٥-٢ اختلافات المياه الداخلة في محطة كبيرة لمعالجة مياه الصرف الصحي ليس فيها سوى طلمبات تعمل وتغلق بالطلب، مما ينتج عنه تغيرات مفاجئة في التصرف الداخل للمحطة.

ويمكن أن يسبب الغسل الرجعي للمرشح أحيانًا مشاكل تشغيلية ضخمة. في حالة منها، أدى الغسل الرجعي إلى زيادة معدل تدفق المياه الداخلة بنسبة ٥٠% كما مبين في شكل ١٥-٣. وكان المفاعل اللاهوائي، مثلاً، في محطة لإزالة المواد المغذية، هو أول خطوات المعالجة، وهو حجم هذا المفاعل بمعدل تدفق مياه داخلة كبير، ومياه غنية بالأكسجين. وانتقل الماء إلى المنطقة التالية غائبة الأكسجين ، ولا يزال بها بعض الأكسجين. وبداهة، عانت التفاعلات البيولوجية الكثير وكانت جودة المياه الخارجة (السيب) غير مقبولة. ويبدو أن عملية الضخ كان يجب أن تؤدَّى بطريقة مختلفة وتم حل المشكلة بسهولة، عندما عُرف أسلوب الاضطراب الحادث وتم فهمه. عمومًا، فإن المضخات التي يتم تشغيلها بنمط الفتح والغلق يمكن أن تسبب

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

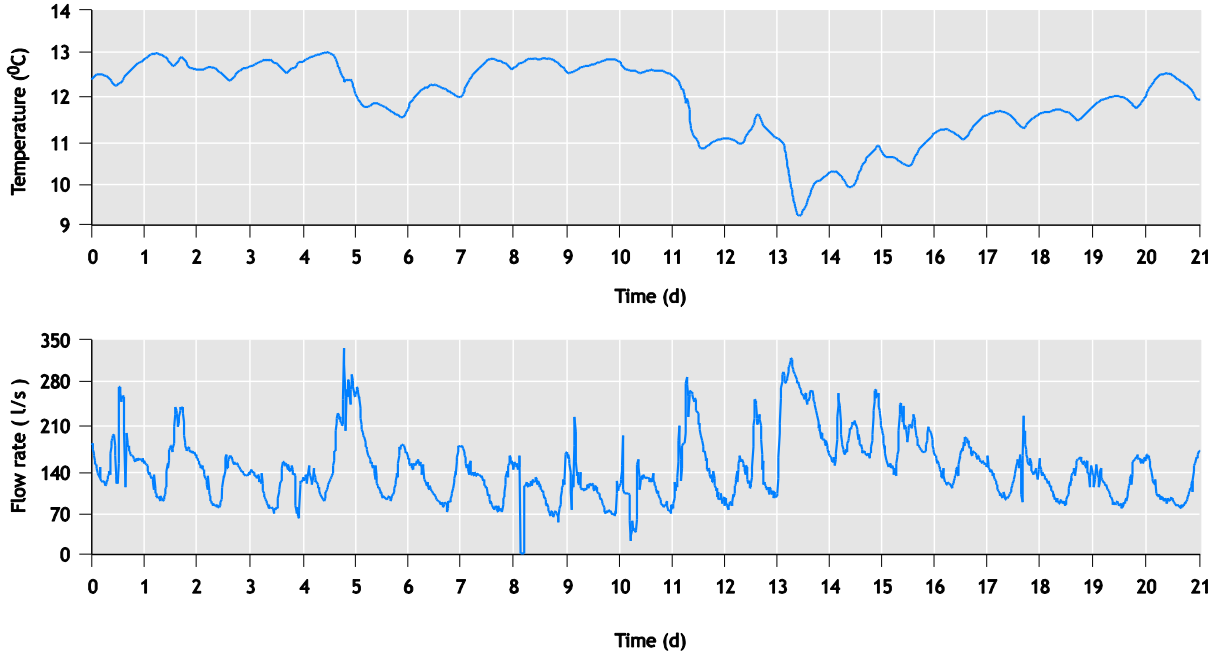
مشاكل تشغيلية عديدة. وعلى وجه الخصوص، فإن حوض الترسيب الأولي والمروق الثانوي يكونان حساسين إلى تغيرات معدل التدفق المفاجئة.



شكل ١٥-٣ الغسل الرجعي في المرشح (المنحنى السفلي) وتأثيره على معدل تدفق المياه الداخلة (المنحنى العلوي) وتشغيل المحطة.

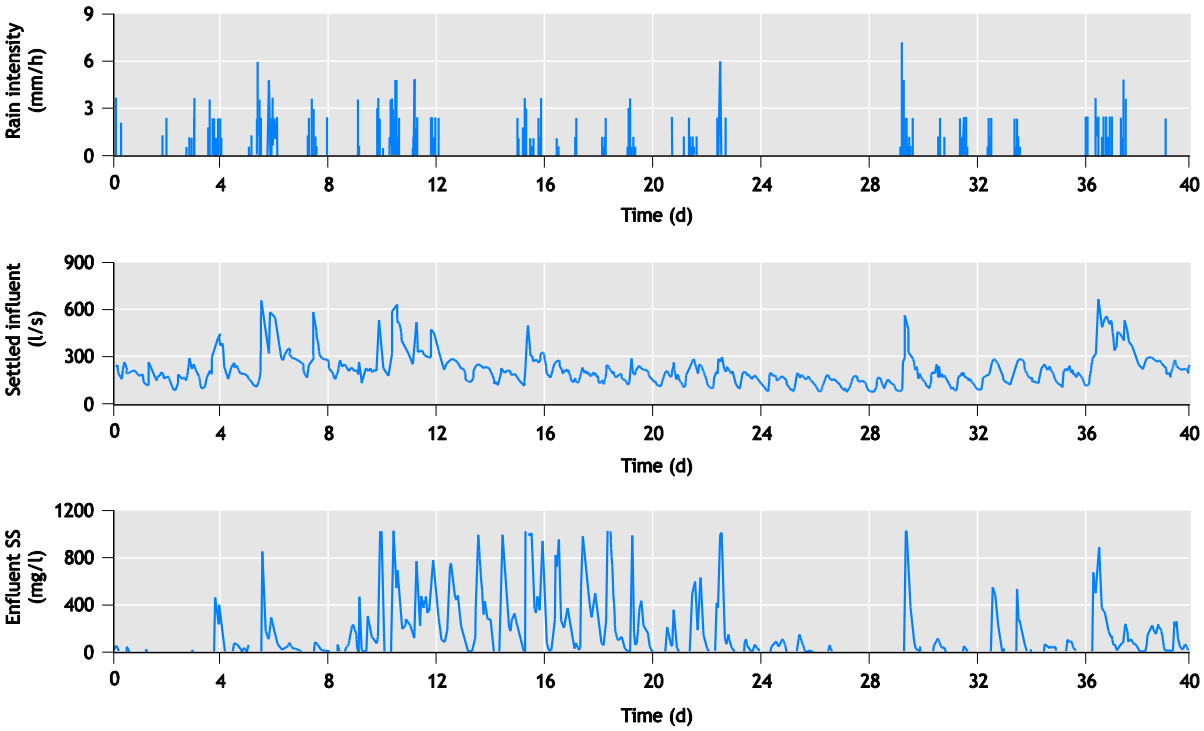
وفي المناطق الباردة قد تتغير درجة حرارة المياه الداخلة بسرعة كنتيجة للمطر وشكل ١٥-٤ يمثل سجلا لبيانات أخذت على مدى ٣ أسابيع ويوضح كيف أن الأمطار الكثيفة خلال الشتاء ستؤثر على درجة حرارة الماء، وينتج عنها نشاط بكتيري أقل مما كان بالإضافة إلى الحمل الزائد على حوض الترسيب الأولي والمروق الثانوي. ويكون لمعدلات التدفق العالية تأثيرًا ملحوظًا على أداء المروق. هذا موضح في شكل ١٥-٥.

وإذا تم إعادة تدوير طافي الحمأة إلى المياه الداخلة أثناء تحميل عالي، عندئذ قد يصبح حمل النيتروجين على المحطة كبيرًا جدًا، وكما موضح في شكل ١٥-٦، فالشكل يوضح كيف أن معدل امتصاص الأكسجين سيزيد بصورة واضحة عندما تتم إعادة تدوير الحمأة الطافية إلى داخل المحطة. ويجب أن نعرف أنه من الأمور الحاسمة في الحصول على تشغيل بأداء عالي في المحطة هو أن نحدد مصدر الاضطراب في التشغيل، عندئذ يمكن وضع هيكل نظام التحكم بحيث يتم ضبط الاضطرابات بل وتفاديها. وتنشأ الاضطرابات أيضًا عن تحول التجمعات البكتيرية وحدوث تغيير في خواصها البكتيرية والطبيعية. على سبيل المثال، ليس من غير المعروف أن نظام معالجة ما يعاني من مشاكل قابلية الترسب في الحمأة التي به نتيجة لانتشار البكتيريا الخيطية. والعمليات التي يتم فرضها من نظام تحكم متصل تكون هي بذاتها السبب في تحول طبيعة مجموعة بكتيرية. هذه الاضطرابات يجب التعامل معها بحذر في تصميم نظام التحكم وتقييمه. ومزيد من الاضطرابات الداخلية يمكن تولدها نتيجة للعمليات



شكل ١٥-٤ اختلافات معدل تدفق المياه الداخلة على مدى ٣ أسابيع خلال موسم الشتاء. ويبين المنحنى السفلي الاختلافات اليومية وبعض فترات المطر. ويبين المنحنى العلوي كيف تنقص الحرارة كنتيجة للأمطار.

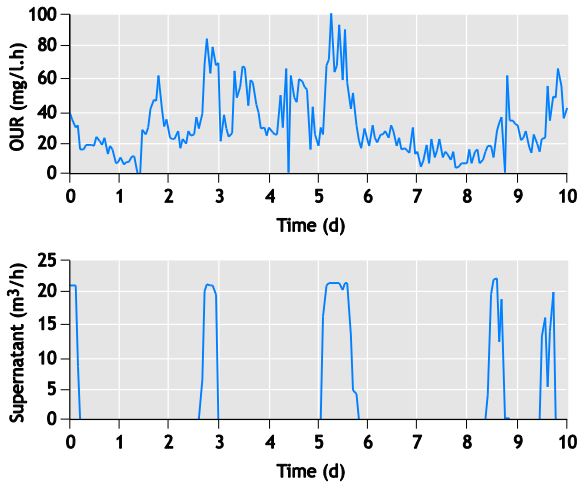
Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



شكل ١٥–٥ العلاقة بين الاضطرابات الهيدروليكية الكبيرة ونوعية المياه الخارجة يبين المنحنى العلوي كثافة الأمطار خلال حوالي ٤٠ يومًا والمنحنى في الوسط هو معدل تدفق المياه لداخلة لمحطة معالجة بلدية المقابل. والمنحنى السفلي يبين المواد الصلبة العالقة بعد المروق الثانوي. وهذا يبين عمليًا أن المروق يعمل قريبًا من سعته القصوى وأنه يتعطل خلال الذروات الهيدروليكية الكبيرة، وينتج عنه تركيزات مواد صلبة عالقة عالية.

الغير كافية أو الغير مناسبة بما في ذلك أخطاء العاملين والتجهيزات غير المناسبة أو سيئة الأداء و/ أو عطل أجهزة التحسس (الحساسات).

هذه كلها يحتمل أن تسبب مشاكل تشغيلية رئيسة. فصدمات التدفق المفاجئة كنتيجة لتشغيل المضخات أو إيقافها (ومن غير أي تحكم في السرعة) أو الغسيل الراجع للمرشحات، تظهر كلها في العديد من المحطات أيضًا. والعديد من الاضطرابات الداخلية يمكن تفاديها (أو وضع تأثيراتها السلبية عند الحد الأدنى لها) من خلال إدخال نظم التحكم المتصلة، خاصة نظم الإنذار المبكر.



شكل ١٥–٦ تأثير إعادة تدوير الطبقة الطافية في محطة ما خلال فترة ١٠ أيام. يبين المنحنى السفلي معدل تدفق الطبقة الطافية (والذي ليس عاليًا جدًا، ولكن له تركيز كبير). والمنحنى العلوي يبين معدل امتصاص الأكسجين في الهواية (عن م. ك. نيلسن، دانمارك)

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

١٥-٣ دور التحكم والأوتوماتيكية

إن استخدام الأجهزة الدقيقة والتحكم والأوتوماتيكية (ICA) في نظم معالجة مياه الصرف الصحي قد سار طريقًا طويلاً وهو الآن راسخ ومعترف به كمجال تكنولوجي في المهنة. وقد تكاتفت عدة عوامل لجعل هذا التقدم ممكنًا:

- تكنولوجيا الأجهزة الدقيقة – فمعنى أن نقيس هو أن نعرف – وهذا حقق نضجًا كثيرًا في أيامنا هذه. فالأجهزة الدقيقة مثل حساسات المواد المغذية الموجودة في الموقع ومقياس التنفس يُستخدمان الآن بانتظام في هذا المجال. ومع ذلك، فلا يزال هناك قليل من الحساسات فقط هي التي تُستخدم في دائرة التحكم المغلقة.
- تحسنت المحركات (المشغلات) على مدى السنين. فالآن يشيع استخدام محركات السرعة المختلفة في المضخات والمكابس (ضواغط الهواء) للسماح بإمكانيات تحكم أكبر في المحطة.
- قدرة الحساب يمكن أن نعتبرها تقريبًا بلا ثمن الآن.
- جمع البيانات لم يعد عائقًا كبيرًا. فالحزم الإلكترونية لبرامج الحاسب الآلي متاحة للحصول على البيانات ومراقبة المحطة. والعديد من المرافق الآن تقوم بتصميم وتركيب الجيل الثاني بل وأحيانًا الجيل الثالث من برامجها في SCADA كنظم التحكم في عمليات التشغيل (عن بعد). وفوائد مثل هذه النظم لم تعد موضوعًا للتساؤل عن قيمتها، وتستعاد أدوات معالجة البيانات غالبًا من الإحصائيات متعددة المتغيرات والحسابات الإلكترونية (ببرامج الحاسب الآلي). وتكامل هذه الأدوات مع دوائر التحكم منخفضة المستوى لا يزال في طور الاستكشاف.
- نظرية التحكم وتكنولوجيا الأوتوماتيكية توفر أدوات قوية. والاهتداء بمختلف طرق التحكم أصبح معترفًا به وتم تطوير بعض أدوات جديدة لتقييم استراتيجيات التحكم وأدائها، مثل التكلفة والقوة والفاعلية وتصورات الأداء.
- تم تطوير عديد من نماذج حركية متطورة للعديد من عمليات وحدات المعالجة وهناك وسائل محاكاة تجارية متاحة لتكثيف المعرفة بحركية المحطة.
- أصبح العديد من المشغلين ومهندسي عملية المعالجة أكثر تدريبًا ومعرفة في مجال استخدام الأجهزة الدقيقة والحاسبات وأفكار التحكم في التشغيل. ومع هذا، فلا تزال هناك حاجة كبيرة لتعليم أفضل.
- هناك حوافز واضحة لاستخدام ICA، ليس أقلها من وجهة النظر الاقتصادية فحسب، فالمحطات أيضًا أصبحت معقدة بصورة متزايدة مما يحتم ضرورة الأوتوماتيكية والتحكم.

والتطوير باتجاه مناهج التحكم الواسع في العمليات/ المحطات لا يزال في مهده. وتكتسب التطبيقات العملية قوى دافعة ولكن في سرعة بطيئة للغاية. وأصبح ICA مقبولاً كمكون قياسي في نظم معالجة مياه الصرف الصحي. والمرافق الآن معتمدة بصورة كبيرة على ICA لتقليل المواد المطلوبة لتشغيل منشآتها بفاعلية. وبالرغم من القبول الذي أصبح عالميًا تقريبًا، تظل هناك فرصة كبيرة لمزيد من استخدام ICA. وبينت أعمال المسح أن ٥٠% تقريبًا من دوائر التحكم يتم تشغيلها حاليًا بطريقة يدوية ومن البديهي أن الحساسات المتصلة أصبحت لا تمثل المحدد الرئيس في التحكم المتصل. وغياب المرونة في عملية المعالجة أصبح الآن مصدرًا أكثر للمتاعب وعنصرًا محددًا للكفاءة. ولا يزال واجبًا أن يكون تصميم المحطة وتشغيلها متكاملا بطريقة ممنهجة.

١٥-٣-١ وضع الأولويات

يجب أن يضع أي مسئول عن تشغيل محطة ما أولويات التشغيل المناسب. ومن الواضح تمامًا أن التشغيل الجديد يجب أن يرتكز على معدات تؤدي وظائفها. ويجب أن تكون جميع الحلقات في السلسلة عاملة حتى يمكن الحصول على نظام تشغيلي جيد. إن العتاد المادي، أو المعدات– ولا يشمل فقط الأجهزة الدقيقة– ولكن أيضًا مختلف محركات القوى مثل الضواغط والمضخات والمحركات والصمامات ونظم الاتصال أصبحت هامة بصورة متزايدة في نظم التحكم بالمحطات. ولا تعتمد برامج الحاسب فقط على لوغاريتمات التحكم المناسب ولكن أيضًا على قواعد البيانات ونظم الاتصالات ونظم الحصول على البيانات ونظم عرضها اليسير بواسطة العنصر البشري، والأهم بين كل ذلك هو: الإنسان، فلا يمكن عرض نظام تحكم للمشغلين الذين لم يكونوا قادرين على التأثير في تصميمه لأن كل ذلك يُبنى على الثقة. فأي نظام تحكم جيد الأداء والمستهدف منه يمكن أن يكون فشلاً كاملاً إذا كان الذين يقومون بتشغيله لا يثقون به. لهذا فإن اشتراك العنصر البشري وتعليمه لمحتوى النظام يمثلان جزءًا من نجاحه. فما هي الأولويات إذن ؟:

- *حافظ على المحطة تعمل*: تأكد أن المعدات تعمل، وأن المضخات والصمامات والمحركات كلها تعمل وأن الأجهزة الدقيقة قد تم معايرتها وصيانتها وأن الإشارات بين الوحدات المختلفة يتم تواصلها مع نظام التحكم. هذا أيضًا يتضمن "

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

مستوى تحكم منخفض"، مثل التحكم في معدلات التدفق الداخلية وضغوط الهواء عند مختلف التركيزات التي لا ترتبط مباشرة بجودة المياه الخارجة. ومعظم هذه الإجراءات للتحكم هي حلقات تحكم نمطية، مثل التحكم في ضغط الهواء والتحكم في مستوى السوائل والتحكم في معدل التدفق.

- *استوفي متطلبات المياه الخارجة*: لا يكفي أن نحافظ على القياسات الفيزيائية عند قيمتها الصحيحة. فالمتغيرات الأخرى التي ترتبط مباشرة بنوعية (جودة) المياه الخارجة يجب أن يتم التحكم فيها. وهذا يتحقق في ذلك المستوى. وهو يشمل معاملة متغيرات وحدات التشغيل، مثل التحكم في جرعات الترسيب الكيماوية، والتحكم في الأكسجين المذاب والتحكم في العمليات الهوائية والتحكم في الحمأة الراجعة أو زمن مكث الحمأة (عمر الحمأة SRT). ونمطيًا، فإن كل واحدة من هذه الحلقات للتحكم هي حلقة تحكم بسيطة ترتكز على متغير لعملية واحدة فقط.
- *قلل التكلفة للحد الأدنى*: في كل واحدة من وحدات عملية المعالجة يمكن أن يكون نظام التحكم أكثر قابلية للتعامل معه من غيره. على سبيل المثال، التحكم في الأكسجين المذاب. حيث تكون نقطة الضبط للأكسجين المذاب متغيرة، ليس فقط على حوض التهوية، ولكن أيضًا متغيرة في الوقت (انظر ١٥-٨). والهدف النهائي عند هذا المستوى هو جعل تشغيل عمليات وحدات المعالجة في وضعها المثالي. كل ذلك يعتمد على حساسات وأجهزة دقيقة مناسبة. والتكلفة يمكن التأثير فيها بإنقاص استهلاك الطاقة (للتهوية أو للخلط)، وخفض تكلفة الجرعات الكيماوية في ترسيب الفوسفور أو في تكاليف الطرد المركزي. والتكلفة أيضًا مرتبطة بطاقم العاملين. ونجد الآن العديد من المحطات تدار بصورة مُرضية بدون عنصر بشري خلال فترات المساء ومنتصف الليل والعطلات.
- *حقق تكامل تشغيل المحطة*: والغرض النهائي لذلك هو أيضًا استيفاء أو تحقيق متطلبات المياه الخارجة بالحد الأدنى من التكلفة. وبتنسيق العديد من العمليات في المعالجة، يمكن تقليل تأثير الاضطرابات في المحطة. والتشغيل المجتمع لعمليات المعالجة قد يجعل استخدام الأحجام المتاحة والحمأة الموجودة ممكنًا لتحقيق أفضل تشغيل.

والمستوى الموجود حاليًا من الأجهزة وبرامج الحاسب الآلي وتزايد توافر القياسات الحقيقية الموثوق بها (المتحقق من صلاحيتها جيدًا) لمجموعة متزايدة من القياسات المختلفة تمكِّن عملية التحكم المتطور في عمليات التشغيل تامة الدائرة في محطات معالجة مياه الصرف الصحي، مما ينتج عنه تشغيل آمن بصورة متزايدة واقتصاديات تشغيل أفضل. ومع ذلك، فهذه الفوائد يمكن أن تتقيد بتصميم المحطات نفسها، نتيجة لحقيقة أن التصميم أصلاً لم يراع عند وضعه إمكانية التحكم.

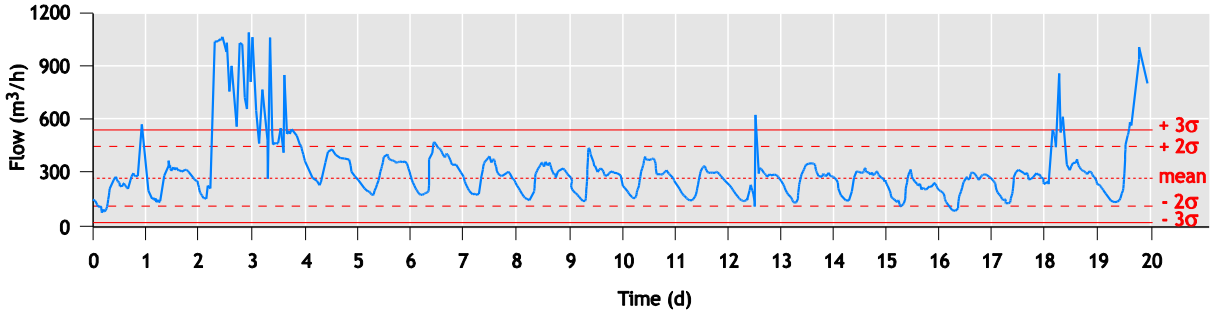
١٥-٤ استخدام الأجهزة الدقيقة والمتابعة (المراقبة)

"معنى أن تقيس هو أن تعرف". ولزمن طويل، اعتبر استخدام الأجهزة الدقيقة (وهي هنا تعني أجهزة القياس الدقيقة بالتعبيرات الشائعة أو استخدام الأجهزة الخاصة بالحساسات ، أجهزة التحليل وأجهزة القياس الأخرى) عائقًا رئيسًا للتحكم المتصل (المباشر). وكانت الأجهزة الدقيقة المطلوبة لقياس المتغيرات إما غير متاحة أو لا يعتمد عليها بصورة كبيرة للاستخدام في التطبيقات العملية. ولكن التطورات خلال العقدين الأخيرين غيرت ذلك (جدول ١٥-١) وزيادة الثقة في استخدام الأجهزة الدقيقة حاليًا تدفعها حقيقة أن التعريفات الواضحة لخواص الأداء والاختبارات القياسية لاستخدام هذه الأجهزة الدقيقة أصبحت متاحة (أيزو ١٥٨٣٩، ٢٠٠٣) وبعض القياسات الأكثر شيوعًا، تأتي أيضًا بعض نظم استخدام الأجهزة الدقيقة المتاحة للتحكم، مثل أجهزة قياس معدلات التنفس وحساسات الأحماض الدهنية المتطايرة والقاعدية. انظر المزيد في (Vanrolleghem and Lee (2003)).

والتوحيد القياسي لخواص الأجهزة الدقيقة الآن يجعل من الممكن أن نحدد ونقارن ونختار الأجهزة الدقيقة الأكثر مناسبة – ليس فقط من الجوانب التقنية، ولكن اقتصاديًا أيضا، من خلال حساب تكلفة امتلاكها (جدول ١٥-٢). والتكاليف الاستثمارية للجهاز نفسه تكون غالبا جزءًا ضئيلاً من التكلفة خلال عمر الجهاز الافتراضي. والقياسات من الأجهزة الدقيقة تكون متاحة لمدة ٢٤ ساعة يوميًا و٧ أيام أسبوعيًا. والمعلومات تتطلب أن يتم استخلاصها من البيانات التي تم قياسها، وهكذا فإن الأجهزة الدقيقة يجب أن ترتبط دائمًا بالفحص الدقيق للبيانات المناسبة، ومعاملة القياس والاستخلاص بطرق متطورة للملامح المطلوبة من القياسات.

ولتتبع الحالة التشغيلية للعمليات الجارية من خلال الأجهزة الدقيقة تسمى المراقبة أو المتابعة. ومع ذلك، فإنه حتى الأجهزة الدقيقة التي يعتمد عليها يمكن أن تفشل خلال عملية التشغيل، مما يكون له توابع خطيرة إذا كان الجهاز الدقيق مستخدمًا في دائرة تحكم مغلقة. لهذا، فإثبات صلاحية البيانات الوقتية يكون مطلوبًا قبل استخدام القياسات

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



شكل ١٥–٧ اختلافات معدل تصرف المياه الداخلة خلال مدة ٣ أسابيع.

في أغراض التحكم. وإجراء المصادقة على البيانات يمكن عمله بطرق بسيطة تمامًا على القياسات القادمة من جهاز دقيق واحد أو المصادقة عبر عدة قياسات من أكثر من جهاز دقيق إذا كان هناك ترابطًا متوقعًا بينها (Lynggaard-Jensen and Frey, 2002). وإذا قلت الثقة في قياس ما، فإنه قد يكون ممكنًا (على أساس مدى قصير) استخدام قيمة تقديرية، ولكن التحكم في النهاية يجب أن يرتب في نظام يسمح بإغفالها حتى يتم استعادة الثقة في القياس.

ومعظم التغيرات في محطات معالجة مياه الصرف الصحي تكون بطيئة عندما تكون عملية المعالجة تتعافى من وضع "غير عادي" إلى وضع عادي. والاكتشاف المبكر للأعطال ثم عزلها في العملية البيولوجية يكون فعالاً جدًا لأن هذا يسمح باتخاذ إجراء تصحيحي قبل أن يصبح الموقف سلبيًا. وبعض التغيرات لا تكون واضحة جدًا وقد تزيد تدريجيًا حتى تصبح مشكلة تشغيلية خطيرة. وبعض أمثلة المراقبة الأساسية يتم وصفها في شكل ١٥–٧ الذي يبين الاختلافات اليومية (خلال ٣ أسابيع) لمعدل تدفق المياه الداخلة. وهناك أكثر من ذروة واضحة لمعدل التدفق عن المتوسط يمكن ملاحظتها. وفي المنحنى، فإن متوسط القيمة ($\pm 2\sigma$ and $\pm 3\sigma$) للانحراف عن المتوسط مبينة ومن الواضح أن الانحرافات الأكثر من 3σ يلزم ملاحظتها بعناية وبالتالي يجب تنفيذ عمليات تشغيل مناسبة.

وفي محطة المعالجة المتطورة نجد فيضًا ضخمًا من البيانات من عملية المعالجة، وسوف يوفر المزيد من الأجهزة الدقيقة وتطوير هذه الأجهزة مزيدًا من البيانات. وعلى عكس السلوك الإنساني، تكون أجهزة الحاسب الآلي أكثر انتباهًا بصورة لا محدودة ويمكنها رصد النماذج غير المألوفة في بيانات المحطة. وقدرة أجهزة الحاسب على

جدول ١٥–١ القياسات شائعة الاستخدام التي تؤديها الأجهزة الدقيقة في محطات معالجة مياه الصرف الصحي

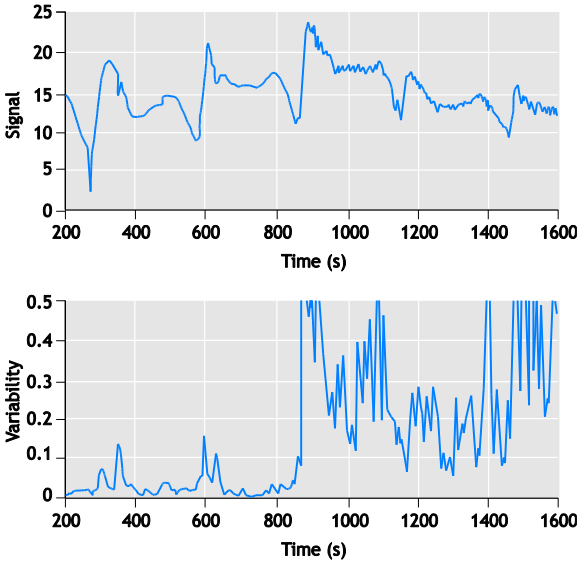
معدل التدفق	الموصلية	الأمونيا
المستوى، الضغط	الأكسجين المذاب	النيترات
درجة الحرارة	العكارة	الفوسفات
الأس الهيدروجيني	تركيز الحمأة	المادة العضوية
الأكسدة/ الاختزال	مستوى غطاء الحمأة	إنتاج الغاز الحيوي

جدول ١٥–٢ البنود (والأمثلة) التي تكون ضمن حسابات تكلفة امتلاك الأجهزة الدقيقة

الأجهزة الدقيقة	تكلفة الجهاز الدقيق نفسه
التهيئة	تكلفة الحفر والإنشاء والمواسير وما قبل المعالجة
التركيب	تكلفة الوقت للمشروع والعمالة الماهرة
التجانس	تكلفة البرمجة والاستشعار عن بعد ودائرة التحكم
الاستهلاكات	تكاليف الطاقة والكيماويات ... إلخ
الصيانة	تكاليف تعاقدات المعايرة والتنظيف
قطع الغيار	تكلفة قطع الغيار

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

استخلاص النماذج (معلومات مفيدة) نادرًا ما يتم استغلالها فيما يتعدى الرسم البياني البسيط. وتكنولوجيا المعلومات لا يشيع استخدامها لحفظ واستيعاب المعرفة الخاصة بعملية المعالجة، مثل معرفة كيف تؤدي العملية مهام المعالجة وكيف يكون أفضل تشغيل لها. والمعرفة بعملية المعالجة يتم بناؤها نمطيًا من خبرة المشغلين والمهندسين، ولكن كثيرًا ما تختفي هذه المعرفة مع تركهم المحطة. وإن أمكن حفظ واستيعاب هذه المعرفة، فهي لن تبقى فقط في أجهزة الحاسب، ولكن يمكن أيضًا أن تساعد هذه الأجهزة في اتخاذ قرارات تشغيل المحطة. وهنا، يكون ممكنًا احتمالات الدعم القوي للمشغل في تشخيص واتخاذ الإجراءات التصحيحية التي تم بيانها عمليًا بالفعل ولكنها تحتاج إلى تبنيها من جانب صناعتي تنقية المياه ومعالجة الصرف الصحي.



شكل ١٥–٨ الكشف عن مشكلة مجس (حساس)، المنحنى العلوي يبين إشارة المجس. وتتغير خاصية الضوضاء بعد الزمن ٩٠٠، مبينة مشكلة في المجس. والمنحنى السفلي يبين التغاير في الإشارة، وعندما يتخطى التغاير حافة أو عتبة (على سبيل المثال ٠,١٥) محددة، يعطي نظام المراقبة إنذارًا آليًا (أوتوماتيكيًا).

وشكل ١٥–٨ يوضح ما يحدث عند تعطل حساس، يبين الشكل العلوي إشارة القياس، ويمكن للمشغل ذي الملاحظة الدقيقة أن يلاحظ تغيرًا في خاصية المجس عند حوالي الوقت ٩٠٠. وبتصفية الإشارة، يمكن جعل التغيرات أكثر وضوحًا ويمكن لمرشح عالي في قدرة الإمرار أن يبين الاختلاف (كمشتق أول) في الإشارة. والإشارة المرشحة المبينة في المنحنى السفلي تكشف عن تغير واضح في خاصية الضوضاء للإشارة، وبالتالي تكتشف عن مشكلة في الحساس.

١٥–٥ أهمية العلاقات الحركية (الديناميكيات)

من منظور التحكم في التشغيل، فإن الديناميكيات عنصر أساسي في المعالجة. وهي لن تظهر فورًا. لذلك فإن مقياس الزمن للتغيرات في عملية المعالجة هام للغاية. فالعلاقات الحركية في معالجة مياه الصرف الصحي تشمل مجالاً واسعًا من المقاييس الزمنية، من الثواني حتى الشهور. وديناميكيات الوحدات التقليدية في عملية المعالجة يمكن أن تقسم إلى: سريعة ومتوسطة وبطيئة، كما هو مبين في جدول ١٥–٣ وهذا التقسيم يؤثر في نوع النموذج الذي يتم وضعه وأيضًا تصميم استراتيجيات التحكم.

ومن الجدول ١٥–٣ يمكننا استخلاص أن هناك فارقًا كبيرًا بين المقاييس الزمنية السريعة والبطيئة. وهذا يعني في الحقيقة أن مختلف إجراءات التحكم يمكن أن تقسم إلى مجالات زمنية مختلفة. مما يعني على وجه التحديد أن متغيرات المقياس الزمني السريع التي يمكن أن تتغير ببطء شديد سوف تعتبر ثابتة. على سبيل المثال، فإن تركيز الأكسجين المذاب يمكن أن يتغير في نطاق جزء من الساعة. في هذا المقياس الزمني يمكن اعتبار أن تركيز الكتلة الحيوية ثابت. وبالنظر إلى مقياس الزمن البطيء، على سبيل المثال، عندما يكون الهدف هو التحكم في إجمالي الموجود من الحمأة، عندئذ يمكن اعتبار أن تركيز الأكسجين الذائب يتغير فوريا.

هذا الفصل في الوقت يجعل من مشكلة التحكم أقل تعقيدا. إنها تعني أن إجراءات التحكم يمكن أن تصنف إلى أزمنة منفصلة عن بعضها. وهناك صفة أخرى تقليدية لنظام معالجة مياه الصرف الصحي، وهي أنه لا يكون أبدًا في حالة ثبات أو استقرار. والسبب هو أن معدل تدفق المياه الداخلة وتركيزها وتركيبها تتغير جميعها طول الوقت. ونتيجة لذلك، فإن عملية المعالجة تبقى في حالة انتقالية طوال الوقت. وعلى نظام التحكم أن يعترف بذلك وأنه من خلال القياسات المباشرة والإجراءات التصحيحية يمكن إعادة مختلف متغيرات عملية المعالجة إلى قيمتها المرغوبة. وفي مفاعل الدفعات المتتابعة مثلاً، يكون نظام المعالجة في حالة انتقالية ولكن بصورة متعمدة. فمرحلة أكسدة مثلاً تستمر حتى تكتمل الأكسدة، عندئذ تأتي مرحلة الاختزال (مثل عملية إزالة النيترة) وتنتهي عندما يصل الاختزال إلى مرحلة الاكتمال. لهذا فإن نظام الدفعات المتتابعة يكون مناسبًا جدًا للتحكم في ديناميكية عملية المعالجة.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

جدول ١٥-٣ أزمنة الاستجابة الديناميكية (الحركية) لعملية الإزالة الحيوية للمواد المغذية

السرعة	المقياس الزمني	آلية معالجة مياه الصرف الصحي
سرعة	دقائق – ساعات	العلاقات الهيدروليكية وديناميكية التدفقات
		تحول كتلة الأكسجين
		الترسيب الكيميائي
		ديناميكيات الأكسجين المذاب
		فصل المواد الصلبة للسوائل
متوسطة	ساعات – عدة ساعات	ديناميكيات التركيزات
		إزالة المواد المغذية
بطيئة	أيام – شهور	نمو الكتلة الحيوية

وأحيانًا يلزم أن يوضع زمن إجراء القياسات في الاعتبار. فأخذ قراءة الأكسجين المذاب تستغرق عددًا من الثواني. ومع ذلك فإن هذا التأخير يعتبر صغيرًا مقارنةً بالزمن التقليدي لتحول الأكسجين المذاب، والذي هو جزء من ساعة زمنية كاملة. وقراءة مقياس تنفس سوف تأخذ وقتًا أطول، حوالي ٢/١ ساعة عادة. ومن البديهي أن مثل هذه القراءة يمكن أن تستخدم فقط للإجراءات التصحيحية الأبطأ، من فئة الساعات. ومن المهم أن نتذكر أن قيمة القياس تتأثر دائمًا بالضوضاء. واختلافات الضوضاء ربما تكون سريعة إلى حد بعيد وأن القائم بالتحكم يجب ألا يتفاعل مع الاختلافات السريعة والخادعة ولهذا فإن تصفية الإشارة أمر حاسم.

ومن المهم دائمًا أن نتذكر الجوانب الديناميكية عند إغلاق الدائرة. فالتحكم في إجمالي الموجود من الحمأة باستخدام معدل تدفق فائض الحمأة عملية بطيئة جدًا. ويعتمد معدل التغير على معدل نمو الكتلة الحيوية ويكون الإطار الزمني التقليدي في حدود عدة أيام. ونمطيًا، لتغيير زمن مكث الحمأة (عمر الحمأة) من ١٠ إلى ١١ يومًا. فالأمر يستغرق ١٠-٢٠ يومًا. وزمن مكث الحمأة هو قيمة متوسطة ولا يمكن حسابها على أساس يومي، ولكن يجب إيجاد متوسطات معدلات التدفق وتركيزات الحمأة على مدى زمني أطول، وتقليديًا، يستغرق ذلك أسابيع.

وأحيانًا يحاول القائمون بالتحكم أن يكونوا "طموحين" جدًا. على سبيل المثال، فقد يعطي حساس الأكسجين الذائب قراءة التركيز DO كل دقيقة، وهذا لا يعني أن تيار الهواء يجب أن يتغير كل دقيقة. وحيث إن زمن الاستجابة التقليدي في مفاعل كامل هو ١٥-٣٠ دقيقة، فإن التغير في تيار الهواء كل دقيقة سوف يصدر لنا فقط إجراءات تحكم لا معنى لها ويسبب تآكل الصمامات وبدلاً من ذلك، فإن إجراءات تحكم تصدر كل ١٠-١٢ دقيقة تكون أكثر ملاءمة.

والنمذجة من أجل التحكم ليست نفس الشيء مثل النمذجة لتفهم الآليات الحركية الكامنة الأساسية. وبالتالي فإن نماذج مثل نماذج الحمأة المنشطة ١، ٢، ٣ (Henze *et al.*, 2000) أو نموذج الهضم اللاهوائي (Batstone *et al.*, 2002) لم يقصد بها أن تكون هي قاعدة تكوين المتحكم في المعالجة، ولكنها تمثل توصيفًا تفصيليًا للطريقة التي تضمن فهم العمليات البيولوجية. وفي التحكم على جانب آخر، علينا أن نحدد قياسات رئيسة تعد حاسمة في تشغيل المحطة. ومثل هذه القياسات يمكن أن تكون معدل امتصاص الأكسجين، ومعدل التنفس، ومعدلات التفاعلات بالنسبة لإزالة الأكسجين الحيوي الممتص ولعملية النيترة أو عملية إزالة النيترة. والأكسدة والاختزال يمكن أن تعكس مدى تقدم التفاعلات خاصةً عملية إزالة النيترة حرة الأكسجين، حيث يتم اختزال النيترات إلى غاز النيتروجين.

والقياسات الرئيسة يجب أن يتم حسابها من قياسات أكثر بساطة عنها هي نفسها. على سبيل المثال، تركيز الأكسجين المذاب يمكن استخدامه كقاعدة لعملية تقدير معدلات امتصاص الأكسجين. والقياسات المباشرة المتصلة لأشياء مثل نيتروجين الأمونيا أو النيترات يمكن بالمزيد من معاملتها استخدامها في حساب معدلات التفاعلات المناسبة. وبالتالي، فتقدير المقاييس الحركية (الديناميكية) يكون جزءًا هامًا من النمذجة والذي يمكن أن يكون القاعدة لتحكم أكثر تطورًا.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

١٥-٦ المتغيرات ومحركات القوى التي يتم التعامل بها

هناك قليل من المتغيرات التي يمكن استخدامها للتعامل مع العمليات البيولوجية لمعالجة مياه الصرف الصحي. ومع ذلك، فإن احتمالات التحكم في المحطة بطريقة مرنة تكون عادة محدودة تمامًا. ومن المشاكل السائدة في العديد من المحطات، غياب القدرة على التحكم في المضخات أو ضاغطات الهواء. وكما تم وصفه في الجزء ١٥-٢ فإن المضخات التي لا يكون التحكم فيها إلا بالفتح والغلق يمكن أن تسبب مشكلة فيما بعد في عملية المعالجة. إن التحكم في السرعة المتغيرة هو مجرب تكنولوجيًا وهو أحد أهم المتطلبات الأولية للتحكم في التشغيل، في كل من ضخ تدفقات المياه والحمأة وفي التحكم في تيار الهواء للتحكم في الأكسجين المذاب.

والمتغيرات التي يتم التعامل بها يمكن أن تصنف إلى المجموعات التالية:

- الهيدروليكية، متضمنة متغيرات وعمليات إعادة تدوير الموجودات من الحمأة.
- إضافات المواد الكيماوية أو مصادر الكربون.
- الموارد من الهواء أو الأكسجين .
- المعالجة الأولية للمياه الداخلة من الصرف الصحي.

هناك العديد من المتغيرات الأخرى التي تتم معاملتها في محطة ما، والتي تكون مرتبطة بالمعدات ودوائر التحكم الأساسية، مثل وحدات التحكم في التدفق أو مستواها ... إلخ. وهذه ليست ضمن هذه المناقشة.

١٥-٦-١ المتغيرات الهيدروليكية

تغير معظم المتغيرات المتعامل بها من أنماط التدفق عبر المحطة. فمعدلات التدفق المختلفة سوف تؤثر في أزمنة المكث في مختلف الوحدات. وفوق ذلك، فإن معدل التغير يكون عنصرًا حاسمًا في العديد من أجزاء محطة المعالجة، حيث إنه يؤثر على عمليات الترويق والتكثيف. والحسابات الهيدروليكية في التدفقات تحدد أيضًا التفاعل بين مختلف عمليات المعالجة. وبهذا فإن المتغيرات الهيدروليكية التي يتم التعامل بها يمكن أن تقسم إلى ٤ (أربع) مجموعات:

- متغيرات تحكم معدل تدفق المياه الداخلة.
- متغيرات تحكم الموجود من الحمأة وتوزيعه.
- إعادة التدوير الداخلي في نطاق العملية البيولوجية.
- تدفقات إعادة التدوير الخارجية، المؤثرة على التفاعلات بين عمليات مختلف الوحدات.

وفي هذه الفئة، يمكن أيضًا أن نضم التحكم في طول المرحلة بالنسبة للمفاعلات ذات الدفعات المتتابعة، حيث إن ذلك يساوي التحكم في زمن المكث بوحدة مستمرة. ويمكن التعامل واستخدام معدل تدفق المياه الداخلة على نظام حمأة منشطة بطرق متعددة. من وجهة نظر المحطة فإن معدل تدفق المياه الداخلة قد يعتبر اضطراب خارجي يجب التعامل معه بمختلف نظم التحكم. وفوق ذلك، فإنه يجب التركيز على أن ضخ تدفق المياه الداخلة يجب أن يكون سلسًا وينصح بالضخ بسرعات مختلفة. على جانب آخر، إن كان متاحًا حوض للموازنة أو كانت شبكة المجاري يمكن استخدامها كحوض للموازنة، عندئذ يصبح معدل تدفق المياه الداخلة متغيرًا يصلح للتحكم. والأحجام الإضافية قبل المحطة تسمح لنا بالتحكم في معدل المياه الداخلة وتقلل التأثيرات المقيدة للمياه الداخلة لأدنى حد.

تم تصميم العديد من المحطات بحوضين متوازيين أو أكثر للتهوية، وتكون عملية تقسيم التدفقات حاسمة إن كان مطلوبًا أن يتم توزيع التدفقات بالتساوي، ولا يتم الأمر هكذا غالبًا، مما يسبب زيادة تحميل ظاهرية في بعض أجزاء من المنظومة، وفي العديد من المحطات يتم تقسيم التدفق الوارد بترتيب ثابت لمجموعة قنوات، والذي قد لا يضمن بأي حال أن التدفق الحقيقي تم تقسيمه بصورة واضحة. وإن كان مطلوبًا ضمان حسن تقسيم التدفق، فيجب قياس معدلات التصرف، وأن يتم التحكم في كل تدفق على حدة.

والتجاوز (تحويل المسار) يجب أن يكون متغيرًا يتم التعامل معه بمعنى وجوب عدم حدوثه بتاتًا، ما لم يكن موصوفًا كضرورة. ويجب أن تتم مقارنته بالبديل المناسب لعدم التجاوز، ويجب أن يؤسس على شيء من الحسابات الكمية بأفق زمني مناسب.

وكل الأنماط المختلفة للتحكم في تدفق المياه الداخلة تعد، ببساطة، طرق مختلفة لجعل سلطة التحكم في التشغيل أكبر وأشمل. بمعنى آخر، التحكم في شبكة المجاري أو الموازنة أو التجاوز، كلها تساهم في تسهيل الحصول على معدل تدفق سلس إلى داخل المحطة. وهدفهم العام هو إقصاء الاضطرابات عن أداء المحطة. والتنوع السلس في معدل التدفق أمر حاسم بالنسبة لعمليات المعالجة في المروق الثانوي. وهي لا تحتاج فقط إلى ضخ متغير السرعة في

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

مستوى التشغيل لتجنب الاضطرابات، ولكن سعة تخزين كافية في الآبار المبتلة أو الخزانات في أول المسار لتثبيط (إخماد) الاضطرابات التي لا يمكن تجنبها. ويمكن أن يؤدي ضعف التحكم في الضخ إلى تدهور أداء المحطة بصورة كبيرة. والسبب الرئيس في ذلك هو أن المروق يكون دائمًا حساسًا تمامًا لأية تغيرات موجبة في معدل التدفق، كما أشير إليه في الجزء ١٥-٢.

ويمكن التحكم في الموجود من الحمأة أساسًا بثلاثة متغيرات يتم التعامل عليها:

- معدل تدفق الحمأة الزائدة
- معدل تدفق الحمأة الراجعة
- معدل تدفق التغذية على خطوات

وتستخدم معاملة واستغلال معدل تدفق الحمأة الزائدة في التحكم في إجمالي الموجود من الحمأة في عملية المعالجة. وحيث إن إجمالي موجودات الحمأة يكون دالة لإجمالي معدل النمو الإجمالي للكائنات الدقيقة، فهو يستخدم في التحكم في زمن مكث الحمأة، أو عمر الحمأة. وهذا المتغير الذي يتم التعامل عليه سوف يوثر في المنظومة عند مقياس زمني من رتبة عدة أيام وأسابيع.

والتعامل على معدل تدفق الحمأة الراجعة يستخدم في توزيع الحمأة بين أحواض التهوية والمروقات أو بين المفاعلات منتجة الأحماض و منتجة الميثان في النظم اللاهوائية ثنائية المرحلة. والتدوير من مرحلة الترويق يعد متغيرًا هامًا للحصول على نقطة التشغيل السليمة في المفاعلات، ولكنها قليلاً ما تكون مفيدة للتحكم على أساس ساعة بساعة. وهناك بعض النظم التي يتم تزويدها بالعديد من نقاط التغذية للحمأة الراجعة. هذه يكون بها إمكانية إعادة توزيع الحمأة بالنسبة لأحمال معينة، مثل تحميل المواد المسببة للتسمم. وربما كان من المهم عمل تركيبة من تدفقات تدوير مختلفة. ففي النظم التي يكون بها ترسيب كيماوي، يمكن ربط الحمأة القادمة من المروق الثانوي مع الحمأة الكيماوية القادمة من وحدة ترويق لما بعد الترسيب. وبهذا يمكن التأثير في خواص الكتل المتلبدة (الندف) ويتم استغلال المواد الكيماوية بصورة أفضل في إزالة الفوسفور.

وبالتحكم في التغذية على خطوات في محطة حمأة منشطة، يمكن إعادة توزيع الحمأة التي في حوض التهوية، إذا أعطيت الوقت الكافي. وكحالة خاصة باستخدام التحكم في الضخ على خطوات، يحصل المشغل على نظام تثبيت بالتلامس. أيضًا يمكن إعادة ضخ الحمأة الراجعة، ليس فقط إلى جزء المدخل من حوض التهوية، ولكن أيضًا إلى نقاط تغذية مختلفة على طول الحوض، وهو ما يسمى التحكم في الحمأة الراجعة على خطوات. وهذا يمكن أن يثبت أنه طريقة فعالة لمنع انتفاخ الحمأة.

وتوفر إعادة التدوير الداخلي أو الخارجي إمكانية ربط أو ازدواج مختلف وحدات المحطة. ويمكن اعتبار تيارات إعادة التدوير اضطرابات يمكن التحكم فيها في نظام المفاعل – المروق. وهذه يجب أن يتم التعامل عليها بحيث توضع تأثيراتها المقيدة للعملية، عند أدنى حد لها. وبعض التيارات معادة التدوير يكون لها معدلات تصرف كبيرة، مثل إعادة تدوير النيترات في محطة لإزالة النيترة المبدئية. وعندما يكون لدينا نظام به إزالة نيترة مبدئية، يكون من الضروري إعادة تدوير المياه الغنية بالنيترات من مخرج مفاعل إزالة النيترة. وعلى وجه خاص ربما يحدد الأكسجين الموجود في المياه معادة التدوير من معدل إزالة النيترة في المنطقة غائبة الأكسجين .

ومبين في الجزء ١٥-٢ أن تدفق الغسيل الرجعي من مرشح عميق القاع يمكن أن يسبب اضطرابات كبيرة ويجب التعامل معه جيدًا. وربما كان للتيارات الأخرى تركيزات كبيرة جدًا، مثل الطبقات الطافية من معالجة الحمأة، كما مبين في جزء ١٥-٢. ومعظم هذه التيارات يمكن أن يتم معاملتها بصورة مقصود منها تحقيق أداء أفضل للمحطة. في نظام المعالجة البيولوجية للفوسفور يوجد ثلاثة أنواع من المفاعلات: لاهوائية وغائبة الأكسجين وهوائية. واعتمادًا على التصميم، يوجد العديد من أنماط إعادة التدوير في مثل هذه المحطات. ففي نظام لاهوائي ثنائي المراحل، تساعد إعادة التدوير على الحفاظ على الكائنات المنتجة للميثان بعيدًا (مطرودة) خلال مرحلة التحول إلى أحماض وتعيد القدرة العازلة (buffer capacity) للأس الهيدروجيني pH لخفض استخدام الصودا الكاوية.

١٥-٦-٢ إضافة الكيماويات

تضاف الكيماويات لسببين مختلفين، لتحقيق الترسيب الكيماوي لإزالة الفوسفور، أو لتكوين قابلية أفضل لترسيب الحمأة. ولإزالة الفوسفور، تضاف أملاح الحديد أو الحديدوز أو الألومنيوم للحصول على رواسب كيماوية بتكوين فوسفاتات غير قابلة للذوبان. كذلك يمكن أن يسبب تغيرًا في جرعة المادة الكيماوية تأثيرًا سريعًا تمامًا على عملية تكوين الندف والترسب في الحمأة. وفي الجزء ١٨-٥ تتم مناقشة التحكم في الترسيب الكيماوي.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

وعلى قمة الاستخدام العادي للكيماويات لإزالة الفوسفور، يمكن إضافة الكيماويات لتحسين خواص ترويق الحمأة في المروق الثانوي. وأحيانًا تضاف الكيماويات للمروق الابتدائي لتقليل الحمل الذاهب لحوض التهوية. ومع ذلك، فإن هذا قد يؤدي أحيانًا إلى عدم كفاية الكربون لعملية إزالة المواد المغذية.

وإضافة البوليمرات قد تستخدم في أحوال الطوارئ لتجنب الأعطال الرئيسة في المروقات. ففي الروتين العادي، يمكن استخدامها لتكييف الحمأة بحيث تتحسن خواصها المتعلقة بعملية تجفيفها. بالإضافة إلى ذلك، فإن البوليمرات يمكن استخدامها لمزيد من تعزيز فعالية عملية الترسيب الأولية. وتستخدم إضافة الصودا الكاوية من العمليات اللاهوائية ثنائية المراحل للتحكم في pH (الأس الهيدروجيني) والذي يمكن أن يثبط الكائنات الدقيقة المنتجة للميثان.

١٥-٦-٣ إضافة الكربون

تكون إضافة مصدر للكربون مطلوبةً أحيانًا في عملية إزالة النيترة للحصول على نسبة كربون/ نيتروجين كافية في النظام. والقليل جدًا من الكربون ينتج عنه إزالة نيترة غير مكتملة، بينما الكثير جدًا من الكربون يضيف تكلفة الكيماويات وما يليها من ضرورة إزالتها. ومقياس الزمن لمثل هذه العملية يرتبط بزمن المكث لعملية إزالة النيترة. وبالنسبة لنظام النيترة المبدئية تكون إضافة الكربون عادةً عبر مياه الصرف الصحي الداخلة للنظام. وربما يبقى ذلك أيضًا غير كافٍ خلال فترات الأحمال المنخفضة، لهذا يجب إضافة بعض مصادر الكربون. وفي نظام ما بعد إزالة النيترة، يجب دائمًا إضافة مصدر للكربون (مثل الميثانول أو الإيثانول) وهنا تظهر مشكلة وهي كيفية ضبط جرعة الكربون المطلوب، بدون قياسات مكثفة.

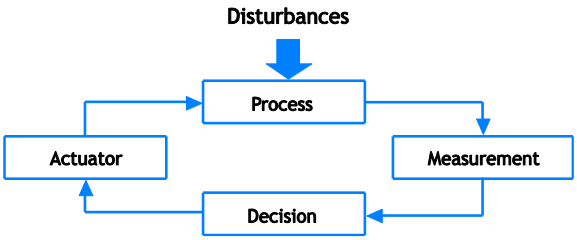
١٥-٦-٤ مصدر الهواء أو الأكسجين

يعتبر الأكسجين المذاب (DO) متغيرًا رئيسيًا في عملية المعالجة بالحمأة المنشطة. ومن وجهة نظر بيولوجية، فإن اختيار النقطة المناسبة لضبط الأكسجين المذاب أمر حيوي. فالعلاقات الحركية (الديناميكية) للأكسجين المذاب تكون بحيث إن الأكسجين المذاب يتم التأثير فيه خلال جزء من الساعة. ومن بعض العوامل الرئيسة المرتبطة بمصدر الأكسجين المذاب: إجمالي مصدر الهواء، نقاط ضبط DO، توزيع DO الحيزي (المكاني). وللحصول على الشكل الأمثل في DO، يحتاج الأمر إلى قياسات لتيار الهواء وتغذية عكسية (feedback) عن التحكم في الصمامات. والتحكم في DO ستتم مناقشته أكثر في قسم ١٥-٨.

ويعرف معدل تيار الهواء بأنه ذو أهمية رئيسة بالنسبة للعملية كلها. ومن الأفضل أن يكون هناك نظام تحكم في DO يعمل بكفاءة. ومع ذلك–حيث إن تكلفة الطاقة عادة ما تكون كبيرة– يكون من المرغوب تقليل تيار الهواء للحد الأدنى. ومن المعروف جيدًا أن عدم كفاية تيار الهواء سيؤثر على نمو الكائنات الحية وتكوين الندف وخواص ترسيب الحمأة. ومع ذلك، فإنه عند تكون كائنات حية غير مرغوبة، لا يكون دائمًا من البديهي أن يتم التخلص منها بواسطة التحكم في DO فقط.

١٥-٧ مفاهيم التحكم الأساسية

المبدأ الأساسي في عملية التحكم في: الإفادة المرتدة أو التغذية العكسية (Feedback)، موضحة في شكل ١٥-٩. فعملية المعالجة (على سبيل المثال حوض التهوية ونظام تحديد الجرعات ومفاعل لاهوائي) عرضة طوال الوقت لاضطرابات خارجية، تنشأ أساسًا من تغيرات في حمل المياه الداخلة، ولكن يمكن أيضًا أن تنشأ عن تغيرات داخلية مثل التدفقات المعاد تدويرها، الضخ... إلخ. والوضع القائم لعملية المعالجة يجب أن يقاس باستخدام بعض الحساسات وهذا هو أساس اتخاذ أي قرار، وحتى يُتخذ قرار ما، فإن الغرض أو الهدف منه يجب أن يتم تحديده. والقرار المتخذ يجب تنفيذه من خلال محرك للقوى، والذي يكون تقليديًا محركًا أو مضخة أو صمامًا أو ضاغطًا... إلخ.



شكل ١٥-٩ توضيح لمبدأ الإفادة المرتدة (التغذية العكسية)

ونحن كبشر نتعرض لعمليات "إفادة مرتدة" أو "تغذية عكسية" في حياتنا اليومية. ففي جسم الإنسان تحس الخلايا العصبية بدرجات الحرارة ويتحكم المخ في العضلات لتحدد حركة الأنابيب الشعرية للجلد. وأحداث التوازن في الجسم يحتاج لأن يحس بالاتجاه من خلال نظام للتوازن. والمخ يتحكم في عضلات القدم والأرجل لإبقائنا قائمين على أرجلنا. وعند قيادة السيارة، فإن قائدها يطبق كافة أشكال "التغذية العكسية" طول الوقت، فالعيون تقوم بمراقبة عداد السرعة والطريق... إلخ. ويقوم المخ بتركيب كافة المعلومات مع بعضها لاتخاذ قرار بشأن ما يجب عمله في الخطوة التالية. وهذا يتم ترجمته إلى حركة في

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

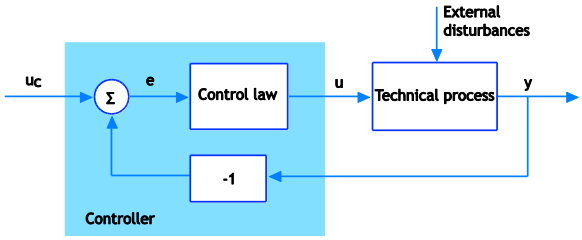
العضلات لكي تقوم مثلاً بتحويل عجلة القيادة أو الضغط على الفرامل أو تزويد السرعة. والسبب في الاحتياج إلى "الإفادة المرتدة" طوال الوقت هو أن المشهد في الموقع كله يتغير باستمرار. بمعنى آخر، تتعرض عملية المعالجة إلى اضطرابات تجبرنا على استخدام "الإفادة المرتدة" أو "التغذية العكسية".

وبمعنى آخر: التحكم هو: كيف نقوم بتشغيل محطة أو عملية معالجة في اتجاه هدف محدد، بالرغم من الاضطرابات. وبتحديد المتغيرات المتعامل عليها والمتحكم فيها في الخطوة السابقة، يحتاج الأمر إلى اختيار هيكل وتنفيذ حسابات تحكم لتنفيذ استراتيجية للتحكم في التشغيل. وهناك هيكل تحكم "بالإفادة المرتدة" يستخدم في عملية التحكم بالتشغيل في الشكل ١٥-١٠.

وهذا هو أبسط أنواع التحكم "بالإفادة المرتدة" أو التغذية العكسية ويتم تقديمها بشكل يصف إشارات نظام التحكم. ونلاحظ أن مصطلحات "تحكم الدائرة المغلقة" و"تحكم الإفادة المرتدة" أو حتى "تحكم" تستخدم كثيرًا بصورة مترادفة وهذا النوع من دوائر التحكم يظهر في جميع مستويات التحكم المحلي والحرارة والضغوط ومعدلات التدفق. و يكون القائم بالتحكم له اثنان من المدخلات: قيمة القياس (الواقعي) y، والقيمة المرجعية (نقطة الضبط) u_c ومخرج واحد، إشارة التحكم u في هذه الحالة المبسطة، مع ذلك، فالقائم بالتحكم يستخدم فقط الفارق بين المدخلين.

ويمكن تغيير خواص المتحكم (قياسات المتحكم) ويسمى ذلك "إجراء الضبط"، بحيث إن منتج النظام يقترب قدر الإمكان من نقطة الضبط. ويحاول المتحكم أن يجعل احتمال الخطأ $e = u_c - y$ صغيرًا بقدر الإمكان. ومن المنطقي أن ندرك أنه كلما زاد عدد القياسات في المتحكم، كلما زادت درجة حرية الأداء فيه. فبمساعدة هذه القياسات الممكن تغييرها وفقًا للرغبة، فإن سلوك دائرة التحكم المغلقة يمكن أن يتغير أيضًا بصورة أكثر.

يلاحظ الفارق بين دوائر التحكم المفتوحة والمغلقة. في نظام تحكم مفتوح الدائرة لا يعتمد التحكم على أي إفادة مرتدة أو قياس، ولكن على الزمن، فمثلاً بالنسبة لضاغط هواء يوفر الهواء لخفض التهوية، وغلقه في أوقات معينة. ولا يجري أي قياس للأكسجين المذاب ولا يكون هناك أي ضمان بأن تركيز الأكسجين المذاب يمكن أن يكون صحيحًا. ومثل هذه الدائرة المفتوحة للتحكم تكون مختلفة تمامًا عن التحكم في دائرة مغلقة، حيث يكون التغير في التهوية على أساس قياسات واقعية للأكسجين المذاب.



شكل ١٥-١٠ أبسط هيكل للتحكم بالإفادة المرتدة

وتصميم نظم التحكم بالإفادة المرتدة اجتذب كثيرًا من الانتباه في الكتابة عن التحكم. وعلى سبيل المثال، فقد تم اقتراح عديد من النظم الحسابية للتحكم، موضوعة، مثلاً، على أساس النماذج الحركية (الديناميكية) والشبكات "العصبية" الاصطناعية والمنطق الضبابي في التصميم. ومع ذلك، فليس هناك دليل مقنع متاح حتى الآن يُظهر أن هذه النظم الحسابية المتقدمة تعطي أداءًا تحكميا أفضل في نظم معالجة مياه الصرف الصحي، أكثر من النظم الحسابية المتعارف عليها (المشتقات النسبية المتكاملة PID)، والتي استخدمت في تطبيقات التحكم في التشغيل (أكثر من ٩٠% من نظم التحكم في عمليات الصناعة التقليدية للورق واللباب عبارة عن نظم تحكم PID). ونظم التحكم الموضوعة على أساس قواعد بسيطة (التحكم على أساس القواعد) وُجد أيضًا أنها تطبيقات ناجحة.

١٥-٨ أمثلة الإفادة المرتدة (التغذية العكسية) في نظم معالجة مياه الصرف الصحي

لا يزال التحكم التقليدي في تشغيل المحطات موجها، لحد كبير، إلى عمليات وحدات المحطة. وبعض من أحدث نظم التحكم (ارجع إلى Olsson *et al.*,2005) يمكن ذكرها هنا:

- التحكم في الأكسجين المذاب (DO) مع نقطة ثابتة أو متغيرة كجزء من عملية تشغيل وحدة تهوية.
- التحكم في طول مرحلة التهوية في المحطات التبادلية يوضع على أساس حساسات للمواد المغذية، ولكن تظل داخلية.
- التحكم في إعادة تدوير النيترات في محطات الإزالة المبدئية للنيترات يمكن أن يوضع على أساس قياسات النيترات والأكسجين المذاب في حوض التهوية في المنطقة غائبة الأكسجين.

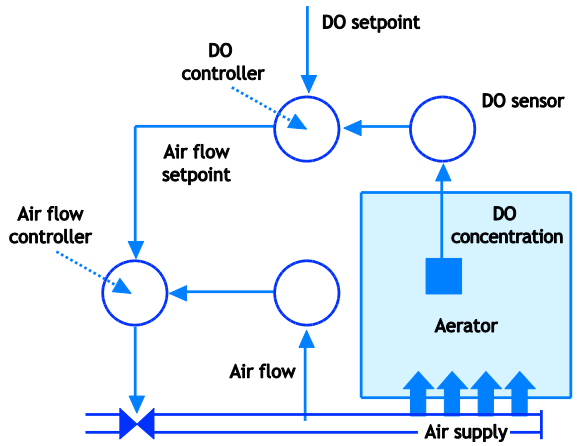
Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

- التحكم المتقدم في زمن مكث الحمأة يكون على أساس القياسات المكانية لتركيز الأمونيا في المياه الخارجة وتقديرات قدرة النيترة.
- التحكم في الحمأة الراجعة يمكن أن يستند على أساس قياسات الطبقة الطافية للحمأة في المروق.
- ترسيب حوض التهوية (ATS) هو أحد طرق الزيادة المؤقتة لكفاءة المحطة في ظروف المطر (Nielsen *et al.*1996 Gernaey *et al.*2004).
- التحكم في العملية اللاهوائية يهدف إلى تنظيم تدفق الغاز الحيوي (بيوجاز) في تثبيت العملية، وفي وضع إنتاجيتها عند الحد الأقصى. وإلى الآن لا تزال أحدث النظم القائمة تركز على تشغيل وحدات المحطات.
- والتحكم في الترسيب الكيماوي الناجح يمكن أن يكون على أساس القياسات.

مثال ١٥-١ التحكم في الأكسجين المذاب

التحكم في الأكسجين المذاب له أهمية أساسية في المعالجة بالحمأة المنشطة في كل من المحطات ذات نظم إعادة التدوير والنظم المتناوبة أو المتقطعة. ولكن كان التحكم في التهوية موضوعًا للبحث منذ السبعينات، عندما وصلت حساسات الأكسجين المذاب مستوى من القوة والدقة مناسبين للتحكم بالإفادة المرتدة. واليوم، يعتبر التحكم في الأكسجين المذاب لنقطة ضبط التقنية ناضجة من وجهة النظر المنهجية، بالرغم من أنها في الواقع لا تزال تعاني من الأداء الناقص حتى أنها أحيانًا تواجه بعض الفشل بسبب المحددات المادية (مثل السعة غير الكافية لنوافخ الهواء) و/ أو القصور في الأجهزة (مثل تعطل حساس الأكسجين الذائب). والتحكم في تركيز الأكسجين الذائب يعتبر هنا نقطة ضبط مبدئية من خلال التعامل مع معدل تيار الهواء، والمبين في شكل ١٥-١١.

ويقاس الأكسجين الذائب (DO) في نقطة واحدة في المفاعل، ويقارن التركيز مع نقطة ضبط الأكسجين الذائب وأداة التحكم فيه (الرئيسة) سوف يحسب معدل تغيير تيار الهواء المطلوب لتغيير تركيز DO في اتجاه القيمة المرغوبة. ومع ذلك فإن أداة التحكم في DO لا تتعامل مباشرة مع صمام تيار الهواء. بدلاً من ذلك، يؤخذ تيار الهواء المطلوب كنقطة ضبط لأداة تحكم أخرى، هي أداة التحكم في تيار الهواء (التابعة). هذه الأداة للتحكم تتلقى قياس معدل تيار الهواء وتقارنه بتيار الهواء المرغوب، هذا الفارق يجعل المشغل الآلي (ضاغط هواء أو صمام) يقوم بتغيير تيار الهواء إلى القيمة الصحيحة. وتسمى الدائرة "دائرة تحكم متعاقبة" وهي التشكيل (التركيبة) الموحدة لهذا النوع من النظم.



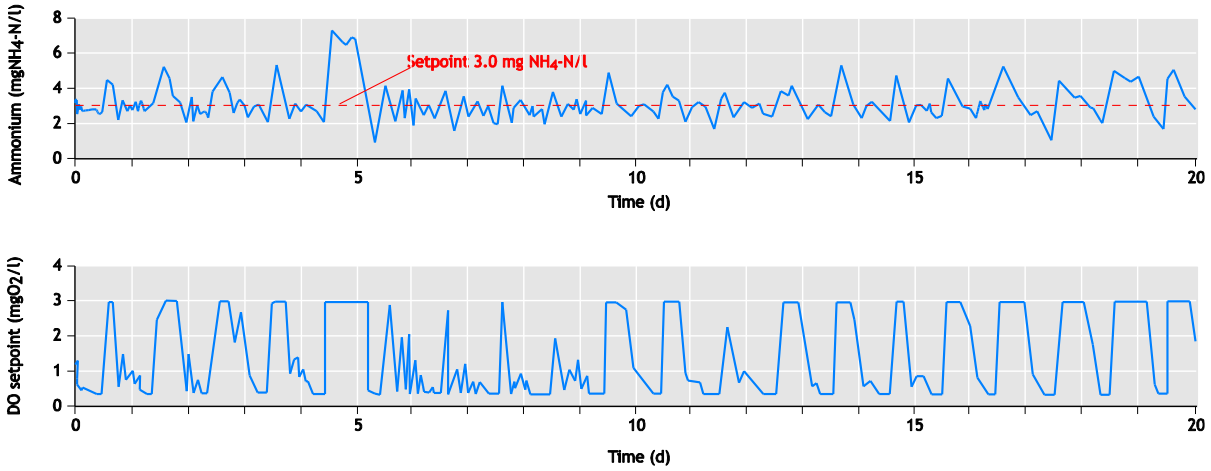
شكل ١٥-١١ تركيب دائرة قياسية للتحكم في الأكسجين الذائب

وهناك سببان مهمان لضرورة عدم مزاوجة أداة التحكم في DO مباشرة مع الصمام. أول سبب يتعلق بخواص الصمام. فعادة ما تكون الصمامات غير خطية، كما في صمام الفراشة. وتغير مقداره ١٠% في إشارة الصمام سيعطي استجابات مختلفة بوضوح إذا كان الصمام مغلقًا تقريبًا، أو في متوسط مداه أو مفتوحا تمامًا. هذا يعني أن التغير المطلوب في تيار الهواء سينتج عنه حركات مختلفة بصورة كبيرة بالنسبة للصمام، إذا كان مغلقًا تقريبًا أو إذا كان مفتوحًا تمامًا تقريبًا، وإذا قيس معدل تيار الهواء، عندئذ ستكون أداة التحكم في التيار قادرة على إخراج مجرد معدل التيار المطلوب أو توافر أداة التحكم التابعة في الدائرة المغلقة تضمن أن أداة التحكم الرئيسة سيمكنها رصد الاتجاه الخطي في منظومة تيار الهواء. والسبب الثاني يتعلق ببدء عمل نظام التحكم، فيتم الضبط الدقيق في أداة التحكم التابعة، بينما توضع أداة التحكم الرئيسة على الوضع اليدوي، عندئذ يمكن ضمان أن استجابة منظومة تيار الهواء كافية. وبعمل ذلك، يمكن وضع أداة التحكم الرئيسة على الوضع الآلي وبالتالي يمكن ضبطها بدقة.

مثال١٥-٢ نقطة ضبط الأكسجين المذاب في التحكم على أساس قياسات الأمونيوم

أصبح ممكنًا مع تطور حساسات المواد المغذية أن يمتد التحكم في الأكسجين المذاب للسماح بضبط متصل لمستوى مصدر الأكسجين. وبالنسبة لنظام إعادة تدوير، فهي تعني أن نقطة ضبط DO المناسبة يمكن تحديدها بقياسات متصلة.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



شكل ١٥-١٢ التحكم في DO بنقطة ضبط متغيرة. الشكل العلوي يبين تركيز الأمونيا عند نهاية الجزء المهوى من المحطة. ونقطة ضبط الأمونيا ٣ مجم/ لتر من الأمونيا. والشكل البياني السفلي يبين نقطة ضبط DO خلال نفس المدة. ونقطة ضبط DO محدودة بين ٠,٥ و٣ مجم/ لتر.

ويوضع محلل متصل بالأمونيا بالقرب من مخرج حوض التهوية. وفي الظروف المثالية يقل تركيز الأمونيا بطول حوض التهوية ويصل إلى قيمة منخفضة قبل المخرج مباشرة. وإذا كان تركيز الأمونيا منخفضا جدًا، فإن نوعية المياه الخارجة يمكن الوصول لها بكمية هواء أقل. وبالتالي، يمكن تقليل نقطة ضبط DO للمناطق الأخيرة في حوض التهوية. ومثل ذلك، إذا كان تركيز الأمونيا عالٍ جدًا عند المخرج، نحاول تحسين معدل النيترة بزيادة نقطة ضبط DO بحيث يمكن الوصول إلى تركيز الأمونيا المنخفض المرغوب. ومع ذلك، فإنه قد لا يكون كافيًا أن نزيد تيار الهواء. فالحمل ربما يكون، ببساطة، عال جدًا وكفاءة النيترة غير كافية لهذا الحمل. لهذا، فإن القيمة الأعلى لنقطة ضبط DO يجب أن تقل (تحدد).

ويبين شكل ١٥-١٢ نتيجة التحكم في DO بنقطة ضبط متغيرة له، في مرافق محطة "كالبي"Källby للمجاري في لوندLund بالسويد ذات المكافئ السكاني (PE) ١٠٠,٠٠٠ وتعمل بإزالة النيترة التمهيدية. وفيها تم اختبار أداة تحكم نقطة ضبط DO في واحد من خطين متماثلين ومتوازيين في نهاية الجزء المهوى من المحطة. وقد استخدمت أداة التحكم PI لتغيير قيمة بنقطة ضبط DO، على أساس إشارة حساس الأمونيا، عند مخرج حوض التهوية. بعدها أرسلت قيمة نقطة الضبط إلى نظام أداة تحكم DO مثل تلك المبينة في شكل ١٥-١١ وأداة التحكم الناتجة بهذا هي هيكل (تركيبة) من ثلاث أدوات تحكم تعمل بتسلسل منظم بمبدأ الرئيس – التابع وأداء أداة التحكم مبين في شكل ١٥-١٢. وفي الأوقات التي بها تركيزات أمونيا عالية في المياه الخارجة، يتم رفع نقطة ضبط DO إلى حدها الأقصى (تضبط على ٣ مجم/ لتر) وفي الفترات ذات تركيزات الأمونيا المنخفضة، يتم إنقاص نقطة ضبط DO إلى قيم أقل من ذلك بكثير. وهنا، يتم تحديدها عندما لا يقل عن ٠,٥ مجم/ لتر. والسماح بنقطة ضبط DO متغيرة يجعل من الممكن أن توفر الطاقة في عملية التهوية. وخلال فترة الاختبار وفي هذه المحطة تم تحقيق وفرًا في الطاقة مقداره ٢٨% مقارنة بالخط الموازي الذي كانت فيه نقطة ضبط DO ثابتة. هذا يمثل جزءًا لا يستهان به من تكلفة التشغيل ويمكن أن يدفع لقبول التكلفة الزائدة لمحلل الأمونيا.

مثال ١٥-٣ التحكم في ترسيب الكيماويات

في العديد من المحطات والأماكن يتم تحقيق إزالة الفوسفور باستخدام الترسيب الكيميائي. وعملية الترسيب الكيميائي أسرع بكثير من التفاعلات الحيوية. ومقارنة بمقياس الوقت لاختلافات معدل تدفق مياه الصرف الصحي وتركيبها، فالترسيب الكيميائي يمكن افتراض حدوثه فوريًا. وهذا يمثل ظاهرة جيدة من وجهة نظر التحكم في التشغيل حيث إنها تعني أن أي اضطراب يمكن التعامل معه من خلال التحكم بالإفادة المرتدة. ومع ذلك فالأمر الذي يمثل تحديًا هو القياس الذي يعتمد عليه وفي وقته المناسب للمتغيرات الرئيسة للعملية بحيث يمكن تكوين نظام التحكم بالإفادة المرتدة.

ويمكن تطبيق الترسيب الكيميائي إما قبل أو بعد خطوة المعالجة البيولوجية، وتسمى الترسيب القبلي والترسيب البعدي، على التوالي ويمكن أيضًا إضافة الكيماويات مباشرة إلى أحواض التهوية، فيما يسمى بالترسيب المتزامن. والعديد من المحطات تستخدم مزيجًا من

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

هذه الأنواع المختلفة من الترسيب. وهنا يتبين أنه مع وجود حساس للفوسفور في المكان، يمكن تحقيق أداء تحكم متميز باستخدام أداة تحكم بسيطة بالإفادة الراجعة. ويتم بيانها عمليًا لعملية المعالجة بالترسيب البعدي.

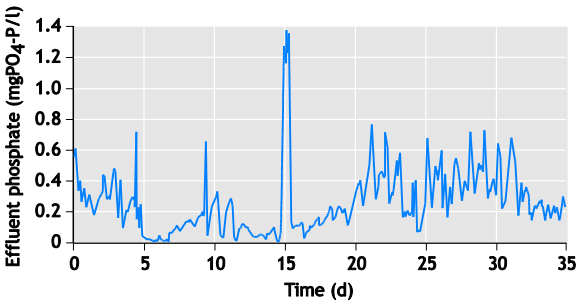
ويتم ترسيب الفوسفور بعملية الترسيب البعدي في محطة معالجة كالبي في لوند بالسويد. وخط المعالجة يتكون من نظام تقنين جرعات، حيث يتم إدخال كيماويات الترسيب إلى تيار المياه والتي تذهب إلى حجرة تنديف حيث يضمن الخلط الناعم بناء ندف المواد الكيماوية، ويعقبه حوض الترسيب حيث تتم إزالة الحمأة. ومتوسط زمن المكث في غرفة التنديف حوالي ساعة ومتوسط زمن المكث في حجرات الترسيب هو ٣–٤ ساعات والخطوة الحيوية السابقة للعملية تحقق إزالة بيولوجية جزئية للفوسفور، ويستخدم الترسيب الكيميائي لإزالة المقدار الباقي من الفوسفات والذي يكون عادة ٢ مجم فسفور/ لتر.

وفيما يلي تتم مقارنة استراتيجيتين للتحكم:

- الجرعة النسبية للتدفق: وهذه استراتيجية شائعة، ولكنها تعتمد على الافتراض بأن تركيز الفوسفور يكون ثابتًا، وهذا، على أية حال، ليس الوضع دائمًا. والافتراض بعلاقة ثابتة بين الفوسفات في المياه الخارجة والجرعة ربما لا تكون صحيحة بصورة كاملة، حيث تؤثر عوامل أخرى، مثل pH (الأس الهيروجيني) على العملية.
- التحكم بالإفادة المرتدة: يتم تطبيق دائرة إفادة مرتدة تتحكم في الجرعة باتجاه نقطة ضبط فوسفات معينة في المياه الخارجة. وتأتي إشارة الإفادة العكسية من محلل الفوسفات المتصل والواقع على نهاية مفاعل التنديف.

وقد تم اختبار أداة تحكم نسبي خلال ٣٥ يومًا. ويمكن مشاهدة الأداء في صورة فوسفات المياه الخارجة في شكل ١٥–١٣.

وقد لوحظت أربع فترات للتقصير أو عجز الأداء في تركيز فوسفات المياه الخارجة (الأيام ٩ و١٠ و١١ و١٥). وبخاصة الموقف الأخير (اليوم ١٥) يمكن ملاحظته بسهولة، حيث يزيد تركيز الفوسفات بالمياه الخارجة بصورة ملحوظة جدًا. ومعيار المياه الخارجة هو ٠,٥ مجم/ لتر ومن البديهي أن التركيز غالبًا أقل من ٠,٥ مجم/ لتر. وفي فترات أخرى تكون أعلى بكثير وبهذا فاختلاف الفوسفات بالمياه الخارجة تكون عالية، ومن الواضح أن الجرعة تكون شديدة جدًا في بعض الأوقات، وهذا سوف ينعكس مباشرة على تكاليف التشغيل.



شكل ١٥–١٣ تركيز الفوسفات في المياه الخارجة مع التحكم في جرعة الكيماويات على أساس التدفق الهيدروليكي (من Ingildsen 2002)

وزمن المكث في غرفة التنديف قصير، بمتوسط حوالي ساعة، وهذا أقل كثيرًا من ثابت الزمن في اختلاف حمل الفوسفات في المياه الخارجة إلى خطوة الترسيب الكيميائي. من هنا، فإنه يجب أن يكون ممكنًا التحكم في ترسيب الفوسفات بواسطة التحكم بالإفادة المرتدة على أساس حساس في موضعه الأصلي عند المياه الخارجة من غرفة التنديف. وتركيز الفوسفات في المياه الخارجة إلى خطوة الترسيب الكيميائي اختلفت من حوالي ١ إلى ٣ مجم/ لتر، بينما القيمة المستهدفة كانت ٠,٥ مجم/ لتر.

ويمكن رؤية الأداء بلغة تركيز الفوسفات في المياه الخارجة في الشكل ١٥–١٤. وقد تم، عن عمد، تغيير نقطة الضبط من ٠,٥ إلى ٠,٤ مجم/ لتر فوسفات في اليوم ٢٣ ثم العودة إلى ٠,٥ مجم/ لتر في اليوم ٣٣ وتركيز الذروة في اليوم ٣١ سببه القصور في مضخة تحديد الجرعات. وأداة التحكم المقترحة موضوعة على أساس تركيز الفوسفات في المياه الخارجة، بينما معظم المسموح به من المياه الخارجة يتم تحديده كإجمالي تركيز الفوسفور في المياه الخارجة. وفي محطة كالبي تم عمل تدقيق وفحص حقيقة أن إجمالي تركيز الفوسفور والأورثوفوسفات يكونان مرتبطين خطيًا، مع قيمة تراجع (regression value) مقدارها ٠,٩٦ وهذا يعني أنه من الممكن التحكم في العملية باتجاه نقطة ضبط محددة للفوسفات ويكون هناك تأكيد معقول من أن إجمالي تركيز الفوسفور سيكون أيضًا مطابقًا للمواصفات.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

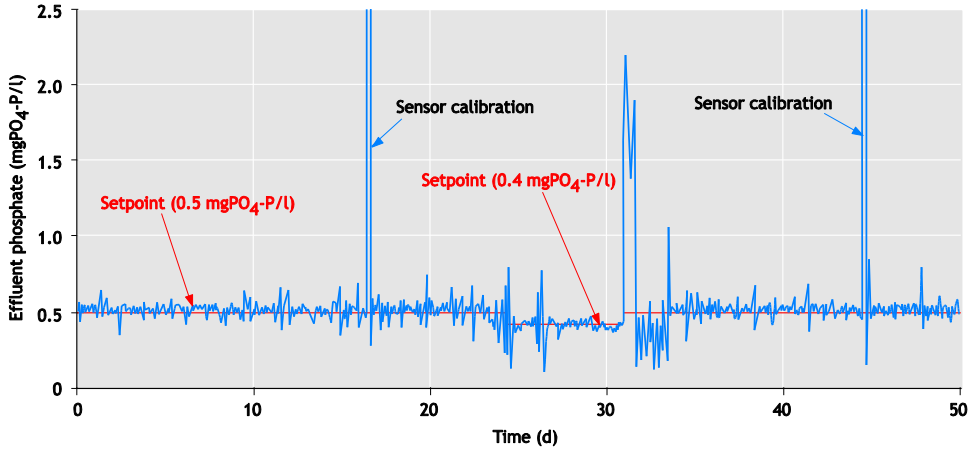
وتعمل أداة التحكم بالإفادة المرتدة جيدًا فيما يخص الدقة. وهذا يمكن استخدامه في تحديد كم الوفورات عند مقارنة الاستراتيجيات المختلفة. فالتحكم بالإفادة المرتدة في الموضع الأصلي مع ٠,٥ مجم/ لتر كنقطة ضبط يستخدم كقاعدة للمقارنة. فيمكن لنا أن نقارن الآن جرعة الكيماوية لمختلف الاستراتيجيات على أساس ٩٠% التزام بالمعايير. فإذا تم قبول الالتزام بنسبة ٩٠% من الوقت، فهذا يشير إلى ١٠% من الزمن الذي تكون فيه الجرعة أقل مما هي عند التحكم بالإفادة المرتدة. هذا الالتزام بتحديد الكمية عند ٩٠% يتم إدخاله لتجنب الأحوال القصوى. في هذه الحالة تم تشغيل خط واحد من المحطة بجرعة متناسبة مع تدفق مياه الصرف المعالجة، بينما تم تشغيل الخط الموازي على أساس قياسات الفوسفات. ويمكن خفض مقدار الجرعات الكيماوية بأكثر من ٣٥% بمقارنة الجرعة المتناسبة مع التدفق بالجرعة المقدرة على أساس الإفادة المرتدة، وبالتالي تكون فترة استرداد قيمة محلل الفوسفات قصيرة جدًا، وفي هذه الحالة تكون أقل من نصف عام.

مثال ١٥-٤ التحكم في المفاعل اللاهوائي

أحد العيوب الرئيسة للهضم اللاهوائي (AD) هو أنه ينظر إليه على أنه غير مستقر خلال كل من حالتي بدء التشغيل وتشغيل الحالة المستقرة. وعدم التوازن في النظام البيئي الميكروبي قد يؤدي إلى زيادة في التحميل العضوي، والذي يمكن أن يسبب خفضًا حادًا في كفاءة التحلل الحيوي وجرف الكائنات الدقيقة، وينتج عن ذلك خفض جودة المياه الخارجة من المفاعل. والطريقة التقليدية لتجنب هذا النوع من عدم الاستقرار تكون بتشغيل عملية المعالجة عند درجة أقل بكثير من سعة المفاعل. بالإضافة لذلك، فإن طبيعة خواص المياه الخارجة تشمل اختلافات حركية (ديناميكية) في كل من معدل التدفق والتركيب، والذي يمكن اعتباره نوعا من الاضطراب لعمليات المعالجة. ويكون التعامل مع هذه الاضطرابات بالتخفيف (الإبطاء) والإبعاد هامًا بالنسبة للتشغيل. والأسلوب الأكثر جدوى اقتصاديا للتغلب على المشكلة يكون بتطبيق التحكم الآلي ومراقبة عملية المعالجة من أجل تعزيز الاستقرار التشغيلي، لتخفيف وإبعاد الاضطرابات وللسماح بمعالجة للمخلفات وإنتاج الغاز الطبيعي بمعدلات محددة عالية (Liu, 2003).

ومتغيرات القياس التقليدية هي الأس الهيدروجيني pH وبيانات الحالة الغازية، نظرًا لاعتمادهم على أجهزة قياس متاحة تجاريًا والتي أصبحت حاليًا يُعتمد عليها تمامًا وقوية وغير مكلفة وتحتاج لقليل من الصيانة. وفي بعض الحالات تكون القاعدية والمحتوى الهيدروجيني في الحالة الغازية مما يمكن استخدامه للغرض. ويكون عادة معدل التغذية هو متغير التحكم. ومن الطرق المثيرة للانتباه والمستخدمة في السنوات الحالية استرتيجية التحكم الاختباري (المسباري) والتي تعتمد على تحليل تأثير اضطرابات تدخل عمدًا على معدل تدفق المياه الداخلة (Steyer *et al.*, 1999). فبزيادة معدل تدفق المياه الخارجة لفترة قصيرة من الوقت، تمت مقارنة ناتج الغاز الطبيعي الزائد بذلك المتوقع عادة.

وبدء تشغيل المفاعلات اللاهوائية يكون بطيئًا نسبيًا بسبب صافي النمو المنخفض للكتلة الحيوية اللاهوائية والتكيف المطلوب لبعض مكونات مياه الصرف الصحي. لهذا فإن بدء التشغيل عملية حرجة تعتمد كثيرًا على مهارات المشغلين. أيضًا، بعد فترة بدء التشغيل،



شكل ١٥-١٤ تركيز فوسفات المياه الخارجة مع التحكم في الجرعة الكيماوية على أساس قياس الفوسفات في المكان (من **Ingildsen 2002**)

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

تكون عملية المعالجة عرضة للاضطرابات مثل الحمل الزائد المؤقت أو جرف الكتلة الحيوية والسمية. ومع نظام تحكم جيد، يمكن للمفاعل اللاهوائي – حتى خلال الوضع الانتقالي لبدء التشغيل وعند التحميل الكبير – أن يتم تشغيله قريبًا جدًا من قدرته الكاملة، ويبقى محافظًا على التشغيل المستقر (Liu *et al.*, 2004) وقد عرف عدد من نظم التحكم لعملية المعالجة اللاهوائية خلال ندوات "الرابطة الدولية للمياه" (IWA) عن الهضم اللاهوائي، مثل (Van Lier and Lubberding (2002)).

ملاحظات على عملية التحكم

إذا كان نظام التحكم لا يمكنه الأداء جيدًا بصورة كافية على أساس معلومات مقاسة بالإفادة المرتدة المباشرة للمتغيرات محل الملاحظة، عندئذٍ يمكننا السعي لإدخال نموذج لمنظومة المعالجة على نظام التحكم. ومثل هذا النموذج يشكل أساسًا لتحكم أكثر حداثة وقادر على التنبؤ. وبالتالي، فإن النماذج الحركية المبسطة والتي تسمح لقياسات النموذج بأن يتم تحديثها ذاتيًا من القياسات المباشرة المتاحة وذات آفاق زمنية تنبؤية مختلفة ستثبت أنها ذات أهمية فعلاً. وطبيعيًا، فإن المقياس الزمني للنماذج يجب أيضًا أن يكون مرتبطا بالمقياس الزمني الذي يمكن فيه للمتغير المتحكم فيه أن يؤثر في عملية التشغيل. وقد تم بيان الفعالية لإدارة درجة عالية من تعقد عملية المعالجة وتشابكها بواسطة نماذج هرمية ومتسلسلة في العديد من تطبيقات صناعة العمليات. وبالتالي، يُنصح بأن تكون نظم التحكم المستقبلة في عمليات المياه والصرف الصحي على أساس نفس المبادئ.

ولتطوير الثقة في الاعتماد على نظام تحكم، تكون الحاجة إلى تحكم احتياطي أمرا أساسيا. فعندما تظهر مشاكل عويصة، على سبيل المثال أعطال في آلة تشغيل أو حساس يجب أن يتفاعل نظام التحكم مع ذلك ويطبق استراتيجية تحكم قوية والتي ربما لا تكون هي الأمثل ولكن سوف تجنبنا أعطالاً كبيرة في عملية التشغيل. وعند استعادة المهمة الوظيفية للمعدة، يمكن لنظام التحكم عندئذ أن يعيد العملية إلى حالة تشغيل أكثر فعالية. ومن أجل تطبيق ناجح لأي عملية تحكم، فمن الضرورة أن تكون عملية التشغيل نفسها مرنة بدرجة كافية تسمح بدرجة معقولة من الحرية فيما يتعلق بمناورة نظام التحكم. ومن الطبيعي أن أي عملية تشغيل للمعالجة يجب أن تصمم بحيث تحقق هذه المرونة بدلاً من معاناة الاضطرار لإعادة الإنشاء المكلفة، مستقبلاً، وفي العديد من الأحوال، يكون هذا بمثابة عنق الزجاجة للتطبيق الناجح للتحكم في نظم المياه والصرف الصحي.

٩-١٥ وفورات التكلفة في التشغيل نتيجة للتحكم

إن استهلاك الطاقة الكهربائية له ارتباط وثيق بنظم معالجة مياه الصرف الصحي المتقدمة. وتحتاج المعالجة والنقل لكل من المياه والصرف الصحي كميات كبيرة من الطاقة. وفي بلد مثل السويد تستخدم عمليات المياه والصرف الصحي حوالي ١% من إجمالي مصدر الطاقة الكهربية القومي. وطالما أن تكلفة الطاقة الكهربية بقيت منخفضة تمامًا، فإن هذا الجانب لم يعط اهتمامًا كثيرًا. ومع ذلك فالأسعار ترتفع حاليًا والرغبة في وفورات مختلف أشكال الطاقة تتزايد. وهناك العديد من التقديرات يمكن تحديدها لمتطلبات الطاقة، مثل كيلووات/ شخص/ سنة أو كيلو وات ساعة/ كجم نيتروجين مزال.. إلخ. ولن يتم هنا التناول المفصل لمختلف طرق تقدير استخدام الطاقة، وبدلاً من ذلك يتم هنا إبراز بعض العناصر الهامة حيث يمكن للتحكم والأوتوماتيكية أن يخفض من احتياجات الطاقة الكهربائية.

وتمت مناقشة التحكم في الأكسجين المذاب. ومن الواضح تمامًا أن تحكم DO البسيط، المؤسس فقط على حساس DO يوفر كثيرًا من الطاقة الكهربية مقارنة بعدم التحكم بالمرة. فوق ذلك، فإن وجود نقطة ضبط مختلفة التوقيت لتركيز DO ستخفض أكثر من استهلاك الطاقة، كما تمت مناقشته في ١٥-٨. وهناك إمكانيات إضافية لتوفير الطاقة في تحكم DO، فضغط الهواء يمكن وضعه عند حده الأدنى. ولو فرضنا أن المحطة لها اثنين أو أكثر من الهوايات، فإن نظام التهوية عليه أن يمد المحطة بالهواء الكافي. ومع ذلك، فإنه يمكن أحيانًا أن يخفض الضغط، وهذا يمكن ملاحظته إذا كانت صمامات تيار الهواء غير مفتوحة تمامًا. عندئذ سيكون الانخفاض في الضغط عند حده الأولي ويكون ممكنًا مزيد من توفير الطاقة. مثل هذه الطرق للتحكم تم تطبيقها فعلاً. انظر مثلاً: ((Olsson-Newell (1999)).

وتكون المضخات الكبيرة، خاصة للمياه الداخلة، دائمًا أكثر المعدات طلبًا للطاقة في أي محطة. وفي عديد من الحالات لم تكن معدات الضخ قد صممت لمعدلات التدفق المناسبة، فإذا كانت المضخة قد صممت لأكثر من الطلب عليها، سيتم تشغيلها بكفاءة ضعيفة لمعدلات تدفق صغيرة. وفي بعض الحالات كان من المربح تركيب مضخة خاصة لمعدلات التدفق المنخفضة. وعملية الرفع عند نقاط تشغيل غير فعالة بالنسبة للمضخة شائعة جدًا.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

والتهوية بواسطة الضواغط يجب أن تكون مختلفة باستمرار. والتحكم في تيار الهواء بغلق صمامات تيار الهواء يسبب كثيرا من فقدان الطاقة. والضواغط ذات السرعات المتغيرة توفر الطاقة بصورة ملحوظة. ونمطيًا، فإن متطلبات الطاقة لتيار الهواء تكون متناسبة مع n^3، حيث n هي السرعة الدورانية. هذا يعني أنه فقط ٨/١ من الطاقة يكون مطلوبًا لإنتاج نصف معدل التيار. وبالتالي فإن احتمال توفير الطاقة يكون كبيرًا.

وتكلفة الكيماويات كبيرة، حيث يتم استخدام الترسيب الكيميائي. في الجزء ١٥–٨ تم بيان أن التحكم بالإفادة المرتدة يمكن أن يساهم في خفض تكاليف التشغيل كثيرًا.

ومحطة معالجة مياه الصرف الصحي حقيقةً يجب أن تعتبر محطة استرجاع لكل من العناصر المغذية والطاقة. وإذا اعتبرنا إمكانيات إخراج الطاقة في الهضم اللاهوائي سنجد هناك كمية ضخمة من كفاءة الطاقة غير المستغلة في معظم الأماكن. يمكن بيان ذلك بمثال جيد من محطة معالجة مياه الصرف الصحي في ريا في جوتبيورج بالسويد: تستخدم المحطة ٤١ كليوت/ شخص/ سنة من الطاقة الكهربائية، في نفس الوقت تنتج المحطة غازًا حيويًا يقابل ٧٢ كيلووات/ شخص/ سنة. وفوق ذلك فإن المحتوى الحراري للمياه الخارجة (السيب) يهتم به في مضخات الحرارة التي تنتج ٣٣٦ كيلووات/ شخص/ سنة والمحطة في الواقع تعتبر منتج مهم للطاقة.

والبيانات الحديثة تبين أن الهضم اللاهوائي (AD) يستخدم فقط ٢٠% من محتوى الطاقة في مخلفات المجاري. والنواتج الثانوية من معالجة مخلفات المجاري يمكن أن توفر مصدرًا قيمًا للطاقة. بالإضافة لذلك، فإن تكلفة نقل الحمأة والتخلص منها، والتي تشكل عبئًا كبيرًا على عملية المعالجة، يمكن خفضها. ويصف الجزء ١٥–٨ إمكانية استخدام الأجهزة الدقيقة والتحكم والأوتوماتيكية في تشغيل الهضم اللاهوائي.

١٥–١٠ التكامل والتحكم الشامل باتساع المحطة

يهدف التكامل إلى تقليل للحد الأدنى من التأثير على المياه المتلقية، مع ضمان استغلال أفضل للموارد. وسهولة تكيف النظام وعودته لحالته عامل هام في ذلك. وهذا يتضمن قدرته على تخفيف الاضطرابات ولكن يجب أيضًا أن يعكس حساسيته للاضطرابات الرئيسة أو حتى "الهجمات" المقصودة والضارة. وفي منهج التكامل يكون الهدف النهائي هو صياغة معيار لتلقي المياه ونوعيتها البيئية الطبيعية مع مقابلة مختلف العوائق الاقتصادية والفنية. وهناك تحد كبير في ربط هذا الأداء بالمياه الخارجة من المحطة واحتمال طفح المجاري. ونحتاج إلى إجراءات أداء لتشغيل المحطة تربط نوعية المياه الخارجة بالموارد المطلوبة للحصول عليها، مثل الطاقة والمواد الكيماوية والمواد الأخرى وتكاليف التشغيل. هذا الأمر لم يتم حله بعد بصورة مُرضية، ولكن الأبحاث الواعدة جاري عملها، مثل مشروع الاتحاد الأوروبي البحثي CD4WC (٢٠٠٥). ويتم حاليًا إنشاء نماذج لإيجاد استراتيجيات لإيجاد التحميل الأقصى للمحطة ديناميكيًا وفقًا للمتابعة المستمرة والتنبؤ بالوضع التشغيلي. وأحد الأمثلة لذلك هو تعظيم كفاءة النيترة في عملية المعالجة بالحمأة المنشطة، اعتمادًا على الحمل في المنظومة. وقد تم وصف بعض النتائج كاملة النطاق بواسطة ((Rosen *et al.* (2004, 2006). وهناك جانب آخر وهو إدارة عملية التخزين (في نظام المجاري وفي خزانات الحجز)، ليس فقط أثناء الأمطار، ولكن أيضًا خلال التشغيل العادي. وبخلط أنواع مختلفة من مياه الصرف الصحي للتعويض، مثل حالتي العجز في المواد المغذية أو زيادة الحمل على كفاءة المحطة، بما يمكن تعظيمه للحد الأقصى.

والتكامل الكلي يعني نوعًا من التعويض. فإن لم يكن هناك بعض التداخلات عندئذٍ فتحقيق الحد الأمثل من كل عملية فرعية يمكن أن يكون أفضل الاستراتيجيات ووجود ربط في مواقع التشغيل يسمح بنتائج أفضل، بدلاً من التحكم في كل عملية منفصلة عن غيرها. وهذه هي خلاصة المؤشر متعدد المعايير: مختلف أنواع الأداء يتم وزنها ومقارنتها مع بعضها البعض. ودعنا هنا نوضح الفكرة ببعض الأمثلة:

- التداخل بين الهواية والمروق يمثل مشكلة تكامل تقليدية، تنعكس في الحل الوسط الواجب عمله في التحكم في معدل تدفق الحمأة الراجعة.
- تتداخل المنطقة غائبة الأكسجين في محطة إزالة نيترة تمهيدية بقوة مع هواية عملية النيترة. وعلى مستوى DO أن يكون حلاً وسطًا بين النيترة الجيدة بصورة كافية وإزالة النيترة (شكل ١٥–١٥).
- هناك تبادل أدوار بين العمليات المرتبطة بالتسلسل. مثلاً، الترسيب المبدئي الكيماوي في مروق ابتدائي سوف تزيل ليس فقط الفوسفات ولكن أيضًا المادة العضوية الجزيئية. هذا سوف يوفر طاقة عملية التهوية. ومن جانب آخر، يمكن للترسيب المبدئي أن يحصل على كربون ضئيل جدًا. ويماثل ذلك، إذا

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

ارتبط الترسيب مع عملية معالجة الفوسفور فإن الأخيرة ربما تكون محدودة في محتواها الكربوني.

- تربط تدفقات إعادة التدوير بين مختلف أجزاء محطة المعالجة. فالطبقات السطحية من معالجة الحمأة تكون في معظم الأحوال عالية التركيز في المواد المغذية ويجب أن تتزامن في وقتها مع حمل المياه الداخلة للمحطة.
- المياه الجارفة من المرشحات العميقة القاع يتم إعادة تدويرها إلى مدخل المحطة. وحيث إن معدلات التصرف تكون عادة كبيرة، يكون من الضروري عمل تحكم متزامن لمعدل التدفق لحمل المحطة.
- الهدف لإنتاج الحمأة لا يكون نفس الشيء في مختلف المحطات، أحيانًا يكون المستهدف هو تعظيم إنتاج غاز الميثان، بينما في محطات أخرى يكون إنتاج الحمأة محتاجًا لأن يكون عند أدنى حد له.
- في التشغيل المترابط بين المحطة وشبكة المجاري تكون عمليات تشغيل كل نظام على حدة في حالة تضارب أحيانًا، وبهذا فإن الهدف الإجمالي لتقليل الحمل لأدنى حد في المياه التي تتلقاها المحطة يكون أهم من الأهداف المنفصلة لكل نظام على حدة (Rauch-Harremoës, 1996a; Schütze *et al.*, 1999; Vanrolleghem *et al.*, 1996). وقد نُشر منهج مبكر للتحكم المتكامل بواسطة (Rauch-Harremoës (1996b)).

ونظام التحكم الشامل في محطة يفترض أن جميع عمليات الوحدات المختلفة كلها يتم التحكم فيها محليًا. وفوق ذلك، يضع في الاعتبار التداخل بين مختلف الأجزاء بالمحطة، على سبيل المثال بحساب الضبط المناسبة لأدوات التحكم المحلية. وسوف يتحكم نظام التحكم في المجاري في معدل التدفق في مختلف أجزاء شبكة المجاري باستخدام بيانات من حساسات مستوى مياه ومعدلات التدفق ومعدات الضخ بالإضافة إلى مقاييس المطر. والربط بين نظام المجاري ومحطة المعالجة في التحكم يتم تحقيقه عندما يمكن التنبؤ بمعدل تدفق المياه الداخلة والتعامل معها. والقياسات التقليدية وأدوات التحكم بالنسبة لمحطة المعالجة ونظام المجاري المرتبطين موضوعة في جدول ١٥-٤.



شكل ١٥-١٥ تفاصيل نظام القياس والتحكم في حوض تهوية حمأة منشطة (photo: D. Brdjanovic)

١٥-١١ ملاحظات ختامية

إن الأوتوماتيكية طريقة لجعل عملية أو نظام يعمل آليًا (أوتوماتيكيًا). وعدم التأكد في أداء العملية أو البيئة المحيطية بها يجعل من الأوتوماتيكية فرصة وأيضًا تحديًا كبيرًا. فالاضطرابات في كل مكان من العملية وهي السبب الرئيسي للاحتياج إلى التحكم. وتطبيق الأوتوماتيكية في عملية معالجة مياه الصرف الصحي يمكن اعتبار أنها ذات وظيفتين رئيستين: اكتساب (حيازة) المعلومات والتحكم في التشغيل. بالنسبة للوظيفة الأولى فإن مستوى الأوتوماتيكية يكون عاليا نسبيًا، فالعديد، غالبًا بالآلاف، من المتغيرات (هناك محطات بها ما يصل إلى ٣٠٠٠٠ متغير) يتم جمعها الآن. مباشرة في نظم SCADA (التحكم الرقابي والحصول على البيانات) لمحطات المعالجة وتكون البيانات الأكثر حداثة أو الأقل، هي المكونات لعملية المعالجة ومراقبة الجودة بها. ومع ذلك، فإن الوظيفة الثانية، التحكم في التشغيل، تعتبر أقل تطورًا وكثيرًا ما تكون محدودة بدوائر تحكم في تشغيل قليل من الوحدات. ويجب ملاحظة أن تشغيل المحطات يصبح مثاليًا بصورة فرعية جزئية بأدوات تحكم محلية فقط. وإمكانية التحكم الشامل باتساع المحطة هي تنسيق مختلف أعمال تشغيل الوحدات بحيث إن متطلبات الأداء الكلي لها يتم الوفاء بها بصورة أفضل.

ومن الواضح تمامًا أن التشغيل الجيد يجب أن يستند إلى معدات سليمة. وجميع الروابط في السلسلة يجب أن تعمل للحصول على نظام تشغيلي جيد. والأجهزة تتضمن ليس فقط الأجهزة الدقيقة، ولكن أيضًا جميع المشغلات الآلية مثل الضواغط والمضخات والمحركات والصمامات.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

جدول ١٥-٤ أهداف وقياسات وأدوات التحكم لتشغيل نظام مشترك لشبكة مجاري ومحطة معالجة مياه صرف صحي

الوحدة الفرعية	الهدف الجزئي	القياسات	أدوات التحكم
نظام (شبكة) المجاري	• تقليل طفح المجاري لأدنى حد • استخدام أحواض لأكثر المياه تلوثًا	• مستويات المطر • معدلات التدفق	• محطات الرفع • حواجز التحويل القابلة للضبط • الأحواض
محطة معالجة مياه الصرف الصحي	• معالجة أكثر ما يمكن من مياه الصرف الصحي خلال وبعد المطر • خفض الحمل الهيدروليكي وحمل الحمأة في أحواض الترسيب الثانوي.	• معدلات التدفق (الداخلة والخارجة والراجعة ومعادة التدوير) • المواد الصلبة العالقة (أحواض التهوية والحمأة المعادة) • غطاء الحمأة	• ضخ الحمأة الراجعة (التحكم في غطاء الحمأة في حوض الترسيب الثانوي). • التحكم في ترسيب حوض التهوية (الترسيب في أحواض التهوية). • الضخ الابتدائي (تحويل مجرى قبل الجزء الحيوي أو إجمالي المحطة).

والتطور المستقبلي سيكون استغلال القدرة الكبيرة لتوزيع البيانات الممكن حاليًا. والعديد من نظم SCADA تطبق أيضًا التقنيات المتاحة في الشبكة العنكبوتية (الإنترنت) والتي تعطي، تقريبًا، إمكانية لا محدودة لتقييم البيانات عن بعد واتخاذ القرار. وغرفة التحكم الموزعة موجودة بالفعل في هذه الحالة. وهناك حدود لمقدار الخبرات التي يمكن لمحطة ما للمعالجة أن تحمل تكاليفها. ومع ذلك، إذا علمنا أن بيانات المحطة يمكن أن تتاح في أي مكان، فإنه يمكن استغلال الكفاءات المتخصصة حيثما تتواجد في استخدام هذه البيانات. وعمومًا فإن هناك العديد من الجوانب البشرية والإدارية لكيفية توزيع المسئوليات واتخاذ القرار في مختلف القطاعات، وفي مشروع TELEMAC للاتحاد الأوروبي، تم إنشاء نظام مراقبة وتحكم عن بعد للاستخدام في محطات معالجة مياه الصرف الصناعي بصناعة النبيذ، حيث يقوم خبير واحد بمراقبة ٢٠ محطة معالجة صغيرة عن بعد. وهناك برنامج حاسب آلي تجاري متاح لهذا النوع من مراقبة عمليات التشغيل والتحكم فيه. ومن الطبيعي أن يكون هناك حرص من نشر بيانات حساسة ومن سوء استخدام المعلومات المتاحة. أيضًا، هناك احتياج لضمان أن البيانات يتم تفسيرها بصورة صحيحة من كل محطة منفصلة.

وتزايد إدخال استخدام الأجهزة الدقيقة والتحكم والأوتوماتيكية (ICA) في عمليات تشغيل تنقية المياه لا يحركه فقط التطور التقني المثير للإعجاب في الأجهزة الدقيقة وتكنولوجيا الحاسبات والنمذجة والتحكم، والتقدم في الأوتوماتيكية، ولكن أيضًا يدمغه الالتزامات الاقتصادية والبيئية. وثبت أنه استثمار ضروري ومجدي. وثبت فعلاً في العديد من الإنشاءات حيث تم تركيب ICA بأن الاستثمارات غطت تكلفتها بسرعة ويتوقع أن يصبح ICA جزءًا متزايدا من الاستثمار الكلي.

وأصبح متوفرًا الآن دليل قوي على أن المجموعات الميكروبية وخواصها يتم تحديدها بالمشاركة بين تركيبة مياه الصرف الصحي وتصميم وتشغيل نظام المعالجة وتأثير نظام التحكم على المجتمعات الميكروبية لم تجذب بعد الكثير من الانتباه في الماضي، وأن وضع تجمعات الحمأة عند وضعها الأمثل من خلال التحكم المباشر لا يزال جانبًا آخذا في الظهور (Yuan and Blackall, 2002). والدراسات الأساسية لفهم كيف يتم اختيار كائنات دقيقة معينة وكيف أن الخواص البكتيرية تتأثر بتصميمات وعمليات تشغيل محددة في المحطة، لها أهمية حيوية وتحتاج لأن تجري بطريقة منظمة. والتقنيات الجزئية الحديثة مثل الكشف بالتهجين الموضعي المضئ (Amann *et al.*, 1995) الذي يسمح بتحديد وتقدير كم الكائنات الدقيقة الموجودة في نظام ما، تعد أدوات لا يستغنى عنها في هذه الدراسات. وأسرع أشكال التقدم الأساسية يأتي من إدخال البيانات التفصيلية صغيرة المقياس على النماذج الرياضية الموجودة بحيث تكون هذه النماذج أكثر قدرة على تمثيل عمليات الحمأة، وتسمح بعمل الوضع الأمثل لتجمعات الحمأة على أساس النموذج. ولا يزال كثير من الجهد مطلوبًا من علماء الأحياء والمهندسين للتطبيق العملي لهذه الطرق في مجال التحكم في التشغيل. والتعاون الوثيق بين علماء الأحياء والمهندسين لا يمكن تجاهله.

وينظر إلى ICA عادة بأنها "التكنولوجيا المخبأة". فسوف نلاحظها فقط عندما لا تكون في حالة عمل. وتشابك المحطات الحديثة تنعكس عادة في نظم ICA. فالعديد من التخصصات يجب أن تتشكل في نظام واحد لتكنولوجيا وأوتوماتيكية عملية المعالجة. وتحدي الأوتوماتيكية هو التعبير عن جوانب المنظومة من منظور الوحدات المشتركة في العملية وفهم جوانب العملية من منظور نظامي. هذا

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

التحدي ترتب عليه نتائج في المهنة ذاتها في المناهج التعليمية الأساسية، ليس الأقل مما في مناهج الهندسة المدنية والبيئية وأحد النتائج المترتبة الهامة هو أن المتخصصين عليهم أن يكونوا قادرين على تقدير ما يتضمنه ICA. ومثل ذلك، يجب أن يفهم مهندسوا الكومبيوتر والتحكم قابلية عملية المعالجة للتحكم فيها وعوائق ذلك. وهي أيضًا تركز على الطبيعة متعددة التخصصات لأعمال تشغيل المياه. مثل هذا التحدي يجب أن يحمس الشباب الصغير.

المراجع

Amann R.I., Ludwig W., and Schleifer K. H. (1995) Phylogenetic identification and in situ detection of individual microbial cells without cultivation. *Microbiol. Rev.* **59**, 143-169.

Batstone D.J., Keller J., Angelidaki R.I., Kalyuzhnyi S.V., Pavlostathis S.G., Rozzi A., Sanders W.T.M., Siegrist H. and Vavilin V.A. (2002) *Anaerobic Digestion Model No.1*. Scientific and Technical Report No.13, IWA Publishing, London.

CD4WC (2005) The EU research project "Cost-effective development of urban wastewater systems for water framework directive compliance"<http:// www.cd4wc.org >

Dochain D. and Vanrolleghem P.A. (2001) *Dynamical Modelling and Estimation in Wastewater Treatment Processes*. IWA Publishing, London. 342 pp.

Gernaey K.V., Nielsen M.K., Thornberg D., Höök B., Munk-Nielsen T., Ingildsen P. and Jørgensen S.B. (2004) First principle suspended solids distribution modelling to support ATS introduction on a recirculating WWTP. *2nd Int. IWA Conf. on Automation in Wat. Quality Monitoring*, Vienna.

Henze M., Gujer W., Mino T. and van Loosdrecht M.C.M. (2000) *Activated Sludge Models: ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3*. Scientific and Technical Report No.9, IWA Publishing, London.

Ingildsen P. (2002) Realising Full-Scale Control in Wastewater Treatment Systems Using in Situ Nutrient Sensors. PhD thesis, Dept. of Ind. Electrical Engineering and Automation (IEA), Lund Univ, Lund.

ISO (2003) *ISO15839:2003 Water Quality – On-line sensors/analysing equipment for water – Specifications and performance tests*. First edition. International Standard Organization.

Liu J. (2003) Instrumentation, Control and Automation in Anaerobic Digestion. PhD thesis, Dept Biotech., Lund Univ, Lund.

Liu J., Olsson G. and Mattiasson B. (2004) Control of an Anaerobic Reactor towards Maximum Biogas Production, *Wat. Sci. Tech*., **50**(11), 189-198.

Lynggaard-Jensen A. and Frey M. (2002) Use and Reporting of Data – Data Handling and Validation. In *On-line Monitoring for Drinking Water Utilities*. American Water Works Association Research Foundation, Denver, Colorado.

Nielsen M.K., Carstensen J. and Harremöes P. (1996) Combined control of sewer and treatment plant during rainstorm. *Wat. Sci. Tech*., **34**(3-4), 181-187.

Olsson G. and Newell B. (1999) *Wastewater Treatment Systems. Modelling, Diagnosis and Control*. IWA Publishing, London.

Olsson G., Nielsen M.K., Yuan Z., Lynggaard-Jensen A., and Steyer J.P. (2005) *Instrumentation, Control and Automation in Wastewater Treatment Systems*. Scientific and Technical Report No.15, IWA Publishing, London.

Rauch W. and Harremoës P. (1996a) The importance of the treatment plant performance during rain to acute water pollution. *Wat. Sci. Tech*., **34**(3-4), 1-8.

Rauch W. and Harremoës P. (1996b) Minimizing acute river pollution from urban drainage systems by means of integrated real time control. *Proc. 1st Int. Conf. On New/Emerging Concepts for Rivers (RIVERTECH '96)*, Sept. 22-26, Chicago.

Rosen C., Ingildsen P., Guildal T., Nielsen M.K., Jacobsen B.N. and Ønnerth T. (2004) On-line estimation of nitrification and denitrification capacity at Avedøre wastewater treatment plant. *Proc. Int. Conf. Upgrading of Wastewater Treatment Plants (AquaTech2004)*, Sept. 30-Oct. 1, Amsterdam.

Rosen C., Ingildsen P., Guildal T., Nielsen M.K., Munk-Nielsen T., Jacobsen B.N. and Thomsen H. (2006) Introducing biological phosphorous removal in an alternating plant by means of control – a full scale study. *Wat. Sci. Tech*., **53**(4-5), 133-141.

Schütze M., Butler D. and Beck M.B. (1999) Optimisation of control strategies for the urban wastewater system – an integrated approach. *Wat. Sci. Tech.*, **39**(9), 209-216.

Steyer J.P., Buffiére P., Rolland D. and Moletta R. (1999) Advanced control of anaerobic digestion processes through disturbances monitoring. *Wat. Res.* **33**(9), 2059-2068.

Van Lier J. and Lubberding H. (Eds.) (2002) Selected proceedings of the *9th World Congress on Anaerobic Digestion*, Antwerp, 2-6 September 2001. *Wat. Sci. Tech*. **45** (10).

Vanrolleghem P., Fronteau C. and Bauwens W. (1996) Evaluation of design and operation of the sewage transport and treatment system by an EQO/EQS based analysis of the receiving water immission characteristics. *Proc. WEF Conf. Urban Wet Weather Pollution*, June 16-19, Québec, 14.35-14.46.

Vanrolleghem P.A. and Lee D.S. (2003) On-line monitoring equipment for wastewater treatment processes: State of the art. *Wat. Sci. Tech*., **47**(2), 1-34.

Yuan Z. and Blackall L. (2002) Sludge Population Optimisation, A New Dimension for the Control of Biological Wastewater Treatment Systems. *Wat. Res.* **36** (2), 482-490.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

المصطلحات والرموز

الاختصار	الوصف
AD	الهضم اللاهوائي
ATS	ترسيب حوض التهوية
BOD	الأكسجين الحيوي الممتص
DO	الأكسجين الذائب
ICA	استخدام الأجهزة الدقيقة والتحكم والأوتوماتيكية
IWA	الرابطة الدولية للمياه
PI	تناسبي تكاملي
PID	تناسبي – تكاملي – مشتق
SCADA	التحكم الرقابي والحصول على البيانات
SRT	زمن مكث الحمأة
VFA	الأحماض الدهنية المتطايرة



محطة معالجة مياه الصرف الصحي في جانج سو Jang Su في كوريا بأحدث التقنيات في الأجهزة الدقيقة وأوتوماتيكية عملية التحكم (photo: K-water)

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



١٦

المعالجة اللاهوائية لمياه الصرف الصحي

Jules B. van Lier, Nidal Mahmoud and Grietje Zeeman

١٦-١ استدامة أعمال معالجة مياه الصرف الصحي

١٦-١-١ التعريف والفوائد البيئية للمعالجة اللاهوائية

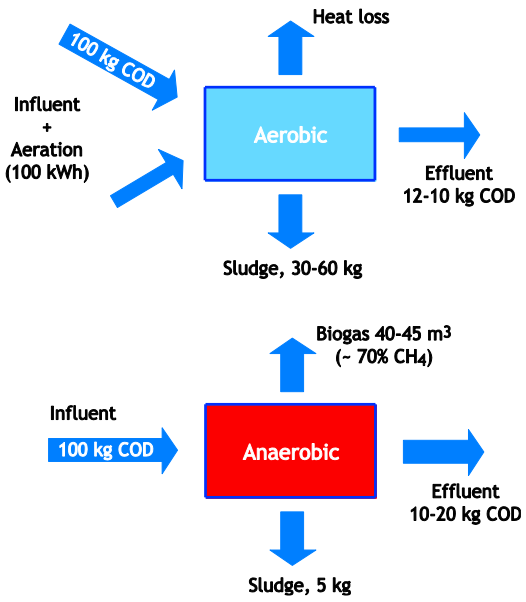
تعرف عملية التخمر، التى يتم خلالها تحلل المادة العضوية وإنتاج البيوجاز (والمكون أساسًا من الميثان وثاني أكسيد الكربون) بالهضم اللاهوائي. وتحدث عملية الهضم اللاهوائي في العديد من الأماكن حيث تتوافر المواد العضوية وتنخفض احتمالات تفاعلات الأكسدة والاختزال (صفر الأكسجين). وهذه هي الحالة المعتادة في أمعاء الحيوانات المجترة وفي المستنقعات وفي رواسب البحيرات والمصارف وفي المدافن الصحية للقمامة البلدية وحتى في المجاري البلدية.

والمعالجة اللاهوائية ذاتها فعالة جدًا في إزالة المركبات العضوية القابلة للتحلل الحيوي، مخلفةً مركبات معدنية مثل الأمونيوم (NH_4) وأكسيد الفوسفور (PO_4) والكبريت (S) في المحلول الناتج. ويمكن أن تجري المعالجة اللاهوائية في نظم مبسطة تكنولوجيًا، والعملية ذاتها يمكن تطبيقها على أي نطاق وتقريبًا في كل مكان. وفوق ذلك، فإن كمية الحمأة الزائدة التي تُنتج صغيرة جدًا ومتوازنة جيدًا، بل ويكون لها قيمة سوقية جيدة عندما ينتج ما يسمى بالحمأة اللاهوائية الحبيبية في المفاعل الحيوي. وكذلك، تُنتج طاقة مفيدة في صورة غاز حيوي (بيوجاز)، بدلاً من الطاقة عالية الدرجة التي يتم استهلاكها. وبقبول حقيقة أن الهضم اللاهوائي يزيل الملوثات العضوية فحسب، لا يترك في النهاية، إن كان هناك، إلا قليلا من السلبيات الخطيرة، ولا حتى بالنسبة لمعدل بدء تشغيل النظام. ويبين شكل ١٦-١ مصير الكربون والطاقة في كل من المعالجة الهوائية واللاهوائية لمياه الصرف الصحي (AnWT)، بافتراض أن أكسدة ١ كجم من الأكسجين الكيميائي الممتص (COD) يحتاج ١ كيلو واط ساعة من الطاقة للتهوية. فبعكس المعالجة اللاهوائية، نجد أن المعالجة الهوائية تمتاز بتكاليف تشغيلية عالية (الطاقة)، كذلك جزء كبير من المخلفات يتحول إلى صورة أخرى من المخلفات (الحمأة). وبالمعالجة الهوائية في عملية حمأة نشطة تقليدية يتم إنتاج حوالي ٥٠% (أو أكثر) حمأة جديدة من الأكسجين الكيميائي الممتص المتحول، والتي تحتاج لمزيد من المعالجة، مثل: هضم لا هوائي، قبل إعادة استخدامها أو التخلص منها أو ترميدها. ومبادئ تدفق الكربون/ الطاقة لعملية التحول البيولوجي الهوائية أو اللاهوائية تؤثر كثيرًا على ترتيب نظام معالجة مياه الصرف الصحي المناظر. لذلك، ليس غريبًا حتى اليوم أن المعالجة اللاهوائية لمياه الصرف الصحي (AnWT) تطورت حتى أصبحت تكنولوجيا منافسة في مجال معالجة الصرف الصحي،

© 2008 Jules B. van Lier. Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design. Edited by M. Henze, M.C.M. van Loosdrecht, G.A. Ekama and D. Brdjanovic. ISBN: 9781843391883. Published by IWA Publishing, London, UK.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

فالعديد من أنواع مياه الصرف الصحي الملوثة عضويًا، حتى تلك التي كان يعتقد قديمًا أنها غير مناسبة للمعالجة اللاهوائية، تعالَج حاليًا بعمليات تحويل لاهوائية عالية المعدل.



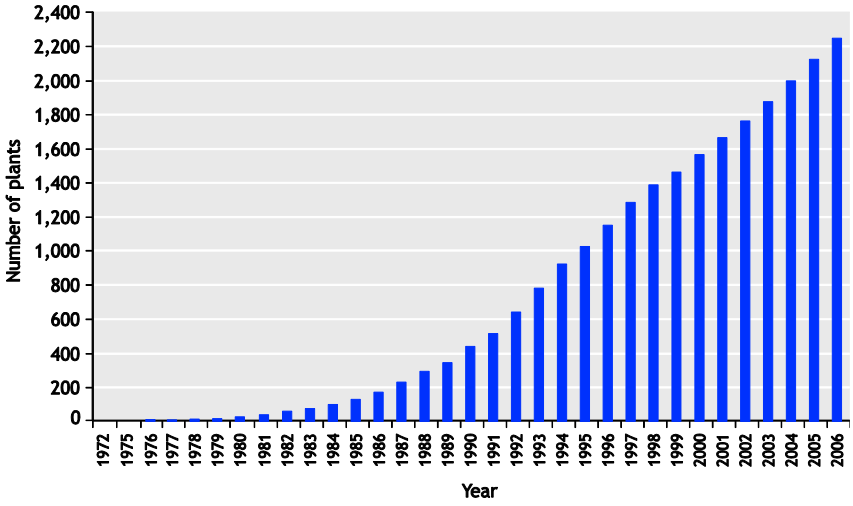
شكل ١٦-١ مصير الكربون والطاقة في معالجة مياه الصرف الصحي الهوائية (أعلى الرسم) واللاهوائية (أسفل الرسم)

وفي بلاد مثل هولندا تتم، تقريبًا، معالجة جميع مياه الصرف من الصناعات الزراعية بأنظمة مفاعلات لاهوائية ، كما أن احتمالات تطبيقها، في الصناعات البتروكيميائية مثلاً تنمو بسرعة. ويبين شكل ١٦-٢ الزيادة التدريجية في عدد المفاعلات اللاهوائية عالية المعدل من منتصف السبعينات وحتى الآن.

وحاليًا يتم تشغيل عددًا يبلغ ٢٢٦٦ من المنشآت كاملة النطاق والمسجلة بواسطة شركات عالمية شهيرة مثل باكويس، بيوثان، إنفيروآسيا، آيه دى آي، وترليو، كوريتا، ديجريموه إنفيروكيمي، جي دبليو إي، جروتميج، بالإضافة إلى شركات محلية أخرى. ويضاف لهذا العدد ما يقدر بحوالي ٥٠٠ مفاعلاً صناعة محلية بواسطة شركات محلية صغيرة جدًا أو بواسطة المصانع التي تستخدمها ذاتها، ولكن لا تدخل ضمن الإحصائية.

وبتحليل أسباب اختيار المعالجة اللاهوائية، يمكن الوصول إلى المميزات التالية واللافتة للنظر للمعالجة اللاهوائية، على نظم المعالجة الهوائية التقليدية:

- خفض مقدار إنتاج الحمأة الزائدة حتى نسبة ٩٠%.
- خفض يصل إلى ٩٠% من متطلبات المساحة عند استخدام نظم أحواض تجفيف الحمأة.
- معدلات تحميل أعلى للأكسجين الكيميائي الممتص الممكن إضافته تصل ٢٠ – ٣٥ كجم من الأكسجين الكيميائي الممتص في المتر المكعب من حجم المفاعل في اليوم، مما يتطلب أحجام أصغر للمفاعلات.



شكل ١٦-٢ الزيادة في عدد المفاعلات اللاهوائية عالية المعدل المنشأة خلال الفترة من ٧٢-٢٠٠٦ على مستوى العالم

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

- لا يستخدم الوقود الحفري في المعالجة، مما يوفر حوالي ١ كيلو واط ساعة لكل ١ كجم من الأكسجين الكيميائي الممتص المزال، متوقفًا على فعالية المفاعل.
- إنتاج حوالي ١٣,٥ ميجاجول طاقة ميثان/ ١ كجم أكسجين كيميائي ممتص مزال، مما يعطي ١,٥ كيلو واط ساعة طاقة كهربية (بافتراض ٤٠% طاقة تحويلية كهربية).
- بدء سريع للعمل (أقل من أسبوع) باستخدام الحمأة اللاهوائية الحبيبية كمادة بادئة.
- استخدام ضئيل، أو عدم استخدام، للكيماويات.
- تكنولوجيا بسيطة بكفاءات معالجة عالية.
- يمكن تخزين الحمأة اللاهوائية بدون تغذية، ويمكن للمفاعلات أن يتم تشغيلها خلال الحملات الزراعية فقط (٤ شهور فقط في العام، بالنسبة لصناعة السكر).
- لفائض الحمأة قيمة سوقية جيّدة.
- النظم عالية المعدل تسهل إعادة تدوير المياه في المصانع (نحو الدوائر المغلقة للمياه).

ومن البديهي أن الترتيب الدقيق للمميزات المذكورة يتوقف على الظروف المحلية الاقتصادية والاجتماعية. ففي هولندا، تكون معالجة الحمأة الزائدة هي العامل المحدد للتكلفة في تشغيل نظم معالجة مياه الصرف الصحي، وحيث إن إنشاء المدافن الصحية ليس اختيارًا مطروحًا للحمأة الزائدة للمجاري والمخلفات الحيوية وبينما تصل أسعار ترميد الحمأة الخام ٥٠٠ يورو/ طن أو أكثر، فإن الإنتاج المنخفض للحمأة في المفاعلات اللاهوائية يمثل فائدة اقتصادية مباشرة. وكون النظام مدمجًا، فهناك خاصية هامة للمعالجة اللاهوائية لمياه الصرف الصحي يمكن إيضاحها بمثال كامل الأبعاد، حيث إن مفاعلاً لاهوائيًا قطره ٦ م وارتفاعه ٢٥ م يكفي لمعالجة ما يصل إلى ٢٥ طنًا من الأكسجين الكيميائي الممتص يوميًا، والحمأة الناتجة، وهي أقل من طن واحد مادة جافة في اليوم في هذا المثال، ليست مادة مخلفات ولكن يتم تسويقها كبذرة (أو بادئ) حمأة للمفاعلات الجديدة. ومثل هذا الدمج في الحجم يجعل النظام مناسبًا للتنفيذ حتى داخل مباني المصنع الذي يستخدمه. وهذا أمر مرغوب في الأماكن كثيفة السكان وكذلك للصناعات التي تستهدف استخدام المعالجة اللاهوائية باعتبارها الخطوة الأولى في معالجة لغرض استصلاح مياه عمليات صناعية.

والاهتمام المتجدد بالجوانب المختصة بالطاقة في المعالجة اللاهوائية لمياه الصرف الصحي تنشأ مباشرة عن الارتفاع المتزايد دائمًا في أسعار الطاقة والقلق السائد بشأن الاحتباس الحراري. والكمية المذكورة سالفًا (٢٥ طن أكسجين كيميائي ممتص/ يوم) من مياه صرف الصناعات الزراعية يمكن أن تتحول إلى ٧٠٠٠ م٣ ميثان/ يوم (بافتراض استرجاع ٨٠% من الميثان)، بمعادل طاقة حوالي ٢٥٠ جيجا جول/ يوم. وعند العمل بمحرك غاز حديث لتوليد الطاقة المشتركة (حرارية – كهربائية)، وعند الوصول إلى ٤٠% من كفاءة المحرك، يمكن توليد طاقة كهربائية نافعة قدرها ١,٢ ميجاوات (جدول ١٦–١) والاسترداد الكلي للطاقة يمكن أن يصل إلى مستوى أكبر (٦٠%) إذا أمكن استخدام كل فائض الحرارة داخل مباني المصنع أو مجاوراته المباشرة. وبافتراض أن المعالجة الهوائية التامة ستحتاج حوالي ١ كيلو واط/ ١ كجم أكسجين كيميائي ممتص مزال، أو ١ ميجا واط طاقة كهربية مجهزة، في الحالة السابقة، فإن إجمالي الاستفادة من الطاقة باستخدام المعالجة اللاهوائية لمياه الصرف الصحي على استخدام عملية الحمأة النشطة يكون ٢,٢ ميجا واط. وبتسعيرة قدرها ١ يورو/ كيلو واط. فإن هذا يساوي حوالي ٥٠٠٠ يورو/ يوم. وبعيدًا عن الطاقة في حد ذاتها، فإن الحوافز الحالية تتضمن ائتمانات الكربون والتي يمكن الحصول عليها كحوافز عند استخدام المعالجة اللاهوائية (جدول ١٦–١) حيث إنه بالنسبة لمحطة قوى تدار بالفحم، ينبعث من توليد ١ ميجا واط من الكهرباء حوالي ٢١ طن من ثاني أكسيد الكربون/ اليوم، بينما محطة القوى التي تدار بالغاز الطبيعي لا ينبعث منها سوى نصف ذلك المقدار وبمعدل متوقع لسعر مستقر قدره ٢٠ يورو/ طن من ثاني أكسيد الكربون، فيمكن للمحطة المذكورة في المثال السابق أن تكتسب ٥٠٠ يورو/ يوم عن ائتمانات الكربون (موضوعة على أساس محطة تعمل بالفحم)، بينما لا يُستخدم أي وقود حفري في معالجة مياه الصرف الصحي.

جدول ١٦–١ مخرجات الطاقة المتوقعة وخفض انبعاثات ثاني أكسيد الكربون باستخدام نظم لاهوائية عالية المعدل لمعالجة مياه الصرف الصحي

قدرة التحميل (كجم أكسجين كيميائي ممتص/ م^3.يوم)	٥–٣٥
مخرجات الطاقة (ميجا جول/ م^3 في المفاعل المنشأ)	٥٥–٣٩٠
مخرجات الطاقة الكهربية (كيلو واط/ م٣ في المفاعل المنشأ)	٠,٢٥–١,٧
الخفض في انبعاث ثاني أكسيد الكربون (طن ثاني أكسيد كربون/ م^3/ عام، على أساس محطة قوى تعمل بالفحم)	١,٩–١٣

الافتراضات: ٨٠% استعادة للميثان منسوبًا إلى حمل الأكسجين الكيميائي الممتص و٤٠% كفاءة تحويل كهربائي باستخدام مولدات حديثة للطاقة المشتركة (حرارة/ كهرباء)

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

وبالرغم من أن هذا المبلغ قد لا يُلتفت إليه في الدول الصناعية، إلا أنه يمثل حافزًا حقيقيًا في الدول النامية لبدء معالجة مياه الصرف الصحي باستخدام المعالجة اللاهوائية عالية المعدل، وبالتالي حماية البيئة المحلية. وسياسة "ائتمانات الكربون"، يمكن بذلك أن تعتبر كدعم من الغرب لتطبيق استخدام نظم المعالجة اللاهوائية لمياه الصرف الصحي في الدول الأقل ثراءً.

ويعطي جدول ١٦-١ موجزًا لمخرجات الطاقة المتوقعة بالإضافة إلى خفض انبعاثات أكسيد الكربون الممكنة (إذا تم تحويل الميثان الناتج منها إلى طاقة كهربائية) بالنسبة لمفاعل معالجة لاهوائية، يشغَّل بمعدلات تحميل عضوية متاحة تجاريًا.

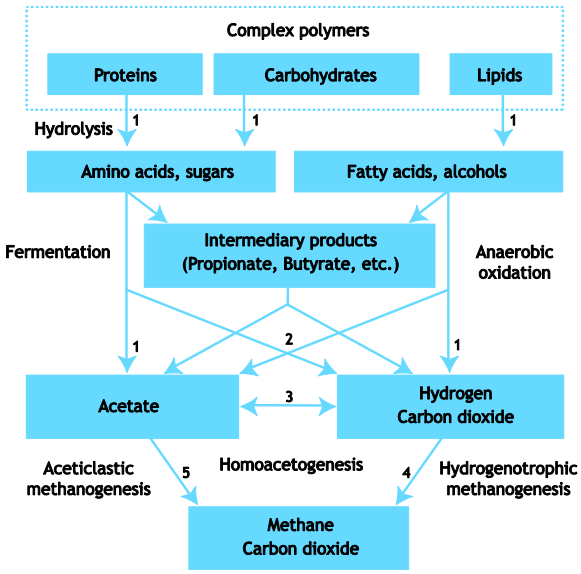
١٦-٢ ميكروبيولوجيا التحولات اللاهوائية

١٦-٢-١ التحلل اللاهوائي للبوليمرات العضوية

يكون مسار عملية التحلل اللاهوائي للمادة العضوية عبارة عن عملية متعددة الخطوات من سلسلة تفاعلات متوازية، وتسير هذه العملية لتحلل المادة العضوية في أربع مراحل متتالية، تسمى: (i) التحلل المائي (Hydrolysis) (ii) التحول لأحماض دهنية متطايرة (Acidogenesis) (iii) التحول إلى حمض الخليك (Acetogenesis) (iv) توليد الميثان (Methanogenesis)، وهي مبينة فيما بعد.

وبكتيريا توليد الميثان تقع في نهاية السلسلة الغذائية اللاهوائية، والتي نتيجة لطبيعتها وبسببها لا يمكن للمادة العضوية أن تتراكم بكميات كبيرة في البيئات اللاهوائية، كذلك المادة العضوية يصعب الوصول لها من جانب الكائنات الدقيقة الهوائية. وتتضمن عملية الهضم اللاهوائي شبكة غذائية معقدة، ويتم فيها تحلل المادة العضوية في خطوات متسلسلة بواسطة كائنات دقيقة كثيرة التنوع. وتقوم المجموعات الميكروبية المتآلفة لهذه الكائنات، مشتركةً، بتحويل المادة العضوية المعقدة، وفي النهاية تجعلها في صورة الميثان وثاني أكسيد الكربون والأمونيا وكبريتيد الهيدروجين والماء.

والبيئة الطبيعية اللاهوائية هي ناتج تداخلات معقدة بين الكائنات الدقيقة من أنواع مختلفة عديدة. والتجميعات الرئيسة للبكتيريا والتفاعلات التي تحدثها هي: (i) بكتيريا التخمر (Fermentive) (ii) بكتيريا التحول إلى خلات والمنتجة للهيدروجين (Acetogenic) (iii) بكتيريا التحول إلى خلات والمستهلكة للهيدروجين (Acetogenic) (vi) مولدات الميثان المختزلة لثاني أكسيد الكربون (Methanogens) (v) مولدات الميثان من الخلات (Aceticlastic) والتفاعلات التي تحدثها مبينة في الشكل ١٦-٣.



شكل ١٦-٣ المخطط التفاعلي للهضم اللاهوائي للمواد المبلمرة (Polymeric). والأرقام تبين المجموعات البكتيرية المشتركة في العملية: ١. بكتيريا تحلل مائي وتخمر (Hydrolytic and Fermentive). ٢. بكتيريا مكونة الخلات (Acetogenic) ٣. بكتيريا مكونة للخلات والهيدروجين (حمض الخليك) (Homo acetogenic) ٤. بكتيريا مولدة للميثان من الهيدروجين (Hydrogenotrophic) ٥. بكتيريا مولدة للميثان من الخلات (Aceticlastic Methanogens).

ويمكن تقسيم عملية الهضم إلى المراحل التالية:

١) التحلل المائي (Hydrolysis) حيث تقوم الإنزيمات المفرَزة بواسطة بكتيريا التخمر (والمسماة exo-enzymes) بتحويل المادة المعقدة غير المذابة إلى مركبات أقل تعقيدًا ومذابة والتي يمكن أن تمر خلال جدران الخلية وأغشيتها في بكتيريا التخمر.

٢) التحول لأحماض دهنية متطايرة (Acedogenesis) حيث تتحول المركبات الذائبة الموجودة في خلايا بكتيريا التخمر إلى عدد من المركبات البسيطة التي يتم إفرازها. وتتضمن المركبات الناتجة خلال هذه المرحلة أحماض دهنية متطايرة VFAs والكحولات وحمض اللاكتيك Lactic وثاني أكسيد الكربون والهيدروجين والأمونيا وكبريتيد الهيدروجين بالإضافة إلى مواد خلوية جديدة.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

٣) التحول إلى خلات (Acetogenesis) (إنتاج أحماض وسيطة) حيث تتحول منتجات الهضم إلى خلات Acetates وهيدروجين وثاني أكسيد الكربون، بالإضافة إلى مواد خلوية جديدة.

٤) توليد الميثان (methanogensis) حيث تتحول الخلات Acetates والهيدروجين مع الكربونات والفورمات أو الميثانول إلى ميثان وثاني أكسيد الكربون ومواد خلوية جديدة.

٥) وفي هذا المخطط الشامل، يمكن تمييز العمليات الفرعية التالية (شكل ١٦-٣):

١. التحلل المائي للبوليمرات الحيوية Biopolymers
- التحلل المائي للبروتينات Protiens
- التحلل المائي للسكريات المتعددة Polysaccharides
- التحلل المائي للدهون fats

٢. التحول لأحماض دهنية متطايرة/ التخمر Acedogenesis/ fermentation
- الأكسدة اللاهوائية للأحماض الأمينية والسكريات
- الأكسدة اللاهوائية للأحماض الدهنية والكحولات

٣. التحول لخلات Acetogenesis
- تكوين حمض الخليك والهيدروجين من النواتج الوسيطة (خاصة الأحماض الدهنية المتطايرة)
- تكوين حمض الخليك من الهيدروجين والكربون Homoacetogenesis

٤. توليد الميثان Methanogenesis
- تكوين الميثان من حمض الخليك Acetic acid
- تكوين الميثان من الهيدروجين وثاني أكسيد الكربون

ويعطي الشكل ١٦-٣ الاتجاه الأحادي لتحلل المادة العضوية حتى النواتج النهائية، الميثان وثاني أكسيد الكربون. وتوضح عملية تكوين حمض الخليك Homoacetogenic Process التحول التفاعلي للخلات – الأسيتات –، أصل مصدر الميثان الرئيس، والهيدروجين/ ثاني أكسيد الكربون. وفي الواقع العملي، قد تحدث التفاعلات المعاكسة أيضًا، مثل تكوين الأحماض الدهنية المتطايرة أو الكحولات من الأسيتات والبروبيونات Propionate. هذه التفاعلات العكسية لها أهمية خاصة في حالة قصور أو اضطراب المفاعل اللاهوائي أو عند تعمد إحداث تفاعل معين. وفي حالة استخدام المعالجة اللاهوائية في الظروف الطبيعية، أي عند الأداء المستقر للمفاعل في ظروف الحرارة المعتدلة (٢٠ – ٤٠° أي ٣٧° م) Mesophilic، تكون الخلات Acetate هي أصل مصدر (Precursor) الميثان (حوالي ٧٠% من تدفقات الأكسجين الكيميائي الممتص). ومما يثير الانتباه، ملاحظة أن هناك تحويل للأكسجين الكيميائي الممتص، وليس هدم للأكسجين الكيميائي الممتص، وإزالة الأكسجين الكيميائي الممتص تحدث بسبب حقيقة أن الناتج النهائي لسلسلة التفاعل والميثان هو غازي وغير قابل للذوبان في الماء بدرجة عالية.

وفي حالة وجود بدائل قابلة للإلكترونات، مثل NO_3^- (النترات) و SO_4^{2-} (السلفات) ستتواجد مجموعات بكتيرية أخرى في المفاعل اللاهوائي أيضًا، مثل مزيلات النيترة (denitrifiers) ومختزلات السلفات (Sulphate reducers) (انظر قسم ١٦-٤).

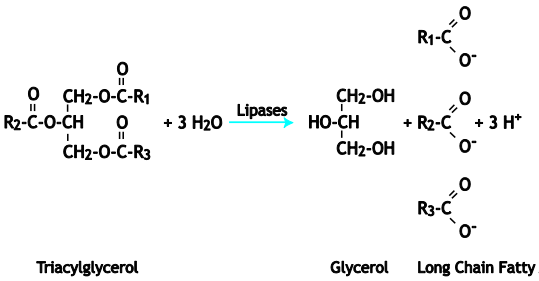
١٦-٢-١-١ التحلل المائي Hydrolysis

حيث إن البكتيريا لا تستطيع تناول المادة العضوية الجسيمية، فإن أول خطوة في التحلل اللاهوائي تتكون من التحلل المائي للبوليمرات Polymers. هذه العملية ظاهرة سطحية فحسب تتحلل فيها الجزئيات البوليمرية من خلال نشاط الإنزيمات (Exo-enzymes) لإنتاج جزيئات أصغر يمكنها عبور عائق الخلية. وخلال عملية التحلل الإنزيمي بالماء يتم تحلل البروتينات مائيًا إلى أحماض أمينية (Amino Acids) والسكريات المتعددة (polysaccharides)، إلى سكريات بسيطة والمواد الدهنية (Lipids) إلى أحماض دهنية طويلة السلسلة (Long Chain Fatty Acids). وعملية التحلل المائي (Hydrolysis) في معظم الأحيان، وبصورة ملحوظة مع المتخمرات (Substrates) شبه (Semi) الصلبة ومع مياه الصرف الصحي ذات النسبة العالية من المواد الصلبة العالقة COD/(SS) الأكسجين الكيميائي الممتص، تعتبر عاملاً محددًا في عملية الهضم ككل. وفوق ذلك، فعملية التحلل بالماء حساسة جدًا بالنسبة للحرارة وتقلبات الحرارة. ولهذا السبب، فإن تصميم الهاضمات اللاهوائية للمتخمرات (Substrates) شبه (semi) الصلبة ومياه الصرف الصحي ذات النسبة العالية من المواد الصلبة العالقة COD/(SS) الأكسجين الكيميائي الممتص، مثل أوحال التقطير ومخلفات المجاري حيث تنخفض الحرارة، يوضع على أساس مرحلة التحلل المائي Hydrolysis.

ويمكن تعريف التحلل المائي بأنه عملية تتحول فيها المتخمرات البوليمرية المعقدة (Complex Polymeric Substances) ، سواء كانت حبيبات دقيقة أو مذابة، إلى مركبات أحادية التركيب (Monomeric) أو ثنائية التركيب (Dimeric) التي يمكن الوصول لها بسهولة من بكتيريا التحول للأحماض الدهنية (acidogenic).

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

وخلال الهضم اللاهوائي للمتخمرات المعقدة، يكون التحلل المائي هو الخطوة الأولى، بالرغم من أنه في بعض الأحوال تكون هناك حاجة إلى خطوة تحضيرية، أي المعاملة الطبيعية – الكيميائية أو السحق، لجعل التحلل المائي ممكنًا. وفي هضم الحمأة البيولوجية، مثل مخلفات الحمأة النشطة، يسبق التحلل بالماء موت وتحلل (تفسخ) الكتلة الحيوية. ويتم التحلل المائي بواسطة الإنزيمات (Exo-enzymes) التي تفرزها بكتيريا التحول إلى أحماض دهنية (Acedogenic). ونواتج عملية التحلل المائي هي المادة الركيزة لبكتيريا التحول لأحماض دهنية. وفي شكل ١٦-٤ يوجد توضيح تخطيطي لعملية التحلل المائي للدهنيات (ليبيدات Lipids) إلى أحماض دهنية طويلة السلسلة LCFA كما في شكل ١٦-٤.



شكل ١٦-٤ التحلل المائي للدهنيات (Lipids)

وكما ذكر، تعتبر خطوة التحلل المائي عاملاً محددًا، خلال الهضم اللاهوائي للمتخمرات المعقدة. ومع هذا، فإن ذلك عادة لا يكون نتيجة لغياب النشاط الإنزيمي، ولكن بمدى توفر مساحة سطحية حرة يمكن الوصول لها من الجزئيات الدقيقة وكذلك البناء العام للمواد الركيزة الصلبة (Chandler *et al.*, 1980; Zeeman *et al.*, 1996). وحتى في مياه الصرف الصحي المخففة، مثل المجاري البلدية منخفضة الحرارة، قد يحدد التحلل المائي العملية كلها، وبالتالي تحديد التصميم المطلوب للمفاعل. ويجب ملاحظة أن ٤٥ – ٧٥% من المجاري البلدية، و ٨٠% في الحمأة الابتدائية يتكون من مواد عالقة. والبوليمرات الحيوية الرئيسة في مياه الصرف الصحي هي البروتينات والكربوهيدرات والدهنيات.

١٦-٢-١-٢ التحول لأحماض دهنية Acedogenesis

خلال خطوة التحول لأحماض دهنية، تنتشر نواتج عملية التحلل المائي (أحماض أمينية وسكريات بسيطة وأحماض دهنية طويلة السلسلة) وهي مركبات صغيرة نسبيًا وقابلة للذوبان، داخل الخلايا البكتيرية خلال غشاء الخلية، وبالتالي تصبح متخمرة أو مؤكسدة لاهوائيًا. والتحول لأحماض دهنية (Acidogenesis) تفاعل شائع جدًا ويتم بواسطة مجموعة كبيرة من الكائنات الدقيقة المحدثة لتفاعلات التحلل المائي Hydrolytic و الغير محدثة Non-Hydrolytic. وحوالي ١% من جميع أنواع البكتيريا المعروفة تعتبر مسببة (اختياريًا) للتخمر Fermenters (Facultative). وتتكون نواتج عملية التحول إلى الأحماض من مركبات عضوية صغيرة مختلفة، منها الأحماض الدهنية المتطايرة VFAs بصورة رئيسة، أي الخلات (الأسيتات) Acetates والأحماض العضوية الأعلى مثل البروبيونات والبيوترات (Propionate and Butyrate) بالإضافة إلى الهيدروجين وثاني أكسيد الكربون وبعض من أحماض اللاكتيك Lactic Acids والإيثانول والأمونيا (شكل ١٦-٣).

وبصورة مميزة، تتحول المركبات المتعادلة مثل السكريات والبروتينات إلى أحماض دهنية متطايرة وحمض الكربونيك، كنواتج نهائية رئيسة، لذلك تصنف الكائنات المسببة للتخمر عادة ككائنات دقيقة تسبب الحمضية أو تكون الأحماض (Acidifying or Acidogenic)، ولهذا فإن العملية يشار لها على أنها "تكوين للأحماض" (Acidogenesis). وفي جدول ١٦-٢ قائمة بالعديد من تفاعلات التحول إلى أحماض، بدءًا من السكروز ومنتجة لمقادير مختلفة من الأحماض الدهنية المتطايرة والبيكربونات (HCO_3) والهيدروجين وذرات الهيدروجين H^+. وكما يبدو، يعتمد الناتج النهائي على الظروف في بيئة المفاعل، فمن جدول ١٦-٢ نجد أن التغير في الطاقة الحرة $\Delta G^{\circ\prime}$ يعتمد بصورة قوية على تركيزات الهيدروجين الموجودة، وذلك في حالة تفاعلات التحول إلى الأحماض الأقل في طاقتها ويكون السكروز هو المادة المسببة للتخمر فيها. فإذا تمت إزالة الهيدروجين بفعالية بواسطة الكائنات المزيلة له، مثل مولدات الميثان (methanogens)، فإن الخلات Acetate ستكون هي الناتج النهائي الرئيس. وفي حالة تثبيط (تأخر) عملية توليد الميثان (methanogenesis) وتراكم الهيدروجين، يحتمل ظهور نواتج مختزلة أكثر، مثل البروبيونات Propionate والبيوترات Butyrate، وربما مركبات أكثر اختزالاً مثل اللاكتات والكحولات Lactates & alcohols. لذلك، فإن المياه الخارجة (السيب) من المفاعلات اللاهوائية زائدة الأحمال أو مضطربة الأداء (أو المفاعلات المصممة كمفاعلات للتحويل إلى أحماض في عملية لاهوائية ذات خطوتين) كثيرًا ما تحوي هذه النواتج الوسيطة الأكثر اختزالاً.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

جدول ١٦-٢ تفاعلات التحول إلى أحماض يكون السكروز هو المادة المسببة للتخمر والتغير في الطاقة الحرة المناظر لكل منها

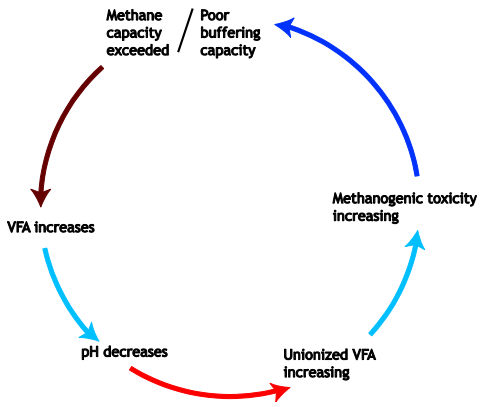
التفاعلات	التغير في الطاقة الحرة المعادلة (كيلو جول/ مول)	
$C_{12}H_{22}O_{11} + 9H_2O \rightarrow 4CH_3COO^- + 4HCO_3^- + 8H^+ + 8H_2$	- 457.5	(16.1)
$C_{12}H_{22}O_{11} + 5H_2O \rightarrow 2CH_3CH_2CH_2COO^- + 4HCO_3^- + 6H^+ + 4H_2$	- 554.1	(16.2)
$C_{12}H_{22}O_{11} + 3H_2O \rightarrow 2CH_3COO^- + 2CH_3CH_2COO^- + 2HCO_3^- + 6H^+ + 2H_2$	- 610.5	(16.3)

وعملية التحول إلى أحماض Acidogenesis هي أسرع خطوة تحويل في السلسلة الغذائية اللاهوائية. والتغير في الطاقة الحرة لتفاعلات التحول لأحماض يكون أعلى في جميع التحولات اللاهوائية، مسببًا من عشرة إلى عشرين ضعفًا لمعدلات النمو البكتيري، وخمسة أضعاف نواتج بكتيرية ومعدلات تحول وذلك مقارنة بمولدات الميثان (جدول ١٦-٣).

ولذلك السبب نجد أن المفاعلات اللاهوائية تتعرض للتحمض (Souring) أي الانخفاض المفاجئ في الأس الهيدروجيني، عندما تزداد أحمالها أو تضطرب من المركبات السامة. وعند استنفاذ القلوية بواسطة الأحماض الناتجة، يبدأ الأس الهيدروجيني في الانخفاض وينتج عن ذلك تركيزات أعلى للأحماض الدهنية المتطايرة VFAs غير المرتبطة، مؤديًا إلى تثبيط شديد لمولدات الميثان Methanogens. وهذا بدوره يؤدي إلى تراكم أسرع للأحماض الدهنية المتطايرة وما يلي من خفض للأس الهيدروجيني (شكل ١٦-٥)

وحقيقة أن الكائنات المكونة للأحماض تكون نشطة حتى في مستوى الأس الهيدروجيني المنخفض (٤) تعني أن المفاعل يمكن وسوف يتحمض إلى ٤ أو ٥ pH (مقياس الأس الهيدروجيني) عندما يتم تعدي قدرة المنظومة على توليد الميثان.

وعمليات التحول إلى أحماض بالنسبة للأحماض الأمينية تتبع عمومًا تفاعل ستيكلاند Stickland والذي تزال فيه أمونيا الحمض الأميني بالأكسدة اللاهوائية لينتج أيضًا حمض دهني متطاير وهيدروجين، بالتزامن مع إزالة الأمونيا الاختزالي Reductive deammonification للأحماض الأمينية الأخرى التي تستهلك الهيدروجين الناتج. ومن التفاعلين، يتم إطلاق الأمونيوم (NH_3) وبالتالي يعمل كمتلقٍ للبروتونات، وهكذا مؤديًا إلى زيادة في الأس الهيدروجيني. وفي هذا التفاعل، ليس هناك إنتاجًا صافيًا للبروتونات ولايوجد فرصة لخفض الأس الهيدروجيني للمفاعل.



شكل ١٦-٥ انخفاض الأس الهيدروجيني في المفاعل كنتيجة للتحميل الزائد لتوليد الميثان وتراكم الأحماض الدهنية المتطايرة.

١٦-٢-١-٣ التحول إلى خلات Acetogenesis

تتحول الأحماض الدهنية قصيرة السلسلة (Short Chain Fatty Acids SCFA)، غير الخلات (الأسيتات) الناتجة في خطوة التحول إلى أحماض، إلى أسيتات (خلات) Acetate وهيدروجين وثاني أكسيد الكربون بواسطة بكتيريا التحول إلى خلات. وأهم المواد المسببة للتخمر في التحول إلى أسيتات هي البروبيونات والبيوتيرات Propionate and butyrate، وهي المواد الوسيطة الرئيسة في عملية الهضم اللاهوائي. ولكن أيضًا نجد أن اللاكتات Lactate والإيثانول والميثانول وحتى الهيدروجين أيضًا تتحول بدورها إلى خلات Acetate من خلال عملية التحول إلى خلات، كما مبين في شكل ١٦-٣ وجدول ١٦-٤. وتتحول الأحماض الدهنية طويلة السلسلة (LCFAs) بواسطة بكتيريا محددة إلى خلات بإتباع ما يسمى "أكسدة بيتا" (β Oxidation) والتي تنفصل فيها أجزاء الخلات (Acetate) من السلسلة الأليفاتية Aliphatic Chain (جدول ١٦-٤). وتنتج الأحماض الدهنية طويلة السلسلة ذات ذرات الكربون غير المنتظمة أيضًا البروبيونات Propionate إضافة للخلات Acetate.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

والأحماض الدهنية طويلة السلسلة غير المشبعة مثل الأوليئات Oleate واللينولييت Linoleate تتشبع أولاً بإضافة الهيدروجين (H_2) قبل عملية أكسدة بيتا β-oxidation. وبتكتيريا التحول إلى خلات بطبيعتها منتجة للهيدروجين إلزاميًا ويتم تثبيط تمثيلها الغذائي بواسطة الهيدروجين، والذي يتبع مباشرة تحول تفاعلي مثلما في البروبيونات:

$$\Delta G' = \Delta G^{o,} + RT\ln\frac{[Acetate]\cdot[CO_2]\cdot[H_2]^3}{[Propionate]} \quad (16.4)$$

وقد شرحت الدراسات التي أجريت على التحولات إلى خلات الروابطَ الوثيقة بين بكتيريا التحول إلى خلات المنتجة للهيدروجين وبكتيريا التحول إلى ميثان المستهلكة للهيدروجين، والتي بواسطتها يتم تنظيم مستوى الهيدروجين في بيئتهم. ولهذا أهمية حيوية، حيث إن هذه التفاعلات تكون غير مرغوبة من الجانب الديناميكي الحراري، ويظهر ذلك من القيمة الموجبة للتغير في الطاقة الحرة ΔG°' في جدول ١٦-٤. ومن هذا الجدول يظهر أن تفاعلات الإيثانول والبيوترات والبروبيونات وبالميتات الأحماض الدهنية طويلة السلسلة لن تتم في الظروف القياسية، حيث تكون ΔG°' موجبة، وبهذا يكون ناتج طاقة البكتيريا سالبًا.

وبرغم ذلك، في ظروف الهضم المستقرة، يتم الحفاظ على ضغط الهيدروجين الجزئي عند حد أدنى قليل جدًا. يمكن تحقيق ذلك بامتصاص فعال للهيدروجين بواسطة الكائنات المكونة للميثان أو البكتيريا المختزلة للكبريتات. والبكتيريا المكونة للميثان عادة ما تستخدم الهيدروجين الجزئي في الهاضم اللاهوائي بسرعة بحيث ينخفض ضغط الهيدروجين الجزئي لأقل من ١٠$^{-٤}$ ضغط جوي، وهو ما يكفي للحدوث الفعلي للتفاعل المحول إلى خلات المنتج للهيدروجين (شكل ١٦-٦).

وهذا الاعتماد المتبادل يعني أن التحلل الحيوي للأحماض الدهنية الأعلى وللكحولات يعتمد كثيرًا على نشاط الكائنات الكاسحة للإلكترونات مثل بكتيريا تكوين الميثان. والارتباطات الميكروبية التي يمكن فيها للكائنات المنتجة للهيدروجين أن تنمو فقط في وجود كائنات مستهلكة للهيدروجين تسمى علاقات "اعتمادية" syntrophic. فالربط بين التكوين والاستخدام للهيدروجين يسمى نقل الهيدروجين بين الأصناف (الكائنات) المختلفة. وفي أي تركيبة تعمل جيدًا لإنتاج الميثان، لن يتعدى ضغط الهيدروجين الجزئي ١٠$^{-٤}$ ضغط جوي وعادة بين ١٠$^{-٤}$ – ١٠$^{-٦}$. وفي مثل هذا التركيز المنخفض للهيدروجين، يصبح تحلل كل من الإيثانول والبيوترات أو البروبيونات محررًا (مطلقًا) للطاقة وسينتج طاقة للكائنات التي تحول إلى أسيتات.

وكما في المواد الركيزة المنتجة للأسيتات الأخرى، يكون تحول الأحماض الدهنية طويلة السلسلة محتجزًا (حابسًا) للطاقة بشكل كبير وغالبًا ما يكون محددًا لمجمل عملية الهضم (Novak and Carlson, 1970). وكانت المحاولات مع مفاعلات غطاء الحمأة اللاهوائي أعلى التيار (UASB) ناجحة جزئيًا فقط، حيث تميل الأحماض الدهنية طويلة السلسلة (LCFA) لأن تمتص على الحمأة مكونة كتل دهنية من الكتلة الحيوية مع قليل – إن وجد – من نشاط التحول إلى ميثان. وفي مفاعلات الحمأة الممتدة، والتي تكون فيها LCFA أكثر انتظامًا في توزيعها على الكتلة الحيوية المتاحة، كانت المحاولات أكثر نجاحًا (Rinzema, 1988). ويقترح مؤلفون آخرون استخدام قدرة الامتصاص للحمأة وتحميل الحمأة دوريًا بالأحماض الدهنية طويلة السلسلة، وبعدها هضم الحالة الصلبة يقوم بتحويل المادة الممتصة إلى ميثان (Pereira *et al.*, 2004). ومثل هذا الوضع للأحواض المتتابعة للتشغيل يحتاج مفاعلات متعددة لمعالجة تدفق مستمر من مياه الصرف الصحي.

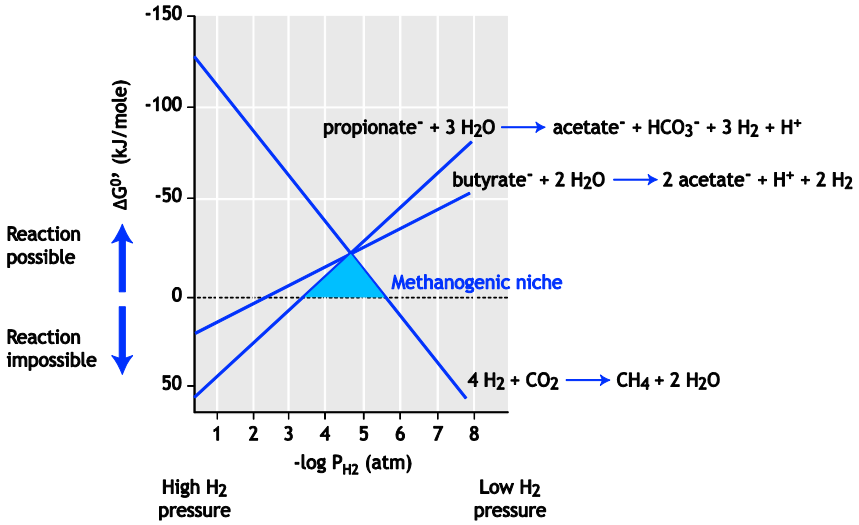
جدول ١٦-٣ خواص الحركية للكائنات المسببة للتخمر والمولدة للميثان

العملية	معدل التحول جم أكسجين كيميائي ممتص/ جم مادة طلبة متطايرة. يوم	Y جم مادة صلبة متطايرة/ جم أكسجين كيميائي ممتص	K_s جم أكسجين كيميائي ممتص/ لتر	μ_m 1/d
الحول لأحماض	13	0.15	200	2.00
توليد الميثان	3	0.03	30	0.12
الإجمالي	2	0.03-0.18	-	0.12

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

١٦-٢-١-٤ توليد الميثان

تستكمل بكتيريا توليد الميثان المرحلة النهائية في عملية التحول اللاهوائي للمادة العضوية إلى ميثان وثاني أكسيد الكربون. وخلال هذه المرحلة الرابعة والأخيرة للتحلل اللاهوائي للمادة العضوية تقوم مجموعة كائنات بدائية للتحول إلى ميثان باختزال ثاني أكسيد الكربون باستخدام الهيدروجين كمانح للإلكترونات وتكوين الميثان من الأسيتات (شكل ١٦-٣). وأنه في هذه المرحلة فقط يتم تحويل الأكسجين الكيميائي الممتص بالمادة الداخلة إلى الشكل الغازي والذي يترك نظام المفاعل تلقائيًا. والكائنات المكونة للميثان كائنات لاهوائية إجبارية ولها مجال مادة ركيزة ضيق جدًا وبعضها يمكنه فقط استخدام مواد ركيزة محددة مثل الأسيتات وأمينات الميثيل والميثانول والفورمات والهيدروجين/ ثاني أكسيد الكربون أو أول أكسيد الكربون. وللأغراض الهندسية، يتم تقسيم الكائنات المكونة للميثان إلى مجموعتين رئيستين: الكائنات المحولة للأسيتات (aceticlastic) والكائنات المستخدمة للهيدروجين (hydrogenotrophic) (جدول ١٦-٥). وبصورة عامة فإن ٧٠% من الميثان الناتج ينشأ عن الأسيتات كمادة تمهيدية رئيسة. والباقي ينشأ بصورة رئيسة من الهيدروجين وثاني أكسيد الكربون، ويكون معدل نمو بكتيريا التحول للميثان من نوع aceticlastic منخفضًا جدًا، وينتج عن ذلك مضاعفة الزمن المطلوب للعديد من الأيام. وتشرح المعدلات المنخفضة جدًا للنمو لماذا تحتاج المفاعلات اللاهوائية زمنَ بدء تشغيل طويلاً جدًا، مع



شكل ١٦-٦ التغير في الطاقة الحرة كدالة للضغط الجزئي للهيدروجين حيث يبين التغير السلبي $\Delta G^{\circ\prime}$ احتمال حدوث التفاعل المذكور

جدول ١٦-٤ العلاقات التفاعلية والتغير في الطاقة الحرة ($\Delta G^{\circ\prime}$) لبعض تفاعلات تكوين الأسيتات، بافتراض أس هيدروجيني متعادل ودرجة حرارة ٢٥° م وضغط ١ جوي. ويعتبر الماء سائلاً نقيًا، وجميع المركبات القابلة للذوبان لها نشاط قدره ١ مول/ كجم.

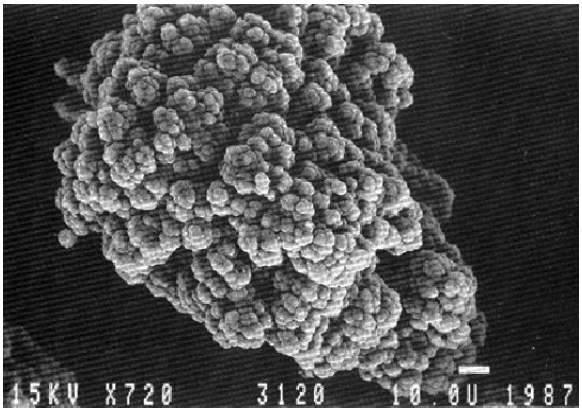
المركب	التفاعل	التغير في الطاقة الحرة (كيلوجول/ مول)	معادلة
لاكتات	$CH_3CHOHCOO^- + 2H_2O \rightarrow CH_3COO^- + HCO_3^- + H^+ + 2H_2$	-4.2	(16.5)
إيثانول	$CH_3CH_2OH + H_2O \rightarrow CH_3COO^- + H^+ + 2H_2$	+9.6	(16.6)
بيوتيرات	$CH_3CH_2CH_2COO^- + 2H_2O \rightarrow 2CH_3COO^- + H^+ + 2H_2$	+48.1	(16.7)
بروبيونات	$CH_3CH_2COO^- + 3\ H_2O \rightarrow CH_3COO^- + HCO_3^- + H^+ + 3H_2$	+76.1	(16.8)
ميثانول	$4\ CH_3OH + 2\ CO_2 \rightarrow 3CH_3COOH + 2H_2O$	-2.9	(16.9)
هيدروجين – ثاني أكسيد الكربون	$2\ HCO_3^- + 4\ H_2 + H^+ \rightarrow CH_3COO^- + 4\ H_2O$	-70.3	(16.10)
بالميتات	$CH_3\text{-}(CH_2)_{14}\text{-}COO^- + 14H_2O \rightarrow 8CH_3COO^- + 7H^+ + 14H_2$	+ 345.6	(16.11)

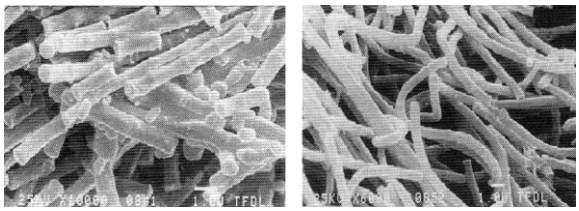
Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

مادة بدء غير متكيفة، ولماذا يكون مطلوبًا تركيزات حمأة عالية. أما البكتيريا من نوع (hydrogenotrophic) فيكون لها معدل نمو أعلى بكثير من (aceticlastic) بكتيريا، مع مضاعفة زمن ٤ ساعات إلى ١٢ ساعة، وبسبب هذه الميزة وبالرغم من خطوة التفاعل الخاصة بالتحول لأسيتات التي نوقشت في الجزء السابق، تعطي نظم المفاعلات اللاهوائية عالية المعدل استقرارًا ملحوظًا تحت الظروف المختلفة.

ويبين جدول ١٦–٥ نوعين من البكتيريا (aceticlastic) ذات خواص حركية مختلفة جدًا. وكذلك مبين في شكل ١٦–٧ الخواص التركيبية البنائية للنوعين من البكتيريا.

ونوع *Methanosarcina* يتميز بالشكل المتكور ويوجد في صورة عناقيد تشبه "العنب" ولها مجال واسع من المواد الركيزة حيث يمكنهم تحويل الأسيتات، الهيدروجين/ ثاني اكسيد الكربون، أمينات الميثيل والميثانول والفورمات. كذلك لها أقصى معدل نمو μ_{max} عالٍ نسبيًا وأُلفة منخفضة مع المادة الركيزة. أما نوع *Methanosaeta* فيتميز بالشكل الخيطي ويوجد في صورة تشبه كتلة من الأسباجتي ويمكنهم فقط تحويل الأسيتات وتتميز حركيا بمعدل μ_{max} منخفض نسبيًا وأُلفة عالية جدًا مع المادة الركيزة. وبالرغم من أن معدل النمو للنوع الأخير منخفض بوضوح، فإن هذا النوع هو أكثر أنواع البكتيريا المحولة للأسيتات في نظم المعدلات العالية اللاهوائية على أساس أزمنة مكث المواد الصلبة العالية، مثل نظم أحواض الحمأة والمرشحات اللاهوائية. وسبب هذه الظاهرة يمكن أن يعود إلى حقيقة أن نظم معالجة مياه الصرف الصحي عادة تهدف إلى أقل التركيزات الممكنة في المياه الخارجة، بينما تكون تركيزات المواد الركيزة في الأغشية الحيوية أو حبيبات الحمأة للنظم اللاهوائية المذكورة تقترب من الصفر عندما تكون جملة تركيزات السائل منخفضة. وفي ظل هذه الظروف، يكون لدى نوع *Methanosaeta* ميزة حركية واضحة على النوع الآخر *Methanosarcina* (شكل ١٦–٨).





شكل ١٦–٧ التركيب البنائي والشكل الخاص بأهم بكتيريا تحول الأسيتات إلى ميثان وينتميان إلى *Methanosarcina* (الأعلى) و*Methanosaeta* (الأسفل)

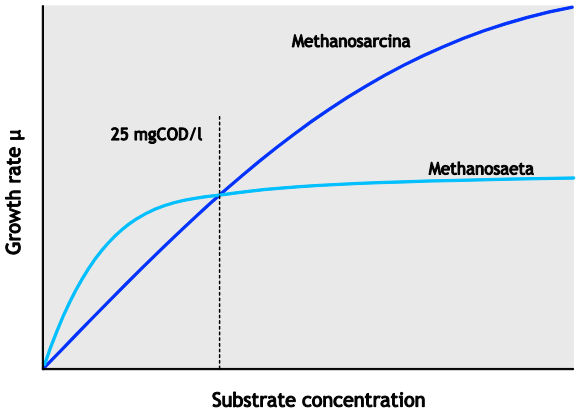
وإذا ساد نوع *Methanosaeta* حوض الحمأة، يتم الحصول على نظام معالجة مياه صرف صحي فعال جدًا، يصل إلى تركيزات أسيتات منخفضة للغاية في المياه الخارجة (السيب). وبوضع الخواص الحركية المتدنية في الاعتبار لنوع *Methanosarcina*، يُنصح بالحفاظ على تركيزات الأسيتات بالمياه الخارجة عند مستوى منخفض جدًا مع أول بداية للتشغيل لمفاعل لاهوائي به مادة بادئة غير متكيفة مع الوسط.

جدول ١٦–٥ معظم أهم تفاعلات تكوين الميثان وتغيرات الطاقة المقابلة لها وبعض الخواص الخاصة بالطاقة الكامنة

الخطوة العملية	التفاعل	التغير في الطاقة الحرة $\Delta G^{\circ\prime}$ كيلو جول/ مول	أقصى نمو /١ يوم	زمن مضاعفة الكتلة الحيوية d	ثابت مونود لنصف التشبع	المعادلة
Acetotrophic methanogenesis*	$CH_3COO^- + H_2O \rightarrow CH_4 + HCO_3^-$	-31	0.12[a] 0.71[b]	5.8[a] 1.0[b]	30[a] 300[b]	(16.12)
Hydrogenotrophic methanogenesis	$CO_2 + 4H_2 \rightarrow CH_4 + 2H_2O$	-131	2.85	0.2	0.06	(16.13)

* نوعان مختلفان من بكتيريا التحول إلى ميثان [a] *Methanosarcina* spec. و [b] *Methanosaeta* spec.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



شكل ١٦-٨ منحنيات نمو (مونود) للكائنات المنتجة للميثان من الأسيتات، نوع (*Methanosarcina*) ونوع (*Methanosaeta*). وكل من أقصى معدل للنمو وثابت نصف تشبع مونود لكل منهما.

١٦-٣ التنبؤ (توقع) بإنتاج الميثان CH_4

يمكن أن يقسم التلوث العضوي على أساس القابلية للذوبان (مواد عضوية ذائبة أو غير ذائبة) و/ أو على أساس القابلية للتحلل الحيوي.

وكلاهما له أهمية كبرى في عملية المعالجة. وفيما يخص الاختلاف الضخم في المركبات العضوية الموجودة عمومًا في مياه الصرف الصحي فليس ذلك عمليًا، كما أنه ليس من الممكن بصورة عامة، أن نحدد هذه المركبات كلاً على حدة. وحتى يمكن تحديد مقدار التلوث العضوي عمليًا، فإنه يتم استخدام حقيقة أن هذه الملوثات يمكن أن تتأكسد بعوامل أكسدة قوية. وفي هندسة معالجة مياه الصرف الصحي يتم تطبيق اختبارين قياسيين لأكسدة المادة العضوية: الأكسجين الحيوي الممتص BOD والأكسجين الكيميائي الممتص (الفصل الثالث). وفي كل من الاختبارين، تتم أكسدة المادة العضوية ويمثل مقدار الأكسجين المستهلك قيمة المقياس. ففي اختبار BOD فهو يختص بالمقدار المطلوب من الأكسجين الحيوي للكائنات الهوائية لأكسدة المادة العضوية. ولهذا فإن قيمة BOD ترتبط بصورة لصيقة بالقابلية للتحلل الحيوي. وللتطبيق في عملية المعالجة اللاهوائية، يفضل استخدام نوع من الاختبار القياسي للقابلية اللاهوائية للتحلل الحيوي، بدلاً من اختبار BOD الهوائي المتعارف عليه. وفي مثل هذا الاختبار اللاهوائي، يتم تعريض عينة من مياه الصرف الصحي إلى مقدار من الحمأة اللاهوائية المتاحة، ويتم تحديد إجمالي مقدار الميثان الناتج بعد توقف عملية الهضم، ثم يُنسب هذا المقدار إلى مقدار المادة العضوية الموجودة في العينة. وحيث إن كمية معينة من الميثان تكون مساوية لكمية محددة من COD، فنحن هنا في الواقع نحدد $BOD_{anaerobic}$.

وحيث إنه عمومًا لا تكون جميع الملوثات العضوية قابلة للتحلل الحيوي وكذلك جزء من المادة الركيزة سوف تستخدم في تكوين الخلية، تكون قيمة BOD عمومًا أقل بوضوح من قيمة COD. والأخيرة بالذات هي الحالة بالنسبة لاختبار BOD الهوائي التقليدي وأقل كثيرا بالنسبة لاختبار BOD اللاهوائي بسبب ناتج معدل النمو المنخفض بوضوح تحت الظروف اللاهوائية. وتتم الآن جهود للتوحيد القياسي بما في ذلك اختبارات حلقية في معامل مختلفة.

وفي الاختبار القياسي لمحتوى COD، والذي يستخدم عمومًا الكرومات الثنائية كمادة مؤكسدة في درجة حرارة مرتفعة (١٥٠°م)، تتحول تقريبًا كل الملوثات العضوية إلى ثاني أكسيد الكربون وماء. وعلى جانب آخر، يتحول النيتروجين العضوي الموجود في هذه الملوثات إلى NH_3، بينما المواد العضوية المحتوية على أملاح أمونيوم رباعية مثل البيتاين (ثلاثي ميثيل الجلايسين) تبقى مختزلة وتكون غير مرئية في اختبار COD.

وإجمالي الكربون العضوي (TOC) يمثل مقياسًا آخر للاستخدام، ولكنه مقياس أقل فائدة بصورة واضحة. فتركيز الكربون العضوي يقاس في صورة ثاني أكسيد الكربون بعد ترميد المادة العضوية الموجودة في عينة مياه الصرف الصحي. ويجب أن يتم التصحيح للكربون الغير عضوي الموجود أصلاً في العينة. والقيمة النظرية لمركب نقي تأتي من معادلة 16.14.

$$TOC_t = 12n / (12n + a + 16b + 14d) \quad (gTOC/gC_nH_aO_bN_d) \qquad (16.14)$$

١٦-٣-١ الأكسجين الكيميائي الممتص COD

يمثل COD بلا شك أهم مقياس لتركيز المواد الملوثة في مياه الصرف الصحي، خاصة للصرف الصناعي. وهذه الميزة التي تكون فيها المادة العضوية كلها تقريبًا قد تأكسدت تجعل اختبار COD مناسبًا جدًا لتقدير توازنات COD. وحساب المادة الركيزة COD والمقدار النظري للميثان الناتج موضح فيما بعد.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

و COD لمادة عضوية $C_nH_aO_b$ يمكن حسابه بسهولة على أساس تفاعل الأكسدة الكيميائية، بافتراض حدوث أكسدة كاملة.

$$C_nH_aO_b + \frac{1}{4}(4n+1-2b)O_2 \rightarrow nCO_2 + (a/2)H_2O \quad (16.15)$$

وتبين معادلة 16.15 أن ١ مول من المادة العضوية يتطلب ٤/١ (4n+a-2b) مول O_2 أو ٨ (4n+a-2b) جم O_2. من هنا فالطلب النظرى على الأكسجين للمادة العضوية يمكن التعبير عنه:

$$COD_t = 8(4n+a-2b)/(12n+a+16b) \quad (gCOD/gC_nH_aO_b) \quad (16.16)$$

وبداهة، فمع المركبات المحتوية على نيتروجين (مثل البروتينات والأحماض الأمينية) تحتاج المعادلة 16.16 لأن تعدل لعدد الإلكترونات التى ستبقى مع N وإجمالى وزن N فى المركب.

$$COD_t = 8(4n+a-2b-3d)/(12n+a+16b+14d) \quad (gCOD/gC_nH_aO_bN_d) \quad (16.17)$$

ومن معادلة الأكسدة الكيميائية لحمض الأسيتيك،

$$CH_3COOH + 2O_2 \rightarrow 2CO_2 + 2H_2O \quad (16.18)$$

ويترتب على ذلك أن ١ مول (٦٠ جم) من حمض الأسيتيك (رقم الأكسدة لذرة الكربون صفر) يحتاج إلى ٢ مول (٦٤ جم) من الأكسجين. هذا يعنى أن ١ جم من حمض الأسيتيك يحتاج إلى ٦٠/٦٤ (١,٠٦٧) جم أكسجين ، وبالتالى ١ جم من حمض الأسيتيك يقابل ١,٠٦٧ جم COD.

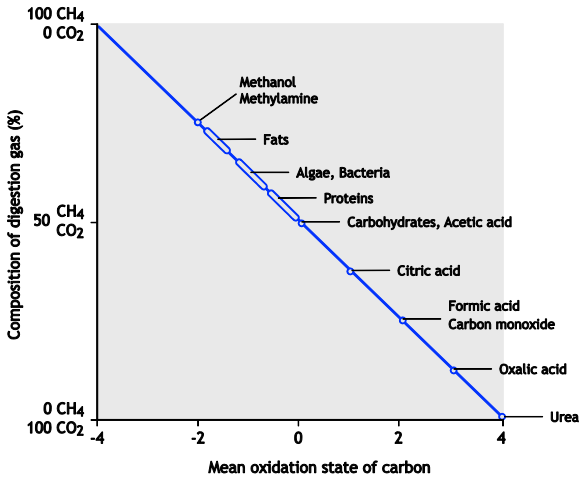
والنسبة بين COD و TOC يمكن حسابها من:

$$COD/TOC = 8(4n+a-2b-3d)/(12n) = 8/3 + 2(a-2b-3d)/(3n) \quad (16.19)$$

ويلخص جدول ١٦-٦ القيم النظرية المحسوبة من COD لكل وحدة كتلة لعدد من المركبات العضوية من نوع $C_nH_aO_bN_d$ و COD. وقيمة COD لكل وحدة كتلة قد تكون مختلفة كثيرًا لمركبات كيميائية مختلفة. وفى حالة المركبات المختزلة بقوة، كالميثان مثلاً، يكون COD هذا عاليًا. وباستخدام المعادلة 16.2 للميثان (n=1, a=4, b=0, d=0) فى معادلة 16.4 ، يمكننا أن نحسب :

$$COD_{CH_4} = 8(4\cdot1+4-2\cdot0-3\cdot0)/(12\cdot1+4+16\cdot0+14\cdot0) = 4gCOD/gCH_4 \quad (16.20)$$

ومن الواضح أن نسبة COD : TOC تختلف بوضوح لمختلف المركبات. وهذا يفسره الاختلاف فى متوسط حالات الأكسدة للكربون العضوى. هذه الحالة لأكسدة الكربون (C-ox. state) للكربون يمكن أن تختلف من -٤ (أكثر حالات الاختزال للكربون كما فى الميثان CH_4) إلى +٤ والأكثر أكسدة كما هو فى CO_2. وشكل ١٦-٩ يوضح بيانيًا لعدد من المركبات متوسطات حالة أكسدة الكربون (C-ox) فيما يتعلق بالتركيب النظرى للغاز الحيوى المنتج، والذى ينتج عنه بوضوح علاقة خطية (جدول ١٦-٦).



شكل ١٦-٩ التركيب النظرى للغاز الحيوى المنتج فيما يختص بمتوسط حالة أكسدة الكربون فى مواد ركيزة محددة ، بافتراض التحلل الكامل إلى حالة معدنية للمواد الركيزة.

وكلما قل متوسط حالة أكسدة الكربون فى مركب ما (أى تزيد قيمته السالبة) كلما ازداد الأكسجين الممكن ارتباطه بالمركب ، وبالتالى زيادة قيمة COD.

وحيث إن النيتروجين العضوى يتحول إلى NH_3-N فى اختبار COD (وبالتالى مقدار النيتروجين فى المركب يجب أن يحسب حسابه على أنه فى شكل مختزل ، أى أنه اكتسب ٣ إلكترونات) وأن ذرة من الهيدروجين توفر إلكترونًا واحدًا، وذرة واحدة من الأكسجين

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

جدول ١٦-٦ قيم العلاقات التفاعلية لكل من COD و TOC لكل وحدة كتلة لمركبات عضوية نقية $C_nH_aO_bN_d$ مختلفة وقيم COD/TOC ومتوسط حالة أكسدة الكربون لكل من هذه المركبات ونسبة الميثان المقدرة فى الغاز الحيوى

المركب	n	a	b	d	gCOD/ g $C_nH_aO_bN_d$	gTOC/ g $C_nH_aO_bN_d$	COD/ TOC	C-ox. state	CH_4 %
ميثان	1	4	0	0	4	0.75	5.33	-4	100
إيثان	2	6	0	0	3.73	0.8	4.67	-3	87.5
ميثانول	1	4	1	0	1.5	0.38	4	-2	75
إيثانول	2	6	1	0	2.09	0.52	4	-2	75
سيكلوهيكسان	6	12	0	0	3.43	0.86	4	-2	75
إيثيلين	2	4	0	0	3.43	0.86	4	-2	75
حمض بالماتيك	16	32	2	0	3.43	0.75	3.83	-1.75	72
أسيتون	3	6	1	0	2.21	0.62	3.56	-1.33	67
إيثيلين جليكول	2	6	2	0	1.29	0.39	3.33	-1	62.5
بنزين	6	6	0	0	3.08	0.92	3.33	-1	62.5
بيتاين	5	11	2	1	1.64[a]	0.51	3.2	-0.8	60
جليسيرين	3	8	3	0	1.22	0.39	3.11	-0.67	58
فينول	6	6	1	0	2.38	0.77	3.11	-0.67	58
ليسين	6	14	2	2	1.53	0.49	3.11	-0.67	58
فينيل آلانين	9	11	2	1	1.94	0.65	2.96	-0.44	56
إنسولين	254	377	75	65	1.45	0.53	2.72	-0.08	51
جلوكوز	6	12	6	0	1.07	0.4	2.67	0	50
حمض لاكتيك	3	6	3	0	1.07	0.4	2.67	0	50
حمض آسيتيك	2	4	2	0	1.07	0.4	2.67	0	50
حمض السيتريك	6	8	7	0	0.75	0.38	2	1	37.5
جلايسين	2	5	2	1	0.64	0.32	2	1	37.5
حمض فورميك	1	2	2	0	0.35	0.26	1.33	2	25
حمض أوكساليك	2	2	4	0	0.18	0.27	0.67	3	12.5
ثانى أكسيد الكربون	1	0	2	0	0	0.27	0	4	0

[a] COD محسوب. النظرى: باستخدام اختبار COD ثنائى الكرومات القياسي، لن يتم قياس أي COD.

ستأخذ اثنين من الإلكترونات، فإن متوسط رقم الأكسدة للكربون فى مركب $C_nH_aO_bN_d$ سيكون :

$$C-ox.state=(2b-a+3d)/n \quad (16.21)$$

وعدد الإلكترونات التى حررت لكل ذرة كربون فى الأكسدة الكاملة $C_nH_aO_bN_d$ تصل إلى :

$$4-(2b+3d-a)/n=4+(a-2b-3d)/n \quad (16.21)$$

وبالتالى فإن عدد جزيئات O_2 المطلوبة للأكسدة تصل إلى :

$$n+1/4a-1/2b-3/4d \quad (16.22)$$

لهذا فإن المعادلة بالنسبة للأكسدة الكيميائية الكاملة لهذا المركب هى:

$$C_nH_aO_bN_d+(n+a/4-b/2-3d/4)O_2 \rightarrow nCO_2+(a/2-3d/2)H_2O+dNH_3 \quad (16.23)$$

وفى حالة كون المركب ($C_nH_aO_bN_d$) قابلا للتحلل الحيوى كليا وأن يتحول كله بواسطة الكائنات اللاهوائية (لا ناتج حمأة للعملية) إلى ميثان وثانى أكسيد الكربون وأمونيا، فإنه يمكن حساب كمية غاز

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

الميثان النظرية (وثانى أكسيد الكربون) الناتجة باستخدام معادلة باسويل :

$$C_nH_aO_bN_d + (n - a/4 - b/2 + 3d/4)H_2O \rightarrow (n/2 + a/8 - b/4 - 3d/8)CH_4 + (n/2 - a/8 + b/4 + 3d/8)CO_2 + dNH_3 \quad (16.24)$$

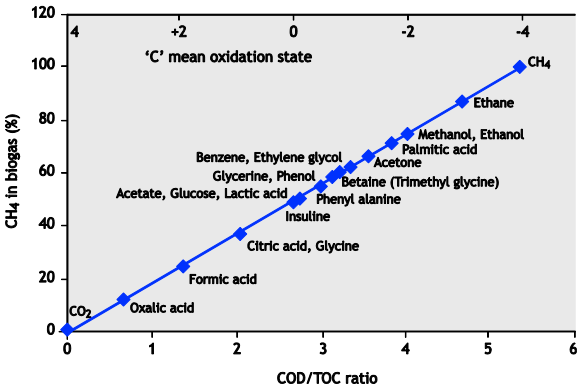
ويوفر COD المعلومات الصحيحة عن حالة الأكسدة للمركب ، وبالتالى كمية الميثان الممكن إنتاجها منه (جدول ١٦-٦ ، شكل ١٦-٩). والاستثناءات الوحيدة هى أملاح الأمونيوم الرباعية مثل بيتاين المذكور سالفًا والذى يبقى مختزلاً فى اختبار COD المعملى.

لهذا ، فإن COD يقبل بصورة عامة كمقياس كافٍ لتقدير كم المادة العضوية ولكن بالتأكيد ليس TOC. وللتنبؤ بمقدار التقريبى للميثان فى الغاز الحيوى المنتج عندما يكون التركيب الدقيق للمادة العضوية غير معروف ، تكون نسبة COD/TOC أداة جيدة جدًا لذلك. وهذه الأخيرة تكون مؤسسة على العلاقة الخطية بين متوسط حالة الأكسدة ونسبة COD/TOC (شكل ١٦-١٠).

وفى وجود مادة غير عضوية محددة تتلقى الإلكترونات ، مثل النيترات أو السلفات أو السلفايت ، سيقل إنتاج الميثان ، نتيجة لحدوث التفاعلات الآتية :

$$10H + 2H^+ + 2NO_3^- \rightarrow N_2 + 6H_2O \quad (16.25)$$

$$8H + SO_4^{2-} \rightarrow H_2S + 2H_2O + 2OH^- \quad (16.26)$$



شكل ١٦-١٠ نسبة الميثان المئوية المتوقعة فى الغاز الحيوى الناتج كدالة لنسبة COD/TOC ١٨,٧٥ = CH4% : COD/TOC

وبالنسبة لمياه الصرف الصحى المحتوية على فائض من المركبات القابلة للإلكترونات من العضويات فيما يختص بمقدار النيترات (NO_3^-) أو النيتريت (NO_2^-) أو السلفات (SO_4^{2-}) أو السلفايت (SO_3^{2-}) الموجودة ، فقد يحدث إزالة كاملة لهذه المواد القابلة للإلكترونات (مانحات الأكسجين). وحيث إن قابلية ذوبان H_2S فى الماء تتخطى كثيرًا تلك الخاصة بالميثان، سيمكن الحصول على إزالة أقل كثيرًا لمادة COD من المياه فى حالة احتواء مياه الصرف الصحى على سلفات.

وكمية CO_2 الموجودة فى الغاز الحيوى الناتج تكون عمومًا أقل بكثير من الذى يستخلص من معادلة باسويل أو نسبة COD/TOC كما هو مبين فى شكل ١٦-١٠ وذلك بسبب :
(أ) القابلية العالية للذوبان بالنسبة إلى CO_2 فى الماء و (ب) بسبب أن جزء من CO_2 قد يصبح مرتبطا كيميائيًا فى الحالة السائلة بسبب تكوين الأمونيا فى التحول اللاهوائى للمركبات العضوية المحتوية على نيتروجين والكاتيونات التى كانت موجودة فى مياه الصرف الصحى كأملاح للأحماض الدهنية المتطايرة أو السلفات أو النيترات.

١٦-٤ تأثيرات المواد البديلة القابلة للإلكترونات

١٦-٤-١ تحويلات البكتيريا تحت الظروف غائبة الأكسجين

يحتوى الهضم اللاهوائى على تجمعات ميكروبية مختلطة، فإلى جانب مجموعة مولدات الميثان المذكورة من قبل، هناك بكتيريا أخرى موجودة والتى يمكنها التنافس مع مولدات الميثان على المواد الركيزة المرتبطة بتوليد الميثان (جدول ١٦-٧). والبكتيريا المذكورة بالجدول لها نظم تنفس بكتيرى مختلفة ويمكنها استخدام قابلات الإلكترون المختلفة مثل الأكسجين O_2 بواسطة البكتيريا (الاختيارية) الهوائية والنيترات (NO_3^-) بواسطة مزيلات النيترة والسلفات (SO_4^{2-}) والسلفايت (SO_3^{2-}) بواسطة بكتيريا اختزال السلفايد. وكلمة Anoxic تعنى أن الأكسجين فى صورة O_2 غير متاح كقابل للإلكترونات.

١٦-٤-١-١ اختزال السلفات (الكبريتات)

فى وجود السلفات، السلفايت أو الثيوسلفات، تكون بكتيريا اختزال السلفات (SRB) والتى لها مجال واسع من المواد الركيزة ، قادرة على استخدام العديد من المواد الوسيطة فى عملية "التحلل" اللاهوائى (جدول ١٦-٧) هذه البكتيريا تحول السلفات (الكبريتات) إلى كبريتيد الهيدروجين. وبجانب ذلك، بالنسبة للمواد الركيزة المباشرة فى عملية

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

التحول إلى ميثان، مثل الهيدروجين الجزيئى H_2 والفورمات والأسيتات والميثانول والبيروفات، فإن بكتيريا اختزال السلفات تستخدم أيضًا البروبيونات، الأحماض الدهنية الأعلى والمتفرعة واللاكتات والإيثانول والكحولات الأعلى والفومارات والعنقوديات والمالات والمركبات العطرية (Colleran *et al.*, 1995). ومن هنا ، فإن المنتجات الوسيطة الرئيسة لعملية الهضم اللاهوائى (H_2/CH_3COO^-) يمكن تحويلها بواسطة كل من SRB ومولدات الميثان و/أو البكتيريا الإجبارية (غير الاختيارية) المنتجة للهيدروجين (OHPB). ولأن هذه المجموعات الثلاثة من البكتيريا تعمل تحت نفس الظروف البيئية (الأس الهيدروجينى والحرارة)، فهى تتنافس على نفس المادة الركيزة وناتج هذه العملية التنافسية يعتمد على حركيات عملية التحول (انظر قسم ١٦-١٠).

وإن كانت المادة العضوية قد تمت أكسدتها عن طريق اختزال السلفات ، فإن هناك ٨ إلكترونات يمكن تلقيها لكل جزيء سلفات ، وحيث إن جزيء الأكسجين يمكنه فقط قبول ٤ إلكترونات ، فإن قدرة تلقى الإلكترونات لعدد ٢ مول من O_2 يساوى ١ مول من SO_4^{2-} ، مساويًا ٠,٦٧ جم من O_2 لكل جم SO_4^{2-}. هذا يعنى أنه بالنسبة لتدفقات الصرف التى لها نسبة COD/sulphate قدرها ٠,٦٧، هناك سلفات كافية نظريًا متاحة للإزالة الكاملة للمادة العضوية (COD) عبر اختزال السلفات. وبالنسبة لنسبة COD/sulphate الأقل من ٠,٦٧، يكون مقدار المادة العضوية غير كافيًا للاختزال الكامل للسلفات الموجودة ويجب عندئذ إضافة مادة ركيزة زائدة إن كانت إزالة السلفات هى الهدف لعملية المعالجة. وعلى العكس، بالنسبة لمياه الصرف الصحى التى بها نسبة COD/sulphate تتخطى ٠,٦٧، سيمكن فقط تحقيق الإزالة الكاملة للمادة العضوية عندما تحدث، إلى جانب اختزال السلفات، عملية التحول إلى ميثان.

وفى وجود السلفات، لا تتحلل المادة العضوية بالضرورة بصورة أسهل، ولكن مقارنة بالميثان، فإن لكبريتيد الهيدروجين عيبًا كبيرًا هو أنه يذوب بصورة أكثر بكثير فى الماء. هذا يعنى أنه، لنفس درجة تحلل المخلفات العضوى ، كمية أقل من COD سيتم خفضها فى مياه الصرف الصحى المحتوية على سلفات. كذلك إنتاج الكبريتيد يمكن أن يسبب المشاكل الفنية التالية فى عملية المعالجة خلال الهضم اللاهوائى :

- كبريتيد الهيدروجين مادة سامة بالنسبة لبكتيريا تكوين الميثان (MB) وبكتيريا تكوين الأسيتات (AB) وبكتيريا اختزال السلفات SRB. وفى حالة المعالجة بتوليد الميثان لتدفق مخلفات، فإن بعض المركبات العضوية بمياه الصرف الصحى سيتم استهلاكها بواسطة SRB بدلاً من MB ولهذا لن تتحول إلى ميثان. ينتج عن ذلك ناتج ميثان أقل لكل وحدة مخلفات عضوية متحللة ولهذا أثر سلبي على التوازن الإجمالى للطاقة فى عملية المعالجة. علاوة على ذلك، فإن جودة الغاز الطبيعى تنخفض حيث إن جزءًا من الكبريتيد المنتج ينتهى فى صورة H_2S فى الغاز الحيوى، وهذا يتطلب إعادة إزالته من الغاز الحيوى.
- الكبريتيد الناتج له رائحة كريهة ويمكن أن يسبب صدأ فى المواسير والماكينات والغلايات، وبهذا فإن تكاليف صيانة المنشأة ستزيد وتكاليف إضافية استثمارية تكون مطلوبة لتفادي هذه المشاكل.
- سيوجد جزء من الكبريتيد فى المياه الخارجة من المفاعل اللاهوائى. وكما ذكر آنفًا، هذا ينتج عنه فعالية معالجة منخفضة فى نظم المفاعلات اللاهوائية، حيث يساهم الكبريتيد فى COD لمياه الصرف (لكل مول كبريتيد يكون هناك حاجة إلى ٢ مول أوكسجين للأكسدة التامة إلى سلفات) وعلاوة على ذلك ، فإن الكبريتيد يمكن أن يفسد فعالية المعالجة لنظام ما بعد المعالجة الهوائي، مثلا تزايد انتشار الطحالب فى البرك أو انتفاخ الحمأة النشطة. وبالتالي، فقد يتطلب الأمر وجود نظام ما بعد معالجة إضافي لإزالة الكبريتيد من مياه الصرف الصحى.

وعلى أساس الاستهلاك من المواد الركيزة ، يمكن تقسيم بكتيريا اختزال السلفات إلى المجموعات الثلاث التالية :

١) بكتيريا اختزال السلفات المؤكسدة للهيدروجين (HSRB)
٢) بكتيريا اختزال السلفات المؤكسدة لحمض الأسيتيك (ASRB)
٣) بكتيريا اختزال السلفات المؤكسدة للأحماض الدهنية (FASRB)

وفى المجموعة الأخيرة ، هناك نموذجان للأكسدة يمكن تمييزهما :

$$CH_3CH_2COOH + 2H_2O \rightarrow CH_3COOH + 3H_2 + CO_2(OHPB) \quad (16.37)$$

$$CH_3CH_2COOH + 0.75SO_4^{2-} \rightarrow CH_3COOH + 0.75s^{2-} + CO_2(FASRB) \quad (16.38)$$

$$CH_3CH_2COOH + 1.75SO_4^{2-} \rightarrow 1.75S^{2-} + 3CO_2 + 3H_2O(FASRB) \quad (16.39)$$

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

وبعض SRB يمكنها الأكسدة الكاملة للأحماض الدهنية المتطايرة إلى ثانى أكسيد الكربون وكبريتيد كنواتج نهائية. و SRB أخرى تفتقد إلى دائرة حمض ثلاثى الكربوكسيل وتجرى أكسدة غير كاملة للأحماض الدهنية المتطايرة مع أسيتات وكبريتيد كنواتج نهائية. وفى الحالة الأخيرة يفرز حمض الأسيتيك فى وسط التفاعل. ويجب أيضًا ملاحظة أن الأكسدة غير الكاملة لحمض البروبيونك بواسطة SRB تنتج نفس نواتج التحلل مثل التحول بواسطة OHPB و HSRB. ومن هنا، لا يمكن استخلاص معرفة أى أنواع البكتيريا تقوم بهذا التحول من توازنات الكتلة.

وبالإضافة إلى اختزال السلفات ، فإن اختزال السلفايت والثيوسلفايت شائع جدًا بين SRB (Widdel and Hansen, 1992). فقد نشر أن سلالات "ديسلفروفيبريو" قادرة على اختزال ثانى وثالث ورابع الثيونات (Fitz and Cypionka, 1990). وهناك قدرة متفردة لبعض أنواع SRB مثل "ديسلفروفيبريو ديسموتانس" و "ديسلفوباكتر كوركاتس" على تطافر السلفايت والثيوسلفايت (Widdel and Hansen, 1992) :

$$4SO_3^{2-} + H^+ \rightarrow 3SO_4^{2-} + HS^- \quad (16.40)$$

$\Delta G^{o'}$ = - 58.9 kJ/mol SO_3^{2-}

$$S_2O_3^{2-} + H_2O \rightarrow SO_4^{2-} + HS^- + H^+ \quad (16.41)$$

$\Delta G^{o'}$ = - 21.9 kJ/mol $S_2O_3^{2-}$

والبيئة الطبيعية الميكروبية لـ SRB تمت دراستها باستخدام تقنيات تحليلية حديثة مثل تطبيق أقطاب كهربائية دقيقة من الكبريتيد، والرنين المغناطيسى النووى ل C^{13} و P^{31} (NMR, Santos *et al.*, 1994) وأساليب الكشف عن 16S الريباسي المبني على الحمض النووى الريبوسومي (Raskin *et al.*, 1995). ووجد أن بعض SRB قادرة على تنفس الأكسجين ، بالرغم من تصنيفها كبكتيريا لاهوائية صرفة. وقدرة SRB على أداء اختزال السلفات تحت الظروف الهوائية (Canfield and Des Marais, 1991, Frund and Cohen, 1992) يثير الفضول جدًا ، وربما تكون له أهمية هندسية كبيرة.

وفى غياب عنصر قابل للإلكترونات تكون SRB قادرة على النمو خلال تفاعل تخمري وتحول للأسيتات. ويتخمر كل من البيروفات واللاكتات والإيثانول بسهولة بواسطة العديد من SRB (Dolfing, 1987; Widdel *et al.*, 1988). ومن الخواص المثيرة للانتباه فى SRB هو قدرتها على أداء أكسدة التحول إلى أسيتات فى علاقة إئتلافية (اعتماد تبادلي) مع بكتيريا الميثان التى تستهلك الهيدروجين (HMB) ، كما وصف فى أوساط النمو المشتركة الخاصة بكل من HMB و "ديسولفوفبريو" ، باستخدام اللاكتات والإيثانول (Widdel *et al.*, 1988; Oude Elferink *et al.*, 1994) أو مع بكتيريا "ديسولفو بالباس" وما شابه باستخدام البروبيونات (Wu *et al.*,

جدول ١٦-٧ العلاقات التفاعلية والتغير فى الطاقة الحرة (ΔG^o) (كيلو جول/مول مادة ركيزة) لتحول الهيدروجين والأسيتات تحت الظروف المختلفة

التفاعل	$\Delta G°'$ (kJ/mol substrate)	المعادلة
هوائيات		
$H_2 + 0.5\ O_2 \rightarrow H_2O$	-237	(16.27)
$CH_3COO^- + 2\ O_2 \rightarrow 2\ HCO_3^- + H^+$	-844	(16.28)
مزيلة للنيترة		
$H_2 + 0.4\ NO_3^- + 0.4\ H^+ \rightarrow 0.2\ N_2 + 1.2\ H_2O$	-224	(16.29)
$CH_3COO^- + 1.6\ NO_3^- + 0.6\ H^+ \rightarrow 2\ HCO_3^- + 0.8\ N_2 + 0.8\ H_2O$	-792	(16.30)
بكتيريا مختزلة للحديد		
$H_2 + 2\ Fe^{3+} \rightarrow 2\ Fe^{2+} + 2H^+$	-228	(16.31)
$CH_3COO^- + 4\ Fe^{3+} + 4\ H_2O \rightarrow 4\ Fe^{2+} + 5\ H^+ + 2\ HCO_3$	-352	(16.32)
بكتيريا مختزلة للسلفات		
$H_2 + 0.25\ SO_4^{2-} + 0.25\ H^+ \rightarrow 0.25\ HS^- + H_2O$	-9.5	(16.33)
$CH_3COO^- + SO_4^{2-} \rightarrow HS^- + 2\ HCO_3^-$	-48	(16.34)
مولدات ميثان		
$H_2 + 0.25\ HCO_3^- + 0.25\ H^+ \rightarrow 0.25\ CH_4 + 0.75\ H_2O$	-8.5	(16.35)
$CH_3COO^- + H_2O \rightarrow CH_4 + HCO_3^-$	-31	(16.36)

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

1991).

والأكسدة بالتحول إلى أسيتات للبروبيونات بواسطة "ديسولفو بالباس" عرفت أيضًا فى UASB (Wu *et al.*, 1991) وفى مفاعلات حوض يتم تسييله (Heppner *et al.*, 1992) وحوض ثابت (Zellner and Neudörfer, 1995). ومع هذا فإنه فى وجود السلفات، تتصرف هذه البكتيريا كأنها SRB حقيقية وتأيض البروبيونات كمانحة للإلكترونات من أجل إختزال السلفات.

وإذا كانت SO_4^{2-} موجودة فى مياه الصرف الصحى فإن اختزالها بواسطة SRB لا يمكن منعه. وقد تمت عدة محاولات لتوجيه التنافس فى العملية فى نظام المفاعل الواحد ولكن لم تنجح. وعلى الجانب الآخر، فهناك عديد من الحلول التقنية متاحة بالسوق والموجهة لتخفيض تركيز H_2S فى المفاعل اللاهوائى لتقليل سمية MB لأدنى حد (شكل ١٦-١١).

١٦-٤-١-٢ إزالة النيترة

بصفة عامة، لا تحدث إزالة النيترة خلال التنقية اللاهوائية والهضم. ويتم تحول النيتروجين المرتبط كيميائيًا إلى أمونيوم. ويمكن توقع إزالة النيترة، فقط، فى المياه الداخلة المحتوية على نيترات (الفصل الخامس).

وتتم إزالة النيترة بوساطة كائنات مزيلة للنيترة مثل البكتيريا عضوية التغذية الكيماوية والقادرة على أكسدة المادة العضوية بالنيترات. بعدها تتحول النيترات عبر النيتريت وأكسيد النيتروجين إلى غاز النيتروجين (N_2). وبصفة عامة، فإن الكائنات المزيلة للنيترة تفضل الأكسجين كمتلقٍ للإلكترونات، حيث إن المركب الأخير ينتج طاقة أكثر (جدول ١٦-٧). وفى عمليات التنقية الهوائية، تبدأ هذه الكائنات فى استخدام النيترات بمجرد أن ينضب الأكسجين لتتعامل مع الحمل العضوى. وفى محطة للحمأة النشطة، ستحدث إزالة النيترة طبيعيًا فقط فى تركيز أكسجين مذاب قدره ١ ملغم /لتر أو أقل.

وإزالة النيترة عملية تغذية عضوية تحتاج لمانح إلكترونات. والعلاقات التفاعلية لأكسدة الميثانول بالنيترات والنيتريت تحدث وفقًا لمعادلة التفاعل التالية :

$$CH_3OH + 2NO_2^- \rightarrow N_2 + CO_3^{2-} + 2H_2O \qquad (16.42)$$

$$5CH_3OH + 6NO_3^- \rightarrow 3N_2 + 4HCO_3^- + CO_3^{2-} + 8H_2O \qquad (16.43)$$

هذه المعادلات للتفاعل تبين أن إزالة النيترة ينتج عنها زيادة فى الأس الهيدروجينى (إنتاج كربونات)

١٦-٥ استخدام موازنة COD

كأي نظام حيوى آخر، يجب أن تتم مراقبة عملية المعالجة اللاهوائية بالنسبة للقياسات ذات الصلة بها، كما يجب أن يتم تقييم القياسات من أجل ضمان تشغيل وتحكم مناسبين. ويناقش الجزء ١٦-٣ فائدة COD كمقياس للتحكم للنظم اللاهوائية. والسبب فى ذلك هو أنه، بعكس النظم الهوائية، ليس هناك إفناء لل COD فى المفاعل اللاهوائى. وخلال المعالجة اللاهوائية فإن COD يعاد ترتيبه فقط. وتتحلل المركبات العضوية المعقدة لمواد وسيطة أبسط وفى النهاية "تتمعدن" إلى ميثان وثانى أكسيد الكربون. وجميع COD الذى يدخل إلى النظام ينتهى إلى ميثان، ناقصًا COD الذى يدخل ضمن الكتلة الحيوية الجديدة. وحيث إنه يمكن عمل توازن كتلة كامل فقط باستخدام COD كمقياس، لهذا فإن COD يؤخذ عمومًا كأداة تحكم لتشغيل النظام اللاهوائى.

$$COD_{in} = COD_{out} \qquad (16.44)$$

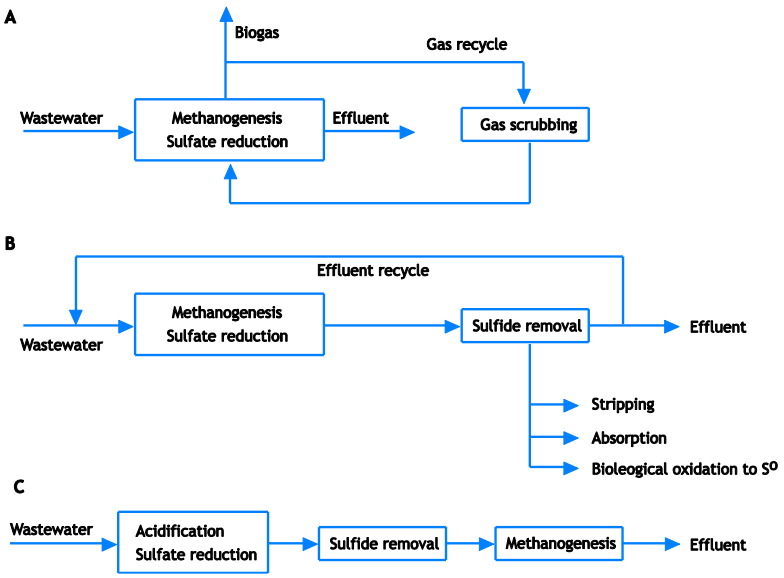
ولأغراض علمية، يجب أن تمتد المعادلة 16.44 لمختلف مخارج المفاعل اللاهوائى كما فى شكل ١٦-١٢.

ولتحديد مصير COD فى مفاعل لاهوائى، يلزم إجراء تحليل تفصيلى للمخارج الغازية والسائلة والصلبة (جدول ١٦-٨).
وعلى أساس الخواص الأساسية للمياه الداخلة، أى معدل التدفق وتركيزات COD والمعلومات الخاصة بقابلية COD للتحلل الحيوى، فإن معدل إنتاج الميثان المتوقع يمكن تقديره بسهولة. ومن الجزء ١٦-٣-١ يمكننا استنتاج أن:

$$CH_4 + 2\,O_2 \rightarrow CO_2 + 2H_2O \qquad (16.45)$$

مما يعنى أن ٢٢,٤ مم^3 CH_4 (STP) يحتاج إلى ٢ مول من O_2 (COD)، الذى يساوى ٦٤ كجم COD. لهذا، نظريًا، ١ كجم COD يمكن أن يتحول إلى ٠,٣٥ م^3 CH_4 ومثل ذلك، فإن المكافئ النظرى COD لكل ١ كجم "مواد صلبة متطايرة بكتيرية"، بتركيب تقديرى $C_5H_7O_2N$، يمكن احتسابه ١,٤٢ كجم COD/كجم مادة صلبة متطايرة.

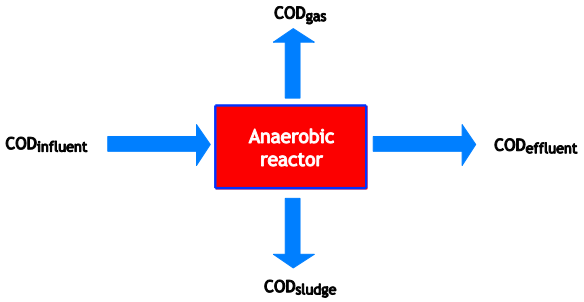
Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



شكل ١٦-١١ الحلول التقنية لتقليل كبريتيد الهيدروجين فى المفاعل اللاهوائى. (أ) النزع المحسن لكبريتيد الهيدروجين بواسطة إعادة تدوير الغاز ونزع السلفايد فى خط الغاز. (ب) إزالة كبريتيد الهيدروجين فى نظام هوائى جزئي فيما بعد المعالجة وإعادة تدوير المياه الخارجة المعالجة إلى المياه الداخلة على المفاعل اللاهوائى للتخفيف. (جـ) تحميض مسبق واختزال السلفات معًا متبوعا بخطوة لإزالة السلفايد لتقليل محتوى الكبريت فى المفاعل اللاهوائى. وفى الأسلوب الأخير ستتم إزالة معظم كبريتيد الهيدروجين فى خطوة التحول إلى أحماض بسبب الأس الهيدروجينى المنخفض السائد.

وعندما تكون لدينا النواتج النهائية CH_4 والبكتيريا الجديدة النامية معبرًا عنها COD ، يمكن عمل الموازنة إذا كانت المياه الداخلة والمياه الخارجة مقاستين جيدًا.

وكثيرًا ما تحدث "فجوات" فى توازن COD والتى يمكن إرجاعها غالبًا إلى فقدان الإلكترونات عندما يتم توجه هذه الإلكترونات إلى الأيونات الموجبة المؤكسدة ، مثل SO_4^{2-} و NO_3^- ، كما تم شرحه فى الجزء ١٦-٤ ، لهذا، وفى هذه الحالة ولإحكام توازن COD، إما أن يؤخذ فى الاعتبار جميع الغازات المختزلة أو أن تركيز المواد القابلة للإلكترونات تحتاج لقياسها. ويجب إدراك أن COD المذاب يحتوى على غازات مثل H_2S ، تكون موجودة فى المياه الخارجة ، فى هذا المثال، يتم تحويل COD العضوى إلى COD غير عضوى والذى يكون منه جزء معتمدًا على الأس الهيدروجينى سينتهى فى الغاز الحيوى بينما المتبقى يظل فى المياه الخارجة.



شكل ١٦-١٢ موازنة COD لمفاعل لاهوائى. بتفريق أجزاء COD للغاز والسائل والصلب، يمكن تقدير المقياس الناقص من المقاييس الأسهل فى قياسها.

وهناك سبب آخر يذكر بصورة متكررة لحدوث فجوة COD وهو احتباس أو تراكم COD فى حوض الحمأة، مغيرًا بصورة مفاجئة أحيانًا قيمة العلاقات التفاعلية ١,٤٢ كجم COD/كجم VSS. والأخيرة تكون فعلاً حقيقية خلال معالجة مياه صرف صحى محتوية على دهون أو أحماض دهنية طويلة السلسلة. ومع هذه المواد الركيزة تكون فعاليات إزالة COD عالية جدًا عمومًا ، ولكن المعدلات الأقل للميثان الناتج تؤدى إلى فجوات ضخمة فى التوازن. فى هذا المثال ،

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

تبين فجوة COD مشاكل تشغيلية طويلة المدى. فالمواد الصلبة المتراكمة تسبب تدهور نشاط إنتاج الميثان من الحمأة SMA ، وفى النهاية ينتج عنه فشل تام لعملية المعالجة اللاهوائية.

وتشغيل مفاعل لاهوائى باستخدام موازنة COD كأداة لمراقبة أداء المفاعل يعطى للمشغل معلومات حيوية عن الأداء الوظيفى للنظام. ويمكن اتخاذ إجراء مناسب قبل حدوث تدهور عكسى. أيضًا يمكن تقدير تأثير المواد البديلة القابلة للإلكترونات على إنتاج الميثان بسهولة وإذا اعتمد على إنتاج الغاز وقيم COD فى المياه الخارجة يمكن عمل تقدير لمقدار الكتلة الحيوية المحتبسة النامية حديثًا.

٦-١٦ تجميد حركة وتكوين حبيبات الحمأة

إن مفتاح أى تقنية حيوية عالية المعدل، مهما كان النظام موضع الاعتبار، هو تجميد حركة النوع المناسب من البكتيريا. فاحتجاز الحمأة العالى المطلوب فى نظم المعالجة اللاهوائية يعتمد على تجميد الحركة، بالرغم من أنه ليس مجرد تجميدًا لحركة البكتيريا ولكن تحقيقًا لائتلافات بكتيرية متوازنة جيدًا.

وفيما يختص بحدوث مختلف تفاعلات التحول المتعايشة فى التحول اللاهوائى لمعظم المركبات العضوية ، فإن التأثير المحدد للتركيزات العالية لمواد وسيطة معينة والتأثير القوى للعوامل البيئية مثل pH واحتمالات الاختزال/الأكسدة ، تجعل تشكيل ائتلافات بكتيرية متوازنة متطلبًا أساسيًا لنظام المعالجة اللاهوائية. وقد تم إحراز تقدم ملحوظ فى المعرفة بأسس عملية تجميد الحركة منذ بدء التطوير والتنفيذ الناجح لنظم معالجة لاهوائية عالية المعدلات فى السبعينات. وقد يحدث تجميد الحركة على مادة خاملة داعمة تركب على مصفوفة فيما يسمى "مرشحات لاهوائية" (AF) ، والتى يتم تشغيلها فى أوضاع تدفق نازل (أسفل التيار) وكذلك تدفق صاعد (أعلى التيار). ويمكن أيضًا أن تكون المصفوفة عائمة حرة فى نظم مفاعلات الأحواض المتحركة والأحواض المسيلة (FB). وإن لم تستخدم مادة داعمة، يحدث ما يسمى "تجميد الحركة التلقائى" والذى يفسر بأنه تجميد حركة البكتيريا بذاتها فى التجمعات البكتيرية، أو لجزيئات عضوية خاملة دقيقة جدًا موجودة فى مياه الصرف الصحى. وتتضح التجمعات البكتيرية فى الوقت المناسب وتكون حمأة مستديرة حبيبية.

وفيما يتعلق بتجميد الحركة، خاصة ظاهرة عملية تكوين الحبيبات فإنها حيّرت العديد من الباحثين من مختلف التخصصات. وعملية تكوين الحبيبات هي في الحقيقة عملية طبيعية تمامًا. وهى تمضى فى جميع النظم حيث تتوافر ظروف حدوثها، أي بصورة رئيسة على المواد الركيزة الذائبة وفى المفاعلات التى تعمل بأسلوب أعلى تيار المياه وبزمن مكث هيدروليكى (HRT) أقل من أزمنة التضاعف البكتيرى. وبسبب معدل النمو المنخفض جدًا لبكتيريا التحول للميثان من الأسيتات MB ، خاصة تحت الظروف الأقل من المثالية ، فإن هذه الظروف يمكن الوفاء بها. ووجد أيضًا أن تكوين الحبيبات يحدث فى مفاعلات "دور أوليفر كلاريجستر" ذات التدفق المعكوس المطبقة فى جنوب أفريقيا منذ خمسينات القرن الماضى. ومع ذلك فإن هذا أصبح معروفًا فقط من خلال ملاحظة عينات الحمأة المأخوذة من مثل هذا الهاضم فى ١٩٧٩. والمدهش أن أحدًا لم يهتم بخواص حمأة "كلاريجستر" مثل حجم وشكل والقوة الميكانيكية وكثافة ونفاذية تكتلات/ندف الحمأة.

وبرغم كل الجهود التى بذلت لتطوير نظم ذات زمن مكث حمأة عالٍ ، لم يلاحظ أحد أن الجزء الأكبر من الحمأة يكون من نوع الحمأة الحبيبية. وأثناء دراسة بدء وجدوى مرشحات أعلى التيار اللاهوائية، تعرف كل من (Young and McCarty (1969) على قدرة الحمأة اللاهوائية على تكوين تجمعات حمأة قابلة للترسب بصورة جيدة. ووصل قطر تلك الحبيبات إلى ٣,١ مم وتترسب بيسر.

وفى تجارب فلاتر لاهوائية مع مياه صرف نشا بطاطس ومحاليل ميثانول ، تم إجراؤها فى هولندا ، بدت نفس الملاحظات. (Lettinga *et al.*, 1972, 1979)، بينما تناقص الاهتمام بالمعالجة اللاهوائية لمياه الصرف الصحى فى الولايات المتحدة وجنوب أفريقيا، وتم التركيز بصورة كبيرة على تطوير نظم على نطاق صناعى كبير فى هولندا، عندما تزامن وضع قوانين جديدة لحماية المياه السطحية مع أزمة الطاقة فى السبعينات. وكنتيجة لذلك، زاد التركيز على البحوث فى هذا المجال، وخاصة على ظاهرة تكوين الحمأة الحبيبية. وظهر اهتمام عالمى متزايد فى المجالات الهندسية والميكروبيولوجية بهذا الأمر. وكنتيجة لذلك فقد تم فهم آلية عملية تكوين حبيبات الحمأة فى المعالجة اللاهوائية بصورة كافية، على الأقل للاستخدام العملى (e.g. de Zeeuw, 1982; 1987; Hulshoff Pol and Lettinga, 1986; Wiegant and de Man, 1986; Beeftink and Staugard, 1986; Hulshoff Pol *et al.*, 1987, 2004; Wu, 1987; Dolfing, 1987; Wu *et al.*, 1991; Grotenhuis, 1992; van Lier *et al.*, 1994; Thaveesri *et al.*, 1994; Fang *et al.*, 1994). ويمكن أن تتم عملية تكوين الحبيبات تحت الظروف وسيطة الحرارة أو عالية الحرارة أو منخفضة الحرارة. وتحسين

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

تفهم وإجابة الأسئلة الأساسية الخاصة بنمو الوسائط المتوازنة المختلطة لها أهمية عملية كبيرة، لأن هذا من المرجح جدًا أن يؤدي بصورة كبيرة إلى تطبيق العملية لتحلل مركبات كيميائية مختلفة كثيرة. وهذه التحديات والأسئلة تتطلب التعامل معها من خلال الجهود المشتركة لعلماء العملية وأخصائيى الميكروبيولوجي.

١٦-٦-١ الآلية الأساسية فى تكوين حبيبات الحمأة

خلاصة الأمر، هى أن تكوين حبيبات الحمأة ترجع حقيقته إلى أن المكث البكتيرى يكون حتميًا ولا مفر منه عندما تتعدى معدلات التخفيف معدلات النمو البكتيرى. ويحتاج تجميد الحركة فوق ذلك إلى وجود مادة داعمة و/أو نويات نمو محددة. وحدوث تكوين الحبيبات يمكن تفسيره فيما يلى :

١- نويات نمو مناسبة ، أى مواد حاملة خاملة عضوية أو غير عضوية بالإضافة إلى تجميعات بكتيرية ، تكون موجودة بالفعل فى الحمأة البادئة (Seed).

٢- المادة الدقيقة الموزعة، متضمنة مادة بكتيرية قابلة للحياة، تصبح موجودة بشكل متناقص، عندما تزيد سرعات السائل والغاز السطحى، مسببة معدلات تخفيف أعلى من معدلات النمو البكتيرى تحت الظروف البيئية السائدة. ونتيجة لذلك يظهر تلقائيًا تكوين لغشاء و/أو تجميع.

٣- يصبح حجم التجميعات و/أو سمك الغشاء الحيوى محدودًا ، لأنها تعتمد على القوة الذاتية (قوى الربط ودرجة التضافر البكتيرى) والقوى الخارجية الواقعة على الجزيئات/الأغشية (جهد القص). لذلك فإنه فى الوقت الملائم تتساقط الجزيئات/الأغشية، مخرجة الأجيال التالية لها. وتكون أول أجيال التجميعات ، كما بينها (Hulshoff Pol *et al.* (1983)) حبيبات خيطية تتكون مبدئيًا من بكتيريا طويلة عديدة الخلايا عصوية الشكل. وتكون ضخمة وملتفة تمامًا وفى الحقيقة تكون ندفة أكثر منها حبيبة.

٤- نويات النمو الثانوى المستبقاة ستنمو فى الحجم مرة أخرى ، وأيضًا فى كثافتها البكتيرية. والنمو لا يكون قاصرًا على الأطراف، ولكنه يمتد أيضًا إلى داخل التكتلات. وفى الوقت المناسب أيضًا تتساقط ، مخرجة الجيل الثالث .. إلخ.

٥- تصبح الحبيبات ناضجة أو معمرة بالتدريج . وكنتيجة لهذه العملية من النضج للحبيبات الضخمة الملتفة الخيطية، والتى تسود خلال المراحل الأولى من عملية تكوين الحبيبات ، سوف تختفى وتستبدل بحبيبات عصوية مكثفة فى الحمأة الناضجة الحبيبية ، وتغيب عمومًا الحبيبات الخيطية.

وخلال عملية الاختيار المذكورة ، يزيد كل من معدلات التحميل الهيدروليكى والعضوى تدريجيًا ، مسببان زيادة إجهاد "القص" داخل النظام. وينتج عن هذا الأخير تجميعات حمأة متماسكة ومستقرة بكثافة عالية وسرعة سطحية عالية. ويصور شكل ١٦-١٣ المسار فى الزمن بالنسبة لتركيزات الحمأة داخل المفاعل ، معبرًا عنها جم VSS/ل ، ومعدل الحمل العضوى القابل للتطبيق. ويتم إنجاز البداية

جدول ١٦-٨ مختلف أجزاء COD ومصائرها فى نظام مفاعل لاهوائى. يبين عدد النقاط الأهمية النسبية لجزء COD المبين فى المقصورة المعنية (المياه الداخلة ، المياه الخارجة ، الحمأة ، والغاز الحيوى)

جزء COD	المياه الداخلة	المياه الخارجة	الحمأة	الغاز
العضوى الذائب	●●●	●●●	●	
غير العضوى الذائب	●	●●	●	
العضوى العالق	●●●	●●	●●	
غير العضوى العالق		●	●	
الفردى	●	●●	●	
الممتص	●		●●●	
المحتبس			●●●	
الميثان		●		●●●
الهيدروجين				●
كبريتيد الهيدروجين	●	●●		●
النيتروجين				●
الكتلة الحيوية النامية حديثًا		●●	●●	

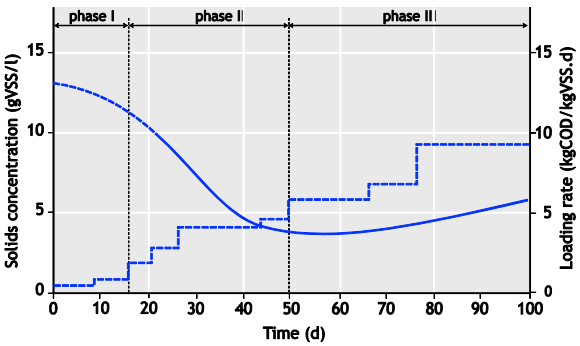
Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

عندما يتم الوصول إلى معدل التحميل التصميمى. وبالنسبة لمياه الصرف الصحى الذائبة بصورة رئيسة والتي تكون محمضة جزئيًا، سيتم بسهولة زراعة (إدخال) الحمأة الحبيبية.

وجدول ١٦-٩ يبين بعض الخواص الشائعة للحمأة الحبيبية المولدة للميثان.

وفيما يخص عملية تكوين الحبيبات، فلا توجد أساسًا أية فروق بين مفاعل غطاء الحمأة اللاهوائية أعلى التيار UASB، المنزرع بحمأة مجارى مهضومة، ومفاعل آخر لأعلى التيار به مادة داعمة حرة عائمة، مثل مفاعل حوض التسييل FB، والذى يستخدم حبيبات الرمل أو الزجاج البركانى الخفيف كمادة حاملة للكتلة الحيوية الآخذة فى النمو. ويمكن بلا شك لعملية تكوين الحبيبات من المضى قدمًا بصورة جيدة في نظام حوض تسييل FB شريطة أن يتم تشغيل المفاعل مع جهد قص متوسط على الجزيئات، أى بشكل يسمح للأغشية الحيوية بالنمو الكافي فى سمكها، أو يمكن لمختلف الحبيبات أن تنمو سويًا.

وقد أظهرت الخبرات من المفاعلات كاملة النطاق أن التسييل الكامل ليس مطلوبًا وهو فى الحقيقة عامل ضار فى تحقيق أغشية حيوية مستقرة وسميكة بدرجة كافية. وفى الوقت الحالى نجد أن نظم حوض الحمأة الحبيبية الممتد (EGSB) لها أهمية فى الاستخدامات التجارية أكثر من نظم أحواض التسييل ذات التكلفة الأعلى (انظر أيضًا الجزء ١٦-٧-٢-٤)



شكل ١٦-١٣ حركيات (ديناميكيات) الحمأة خلال أول بداية استخدام مفاعل "غطاء الحمأة اللاهوائية" أعلى التيار – UASB – المرحلة الأولى : معدل التحميل المستخدم < ٣ كجم COD/م^3/يوم، ومد حوض الحمأة وجرف جزء الحمأة الغروى، وقد تظهر طبقة طافية ويبدأ نشاط التحول إلى ميثان فى الزيادة. المرحلة الثانية : جرف الحمأة الثقيلة بينما يتم الاختيار بين الحمأة الثقيلة والخفيفة، زيادة قوية فى معدل التحميل وتكون تجميعات كثيفة. المرحلة الثالثة : زيادة فى إجمالى تركيز الحمأة، زيادة فى مقدار الحمأة الحبيبية ، يمكن أن يزيد معدل التحميل.

١٦-٧ نظم المفاعل اللاهوائى

تُستخدم المفاعلات اللاهوائية منذ القرن التاسع عشر ، عندما طور Mouras and Cameron الكساح الآلى وخزان التحليل (septic tank) لتخفيض مقادير المواد الصلبة فى نظم المجارى ، وقد ظهرت أول عمليات التثبيت اللاهوائى، بالرغم من أن ذلك كان بمعدلات منخفضة للغاية، فى الخزانات التى كانت قد صممت لاحتجاز المواد الصلبة فى المياه السوداء. وقد تم تطوير أول مفاعل لاهوائى فى عام ١٩٠٥ عندما صمم Karl Imhoff "خزان إيمهوف" ، والذى يتم فيه تثبيت الرواسب فى خزان فردي. أما الهضم الحقيقى المتحكم فيه للمواد الصلبة المحتجزة فى مفاعل منفصل فقد تم تطويره بواسطة the Ruhrverband, Essen-Relinghausen بألمانيا.

ولتحديد مصير COD فى مفاعل لاهوائى، يلزم إجراء تحليل تفصيلى للمخارج الغازية والسائلة والصلبة (جدول ١٦-٨).
وعلى أساس الخواص الأساسية للمياه الداخلة، أى معدل التدفق وتركيزات COD والمعلومات الخاصة بقابلية COD للتحلل الحيوى، فإن معدل إنتاج الميثان المتوقع يمكن تقديره بسهولة. ومن الجزء ١٦-٣-١ يمكننا استنتاج أن:

$$CH_4 + 2\,O_2 \rightarrow CO_2 + 2H_2O \qquad (16.45)$$

مما يعنى أن ٢٢,٤ مم^3 CH_4 (STP) يحتاج إلى ٢ مول من O_2 (COD)، الذى يساوى ٦٤ كجم COD. لهذا، نظريًا، ١ كجم COD يمكن أن يتحول إلى ٠,٣٥ م^3 CH_4 ومثل ذلك، فإن المكافئ النظرى COD لكل ١ كجم "مواد صلبة متطايرة بكتيرية"، بتركيب تقديرى $C_5H_7O_2N$، يمكن احتسابه ١,٤٢ كجم COD/كجم مادة صلبة متطايرة.

وفى نفس الحقب الزمنية، بدأ "باسويل" فى استخدام نفس التقنية لمعالجة المخلفات السائلة ومياه الصرف الصناعية. وتتميز جميع هذه النظم بأنها نظم منخفضة المعدلات حيث لم تكن هناك ملامح خاصة ضمن تصميمها لزيادة القدرة الحيوية الهدمية اللاهوائية بها. وكانت الجدوى العملية لهذه النظم معتمدة بصورة كبيرة على معدل نمو الائتلافات الحيوية اللاهوائية. ونتيجة لذلك، كانت المفاعلات كبيرة جدًا فى الحجم وهشة فى التشغيل. وفى الحقب الأخيرة من القرن التاسع عشر، تمت أيضًا محاولات أولية للمفاعلات ذات الأغشية الثابتة أعلى التيار، ولكن الوقت كان لا يزال مبكرًا لجعل هذه النظم

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

ناجحة فى أدائها (McCarty, 2001). وأيضًا يمكن اعتبار البرك اللاهوائية كنظام معالجة لاهوائى منخفض التحميل.

وغالبًا ما تنشأ البرك اللاهوائية بالارتباط مع البرك الاختيارية أو برك الإنضاج. ويتراوح معدل التحميل المستخدم فى البرك اللاهوائية بين ٠,٠٢٥ – ٠,٥ كجم COD/م^3 يوم عند استخدام بركة بعمق قدره ٤ م. والعيب الكبير فى البرك اللاهوائية هى المشاكل الخاصة بالرائحة المنبعثة من هذه النظم حيث تصبح هذه البرك زائدة التحميل بسهولة. كذلك فقدان الطاقة الغنية بغاز الميثان CH_4 المنبعث فى الجو يعد عيبًا ملحوظًا.

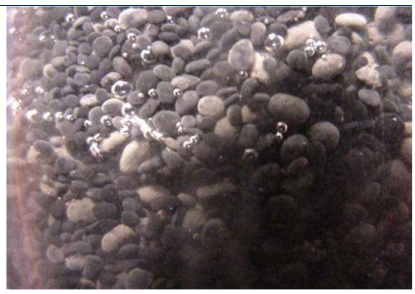
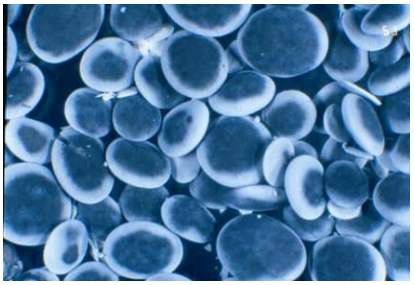
١٦-٧-١ النظم اللاهوائية عالية المعدلات

كان من أهم نجاحات تطوير المعالجة اللاهوائية لمياه الصرف، إدخال المفاعلات عالية المعدل التى يكون فيها مكث الكتلة الحيوية ومكث السائل غير مرتبطين. وعلى عكس المعالجة الهوائية، نجد فى العملية اللاهوائية أو غائبة الأكسجين (إزالة النيترة) أن أقصى حمل مسموح لا يحكمه المعدل الأقصى الذى عنده يمكن إمداد مادة متفاعلة ضرورية (مثل الأكسجين خلال المعالجة الهوائية)، ولكن يحكمه مقدار المواد المحفزة الحيوية اللاهوائية القابلة للحياة أو البكتيريا اللاهوائية التى تكون فى تلامس كامل مع مكونات مياه الصرف. وفى النظم اللاهوائية عالية المعدل، يتم الحصول على تركيزات الحمأة العالية بالحجز الطبيعي (الفيزيائي) و/أو تجميد حركة الحمأة اللاهوائية. والتركيزات العالية للكتلة الحيوية تمكن من استخدام معدلات تحميل COD عالية، مع الحفاظ على أعمار حمأة (SRTs) طويلة عند أزمنة مكث هيدروليكى (HRTs) قصيرة. وقد تم تطوير نظم عالية المعدل مختلفة على مدى الثلاثة أحقاب الأخيرة، شاملة عملية التلامس اللاهوائى (ACP) والمرشحات اللاهوائية ومفاعلات غطاء الحمأة اللاهوائى أعلى التيار (UASB) وحوض التسييل (FB) والحوض الممتد للحمأة الحبيبية (EGSB) والمفاعلات ذات الحواجز.

ولتمكين نظام مفاعل لاهوائى من استيعاب معدلات تحميل عضوى عالية لمعالجة نوع محدد من مياه الصرف، يجب الوفاء بالشروط التالية :

- مكث عالٍ للحمأة القابلة للحياة فى المفاعل تحت الظروف التشغيلية. كلما ارتفعت كمية الحمأة المحتجزة، كلما ارتفعت قدرة تحميل النظام. لذلك، فمن الضرورى زراعة كتلة حيوية جيدة الترسب أو مجمدة الحركة، وأن الحمأة لن تتدهور فى هذا الجانب.
- تلامس كافٍ بين الكتلة البكتيرية القابلة للحياة ومياه الصرف. لأنه

جدول ١٦-٩ تعريف مقترح وخواص النوعية الجيدة من الحمأة الحبيبية (صور بيوثان بى فى)

أمثلة لحمأة حبيبية	خواص الحبيبات جيدة النوعية
 حبيبات نامية فى مياه صرف بطاطس	نشاط التمثيل الغذائي: مجال نشاط الحمأة الحبيبية المحدد لتكوين الميثان: ٠,١ – ٢ كجم CH_4–COD/كجم VSS يوم قيم تقليدية لمياه صرف صناعى ٠,٥ – ١ كجم CH_4–COD/كجم VSS يوم
 حبيبات نامية فى مياه صرف مصنع ورق	القابلية للترسب والخواص الطبيعية الأخرى: • سرعات الترسيب: ٢–١٠٠ م/س وعادة ١٥–٥٠ م/س • الكثافة: ١,٠ –١,٠٥ g/l • القطر: ٠,١–٨ ملم وعادة ٠,١٥–٤ ملم • الشكل: كروى التكوين وسطح محدد جيدًا • اللون: أبيض / رمادى / أسود

التعريف : التجمعات الميكروبية الكثيفة كروية الشكل، والمكونة من كائنات دقيقة ومادة خاملة ومواد بوليمرية خارج خلوية (EPS)، والتى تتميز بنشاط تمثيل بنائى عالٍ وقدرة ترسب عالية.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

فى حالة بقاء جزء من الحمأة المستبقاة داخل المفاعل محرومًا من مادة ركيزة، يكون هذا الجزء من الحمأة ذا قيمة ضئيلة أو بلا قيمة.

- معدلات تفاعل عالية وغياب محددات حركة خطورة. فمن الواضح أن الخواص الحركية لعمليات التحلل تمثل عاملاً ذا أهمية كبيرة. فمن الأساسى أن المنتجات النهائية لعملية التمثيل تخرج بسهولة من التجمع. ويجب أن يبقى حجم الأغشية الحيوية صغير نسبيًا ويجب أن تكون إمكانية الوصول بالنسبة للكائنات داخل الغشاء الحيوى عالية.
- يجب أن تكون الكتلة الحيوية القابلة للحياة متكيفة و/أو متأقلمة بدرجة كافية. بالنسبة لأى مياه صرف تجرى معالجتها، يجب تمكين الحمأة من أن تتكيف مع الخواص المحددة لمياه الصرف التى تجرى معالجتها.
- توافر الظروف البيئية المواتية لجميع الكائنات الحية المطلوبة داخل المفاعل تحت كافة الظروف التشغيلية المفروضة، مع التركيز على الخطوات المحددة للمعدل. وهنا يجب التركيز على أن هذا الشرط لا يعنى أن الظروف يجب أن تكون متشابهة فى أى موقع داخل المفاعل فى أى لحظة. فالحقيقة هنا أن العكس هو الصحيح. ففيما يخص التنوع الكبير لمختلف الكائنات المشاركة فى تحليل المركبات الأكثر تعقيدًا، فإن توافر المواضع البيئية المصغرة ضمن النظام يعتبر مطلبًا أساسيًا ومطلقًا. فبهذه الطريقة فقط، يمكن للنمو المزدهر المطلوب للكائنات المختلفة كثيرًا أن يتحقق. ويجب ملاحظة أنه على وجه الخصوص داخل الأغشية الحيوية والحبيبات، يكون تركيز المواد الركيزة ونواتج التمثيل الحيوى منخفضة بدرجة كافية للسماح للتفاعلات المنتجة للأسيتات بالاستمرار، مثل أكسدة البروبيونات عند تركيزات الهيدروجين المنخفضة جدًا.

وكما ذكر آنفًا، فإن ستاندر فى جنوب أفريقيا وشيروبفير والعاملين معه كانوا ضمن أول من أدركوا أهمية الحفاظ على أعداد كبيرة من البكتيريا القابلة للنمو فى مفاعل توليد الميثان. وعلى جانب آخر، فإن الفكرة لم تكن بالتأكيد جديدة تمامًا فى ذاك الوقت، لأن الحاجة إلى وجود تركيز عالٍ للكتلة الحيوية القابلة للنمو كانت معروفة بالفعل ومطبقة فى نظم المعالجة الهوائية عمليًا مع بدايات الخمسينات وقبل ذلك أيضًا. ولذلك فمن الممكن توقع أن مشجعي "المفهوم اللاهوائى" قد يحاولون تجريب مفهوم "الحمأة النشطة الهوائية" للمعالجة اللاهوائية لمياه الصرف.

وأثبتت عملية المعالجة بالتلامس اللاهوائى بواسطة (Schroepfer *et al.* (1955) بلا شك، أنها ناجحة بدرجة معقولة لمعالجة مياه صرف صناعى أكثر قوة. ومع استثناءات قليلة، كان من الصعب فى ذلك الوقت أن يعتقد أي أحد أن المعالجة اللاهوائية يمكن أن تصبح ذات جدوى لمياه الصرف الصحي غير القوية.

وفيما يخص المشاكل المختلفة التى تمت مواجهتها مع مختلف أشكال عملية المعالجة بالتلامس اللاهوائى اقتنع القليل جدًا من الناس أن المعالجة اللاهوائية ربما تصبح ممكنة الاستخدام فى معالجة مياه الصرف المتوسطة. ومع ذلك، فإنه خلال الستينات والسبعينات تغير الوضع بسرعة، وفى خلال التسعينات تم توضيح أن مفهوم المعالجة اللاهوائية يكون مجديًا لمياه الصرف منخفضة القوة فى درجات حرارة منخفضة، وهذه التطورات غير المنظورة ترجع إلى الطرق الأفضل لحجز الحمأة، على أساس تجميد حركة الحمأة.

وشكل ١٦-١٤ يبين تطور نظم المفاعلات عالية المعدل وتأثير احتجاز الحمأة المُحسَّن والتلامس المعزز على معدلات التحميل العضوي المتبعة. وبينما لم تصل المحاولات الأولى لباسويل إلى معدلات تحميل ١ كجم COD/م^3 يوم، فإن نظم المعالجة اللاهوائية للصرف الصحى الحديثة تباع بالسوق بمعدلات تحميل مضمونة تتخطى ٤٠ كجم COD/م^3 يوم.

وحاليًا، نجد أن معظم تطبيقات المعالجة اللاهوائية لمياه الصرف تتوافر كتقنيات معالجة مياه صرف الصناعات الغذائية والصناعات الزراعية. ويبين جدول ١٦-١٠ مختلف قطاعات الصناعة التى تم حصرها ومركب عليها ٢٢٦٦ مفاعل.

ويجب ملاحظة أن عدد تطبيقات استخدام المعالجة اللاهوائية فى قطاع الصناعات غير الغذائية ينمو بسرعة. ومن الأمثلة الشائعة صرف مصانع الورق والكيماويات، مثل تلك التى تحتوى على فورمالدهايد وبنزالدهيد تريفتالات .. إلخ (Razo-Flores *et al.*, 2006) والأخيرة بالذات مدهشة، لأنه من الصعب تحديدًا أن تدخل الصناعات الكيماوية إلى عالم التقنيات اللاهوائية، للأحكام المسبقة عامة ضد المعالجة البيولوجية وبالذات المعالجة اللاهوائية. وفيما يختص بالمركبات الكيماوية، فإنه من المثير أن نعلم أن بعض المركبات، مثل الأروماتات متعددة الكلور والأروماتات متعددة النيترات وكذلك الروابط الصبغية، تتحلل فقط عندما يتم إدخال خطوة اختزال

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

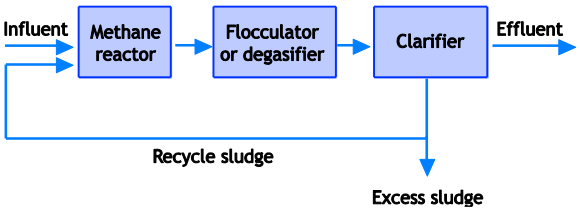
(لاهوائية) فى خط المعالجة. والأنظمة اللاهوائية مكملة بذلك للأنظمة الهوائية لتحقيق المعالجة التامة.

وحديثًا جدًا فقط، تم تطوير نظم معالجة صرف صحى لاهوائية عالية المعدل لمعالجة مياه الصرف الباردة وقليلة القوة. وبالإضافة للمجارى البلدية، يتم صرف العديد من مياه الصرف الصناعية عند درجات حرارة منخفضة، مثل مياه صرف مصانع البيرة والشعير. وتبين نتائج المفاعلات المطبقة على نطاق كامل حتى الآن أن أي من مياه الصرف المذكورة تعالج لاهوائيًا باستخدام مواد بادئة شائعة ، مبينة قوة ومرونة المعالجة اللاهوائية.

١٦-٧-٢ مفاعلات المرحلة اللاهوائية الفردية

١٦-٧-٢-١ المعالجة بالتلامس اللاهوائى *(ACP)*

كما تم شرحه فى الجزء ١٦-٧-١ ، فإن عمليات المعالجة التى تستخدم أحواض ترسيب خارجية وحمأة راجعة تعرف بأنها عمليات معالجة بالتلامس اللاهوائى (ACP) كما فى شكل ١٦-١٥

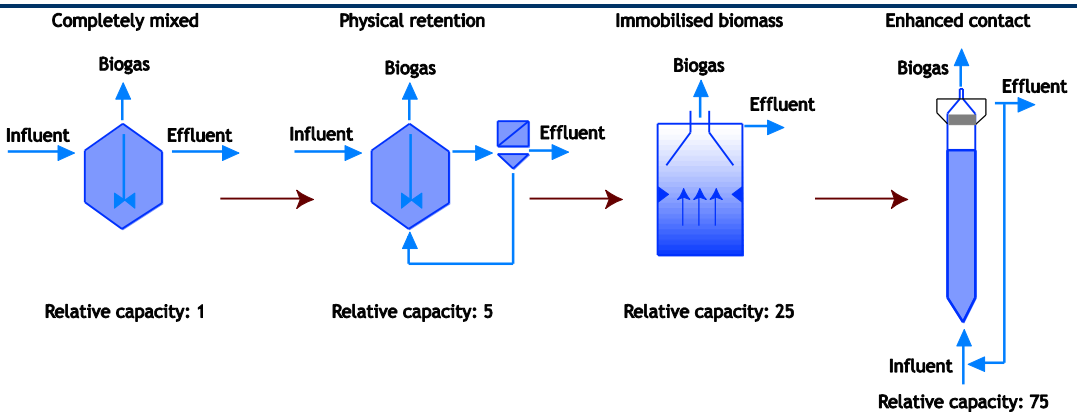


شكل ١٦-١٥ عملية التلامس اللاهوائى، مزودة بوحدة هاضم لتعزيز ترسيب الحمأة فى المروق الثانوى.

ولم تكن مختلف أنماط الجيل الأول من نظم المعالجة اللاهوائية "عالية المعدل" لمياه الصرف الصحى متوسطة القوة ناجحة كثيرًا. فعمليًا، كانت الصعوبة الرئيسة كما ظهر ، هى فصل الحمأة من المياه المعالجة. هذه الصعوبات يمكن أن تكون مبدئيًا بسبب أن التحريك الكثيف فى المفاعل الحيوي كان يعتقد أنه ضروري. وكانت الفكرة أنه كلما زادت كثافة الخلط، كلما كان التلامس بين الحمأة ومياه الصرف أفضل. ومع ذلك، فإنه فى ذلك الوقت لم يعطَ أى اهتمام للتأثير المحدد تمامًا للخلط المكثف على تشكيل الحمأة، أى قابليتها للترسب

جدول ١٦-١٠ استخدام تقنية المعالجة اللاهوائية لمياه الصرف الصناعي. إجمالى عدد المفاعلات المنشأة فى أنحاء العالم ٢٢٦٦، إحصائية يناير ٢٠٠٧، بعد van Lier (2007) (انظر أيضًا شكل ١٦-٢)

القطاع الصناعى	نوع مياه الصرف	عدد المفاعلات	%
صناعات غذائية	سكر ، بطاطس ، نشا ، بكتين ، حمض ستريك ، تعليب ، حلوى ، فاكهة ، خضر ، ألبان ، مخبوزات	816	36
مشروبات	بيرة ، شعير ، مرطبات ، نبيذ ، عصائر فاكهة ، قهوة	657	29
تقطير كحولات	عصير علب ، سكر قصب ، سكر بنجر ، نبيذ عنب ، حبوب ، فواكه	227	10
صناعة ألياف وورق	تدوير ورق ، لباب ميكانيكى ، لباب الكبريتيد ، قش ، تفل السكر	249	11
متنوعة	كيماويات ، أدوية ، سائل حمأة ، رشح مدافن صحية ، مياه مناجم ، مجارى بلدية	317	14



شكل ١٦-١٤ سعة التحميل النسبية لمختلف نظم المعالجة اللاهوائية. ويصل أقصى حد لمعدلات التحميل المستخدمة فى ظروف التشغيل الكاملة إلى حوالى ٤٥ كجم COD/م^3 يوم، بتطبيق التلامس المعزز فى حوض الحمأة الحبيبية الممتد (EGSB)

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

والتأثير السلبى على وجود نظم بيئية مصغرة متوازنة، أى الارتباطات التعايشية (الجزء ١٦-٢-١-٣).

وقد تم اختبار مختلف طرق فصل الحمأة و/أو استخدامها فى مختلف أنماط المعالجة بالتلامس اللاهوائى (ACP). هذه الطرق تشمل إزالة الغاز بالتفريغ بالارتباط مع الترسيب وإضافة بوليمرات عضوية ومروبات غير عضوية والطرد المركزى وحتى التهوية (لوقف الهضم). ومع ذلك، كانت النتائج غير مرضية. وحاليًا، مع المعارف المتداولة عن تقنيات الهضم اللاهوائى، يتم استخدام نمط أكثر هدوءًا ومتقطع من الخلط. وبمثل هذا الأسلوب تكتسب الحمأة وتحافظ على خواص ترسب ممتازة وبالتالى يمكن لعملية المعالجة بالتلامس اللاهوائى أن تصنع مساهمة ذات قيمة فى الحماية البيئية واسترجاع الطاقة، خاصة مع مياه الصرف المحتوية على أجزاء كبيرة من المواد الصلبة العالقة والمخلفات شبه السائلة. وإن كان التصميم جيدًا ، فإن المعالجة بالتلامس اللاهوائى قد يصل إلى معدلات تحميل عضوي قدرها ١٠ كجم COD/م^3 يوم.

١٦-٧-٢-٢ المرشحات اللاهوائية (AF)

تم تطوير الطراز الحديث من المرشح اللاهوائى أعلى التيار (UAF) فى الولايات المتحدة بواسطة (Young and McCarty (1964, 1982) فى أواخر الستينات. ويعتمد حجز الحمأة فى المرشح اللاهوائى أعلى التيار على :

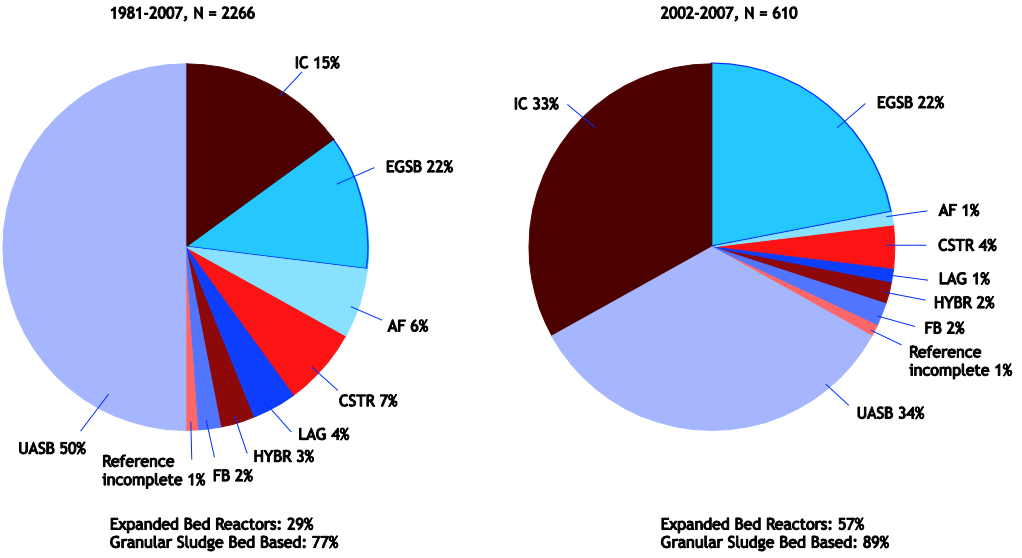
- الربط بين غشاء حيوي مع مادة حاملة (ثابتة) صلبة.
- ترسيب واحتجاز حبيبات الحمأة بين قطاعات مادة الحشو وتكوين تجميعات حمأة مرسبة جيدًا.

ومبدئيًا، كان من الصعب العثور على مادة حاملة مناسبة (Young, 1991). وقد تم فحص العديد من أنواع مواد الحشو المصنعة وكذلك مواد طبيعية مثل الحصى والفحم وقطاعات من الخيزران أيضًا. وقد ثبت أن شكل وحجم ووزن مادة الحشو جوانب لها أهميتها. أيضًا خواص السطح فيما يختص بالتصاق البكتيريا له أهميته. وفوق ذلك، وجد أن الحوض يجب أن يبقى مفتوحًا، أى توفير جزء فارغ كبير. وباستخدام مادة داعمة مناسبة يمكن بدء عمل المرشحات اللاهوائية بسرعة، نتيجة للالتصاق الفعلى للكائنات اللاهوائية مع الحامل الخامل. وكانت سهولة بدء تشغيل النظام هى السبب الرئيس لشهرته فى الثمانينات والتسعينات. وتظهر المشاكل فى نظم المرشحات اللاهوائية أعلى التيار بوجه خاص خلال التشغيل على المدى الطويل. والعيب الرئيس للمرشحات اللاهوائية أعلى التيار هى صعوبة الحفاظ على التلامس المطلوب بين الحمأة ومياه الصرف، لأن انسداد الحوض يحدث بسهولة، وهذه على وجه الخصوص الحالة مع مياه الصرف الذائبة جزئيًا. ومشاكل الانسداد هذه بداهة يمكن التغلب عليها (على الأقل جزئيًا) بتطبيق نظام حوض ترسيب ابتدائى و/أو خطوة تحميض مبدئي (Seyfried, 1988). ومع ذلك، فهذا قد يتطلب إنشاء وتشغيل وحدات إضافية. وفوق ذلك، وبعيدًا عن التكلفة العالية، فهى قد لا تمنع تمامًا مشكلة الدوران القصير للتدفق (انسداد الحوض)، مما يؤدى إلى فعاليات معالجة مخيبة للآمال.

ومنذ ١٩٨١، تم تشغيل حوالى ١٤٠ نظام لمرشحات لاهوائية أعلى التيار لمعالجة مختلف أنواع مياه الصرف، وهى حوالى ٦% من إجمالى العدد الذى تم تركيبه من المفاعلات عالية المعدل (شكل ١٦-٢ و ١٦-١٥). والخبرات مع هذا النظام بالتأكيد أكثر إقناعًا، باستخدامها مع معدلات تحميل تتراوح بين متواضعة حتى عالية نسبيًا (١٠ كجم COD/م^3 يوم). وسوف يظل نظام المرشحات اللاهوائية أعلى التيار (UAF) جاذبًا للأغلبية فى معالجة أنواع مياه الصرف السائلة أساسًا، خاصة عندما لا يتوقع أن تستمر عملية تكوين حبيبات الحمأة بصورة مرضية. وعلى جانب آخر، فالمشاكل طويلة المدى المرتبطة بانسداد النظام، كذلك ثبات مادة المرشح نفسه أدت إلى تناقص عدد نظم المرشح اللاهوائى المنشأة. ففى الخمس سنوات الأخيرة، تم إنشاء ٦ نظم مرشحات لاهوائية مسجلة فقط وهى حوالى ١% من إجمالى مقدار نظم معالجة مياه الصرف اللاهوائية الجديدة (شكل ١٦-١٦).

ومن أجل تقليل الانغلاق للحد الأدنى وتراكم الحمأة فى قطاعات مادة المرشحات، يتم أحيانًا تشغيل المرشحات اللاهوائية أسفل التيار، والتى تسمى "مفاعلات الغشاء المثبت أسفل التيار". وقد تم فحص العديد من أنماط التشغيل ومواد صناعة المرشحات؛ إلا أن التطبيق على نطاق كامل كان غير مشجع. وكان العامل المحدد فى ذلك هو التحميل العضوي المنخفض الممكن استخدامه، بسبب المقدار المحدود من الكتلة الحيوية التى يمكن استبقاؤها فى مثل هذا النظام حيث إنه يعتمد أساسًا على لصق كتلة حيوية إلى سطح مادة الحشو. وفى المرشحات اللاهوائية أعلى التيار يكون معظم النشاط اللاهوائي فى الكتلة الحيوية غير الملتصقة.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



شكل ١٦-١٦ التقنيات اللاهوائية المستخدمة فى الصرف الصناعي مصورة عن الفترة ١٩٨١ – ٢٠٠٧ (على اليسار) ومن ٢٠٠٢ إلى ٢٠٠٧ (على اليمين) غطاء الحمأة اللاهوائي أعلى التيار (UASB) حوض الحمأة الحبيبية الممتد (EGSB) مفاعل التدوير الداخلي IC® وهو نوع من نظام EGSB بحركة هيدروليكية مدفوعة بالغاز الحيوي ومرشح لاهوائى AF ومفاعل حوض التقليب المستمر CSTR والبركة اللاهوائية Lag والنظام المهجن المشترك بحوض الحمأة فى القطاع السفلي ومرشح على السطح Hybr ومفاعل حوض التسييل FB (van Lier, 2007).

١٦-٧-٢-٣ مفاعل دفعات متتالية لاهوائى ASBR

حتى الآن، تعتبر مفاعلات الدفعات المتتالية اللاهوائية (ASBR) بلا شك هى أكثر نظم المعالجة اللاهوائية لمياه الصرف انتشارًا. والحمأة المحتجزة فى مثل هذه المفاعلات تعتمد على تكوين تجميعات الحمأة سهلة الترسب (ندف أو حبيبات)، وعلى استخدام نظام فصل الغاز – السائل – الصلب الداخلى (جهاز GLSS).

وأفضل الأمثلة المعروفة لهذا المضمون هو مفاعل غطاء الحمأة اللاهوائية أعلى التيار UASB، والذى تم تطويره فى هولندا فى أوائل السبعينات (Lettinga *et al.*, 1976, 1980). ونظرًا للمتوقع منه، وحقيقة أن ٩٠% تقريبًا من المفاعلات عالية المعدل المركبة حديثًا عبارة عن نظم أحواض حمأة (شكل ١٦-١٦)، فإن عملية المعالجة بمفاعل غطاء الحمأة اللاهوائية أعلى التيار سيتم مناقشتها بتفاصيل أكثر من النظم الأخرى (جزء ١٦-٨). وفى بداية ٢٠٠٧، تم تشغيل حوالي ١٧٥٠ UASB على نطاق كامل. ومعظم هذه المفاعلات العاملة على نطاق كامل تستخدم فى معالجة مياه صرف صحى من التصنيع الزراعي الغذائي، إلا أن استخدامها فى معالجة صرف الصناعات الكيماوية ومياه الصرف الصحي البلدية يتزايد (جدول ١٦-١٠)، ويبين شكل ١٦-١٧ رسم تخطيطي لمفاعل UASB. وهناك صورتان لتركيبات UASB على نطاق كامل فى شكل ١٦-١٨.

وكما فى نظم المرشحات اللاهوائية أعلى التيار، تتحرك مياه الصرف فى اتجاه التيار عبر المفاعل. ومع ذلك، فإنه على عكس نظام المرشحات اللاهوائية، لا توجد هنا مادة حشو فى وعاء المفاعل. فمفهوم حوض الحمأة يعتمد على الأفكار التالية :

١) الحمأة اللاهوائية لها، أو تكتسب، خواص ترسيب جيدة، بشرط أن يبقى الخلط الميكانيكي فى المفاعل هادئًا وأن تسير عملية المعالجة بصورة صحيحة. ولهذا السبب، ولكن أيضًا بسبب أنها تخفض الاستثمارات وتكاليف الصيانة، لا يتم الخلط الميكانيكي فى مفاعلات UASB. وبسبب الخواص الممتازة لترسب الحمأة ، يمكن استخدام سرعات سائل سطحية عالية بدون أية مخاطرة للجرف الكثير للحمأة.

٢) يتم تحقيق التلامس الجيد المطلوب بين الحمأة ومياه الصرف فى نظم UASB عمومًا من خلال : (i) ضخ مياه الصرف بصورة متناسقة بقدر الإمكان على قاع المفاعل أو (ii) كنتيجة للاضطراب الناتج عن إنتاج الغاز الحيوي.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

٣) تحديدًا مع مياه الصرف منخفضة القوة، تستخدم مفاعلات بنسبة عالية بين الارتفاع – المحيط ، تصل إلى ارتفاعات ٢٠ – ٢٥م (انظر الجزء ١٦-٧-٢-٤) فمساحة السطح المنخفضة سوف تسهل تغذية (الضخ في) النظام، بينما إنتاج الغاز الحيوي المتراكم على ارتفاع برج المفاعل سوف يسبب تدفقا مضطربًا. وأيضًا تسبب سرعة أعلى التيار الزائدة تلامسًا أفضل بين الحمأة والملوثات. ومع مياه الصرف التى تحتوى على مواد قابلة للتحلل الحيوي يتم تحقيق مزيد من التلامس بواسطة تدوير تدفق السائل. ونتيجة لكل ذلك، يتم تحقيق تدفق مختلط تمامًا، وكذلك يتم خفض تكوين طبقات من المواد الركيزة والنواتج الوسيطة إلى أدنى حد، وبالتالي تقليل التثبيط المحتمل.

٤) يتم منع جرف تجميعات الحمأة بفصل الغاز الحيوي المنتج باستخدام قبة لتجميع الغاز تركب على قمة المفاعل، بهذه الطريقة يتم إيجاد منطقة قليلة الاضطراب نسبيًا فى أعلى جزء من المفاعل، بالتالى يكون المفاعل مزودًا بمروق ثانوى داخلي. وتعمل قبة تجميع الغاز كأداة ذات ثلاثة مراحل لفصل الغاز – السائل – الصلب (GLSS). وأداة GLSS تمثل جزء ومكون أساسي من مفاعل UASB وتقوم :

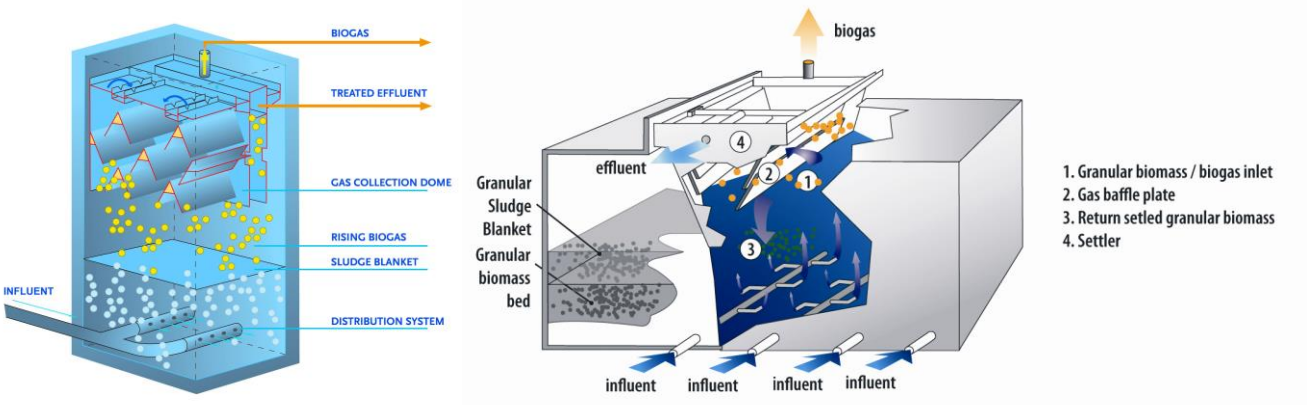
أ) بجمع وفصل والتخلص من الغاز الحيوي المنتج. ومن أجل أداء مرضي، يجب أن تكون مساحة سطح الغاز – السائل داخل الجهاز كبيرة بدرجة كافية بحيث يمكن للغاز أن يهرب بسهولة. ذلك هام على وجه التحديد فى حالة إذا ما تكونت طبقات خبث، فيجب أن يتواجد خلط كافٍ ناتجًا عن اضطراب الغاز الحيوي عند سطح تلامس الغاز – السائل حتى يمكن التغلب على تلك الظاهرة. وحيث إن تكوين طبقات الخبث يعد ظاهرة معقدة جدًا مع تنوع كبير فى حدوثها، فإنه من المستحيل إعطاء إرشادات واضحة وموحدة عن أبعاد سطح التلامس بين الغاز – السائل.

ب) بخفض اضطرابات السائل فى مقصورة الترسيب لتعزيز ترسيب الحمأة، والتى يسببها إنتاج الغاز. وحتى يمكن منع فقاعات الغاز الحيوي فى منطقة الترسيب، عند القمة، يجب إنشاء حاجز أو أكثر تحت الكوة (الفتحة) بين قباب الغاز وأيضًا بين قبة الغاز وجدار المفاعل.

جـ) بإزالة حبيبات الحمأة بآلية للترسيب والتنديف و/أو الاحتجاز فى غطاء الحمأة (إن وجد فى حوض الترسيب). ويمكن للحمأة المتجمعة أن تنزلق عائدة إلى مقصورة الهضم فى حالة ما إذا كان قاع الحمأة لا يصل إلى حوض الترسيب، أو يمكن أن يتم التخلص منها من حين لآخر مع الحمأة الزائدة من مقصورة الهضم.

د) بتحديد امتداد قاع الحمأة فى مقصورة الهضم. فالنظام بصورة أو بأخرى يعمل كحاجز ضد الامتدادات المكثفة للجزء الأخف من قاع الحمأة، ففى حالة امتداد قاع الحمأة إلى حوض الترسيب، ستميل الحمأة إلى أن تتكثف (تغلظ) (لأن الغاز تم فصله). هذه الحمأة المغلظة والأثقل، الموجودة فى حوض الترسيب، تقع فوق غطاء الحمأة الفضفاض المنتفخ والذى يميل لأن يتحرك إلى حوض الترسيب.

هـ) بتقليل أو منع جزئيات الحمأة الطافية من الخروج خارج النظام. ولهذا الغرض، يجب تركيب حاجز لطبقة الخبث أمام سد المياه الخارجة. هذا الحاجز تحديدًا يعتبر أساسيًا فى معالجة مياه الصرف منخفضة القوة، لأن جرف الكتلة الحيوية القابلة للنمو يجب أن يبقى عند أدنى مستوى له.



شكل ١٦-١٧ مفاعلات UASB من المصنعين الرئيسين للنظم اللاهوائية (أ) باكويس بي في و (ب) بيوثان بي في

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

و) بتحقيق بعض التحسين فى مياه الصرف فيما يتعلق بالمادة الصلبة العالقة فيها.

ويقترح بعض الباحثين والممارسين استبدال جهاز GLSS بحشية أو طبقة من حشو فى الجزء العلوي من المفاعل. وهذا ما يسمى "المفاعل الهجين أعلى التيار" وهو مزج بين مفاعلي UASB و UAF. وفى بعض التصميمات يتم تركيب مادة الحشو فقط فى مقصورة الترسيب مع ترك GLSS عند موقعه الأصلي. وحوالى ٢ – ٣% من المفاعلات اللاهوائية التى تم تركيبها هي مفاعلات هجين (انظر شكل ١٦-١٦). وفى معظم الاستخدامات تقع معظم تحولات المادة العضوية فى جزء حشية الحمأة، بينما تقع إزالة الجزء المحدد من الملوثات فى منطقة المرشح عند القمة. وتُظهر مياه صرف كيماوية محددة فعاليات معالجة أفضل لجميع المركبات التى تستخدم نظم هجين، مقارنة بمفاعل UASB. وأشهر الأمثلة لذلك هى معالجة مياه صرف حمض الثيرفثاليك المنقى (PTA) (Kleerebezem, 1999a,b). وبينت النتائج أن تحول هذا الحمض إلى بنزوات يمكن فقط عند تركيزات منخفضة من الأسيتات والبنزوات. وباستخدام نظام هجين، يتم تحول هذين الأخيرين فى منطقة حشية الحمأة بينما يتحول حمض الثيرفثاليك عندئذ فى المنطقة الهجين، حيث يتم حجز مجموعة كائنات محددة من أجل تحلل المركب المقاوم للمعالجة. وأكثر العيوب المعروفة لمفاعلات الهجين هو تدهور الجزء الخاص بالمرشح بعد فترات مطولة من التشغيل. والمفاعلات الهجين مميزة أيضًا فى تحقيق نقاوة مزادة للمياه الخارجة، حيث إن المادة الغروية بها تحتجز فى الجزء العلوي من النظام. وفى الحقيقة أظهرت المحاولات مع مياه الصرف البلدية تحسنًا فى إزالة كل من المواد الصلبة العالقة والمادة الغروية أيضًا (Elmitwalli *et al.*, 2002). والكتلة الحيوية التى تتراكم فى مادة الحشو تضمن تلامسًا مطولاً لمياه الصرف مع المادة البكتيرية القابلة للحياة، وفى غياب مادة الحشو سيكون هناك قليل من الكتلة الحيوية موجودًا فى الجزء العلوي من المفاعل نتيجة لنظام تصريف الحمأة المتبع عمومًا فى محطات المعالجة اللاهوائية للمجاري. ومادة الحشو، فوق ذلك، تعزز التنديف للجزء الأدق من المواد الصلبة العالقة الموجودة فى مياه الصرف.

١٦-٧-٢-٤ نظم حوض الحمأة الحبيبية الممتد وحوض التسييل (EGSB و FB)

يعتبر كل من نظام حوض الحمأة الحبيبية الممتد ونظام حوض التسييل بأنهما الجيل الثانى من مفاعلات حوض الحمأة التى تحقق معدلات تحميل عضوي قصوى (تتعدى ٣٠-٤٠ كجم COD/م^3 يوم). وتقوم عملية المعالجة بحوض التسييل على حدوث التصاق بكتيرى مع جزيئات متحركة حاملة، تتكون، على سبيل المثال، من رمل ناعم (٠,١-٠,٣مم) ، بازلت، زجاج بركانى أو بلاستيك. ويمكن اعتبار حوض التسييل (FB) كتقنية لاهوائية متقدمة (Li and Sutton, 1981; Heijnen, 1983, 1988) والذى يمكن أن يصل معدلات تحميله إلى ٥٠-٦٠ كجم COD/م^3 يوم. ومع هذا، فإن تشغيله بثبات لمدى طويل يمكن أن يسبب مشاكل. فالنظام يعتمد على تكوين غشاء حيوي متجانس (فى السمك والكثافة والقوة). ملتصق و/أو جزيئات. وحتى يتم الحفاظ على وضع مستقر فيما يتعلق بتطور الغشاء الحيوي، يعتبر عمل درجة عالية من التحميض الأولي ضروريًا، مع غياب أي مادة منتشرة فى المياه المغذية (Ehlinger, 1994). وبرغم ذلك، فإن غشاءًا مستويًا فى سمكه يكون من الصعب جدًا التحكم فيه، ويحدث فى العديد من المواقف عملية فصل للعديد من مختلف أنواع الأغشية على مدى ارتفاع المفاعل. وفى الواقع العملي، كثيرًا ما نجد حبيبات من المادة الحاملة تنفصل من الأغشية الحيوية، مما يؤدى لمشاكل فى التشغيل. وحتى يُحتفظ بجزيئات الغشاء الحيوى فى المفاعل، فإن ضبط التيار أمر ضروري وبعده تبدأ المادة الداعمة فى التراكم فى الجزء السفلي من المفاعل كنوع من الحشية الثابتة بينما تتواجد تجميعات خفيفة زغبية (أغشية حيوية منفصلة) فى الجزء العلوي. وهذه الأخيرة يمكن وجودها فقط عندما تبقى السرعة السطحية منخفضة نسبيًا، والتى فى الحقيقة ليست من أهداف FB.

ونظم FB الحديثة مثل نظام أنافلوكس (Holst *et al.*, 1997) تعتمد على امتداد القاع أكثر من تسييل القاع. حيث إن امتداد القاع يسمح بتوزيع أوسع للأغشية الحيوية الموجودة، فيكون النظام أكثر سهولة فى التشغيل. وكما فى نظم المرشح اللاهوائي التقليدي ، توجد هنا مادة حاملة خاملة ذات نفاذية (جزيئات < ٠,٥مم وكثافة حوالى ٢) تستخدم لالتصاق البكتيريا فى نظام الأنافلوكس. ويستخدم مفاعل الأنافلوكس جهاز فصل ذا ثلاث مراحل فى قمة المفاعل، يشبه أداة GLSS فى مفاعلات UASB و EGSB. وعندما تصبح طبقة الغشاء الحيوي الملاصق لهذا الوسط نامية فوق المعتاد، وعندئذ تميل التجمعات المعنية (الأخف) إلى التراكم فى جهاز الفصل هذا، يتم استخلاص المادة بصورة دورية من المفاعل بواسطة مضخة خارجية، حيث يتعرض المفاعل لذلك إلى جهد قص كافي لإزالة جزء من الغشاء الحيوي. عندئذ تعود كل من المادة الوسيطة والغشاء الحيوي المنفصل إلى المفاعل، وعندئذ يُسمح للكتلة الحيوية المتحررة لأن تخرج من النظام. بهذه الطريقة يتم التحكم فى كثافة الوسط ويتم تكوين

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

حشية للمفاعل أكثر تجانسًا. ويمكن حجز ما يصل إلى ٣٠–٩٠ كجم VSS/م^3 بهذه الطريقة، وبسبب ارتفاع سرعة السائل أعلى التيار، ١٠م/ساعة، يتم تحقيق تلامس ممتاز بين السائل – الكتلة الحيوية. و يمكن استخدام النظام فى مياه الصرف التى بها تركيز مواد صلبة عالقة < ٥٠٠ مجم/ل. وفى الوقت الحالي، تم تركيب حوالى ٥٠ مفاعلاً FB لاهوائيًا بصورة كاملة (شكل ١٦–١٦) ومعظمها من نوع أنافلوكس.

ويستخدم نظام EGSB الحمأة الحبيبية والتى تتميز بخواص ترسب جيدة ونشاط توليد ميثان مرتفع (انظر أيضًا جدول ١٦–٩). وعندما يكون هناك معدلات تحميل حمأة عالية جدًا تصبح القابلية للترسب أقل بسبب الغاز الحيوي المحتبس فى الحبيبات. وبسبب القدرة العالية للترسب للحمأة، فيمكن استخدام سرعة سائل سطحية عالية تتعدى ٦ م/ساعة. هذه السرعات العالية للسائل، مع تأثير الرفع للغاز الخارج فى الحشية (القاع) يؤديان إلى توسع خفيف فى قاع الحمأة. وكنتيجة لذلك، يحدث تلامس ممتاز بين الحمأة ومياه الصرف فى النظام، مما يؤدى إلى قدرات تحميل أعلى بوضوح مقارنةً بمنشآت UASB التقليدية. وفى بعض نظم الأحواض الممتدة مثل مفاعل "بيوباكوس IC®" (شكل ١٦–١٩) يكون صافي سرعات التيار، الناتجة من كل من التدفقات الهيدروليكية والغازية، فى مجال ٢٥ – ٣٠ م/ساعة، مسببًا خلطا تاما تقريبًا بين وسط المفاعل والكتلة الحيوية الموجودة.

وعلى عكس نظام FB الأنافلوكس فلا يتوافر عمومًا الحاجة إلى التحكم فى حجم الكتلة الحيوية ، بالرغم من أنه تمت ملاحظة أنه فى بعض الحالات المحددة يميل حجم الحبيبات لأن يصبح كبيرًا جدًا. ويعتمد نظام EGSB على الاحتجاز التام للحمأة الحبيبية. وقد تم الحصول على نتائج ممتازة مع المنشآت كاملة النطاق لنظام EGSB مع استخدام مختلف أنواع مياه الصرف، وصلت إلى معدلات تحميل عضوي يبلغ ٤٠ – ٤٥ كجم COD/م^3 يوم. ومما يثير الاهتمام هو أنه باستخدام نظام مفاعل EGSB أمكن معالجة أنواع من مياه الصرف التى لا يمكن معالجتها بواسطة نظام UASB التقليدي ، مثل :

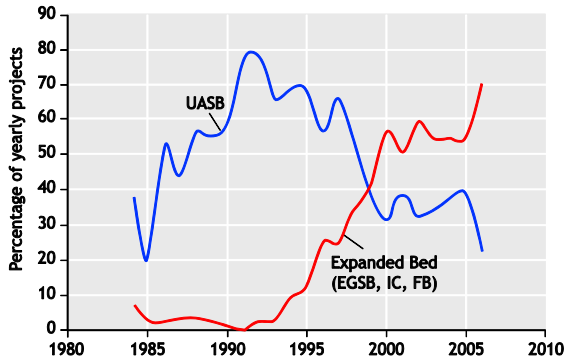
١) مياه الصرف التى تحتوى على مركبات قابلة للتحلل الحيوي. أظهرت المفاعلات كاملة النطاق أداءًا مستقرًا على مدى العديد من السنوات بمعالجة مياه صرف ميثانول فورمالدهيد من خواصها وجود ١٠ جم/ل فورمالدهيد (Zoutberg and Frankin, 1996).

٢) مياه صرف باردة (حتى < ١٠° م) ومخففة (COD << ١ جم/ل) أي عندما يكون إنتاج الغاز النسبي منخفضًا وخلط الغاز الطبيعي غير متاح (Rebac *et al.*, 1998) وتتميز مفاعلات EGSB بخلط هيدروليكى محسن، مستقلاً عن إنتاج الغاز الطبيعي. وعلى عكس UASB يتم استخدام كل الحمأة المحتجزة، بينما يتم إخراج الحبيبات الصغيرة غير النشطة من داخل النظام.

٣) مياه الصرف التى تحتوي على أحماض دهنية طويلة السلسلة (Rinzema, 1988). وعند السرعات المنخفضة أعلى التيار (UASB) تميل هذه الأحماض (LCFAs) إلى الامتصاص بالحمأة وتكوين كتل دهنية يصعب الوصول لها. وعند السرعات العالية أعلى التيار (EGSB) يتم إدخال المادة الركيزة عند تركيزات منخفضة وتكون موزعة بصورة أكثر انتظامًا على الكتلة الحيوية.

٤) مياه الصرف التى بها مشاكل تكوين الرغوة فى نظم UASB.

ونتيجة لنجاح هذه النظم اللاهوائية عالية المعدل المتميزة ، تبيع الشركات الكبرى حاليًا نظم EGSB أكثر من نظم UASB (شكل ١٦–١٩).



شكل ١٦–١٩ نصيب نظم UASB و EGSB فى نظم المعالجة اللاهوائية المنشأة على نطاق كامل فى الفترة من ١٩٨٤ – ٢٠٠٧. وشملت مفاعلات EGSB كل من EGSB و IC® و FB.

وهناك نسخة خاصة من مفهوم EGSB هو ما يسمى مفاعل "التدوير الداخلي" (IC®) (Vellinga *et al.*, 1986). فى هذا النوع من المفاعلات يتم فصل الغاز الحيوي الناتج من السائل فى منتصف الطريق داخل المفاعل بواسطة فاصل للغاز/السائل ويتم نقله إلى أعلى خلال ماسورة إلى مزيل للغاز أو جهاز للتمدد. هنا تتم إزالة الغاز الناتج من النظام بينما يسقط مزيج الحمأة – الماء مرة ثانية إلى قاع المفاعل عبر ماسورة أخرى. والحقيقة أن قوى الرفع للغاز الحيوي المتجمع تستخدم لإحداث عملية إعادة تدوير للسائل والحمأة الحبيبية فوق الجزء السفلى من المفاعل، والذى ينتج عنه تحسن فى التلامس بين الحمأة ومياه الصرف الصحى. ويعتمد مدى إعادة تدوير السائل/الحمأة على إنتاج الغاز، وأكثر نظم EGSB انتشارًا مقدمة فى

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

شكل ١٦-٢٠. وهناك أمثلة لمنشآت على نطاق كامل لنظم IC® و EGSB مبينة فى شكل ١٦-٢١.

وينتج عن معدلات تحميل COD المفرطة فى نظم EGSB معدلات تحميل غاز حيوي قصوى . ويتم إنجاز احتجاز الكتلة الحيوية من خلال استخدام وحدات مصممة خصيصًا من GLSS. وفى هذه الظروف، تكون وحدات GLSS ذات التصميم التقليدى عديمة الفائدة (الجزء ١٦-٨-٢).

١٦-٧-٢-٥ نظم لاهوائية عالية المعدل أخرى

حيث يعتمد عمل مفاعلات ACP و UASB و EGSB على محتوى المفاعل المخلوط أو المخلوط تمامًا، نجد أن تصميمات مختلفة تمت تجربتها تعتمد على تقسيم المراحل المختلفة للمعالجة اللاهوائية إلى خطوات مرحلية (van Lier *et al.*, 2001). ومثال أقصى لعملية معالجة ذات مرحلتين حيث تكون مرحلة التحميض منفصلة تمامًا عن مرحلة توليد الميثان (انظر الجزء ١٦-٧-٢-٦).

ويتم الحصول على التقسيم المرحلي الأفقي للمفاعلات اللاهوائية ذات الحواجز (ABR)، والتي أفضل ما توصف كسلسلة من وحدات UASB التى يتم تشغيلها بالتسلسل.

وبالرغم من أنه قد تم إنشاء بعض التطبيقات الأكبر مقاسًا للمجاري البلدية، فإن هذا النوع من المفاعلات لم يتطور بعد. والمشكلة الرئيسة هى المحددات الهيدروديناميكية والتى تسبب عوائق لمدة مكث (عمر) الحمأة فى النظام (SRT)، حيث إن سرعة السطح فى السائل فى نظام ذى حواجز تكون أكبر كثيرًا من مثلها فى مفاعل حوض الحمأة ذى الخطوة الواحدة. وكنتائج منطقية فسوف تتحرك معظم الحمأة مع السائل خلال مختلف المقصورات ثم بعدها يكون عليها أن تنفصل بعد آخر مقصورة فى حوض ترسيب ثم تعاد إلى مدخل المفاعل. وقد تم تحديدًا تطوير المفاعلات المقسمة لمراحل رأسيًا مثل نظام حوض الحمأة المرحلي أعلى التيار (van Lier *et al.*, 1994, 2001, Tagawa *et al.*, 2001) للمعالجة فى درجات الحرارة العالية. وبالرغم من أن مفهوم المفاعل المرحلي أظهر نتائج واعدة جدًا على المستوى التجريبي، إلا أنه حتى الآن لا توجد مفاعلات مطوّرة مستخدمة على نطاق كامل.





شكل ١٦-٢١ منشأة EGSB لمعالجة مياه صرف من مصنع ألبان فى ألمانيا (أ) ومنشأة لمعالجة مياه صرف من مصنع بيرة فى "دين بوش" فى هولندا (ب). الصور بواسطة بيوثان بى فى وباكويس بي في على التوالي.

وربما تتواجد إمكانيات مثيرة للانتباه فيما يخص مفاعل الدفعات المتتالية اللاهوائي (ASBR) والذى يتكون من مجموعة من المفاعلات اللاهوائية التى يتم تشغيلها بأسلوب الدفعات باستخدام طريقة (الملء والسحب). ويتم إدخال مقدار معين من مياه الصرف الخام إلى المفاعل اللاهوائي، بعد أن يكون قد تم تصريف السائل الطافي للدفعة السابقة. بعدها يبدأ نوع من الخلط الهادئ لمحتويات المفاعل لتمكين الحمأة المترسبة القابلة للنمو من ملامسة مياه الصرف لإزالة المواد العضوية القابلة للتحلل الحيوي. وبعد فترة كافية من زمن التفاعل، يُسمح للحمأة بالترسب ويتم تصريف المحلول الطافي، ثم تبدأ بعد ذلك الدورة التالية. وتسير عملية تكوين الحبيبات جيدًا فى مفاعلات ASBR فى مياه الصرف المخففة، وأيضًا عند درجات حرارة منخفضة (Banik *et al.*, 1997). وقد أظهرت نظم ASBR

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

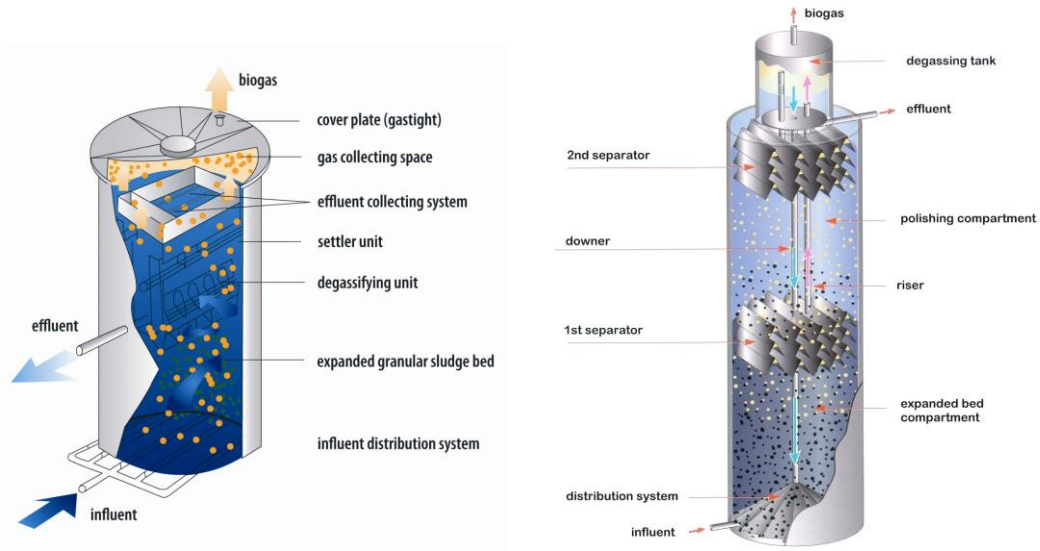
أنها ذات أهمية خاصة لمياه الصرف التي تحتوي على أحماض دهنية طويلة السلسلة LCFA (Alves *et al.*, 2001). وخلال فترة الملء تمتص LCFAs على الحمأة اللاهوائية والتى بعدها تبدأ فترة هضم هادئة وهى التى يتم خلالها تثبيت الحمأة الممتصة ويتم تجددها تمامًا إلى كتلة حيوية نشطة مولدة للميثان.

وحديثًا، تجرى الأبحاث المكثفة على المفاعلات الحيوية الغشائية اللاهوائية (AMBR) (Liao *et al.*, 2006, Jeison and van Lier, 2006). ويمكن اعتبار تقنية الأغشية اختيارًا مثيرًا فى الحالات التى قد تفشل فيها التقنيات الراسخة. ويحتمل أن يكون الوضع كذلك عندما تسود ظروف قصوى، مثل درجة حرارة عالية أو ملوحة عالية أو مياه صرف ذات مكونات مقاومة و/أو سامة. وقد بينت الخبرات كاملة النطاق عمليًا أنه تحت هذه الظروف لا تسير عملية تجميد حركة الحمأة لتكوين الحبيبات بنجاح، مؤثرة بصورة سلبية على مكث الحمأة. ومتطلبات معالجة مياه الصرف تحت الظروف القصوى يتوقع لها أن تصبح أكثر وأكثر انتشارًا، بعد الاتجاه الحالي إلى إغلاق تدوير مياه العمليات الصناعية. وتحت مثل هذه الظروف، تكون نظم AMBR فعالة جدًا فى حجز الكائنات الدقيقة المطلوبة تحديدًا لإزالة المركبات المقاومة فى الدوائر المغلقة للأعمال الصناعية. وحاليًا يوجد قليل من نظم AMBR كاملة النطاق يتم تشغيلها. ومع الوضع فى الاعتبار الانخفاض الحاد فى أسعار الأغشية، يتوقع زيادة فى هذه التقنية الصاعدة.

١٦-٧-٢-٦ مفاعلات التحميض والتحليل المائى

فيما عدا مفاعلات أحواض التقليب الجيد، لم يتم تطوير مفاهيم محددة لمفاعلات توليد الأحماض حتى الآن. وعملية توليد الأحماض عمومًا تسير بسرعة كافية فى مفاعلات أحواض التقليب، وواقعيًا لا توجد حاجة حقيقية إلى عملية توليد الأحماض كاملة. وفوق ذلك، فإنه من المفهوم تمامًا الآن أن عملية توليد الأحماض المرتبطة بتوليد الميثان لها فائدتها بالنسبة لعملية تكوين الحبيبات (Verstraete *et al.*, 1996). وفوق ذلك، أصبح من المقبول، بصورة متزايدة، أن وجود تركيزات أعلى من الكائنات المسببة للحموضة فى تغذية (الضخ إلى) مفاعل لتوليد الميثان يكون عاملاً محددًا بصورة تامة للحمأة الحبيبية المولدة للميثان الموجودة فى ذلك المفاعل. وهذا الأخير يعنى أن مكث الحمأة فى مفاعل توليد الأحماض يحتاج إلى التحسين.

ومفاعلات التحميض يمكن أن تجمع مع نظم احتجاز المواد الصلبة، لحماية مفاعل توليد الميثان من التحميل العالي جدًا للمواد الصلبة العالقة. وقد تمت محاولات لربط الترويق الابتدائي بالتثبيت اللاهوائي على المجاري البلدية. وبالرغم من أن ((1994) Wang) طبق بعض النظم كاملة النطاق فى الصين لهذا الغرض، فلم تتم تطبيقات كبيرة حتى الآن على ذلك.



شكل ١٦-٢٠ مفاعل EGSB و IC® من المصنعين الكبار للنظم اللاهوائية "بيوثان بي في" (يسارًا) و "باكويس بي في" (يمينًا)

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

١٦-٨ مفاعل غطاء الحمأة اللاهوائية أعلى التيار (UASB)

١٦-٨-١ وصف عملية المعالجة

مفاعل UASB هو التقنية اللاهوائية عالية المعدل الأكثر شيوعًا ونجاحًا فى الاستخدام لمعالجة أنواع عديدة من مياه الصرف (شكل ١٦-١٧). ويمكن أن يعزى نجاح مفاعل UASB إلى قدرته على احتجاز تركيز عالي من الحمأة، وفى الوقت نفسه تتم المحافظة على الفصل الفعلي بين الغازات والسوائل والمواد الصلبة. ويتكون مفاعل UASB من حوض اسطواني أو مستطيل الشكل الذى تتدفق فيه المخلفات (المياه أوالحمأة) فى الاتجاه الأعلى خلال حشية (حوض) حمأة لاهوائية نشطة والتى تحتل حوالى نصف حجم المفاعل وتتكون من حبيبات أو ندف عالية القابلية للترسب (شكل ١٦-١٧). وأثناء المرور خلال الحمأة اللاهوائية تحدث عملية المعالجة بواسطة احتجاز المواد الصلبة وتحول المادة العضوية إلى غاز حيوي وحمأة. وترتفع فقاعات الغاز الحيوي الناتجة تلقائيًا إلى قمة المفاعل، حاملة جزيئات المياه والمواد الصلبة، أى حمأة حيوية ومواد صلبة رسوبية. ويتم توجيه فقاعات الغاز (عبر الفواصل) إلى سطح تلامس غاز – سائل فى الجزء العلوى من المفاعل، متوجهة إلى وحدة GLSS فعالة. وتسقط الجزيئات الصلبة على سطح غطاء الحمأة، بينما يحتبس الغاز المنطلق فى قمع مقلوب أو هيكل مشابه لذلك، موجود فى قمة المفاعل. ويمر الماء خلال الفتحات ما بين الفواصل حاملاً بعض الجزيئات الصلبة والتى تترسب فى منطقة الترسيب بسبب الانخفاض فى السرعة المتجهة لأعلى بسبب الزيادة فى مساحة القطاع العرضي. وبعد الترسيب تنزلق المواد الصلبة إلى غطاء الحمأة، بينما يغادر الماء عبر سدود المياه الطافحة.

١٦-٨-٢ اعتبارات التصميم فى مفاعل UASB

١٦-٨-٢-١ الحد الأقصى للتحميل السطحي الهيدروليكي

ترتبط قدرة مفاعلات UASB على التحويل إلى غاز الميثان، معبرًا عنها كجم COD/م^3 يوم، مباشرة بمقدار الكتلة الحيوية القابلة للنمو المحتفظ بها والنشاط المحدد لتوليد الميثان للحمأة المتراكمة. وبالإضافة إلى كمية ونوع الحمأة المحتجزة، تعتمد إمكانيات أقصى تحميل عضوي أيضًا على الخلط الجيد للحمأة مع مياه الصرف الواردة. ويضع زمن مكث الحمأة SRT حدود سرعات السائل المتجهة لأعلى الممكن استخدامها (V_{upw}) بالإضافة إلى تحميل الغاز الحيوي المحدد والناتج عن عملية التحول اللاهوائي (Lettinga and Hulshoff Pol, 1991). ويربط تصميم مفاعل UASB خواص مفاعل لاهوائي عالي المعدل مع تلك الخاصة بمروق ثانوى داخلي فى القمة. لهذا فإن متوسط V_{upw} لمنطقة القطاع العرضي لمفاعل UASB وجزء الترويق عند القمة يقع فى المجال ما بين ٠,٥ – ١,٠ م/س. وقد يؤدي أي تحميل هيدروليكي أعلى إلى خسارة غير مرغوبة فى الكتلة الحيوية إذا تراكمت حمأة من النوع الندفي خلال تشغيل المفاعل. وهذا الأخير يمكن أن يحدث مثلاً خلال أول بدء للعملية عندما يكون المفاعل قد تم زرعه (وضع بادئ) بمادة بادئة غير متكيفة مثل حمأة مجاري مهضومة، أو خلال المعالجة اللاهوائية لمياه المجاري البلدية ، ويمكن حساب V_{upw} باستخدام متوسط التيار ومساحة القطاع العرضي للمفاعل (A) (معادلة ١٦-٤٦).

$$V_{upw} = \frac{Q_{\inf}}{A} \quad \text{(m/h)} \quad (16.46)$$

حيث:

$Q_{\inf}$ معدل تدفق المياه الداخلة

ومع نمو وتراكم حمأة ندفية سميكة أو حمأة حبيبية، يمكن حدوث تحميلات هيدروليكية عالية جدًا فى المفاعل. ويتم استخدام قيم V_{upw} العالية فى مفاعلات الأحواض الممتدة وتصل إلى ٨-١٠ م/س.

وعلى أساس أقصى V_{upw} مسموحة، يكون من الممكن حساب الحد الأدنى لأبعاد السطح (معادلة ١٦-٤٧)

$$A_{\min} = \frac{Q_{\inf}}{V_{upw,\max}} \quad (\text{m}^2) \quad (16.47)$$

وعند زمن مكث هيدروليكي معين (HRT, Θ)، تحدد السرعة القصوى المتجهة لأعلى نسبة H/A التى تكون فيها H ارتفاع المفاعل وفقًا للمعادلة ١٦-٤٨.

$$\Theta = \frac{A_{\min} \cdot H_{\max}}{Q} \quad \text{(h)} \quad (16.48)$$

$$V_{reactor} = \Theta \cdot Q \quad (\text{m}^3) \quad (16.49)$$

وبالنسبة لأي وضع تكون فيه قدرة التحميل العضوي غير تقييدية ، تعطى المعادلة ١٦-٤٩ حجم مفاعل UASB المطلوب. وهذا الأخير هو الحالة الوحيدة مع مياه الصرف المخففة، كما مع معظم مياه الصرف فى منطقة الاستواء بأمريكا اللاتينية التى لها قيم COD > ١٠٠٠مجم/ل. وهنا، يحدد الحمل الهيدروليكي تمامًا كمية الحمأة المتراكمة، بينما تتعدى القدرة الداخلية لتوليد الميثان عمومًا معدلات التحميل العضوي المستخدمة.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

١٦-٨-٢-٢ قدرة التحميل العضوي

فى معظم الأحوال، تستخدم مفاعلات UASB لمعالجة مياه الصرف الأكثر تركيزًا (جدول ١٦-١٠)، وتعتمد قدرة التحويل الحجمي أو معدل التحميل العضوي (OLR) مقدرة كجم COD/م^3 مفاعل.يوم على :

- مقدار الكتلة الحيوية المتراكمة، X ، مقدرة كجم COD / كجم VSS. يوم.
- نشاط توليد الميثان المحدد (SMA) للحمأة مقدرًا كجم COD / كجم VSS. يوم.
- عامل التلامس (f_c) بين ٠ و ١

ويمكن حساب OLR باستخدام المعادلة ١٦-٥٠ على أساس حركيات مونود :

$$OLR = r_v = f_c A_C X = [\ f_c(\frac{V_{max} \cdot S}{K_m + S}).X\ ]T$$

$$(kgCOD/m^3) \quad (16.50)$$

ويعتمد معدل التحول V_{max} و/أو SMA على عوامل عديدة مثل :

- درجة الحرارة
- وجود مركبات مثبطة أو سامة
- قابلية التحلل الحيوي للمادة الركيزة
- وجود مواد صلبة عالقة (SS) فى المياه الداخلة
- درجة التحميض الأولي لمياه الصرف

وفى مفاعل UASB يكون مقدار الحمأة اللاهوائية عمومًا فى مجال ٣٥ – ٤٠ كجم VSS/م^3 من حجم المفاعل (شاملاً حوض الترسيب) ويعتمد عامل التلامس (f_c) على فعالية وتجانس توزيع الضخ ومعدل التحميل العضوي المستخدم، مع مساهمة الغاز الحيوي الناتج فى الخلط داخل المفاعل.

ومع اعتبار العديد من العوامل المجهولة، فإن تحديد خواص مياه الصرف أمر لا غنى عنه قبل تصميم مفاعل UASB. بالإضافة لذلك، فإنه يتم أداء محاولات تجريبية للمفاعل عمومًا لتحقيق نظرة أعمق فى نمو وتطور الحمأة اللاهوائية على نوع محدد من مياه الصرف. وعلى أساس العديد من المحاولات التجريبية فى الحقب الأخيرة وما تلاها من خبرات فعلية على نطاق كامل، تم وضع جدول عن معدلات التحميل العضوي المسموح بها اعتمادًا على درجة حرارة المفاعل (جدول ١٦-١١).

وعندما يكون معدل التحميل العضوي المسموح أو r_v معروفًا، يمكن حساب حجم مفاعل UASB المطلوب بسهولة من معدل تدفق المياه الداخلة وتركيزها (معادلة 16.51).

$$V_{reactor} = \frac{C_{inf} . Q_{inf}}{r_v} \quad (16.51)$$

ويكون مفاعل UASB إما محدودًا هيدروليكيًا أو عضويًا حيث يمكن حساب حجم مفاعل UASB إما بمعادلة 16.49 أو معادلة ١٦-٥١ إذا لم يكن الوضع الحقيقى معروفًا، وعمومًا فالحجم يتم حسابه على أساس كل من الاعتبارين، وبعدها يؤخذ أكبر الأحجام المقترحة من أى من المعادلتين كحجم للتصميم. ويبين شكل ١٦-٢٢ تأثير تركيز مياه الصرف (كجم COD/م^3) على حجم المفاعل المطلوب. وبافتراض حد أدنى لزمن المكث الهيدروليكي ٤ ساعات لمنع جرف الحمأة يكون الحد الأدنى لحجم المفاعل المطلوب على الأقل ١٠٠٠م^3، بغض النظر عن تركيز مياه الصرف. وعند تركيزات COD العالية فى المياه الداخلة، يكون بديهيًا أن حجم المفاعل

جدول ١٦-١١ : الأحمال العضوية المسموح بها فى مفاعلات UASB ذات المرحلة الواحدة لمختلف أنواع مياه الصرف فيما يتعلق بدرجة حرارة التشغيل. تتكون الكتلة الحيوية من حمأة حبيبية.

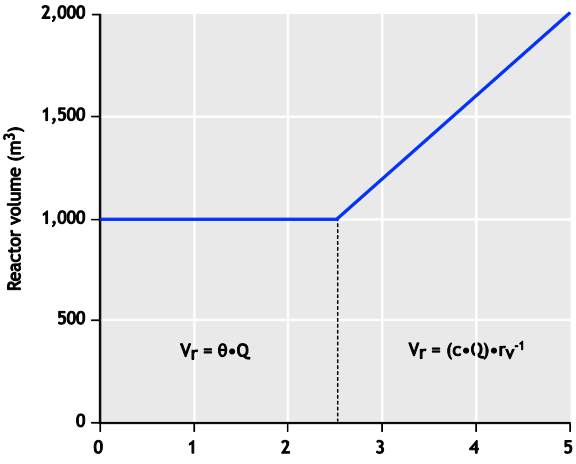
درجة الحرارة	معدل التحميل العضوي (كجم COD/م^3 يوم)			
	مياه صرف صحي بأحماض دهنية متطايرة	مياه صرف صحي بأحماض دهنية غير متطايرة	مياه صرف صحي بها < ٥% مادة صلبة عالقة – COD	مياه صرف صحي بها ٣٠-٤٠% مادة صلبة عالقة COD
15	2 - 4	1.5 – 3	2 - 3	1.5 - 2
20	4 - 6	2 – 4	4 - 6	2 - 3
25	6 - 12	4 – 8	6 - 10	3 - 6
30	10 - 18	8 – 12	10 - 15	6 - 9
35	15 - 24	12 – 18	15 - 20	9 - 14
40	20 - 32	15 – 24	20 - 27	14 - 18

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

المطلوب معتمد مباشرة على تركيز مياه الصرف حيث يكون التحميل العضوي المسموح به ثابتًا.

وكثيرًا ما يكون المجهول الأكبر هو الحد الأقصى الممكن للتحميل الهيدروليكي أو الحد الأدنى لزمن المكث الهيدروليكي (HRT). فمن المستحيل إعطاء أرقام حقيقية حيث إنها تعتمد مباشرة على الحمأة التى تمت زراعتها فى مياه صرف صحي محددة. وعمومًا، بالنسبة إلى مفاعلات UASB، وخاصة تلك التى يتم تشغيلها بحمأة غير حبيبية، يوضع فى الاعتبار حد أقصى لسرعة أعلى التيار قدرها ١م/س. ويبين شكل ١٦-٢٣ التأثير على حجم المفاعل المطلوب عندما يمكن تحمل سرعات لأعلى التيار مقدارها ٦م/س، كما هو الحال عندما تتم زراعة حمأة حبيبية جيدة النوعية. وفى المثال يؤخذ نفس ارتفاع المفاعل. وفعليًا، فإن أحجام المفاعل يمكن أن تنخفض بمعامل قدره ٦.

وبالإضافة إلى سرعات السائل، يمكن وضع جدول للمفاعلات عالية التحميل بواسطة اضطراب الموجات التى تحدث من الغاز الحيوي المنتج. ويمكن حساب سرعة الغاز المتجهة إلى أعلى (V_{biogas}) باستخدام المعادلة 16.52.

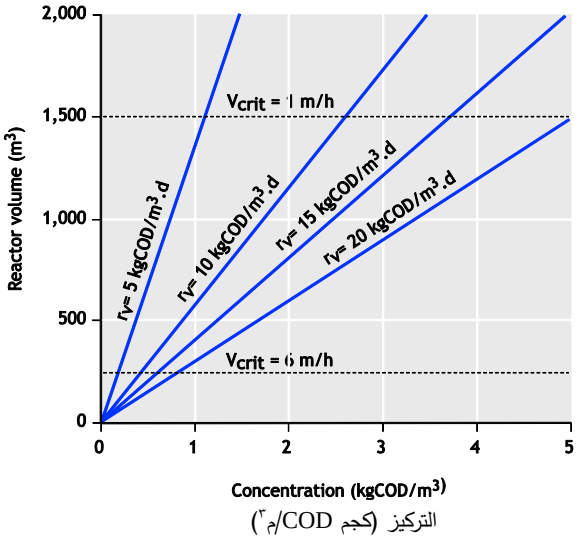


التركيز (كجم COD/م^3)

شكل ١٦-٢٢ حساب الحجم المطلوب لمفاعل UASB باستخدام الافتراضات التالية : زمن المكث الهيدروليكي (Θ_{min} = 4h, Q = 250 م^3/h, r_v = ١٥ كجم COD/م^3 يوم) ، الحرارة = ٣٠°م ويحدد الحجم إما بمعدل التحميل العضوي أو الهيدروليكي (وفقًا Lettinga and Hushoff Pol, 1991).

$$V_{biogas} = COD_{conc} \cdot \frac{Eff-meth}{100} \cdot \frac{0.35}{F_{meth-biogas}} \cdot \frac{(T+273)}{273} \cdot V_{upw,liquid} \qquad (16.52)$$

والتى فيها يكون $E_{ff-meth}$ هو النسبة المئوية COD (بالكجم/م^3) المحولة إلى CH_4 ، T هى درجة الحرارة المئوية و $F_{meth-biogas}$ هو جزء الميثان (CH_4) فى الغاز الحيوي (عمومًا بين ٠,٦ و ٠,٩ بالنسبة لمياه الصرف). ويجب ملاحظة أن القيمة الفعلية $F_{meth-biogas}$ ستكون أعلى من التقدير النظرى باستخدام ١٠٠/١٨,٧٥ * COD/TOC (شكل ١٦-١٠) بسبب القابلية العالية للذوبان فى CO_2 فى الوسط والربط الكيميائي بين HCO_3^- وأيونات موجبة مثل Na^+ و K^+ و NH_4^+ (جزء ١٦-٣-١). ومع معدات GLSS المصممة تقليديًا، يكون الحد الأقصى المسموح V_{biogas} بين ٢ و ٣ م/س.



التركيز (كجم COD/م^3)

شكل ١٦-٢٣ حساب حجم مفاعل UASB المطلوب باستخدام الافتراضات التالية : التدفق = ٢٥٠م^3/ساعة ، ارتفاع المفاعل = ٦م والحرارة = ٣٠°م. ويتحدد الحجم إما بمعدل التحميل الهيدروليكي أو العضوي.و V_{crit} يحدد مستوى الانقطاع للحد الأدنى المطلوب لحجم المفاعل على أساس المحددات الهيدروليكية (وفقًا Lettinga and Hushoff Pol, 1991).

وعلى وجه الخصوص وفى المفاعلات التى تتميز بنسبة عالية جدًا للارتفاع/القطر، يُعطى اهتمام خاص للتصميم التفصيلي لجهاز فصل الغاز/السائل كما يمكن ملاحظته فى شكل ١٦-١٧.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

١٦-٨-٢-٣ دواخل المفاعل

أهم دواخل مفاعل UASB التى تحتاج إلى حرص فى اعتبارها هي: توزيع مداخل تغذية المفاعل ومخارج المياه الخارجة وأداة GLSS. ومعظم القائمين على الإنشاء والمقاولين يطبقون تصميماتهم – براءات اختراع غالبًا– الخاصة. ودراسة تفاصيل ملامح تصميم هذه الدواخل تقع أبعد من أغراض هذا الفصل فى الكتاب. وهناك بعض الملاحظات العامة مقدمة فى الجزء ١٦-١١، حيث تعطي بعض الملامح العامة لتصميم مفاعلات المعالجة اللاهوائية للصرف الصحي.

ومن الأهمية الشديدة انتظام وكثافة نظام توزيع تغذية المفاعل، خاصة عندما يكون نظام UASB مستخدمًا فى معدلات تحميل منخفضة ، أى عندما يكون اضطراب الموجات من إنتاج الغاز الحيوي محدودًا. ويعطى جدول ١٦-١٢ بعض القيم الإرشادية لتستخدم فى مفاعلات UASB التى تشغل إما بالحمأة الزغبية أو الحبيبية. وتبين خبرات الاستخدام على نطاق كامل أنه عند معدلات التحميل العضوي التى تزيد عن ٥ كجم COD/م^3 يوم، يكون اضطراب الموجات الناتج عن الغاز الحيوي بالمفاعل كافيًا للخلط المناسب، مسببًا انخفاض معدل انتقال الكتلة إلى مستوى مناسب. ومقارنة بمفاعلات UASB نجد نظام توزيع المياه الداخلة فى مفاعلات EGSB يكون أقل أهمية بسبب سطح المفاعل الصغير نسبيًا.

وإرشادات التصميم المقترحة لمعدات GLSS فى مفاعلات UASB معطاة فى جدول ١٦-١٣. ومزيد من ملامح التصميم مشروح بالتفصيل بواسطة (van Haandel and Lettinga (1994)) وأهم القياسات الحرجة لإنشاء مفاعل UASB لمعالجة مياه الصرف الصحي البلدية مبينة فى شكل ١٦-٢٥.

١٦-٨-٣ خزانات تخمر UASB

خزان تخمر UASB هو نظام مفاعل جديد ذو اهتمام خاص للتطبيق فى مفاهيم الصرف الصحي اللامركزية، والمياه الداخلة إلى هذه الخزانات قد تتكون من مياه صرف صحي سكنية مخففة نسبيًا أو تيارات مجاري مركزة، مثل "المياه السوداء" التى يتم تجميعها منفصلة عن باقي مياه الصرف. ومثل مفاعل UASB المعتاد، يتم تشغيل المفاعل هنا بنمط "أعلى التيار"، حيث تكون سرعات أعلى التيار منخفضة جدًا، تتراوح ما بين ٠,٠١م/ س لنظم المياه السوداء إلى ٠,٢٠ للمياه السكنية المخففة. وبسبب التحميل الهيدروليكي المنخفض، يتم الحصول على فصل جيد للمواد الصلبة. وفى الواقع، فإن خزان تخمر UASB يعمل كنظام تراكم وتثبيت للمواد الصلبة ومفاعل تحويل للميثان للمركبات العضوية الذائبة. وعلى عكس مفاعل UASB، يزود خزان تخمر UASB "بمحراك" – أداة خلط – مركزي لإحداث تحريك هادئ جدًا وعلى فترات لقاع الحمأة.

١٦-٩ القوى الحركية لعملية المعالجة اللاهوائية

يتم وصف معدلات التحول البكتيري، متضمنة العمليات اللاهوائية، كتطبيق للقوى الحركية لمونود Monod لتحويل المادة الركيزة (انظر الفصل الثاني). والجوانب الحركية فى التحول اللاهوائي، متضمنة القياسات الحركية، تمت مراجعتها بكثافة مجددًا من جانب (Batstone *et al.* (2002)) والذى قدم نموذجًا موحدًا للهضم اللاهوائي يسمى ADM1، قياسًا على ASM1 للحمأة النشطة (أى نموذج الهضم اللاهوائي، مثل نموذج الحمأة النشطة). وقد نشأ ADM1 من عدد من نماذج الهضم اللاهوائي المختلفة والتى تم عرضها فى عديد من الأدبيات خلال العقود الأخيرة.

ومن أجل نفس التيسير فى الشرح كما حدث فى ١٦-٣ و ١٦-٥ من هذا الفصل، فإن نموذج ADM1 يستخدم أيضًا موازنة COD فى وصف تدفق الإلكترونات خلال عملية التحول اللاهوائي. ومما يثير الدهشة ذلك التنوع الكبير فى القياسات الحركية المقدرة لتفاعلات تحول خاصة، انظر جدول ١٦-١٤، وفقًا لـ (Batstone *et al.* (2000)). هذا يعنى أن تشكيل العملية، والمجموعات البكتيرية الموجودة، والتشغيل الفعلي للنظام، تحدد بصورة كبيرة القياسات الحركية التي يمكن استخدامها.

جدول ١٦-١٢ المساحة المطلوبة (م^2) لكل مدخل تغذية (ضخ إلى) مفاعل UASB ، اعتمادًا على نوع الحمأة ومعدل التحميل المستخدم

نوع الحمأة	معدل التحميل (kgCOD/m^3.d)	مساحة السطح لكل مدخل تغذية (م^2)
متوسط	< 1 – 2	1 – 2
زغبى سميك	> 3	2 – 5
(20-40 kgTS/m^3)		
زغبى كثيف	< 1	0.5 – 1
(> 40 kgTS/m^3)	1 – 2	1 – 2
	> 2	2 – 3
حمأة محببة	< 2	0.5
	2 – 4	1 – 2
	> 4	> 2

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

جدول ١٦-١٣ ملخص إرشادات مقترحة لتصميم معدات فصل الغاز – السائل – الصلب GLSS

مفاعل UASB – جهاز GLSS
١ ميل قاع حوض الترسيب (أى الحائط المائل لجامع الغاز) يجب أن يكون بين ٤٥ – ٦٠°
٢ مساحة السطح للفتحات بين وحدات جمع الغاز يجب أن تكون بين ١٥ – ٢٠% من مساحة سطح المفاعل
٣ ارتفاع وحدة جمع الغاز يجب أن تكون بين ١,٥ – ٢م فى ارتفاع مفاعل قدره ٥ – ٦م
٤ لتسهيل انطلاق وتجميع فقاعات الغاز ولمنع تكوين طبقة الخبث، يجب الحفاظ على سطح تلامسي بين السائل – الغاز فى وحدة جمع الغاز
٥ لتجنب دخول فقاعات الغاز المتصاعدة من دخول مقصورة الترسيب، يكون تداخل الفواصل المركبة تحت الفتحات بين ١٥ و ٢٠سم
٦ عمومًا، يجب أن يتم تركيب فواصل طبقة الخبث أمام حواجز المياه الخارجة
٧ يجب أن يكون قطر مواسير عادم الغاز كافية لضمان الإزالة السهلة للغاز الحيوي من قبة جمع الغاز، خاصة فى حالة تكوين رغوة
٨ فى الجزء العلوي من قبة الغاز، يجب تركيب فوهات رش فى حالة معالجة مياه صرف يصاحبها كثير من الرغوة

وحتى الآن ، تعدADM1 أداة مفيدة جدًا فى وصف النظم الموجودة التي تعطي تبصرا في حركيات العملية وتأثير تغيير قياسات العملية، مثل تركيز المياه المغذية، تدفق المادة الركيزة، الحرارة .. إلخ على عملية الهضم الكلية. وباستخدام البيانات الفعلية للمفاعل، يمكن للقياسات الحركية أن يتم ضبطها للاستنباط الواقعي لأداء المفاعل فى إزالة COD وإنتاج CH_4. أيضًا، وللأغراض التعليمية، تعد ADM1 أداة قيمة تعطي رؤية أعمق لأهمية خطوات محددة فى عملية التحول فى السلسلة الكاملة للتفاعلات المتتالية. وعلى جانب آخر، فإن ADM1 لا تزال تفتقر إلى معرفة القوى الحركية الخاصة بالغشاء الحيوي وحركية السوائل (هيدروديناميك) فى النظام والتى قد تحدد بصورة كبيرة القوى الحركية الواقعية فى نظم المعالجة اللاهوائية عالية المعدل.

وعلى سبيل المثال، فى نظام ذي ثلاث مراحل حيث تنقل الكتلة بالحمل على المستوى الأصغر والأكبر، والذى يتم حثه بواسطة المنتجات الغازية النهائية، يمكن أن تؤثر بصورة كبيرة على القياسات الحركية والديناميكيات الفعلية الواقعية للنظام والتى قد تتجاوز قياسات مدخلات النموذج. لهذا، وحتى الآن، كأداة تصميم، فإن ADM1 ليس له استخدام، والتحدي الموجود الآن هو ربط نموذج ADM1 البيولوجي مع نماذج أخرى هيروديناميكية وكيميائية لإيجاد أداة تصميم شاملة أو أداة دعم تشغيل عند تشغيل نظام لاهوائي فى بيئة ديناميكية.

١٠-١٦ المعالجة اللاهوائية لمخلفات المجاري البلدية والمنزلية

إن مياه الصرف الصحي البلدية هى الأكثر غزارة من حيث الكم فى مياه الصرف بالعالم كله. وصرف مياه الصرف الصحي غير المعالجة

جدول ١٦-١٤ القياسات الحركية للمواد الركيزة / النواتج الوسيطة الرئيسة فى عملية التحول اللاهوائي (وفقًا لباتستون وآخرين ، ٢٠٠٠). والبيانات من مختلف أنواع نظم الهضم. ويقدم الجدول بيانات من مراجعة أدبيات فقط إذا توافرت، وإلا فإن الأكثر نمطية هو الذى يتم الأخذ به. جميع أوزان المواد الركيزة والمواد الصلبة المتطايرة معبر عنها بمكافئات COD

المواد الركيزة	معدل الامتصاص kg/kgVSS.d	μ_{max} 1/d	Y kgVSS/kg	K_s kg/m^3	K_d 1/d
هيدروجين	2-65	0.02-12	0.014-0.183	0.00002-0.0006	0.009
أسيتات	3-18	0.05-1.4	0.014-0.076	0.011-0.930	0.004-0.036
بروبيونات	0.16-0.31	0.004-0.016	0.025-0.05	0.06-1.15	0.01-0.04
بيوتيرات	5-14	0.35-0.90	0.066	0.012-0.30	0.027
فاليرات	15-19	0.86-1.20	0.058-0.063	0.062-0.36	0.01-0.03
أحماض دهنية طويلة السلسلة	1.4-37	0.10-1.65	0.045-0.064	0.06-2.0	0.01-0.20
أحماض أمينية	36-107	2.36-16	0.06-0.15	0.05-1.4	0.01-3.2
سكريات أحادية	29-125	0.41-21.3	0.01-0.17	0.022-0.63	0.02-3.2

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

على المسطحات المائية له تأثير بيئي ضخم ويشكل مخاطر صحية للسكان. وكان تقليل كل من المخاطر الصحية والبيئية هما أهم المحفزات لتطوير تقنيات معالجة مناسبة للاهتمام بمياه الصرف تلك فى المجتمعات الغربية (انظر الفصل الأول). وفى العديد من الدول الأقل ثراءًا تحد المعوقات المالية من استخدام هذه التقنيات، ويتم البحث عن معالجة لمياه الصرف الصحي توفر بدائل اقتصادية من تلك التى كانت معروفة فى منتصف السبعينات من القرن الماضي بواسطة خبراء مثل ليتينجا والعاملين معه. وكانت تقنيات المعالجة اللاهوائية عالية المعدل قد طُورت لمعالجة مياه الصرف الصناعي عالية القوة، بينما مياه المجاري السكنية والبلدية تتميز بنوعية مخففة جدًا من مياه الصرف. وفى أجزاء كبيرة من العالم يكون تركيز COD لمياه الصرف البلدية < ١٠٠٠ مجم/ل، وكثيرًا تكون حتى أقل من ٥٠٠ مجم/ل. ووفقًا لشكل ١٦-٢٢، فالمعالجة اللاهوائية لهذه الأنواع من مياه الصرف محدودة بسبب محددات هيدروديناميكية فى النظام أكثر من كونها بسبب القدرة على التحولات العضوية. ومع ذلك، فدرجات حرارة مياه المجاري البلدية تكون منخفضة عن مياه الصرف الصناعي، وفقط فى الظروف الاستوائية يمكن أن تصل حرارة مياه الصرف الصحي البلدية إلى درجة مثالية للمعالجة اللاهوائية لمياه الصرف (van Haandel and Lettinga, 1994). وأول الخبرات مع المعالجة اللاهوائية المعالجة عالية المعدل باستخدام مفاعلات UASB لمعالجة مياه الصرف الصحي البلدية بدأت خلال بدايات الثمانينات فى كالي، كولومبيا (van Haandel and Lettinga, 1994). وكانت نتائج تشغيل مفاعل تجريبي UASB كفاءته ٦٤ م^3 قد أظهرت جدوى النظام تحت الظروف البيئية السائدة وخواص مياه الصرف. كما كانت المحاولات الأولية قد تبعتها بسرعة مفاعلات كاملة النطاق فى كولومبيا والبرازيل والهند. ويبين جدول ١٦-١٥ بعضًا من هذه المفاعلات UASB كاملة النطاق. ومنذ بداية التسعينات، تم إنشاء المئات من مفاعلات UASB بين ٥٠ – ٥٠٠٠٠م^3 فى الحجم (von Sperling and Chernicharo, 2005) خاصة تحت الظروف شبه الاستوائية (Draaijer *et al.*, 1992; Schellinkhout and Osorio, 1994). وعمومًا، فقد تحقق خفض فى BOD بين ٧٥ و ٨٥% مع تركيزات BOD فى المياه الخارجة أقل من ٤٠ – ٥٠ مجم/ل. ويصل إجمالى معدلات إزالة COD و TSS إلى ٧٠ – ٨٠% وأحيانًا أكثر (von Sperling and Chernicharo, 2005; Van Haandel and Lettinga, 1994). وحتى يكون مطابقًا للتعليمات واللوائح المحلية لصرف المخلفات المعالجة، فإن مفاعل UASB يكون عمومًا مصحوبًا بنظام مناسب لما بعد المعالجة مثل : برك اختيارية، مرشحات رملية وأراضي رطبة منشأة ومرشحات بالتنقيط ومعالجة طبيعية-كيميائية ونظم الحمأة النشطة (Schellinkhout and Osorio, 1994; von Sperling and Chernicharo, 2005).

ويمكن استخدام مفاعل UASB وخطوة ما بعد المعالجة بالتوالي أو بترتيب أكثر تكاملاً. وجدول ١٦-١٦ يبين أهم ملامح المعالجة اللاهوائية عالية المعدل للصرف الصحي. ومعظم المميزات تتفق مع المميزات المذكورة فى مفاعلات المعالجة اللاهوائية للصرف الصناعي (جزء ١٦-١١).

وخلال التطورات الأولى فى المعالجة اللاهوائية للصرف الصحي، وبرغم هذا، تم تجاهل بعض العوائق بكل بساطة أو لم يتم وضعها فى الاعتبار فى تعميم التنفيذ على نطاق كامل بسبب بعض المحددات المالية. وهذه على أية حال ينتج عنها بعض السلبيات ودعاية سيئة. وحاليًا، يجب تجنب الانبعاثات غير المحكومة للغازات الدفيئة (غازات الاحتباس الحراري)، ويجب تجنب تسريب غاز الميثان للهواء ومنع عدم حرقه قبل خروجه. وبدلاً من ذلك، إذا تم استثمار كل الطاقة، ومع زيادة أسعار الطاقة والاستفادة من "ائتمان ثانى أكسيد الكربون CO_2 credits" (جزء ١٦-١١)، فإن المعالجة اللاهوائية للصرف الصحي قد تصبح استثمارًا في متناول العديد من البلاد النامية. وبالنسبة لمعظم العوائق المذكورة فهناك حلول فنية مناسبة، أو على الأقل قيد التطوير، مثلاً استرجاع الميثان من المياه الخارجة يبدو مجديًا مع استخدام الهواء والذى يتم توجيهه بالتالي إلى الشعلة المتوهجة للميثان أو إلى فرن كهواء لإحراق الميثان المحتجز. ومع جميع العوائق المذكورة، نجد أن المعالجة اللاهوائية للصرف الصحي لديها إمكانيات كبيرة على حل مشاكل الصرف الصحي فى الدول النامية.

وبساطة النظام أيضًا تتبين من شكل ١٦-٢٤، الذى يقارن بين الوحدات العاملة فى عملية المعالجة بالحمأة النشطة مع نظام معالجة لاهوائية عالي المعدل. ومفاعل UASB فى الحقيقة يحوي أربع وحدات وظيفية:

١- مروق ابتدائي: إزالة/معالجة المواد الصلبة العالقة غير القابلة للتحلل الحيوي من المياه الداخلة.
٢- مفاعلات حيوية (معالجة ثانوية): إزالة المركبات العضوية القابلة للتحلل الحيوي بتحويلها إلى ميثان.
٣- مروق ثانوي: يرشح المياه الخارجة فى منطقة الترسيب عند الجزء العلوي من مفاعل UASB.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

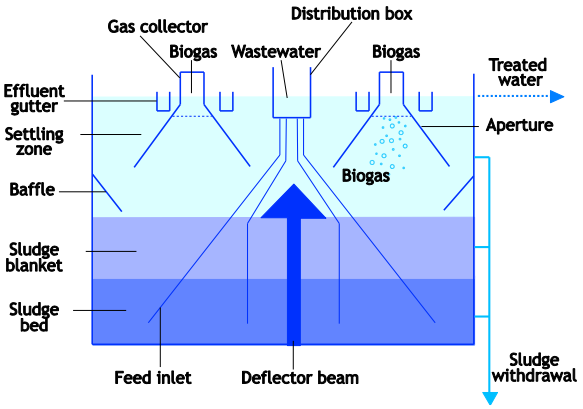
٤- هاضم الحمأة : تثبيت (هضم) وتحسين خواص نزع المياه للحمأة المحتجزة.

وبداهة، فإن الأعمال المرتبطة بالتصرفات، مثل آبار المضخات والمضخات، إذا لم يمكن استخدام الانحدار، وإزالة الحصى والرمل، تكون مطلوبة لأى نظم معالجة مدمجة. ومعالجة الصرف الصحي اللاهوائية عمومًا تحتاج مصافي دقيقة < ٨ – ١٠مم مسافة بين الأعمدة، بعد المصافي الخشنة لتقليل المشاكل التشغيلية لأدنى حد، مثل سدد المياه الداخلة، وفى معظم الحالات تكون المصافي الدقيقة هى الجزء الأكثر تكلفة من نظام المعالجة. والحمأة من المفاعل اللاهوائي لمعالجة مياه الصرف تكون جيدة الأساس نظرًا لطول مكث (عمر) الحمأة ويمكن أن تجف باستخدام أحواض تجفيف الحمأة. ولا تتصاعد رائحة من أحواض تجفيف الحمأة.

وأهم الجوانب الحرجة فى التصميم مصورة فى الشكل ١٦-٢٥ ومشروحة جيدًا بواسطة van Haandel and Lettinga (1994) (and von Sperling and Chernicharo (2005) وجدول ١٦-١٧ يبين بعض الأرقام الرئيسة على أساس مختلف المفاعلات كاملة النطاق فى أمريكا اللاتينية.

وبالرغم من أن مياه الصرف الصحي السكني تكون من النوع المخفف ، إلا أنها تتميز أيضًا كنوع معقد من مياه الصرف، مع محتوى عالٍ نسبيًا من المواد الصلبة العالقة، أى نسبة $COD_{total}/COD_{soluble}$ منخفضة ودرجة حرارة منخفضة. وقد تكون المواد الصلبة ٥٠ – ٦٥% من إجمالي COD. لهذا فإن إجمالي تحويل COD يكون محدودًا بصورة كبيرة بالتحلل المائي للمادة الجزيئية.

وبوجه خاص، عندما تنخفض حرارة مياه الصرف الصحي إلى < ٢٠°م، تحدد كفاءة التحول البيولوجي إجمالي إزالة COD وليس الظروف الهيدروديناميكية السائدة. والحقيقة أنه بسبب درجة الحرارة المنخفضة ونسبة COD/TSS العالية، يكون المجال الذى فيه زمن المكث الهيدروليكي (Θ) هو الذى يحدد التقدير الحجمي لمفاعل UASB ، أى : $V_r = \Theta \cdot Q$ (معادلة 16.49) تكون أقل بوضوح من المعدل الموضح بشكل ١٦-٢٠. وعندما تنخفض درجة الحرارة وتبدأ الحمأة غير المهضومة فى التراكم فى قاع الحمأة، تقل القدرة على التحلل المائي والتحول لميثان تدريجيًا، مسببة تدهور إزالة COD الذائب والجزيئ، وفى النهاية تؤدي إلى تعطيل المفاعل.



شكل ١٦-٢٥ : عرض تخطيطي لمفاعل UASB لمعالجة مياه صرف صحي سكني وأهم جوانب التصميم يتم بيانها

والظاهر هو أن المعيار الأساسي للتصميم، حتى مع الصرف الصحي السكني المخفف، هو زمن مكث المواد الصلبة للمفاعل (SRT)، والذى يجب أن يكون فوق الحد الأدنى حتى يمكن الحفاظ على كفاءة التحول إلى ميثان في الحمأة. ومع الصرف الصحي السكني المخفف تحت الظروف الاستوائية ، COD < ١٠٠٠مجم/ل والحرارة < ٢٠°م، يتم عادة الوفاء بهذا الوضع. ويعتمد SRT السائد على مختلف خواص الحمأة، مثل :

- درجة حرارة مياه الصرف الصحي.
- تركيز المواد الصلبة العالقة فى المياه الداخلة.
- معدل هضم المواد الصلبة فى المفاعل.
- كفاءة الترشيح لقاع الحمأة، والذى يتحدد بالسرعات المستخدمة أعلى التيار وكذلك خواص الحمأة.
- نمو وتحلل الحمأة الجديدة.
- مكث الحمأة فى المروق، محددًا بسرعات السوائل المستخدمة.
- سحب الحمأة الزائد.

ويتم حساب SRT باستخدام معادلة ١٦-١٩.

$$SRT = \frac{X_{reactor} \cdot V_{reactor}}{Q_{effl} \cdot X_{effl} + Q_{excess-sludge} \cdot X_{excess-sludge}}$$

حيث :

X = تركيز الكتلة الحيوية القابلة للحياة (كجم / م^3)

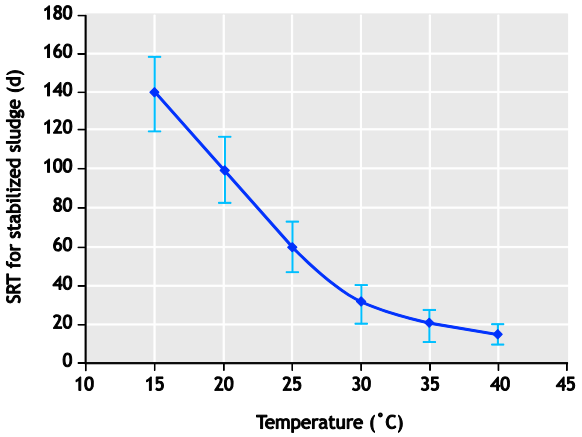
V = حجم المفاعل (م^3)

Q =التدفق (م^3 / يوم)

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

وكقاعدة، يجب أن يكون الحد الأدنى لزمن مكث المادة الصلبة (SRT) دائمًا أكثر ثلاث مرات من ضعف الوقت (T_d) للكتلة الحيوية، المسئول عن معدل الخطوة المحددة. ومع مياه الصرف الصحي المنزلية تحت الظروف الاستوائية، تكون هذه هى الكائنات المولدة للميثان، مع ضعف الوقت (T_d) عند ٢٥°م لمدة ١٠ أيام تقريبًا. لهذا فإن SRTs لنظم معالجة الصرف الصحي كاملة النطاق الموجودة لن تكون أقل من ٣٠ يومًا. وتأثير درجة الحرارة على SRT المطلوب فى مفاعل UASB مبين فى شكل ١٦-٢٦.

ومع إدراك أهمية SRT، يصبح واضحًا أن التصميم التقليدى لمفاعل UASB لمياه الصرف الصحي السكنية يحتاج إعادة النظر عندما تهبط درجة الحرارة ويتجاوز تركيز COD ١٠٠٠مجم/ل. وفى العديد من البلدان ذات المناخ الجاف والتى بها موارد محدودة من المياه، يكون تركيز مياه الصرف الصحي بين ١٠٠٠ – ٢٥٠٠ مجم/ل مثل الشرق الأوسط وشمال أفريقيا وشبه الجزيرة العربية .. إلخ. وفوق ذلك، فإن المناخ المعتدل فى الشرق الأوسط وشمال أفريقيا يتميز بشتاء بارد خاصة فى المناطق المرتفعة.



شكل ١٦-٢٦ SRT المطلوب لمعالجة الصرف الصحي السكنى كدالة لدرجة الحرارة.

وقد أظهرت خبرات الأردن وفلسطين تركيزات COD بمياه الصرف الصحي تصل ٢٥٠٠ مجم COD/ل عند نسبة COD/TSS ٠,٦ (Mahmoud *et al.*, 2003). بينما درجة حرارة الشتاء قد تهبط إلى ١٥°م. وباستخدام التصميم التقليدى لمفاعل UASB، يحتاج HRT لأن تتم زيادته ليصل ٢٠ – ٢٤ ساعة (Hallalsheh, 2002). وهذا ، بداهة، سوف يؤثر فى هيدروديناميكا النظام، داعيًا إلى تغييرات فى توزيع المياه الداخلة لمنع تعويق العملية. وبديلاً عن ذلك، يمكن التعامل مع حمل المواد الصلبة العالقة العالي فى وحدات مفاعلات منفصلة مثل مروقات ابتدائية أو الإزالة المزادة للمواد الصلبة فى نظم ترشيح أعلى التيار، تكون مرتبطة بهاضم حمأة (Elmitwalli, 2000). وهناك أسلوب جديد لربط مفاعل UASB مع هاضم مزدوج مع تبادل الحمأة (Mahmoud, 2002; Mahmoud *et al.*, 2004). ومع ذلك النظام الأخير، سيتم هضم المواد الصلبة المتراكمة عند درجات حرارة أعلى، بينما تتم زيادة نشاط التحول إلى ميثان فى المفاعل بتدفق الحمأة المهضومة الراجعة.

جدول ١٦-١٥ أداء المعالجة لأول محطات نطاق كامل لنظام UASB التى تعالج مياه الصرف الصحي البلدية. ويشير COD إلى إجمالي COD لمياه الصرف الصحي الخام (فان هاندل وليتينجا ، ١٩٩٤).

البلد	الحجم $م^3$	الحرارة °C	زمن المكث الهيدروليكي ساعة	COD فى المياه الداخلة مجم/ل	COD فى المياه الخارجة (أ) مجم/ل	نسبة إزالة COD
كولومبيا	64	24-26	4-6	267	110	65
كولومبيا	6,600	25	5.2	380	150	60-80
البرازيل	120	23	4.7-9	315-265	145	50-70
البرازيل	67.5	23	7	402	130	74
البرازيل	810	30	9.7	563	185	67
الهند	1,200	20-30	6	563	146	74

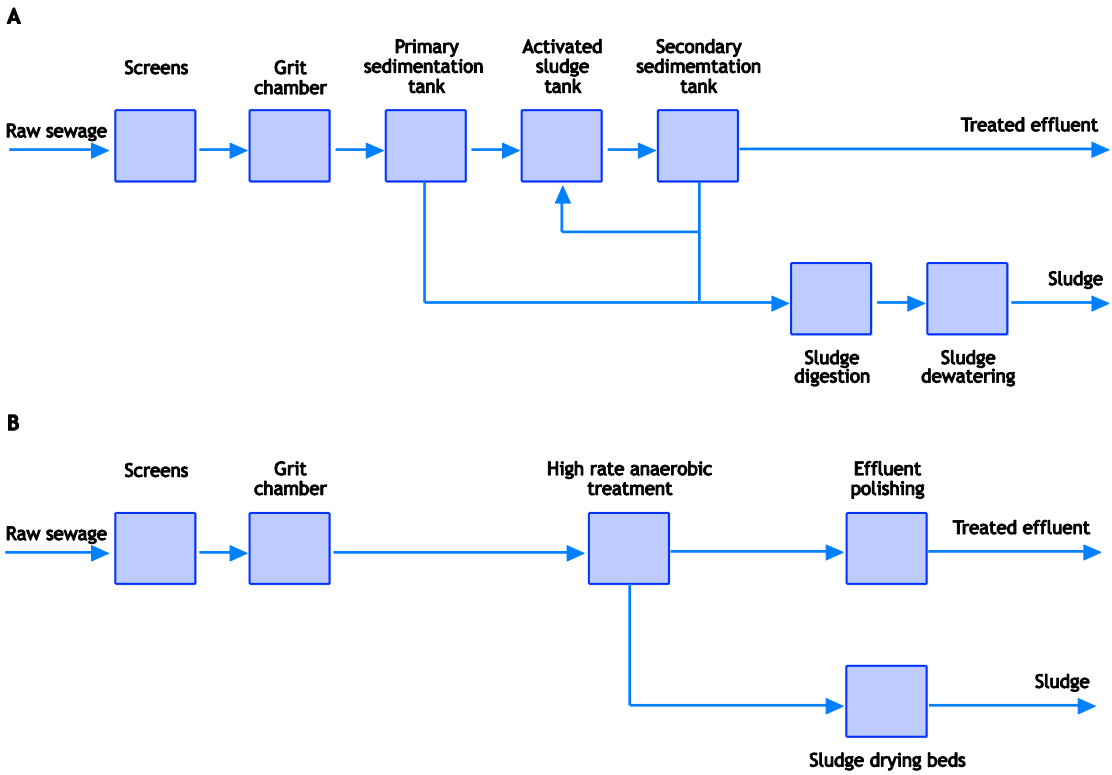
(أ) محسوبة من COD فى المياه الداخلة وكفاءة الإزالة.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

جدول ١٦-١٦ المميزات والعوائق الرئيسة فى نظم المعالجة اللاهوائية عالية المعدل للصرف الصحي

المميزات :
• وفورات كبيرة تصل إلى ٩٠% فى تكاليف التشغيل، حيث لا توجد حاجة لطاقة لعملية التهوية.
• ٤٠ – ٦٠% خفض فى التكاليف الرأسمالية لأن الاحتياج يكون أقل لوحدات المعالجة.
• إذا استخدمت على نطاق مناسب، يكون لغاز الميثان أهمية فى استرجاع الطاقة أو إنتاج الكهرباء.
• لا تستخدم التقنيات معدات عالية التقنية، ماعدا فى المضخات الرئيسة والمصافي الدقيقة. ونظام المعالجة يعتمد بصورة أقل على التقنيات المستوردة.
• عملية المعالجة قوية ويمكنها التعامل مع معدلات التحميل الهيدروليكية والعضوية العالية الدورية.
• التقنيات مدمجة بمتوسط معدلات زمن مكث هيدروليكي بين ٦ و ٩ ساعات ولهذا فهى مناسبة للتطبيق فى المناطق الحضرية لخفض تكاليف النقل.
• تسمح الاستخدامات على النطاق الصغير باللامركزية فى المعالجة، جاعلة معالجة الصرف الصحي أقل اعتمادًا على مدى شبكات تجميع مياه الصرف.
• إنتاج الحمأة الزائدة منخفض وجيد التثبيت وسهل التجفيف فلا تحتاج لعمليات مكثفة لما بعد المعالجة.
• المواد المغذية القيمة (N و P) يتم ترشيدها مما يعطى إمكانية أعلى لري المحاصيل.
• تطرد مرشحات مفاعل UASB جيد التصميم بيض الديدان من المياه الداخلة، وهو مطلب مبدئى قبل إعادة الاستخدام فى الزراعة.
العوائق :
• المعالجة اللاهوائية معالجة جزئية، تحتاج معاملة لما بعد المعالجة تستوفي معايير إعادة الاستخدام أو التخلص الآمن.
• غاز الميثان الناتج يذوب فى المياه الخارجة (اعتمادًا على تركيز COD فى المياه الداخلة) وحتى الآن لا تتخذ إجراءات لمنع هروب الميثان إلى الجو.
• غاز الميثان المتجمع غالبًا لا يسترجع ولا يتم تحويله لوهج قبل هروبه للجو.
• هناك خبرة قليلة فيما يتعلق بالتطبيق على نطاق كامل فى درجات الحرارة المتوسطة أو المنخفضة.
• الغاز المختزل ، مثل H_2S، والذى يذوب فى المياه الخارجة، ربما يهرب مسببا مشاكل الرائحة الكريهة.

(1) مقارنة بعمليات المعالجة بالحمأة النشطة .



شكل ١٦-٢٤ وحدات محطة معالجة صرف صحى ، مقارنة تقنية الحمأة النشطة (A) وتقنية UASB (B).

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

وحاليًا، فإن المفاعل كامل النطاق فى منطقة الشرق الأوسط قيد الافتتاح فى الفيوم جنوب القاهرة بمصر. والتصميم فيه مؤسس على المنهج التقليدى ويوضع فى الحسبان القوة العالية نسبيًا لمياه الصرف الصحي، والناتج عنها HRT أعلى لحد ما بمتوسط ١٢ ساعة. وقد أظهرت المحاولات التجريبية فى عمّان جدوى النظام كطريقة مثلى للمعالجة الأولية لخفض تكلفة حمل COD، مع توليد طاقة لما بعد المعالجة وجدول ١٦–١٨ يوجز باختصار أهم النتائج (Hallalsheh *et al.*, 2005).

وبالرغم من أن جميع التوقعات لتطبيق كامل النطاق فى عمان تبدو واعدة جدًا (جدول ١٦–١٨)، إلا أن القرارات قد تم اتخاذها بالفعل لتحويل نظام البرك القائم حاليًا إلى محطة حمأة نشطة حديثة. وفيما يتعلق باستمرارية معالجة الصرف الصحي السكني، فإن هذا القرار يعتبر فرصة ضائعة. وعلى وجه التحديد لأن مياه الصرف الصحي البلدية الأكثر تركيزًا تكون فى الواقع الأمثل للمعالجة اللاهوائية الأولية. ويمكن استخدام الطاقة المسترجعة عندئذ بصورة مفيدة فى الموقع فى المعالجة المكثفة حتى رحلة تصريفها أو إعادة استخدامها. وأي طاقة زائدة يمكن أن تخدم كمصدر للطاقة مثلاً لمضخات الري أو المستوطنات القريبة من المحطة.

وعند اعتبار الوضع الحالي للطاقة الحفرية واستهلاكها، فالمعالجة اللاهوائية للصرف الصحي تقدم بديلاً مجديًا لمعالجة التدفق الضخم لمياه الصرف السكنية والبلدية بالعديد من أجزاء العالم. وعلى ضوء المناقشات الجارية بشأن غازات الاحتباس الحراري، فإن استرجاع جميع الميثان المنتج يجب أن يكون جزءًا ضروريًا من تصميم محطة المعالجة. وبسبب حجمه المدمج، فإن نظام المعالجة اللاهوائية عالي المعدل للصرف الصحي يمكن استخدامه فى المناطق الحفرية أيضًا. فالأخير سوف يؤدى إلى انخفاض ضخم فى التكلفة فى إنشاء شبكات صرف صحي، ومحطات رفع وشبكات نقل. ويجب إدراك أن ٣٥%

جدول ١٦–١٧ بعض معايير التصميم لمفاعلات UASB تعالج مياه الصرف الصحي فى بلاد استوائية

المعيار	القيمة
الحد الأدنى لمتوسط زمن المكث الهيدروليكي	4 h
الارتفاع	4-5 m
نقاط دخول المياه الداخلة	1 inlet per 1 to 4 m^2
توزيع المياه الداخلة	كل ماسورة مدخل تأتي من مقصورة منفصلة
الضغط الاستاتيكي فى صندوق مدخل المياه الداخلة	Up to 50 cm
السرعة أعلى التيار فى المنفذ	متوسط يومي ٤ م/س خلال ٢ – ٤ ساعات ٨ م/س
السرعة أسفل التيار	0.5-0.7 m/h

فقط من مياه الصرف البلدية الناتجة فى آسيا تتم معالجتها، بينما في أمريكا اللاتينية تصل هذه النسبة إلى ١٥% فقط (منظمة الصحة العالمية WHO ومنظمة الأمم المتحدة للطفولة UNICEF). وفى أفريقيا لا يوجد تقريبًا تجميع لمياه الصرف الصحي أو معالجة ، باستثناء الجزء الواقع فى منطقة الشرق الأوسط وجنوب أفريقيا. ومع الزيادة فى التفهم الأساسي لعمليات المعالجة اللاهوائية ومع الزيادة فى عدد التجارب الفعلية كاملة النطاق، ستصبح المعالجة اللاهوائية بلا شك واحدة من الطرق الأساسية لمعالجة تدفقات الصرف الصحي الملوثة عضويًا.

جدول ١٦–١٨ محاولات مفاعل UASB تجريبي فى عمان – الزرقاء، موقع بركة تثبيت المخلفات فى خربة السمراء – الأردن.

متوسط خصائص المياه الداخلة			أداء المعالجة (شاملاً التصفية المبدئية)	
Flow	180,000	m^3/d	COD removal:	up to 80%
COD	1,500	mg/l	BOD removal:	up to 85%
BOD	500-700	mg/l	TSS removal:	up to 80%
TSS	600-700	mg/l	Pathogens:	negligible
NH_4^+-N	70-130	mg/l	CH_4 production:	0.15 $Nm^3CH_4/kgCOD_{removed}$
TKN	90-200	mg/l		
P_{tot}	10-40	mg/l	إنتاج الميثان المحتمل 27,000 m^3/d, مساوٍ إلى طاقة كهربائية محتملة ≈ 5 MW	
T	16 –28	^oC	(بافتراض 40% كفاءة ميثان).	

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

المراجع

Alves M.M., Vieira J.A.M., Álvares Pereira R.M., Pereira M.A. and Mota M. (2001) Effects of lipids and oleic acid on biomass development in anaerobic fixed-bed reactors. Part II: Oleic acid toxicity and biodegradability. *Wat. Res.* **35**(1), 264-270.

Banik G.C. and Dague R.R. (1997) ASBR treatment of low strength industrial wastewater at psychrophilic temperatures. *Wat. Sci. Tech.* **36**(2-3), 337-344.

Batstone D.J. Keller J., Angelidaki I., Kalyuzhnyi S.V., Pavlostathis S.G., Rozzi A., Sanders W.T.M., Siegrist H., Vavilin V.A. (2002) *The IWA Anaerobic digestion Model No 1 (ADM1)*. IWA Publishing, 2002. - (Scientific and Technical Report , 13). – ISBN 1900222787. - p. 77

Beeftink H. H. and Staugard (1986) Structure and dynamics of anaerobic bacterial aggregates in a gas-lift reactor. *Appl. Env. Micr.* **52**, 1139-1146.

Canfield D.E. and Des Marais D.J. (1991) Aerobic sulfate reduction in microbial mats. *Science* (**251-5000**), 1471-1473.

Chandler J.A., Jewell W.J., Gossett J.M., van Soest P.J. and Robertson J.B. (1980) Predicting methane fermentation biodegradability. *Biotech. Bioeng. Symbosium* **10**, 93-107.

Colleran E., Finnegan S. and Lens P. (1995) Anaerobic treatment of sulphate-containing waste streems. *Antonie van Leeuwenhoek* **67**, 29-46.

De Zeeuw W.J. (1982) Korrelslibbvorming bij de anaerobe zuivering van destruktieafvalwater, *intern rapport*, Vakgroep Waterzuivering, Landbouwhogeschool Wageningen.

De Zeeuw W.J. (1987) Granular sludge in UASB-raectors, in "Granular Anaerobic Sludge, Microbiology and Technology", i*n proceedings of the GASMAT-workshop*, Lunteren 25-27 October.

Dolfing J. (1987) Microbiological aspects of granualr methanogenic sludge. Ph.D. thesis, Agricultural University, Wageningen, The Netherlands.

Draaijer H., Maas J.A.W., Schaapman J.E. and Khan A. (1992) Performance of the 5 MLD UASB raector for sewage treatment in Kanpur, India. *Wat. Sci. Tech.* **25**(7), 123-133.

Ehlinger F. (1994) Anaerobic biological fluidized beds: Operating experiences in France. *In proceedings of 7th International symposium on anaerobic digestion*, Cape Town, January 23-27.

Elmitwalli T. A. (2000) Anaerobic Treatment of Domestic Sewage at Low Temperature. Wageningen University.

Elmitwalli T. A., Sklyar V., Zeeman G., Lettinga G., (2002) Low temperature pre-treatment of domestic sewage in an anaerobic hybrid or an anaerobic filter reactor. *Biores. Tech.* **82**, 233-239.

Fang H.H.P., Chui H.K. and Li Y.Y. (1994) Microbial structure and activity of UASB granules treating different wastewaters. *Wat. Sci. Tech.* **30**(12), 87-96.

Fitz R.M., Cypionka H. (1990) Formation of thiosulfate and trithionate during sulfite reduction by washed cells of *Desulfovibrio desulfuricans*. *Arch. Microbiol.* **154**, 400–406

Fründ C. and Cohen Y. (1992) Diurnal cycles of sulfate reduction under oxic conditions in cyanobacterial mats. *Appl. Environ. Microbiol.* **58**, 70–77

Grotenhuis J.T.C. (1992) Structure and stability of methanogenic granular sludge, proefschrift, Wageingen.

Gujer W., and Zehnder A.J.B. (1983) Conversion processes in anaerobic digestion. *Wat. Sci.Techn.* **15**(8/9), 127-167.

Halalsheh M., Sawajneh Z., Zu'bi M., Zeeman G., Lier J., Fayyad M. and lettinga G. (2005) Treatment of strong domestic sewage in a 96 m^3 UASB reactor operated at ambient temperatures: two-stage versus single-stage reactor. *Biores. Tech.* **96**, 577-585.

Heijnen J.J. (1983) Anaerobic wastewater treatment. *Proceedings of the European symbosium on anaerobic wastewater treatment*, Noordwijkerhout, November, 23-25 .

Heijnen J.J. (1988) Reprints Verfahrenstechnik Abwassereiningung, GVC-Diskussionstagung Large scale anaerobic-aerobic treatment of complex industrila wastewater using immobilized biomass. Baden Baden, Oktober, 17-19.

Heppner B., Zellner G. and Diekmann, H. (1992) Start-up operation of a propionate-degrading fluidized-bed reactor, *Appl. Microbiol. and Biotechnol.* **36**, 810-16.

Holst T.C., Truc A. and Pujol R. (1997) Anaerobic fluidised beds: ten years of industrial experience. *Wat. Sci. Tech.* **36**(6-7), 415-422.

Hulshoff Pol L.W. and Lettinga G. (1986) Advanced reactor design, opeartion and economy. *Wat. Sci. Tech.* **18**(12), 99-108.

Hulshoff Pol L.W., de Zeeuw W.J. Velzeboer C.T.M. and Lettinga G. (1983) Granulation in UASB-reactors. *Wat. Sci. Tech.* **15**(8/9), 291-304.

Hulshoff Pol L.W., Heijnekamp K. and Lettinga G. (1987) The selection pressure as driving force behind the granulation of anaerobic sludge. *In proceedings of the Gasmat-Workshop*, Lunteren, Oct. 25-27.

Hulshoff Pol L.W., de Castro Lopes S.I., Lettinga G. and Lens P.N.L. (2004) Anaerobic Sludge Granulation. *Wat. Res.* **38**(6), 1376-1389.

Jeison D. and Van Lier J.B. (2006) Cake layer formation in anaerobic submerged membrane bioreactors (AnSMBR) for wastewater treatment. *J. Memb. Scien.* **284**, 227-236.

Jewell W. J. (1994) Resorce Recovery Wastewater treatment. *American Sci.* **82**, 366-375.

Kleerebezem R., Hulshoff Pol L.W. and Lettinga G. (1999b) Anaerobic degradation of phthalate isomers by methanogenic consortia. *Appl. Env. Micr.* **65**(3), 1152.

Kleerebezem R., Hulshoff Pol L.W. and Lettinga G.(1999a) The role of benzoate in anaerobic

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

degradation in terephthalate. *Appl. Env. Micr.* **65**(3), 1161-1167.

Lettinga G. and Hulshoff Pol L. W. (1991) UASB process design for various types of wastewater. *Wat. Sci. Tech.* **24**(8), 87-107.

Lettinga G., Sar van der J. and Ben van der J. (1976) Anaerobe zuivering van het afvalwater van de bietsuikerindustrie (2). *H2O* **9**, 38-43.

Lettinga G., Velsen A. F. M. v., Hobma S. W., Zeeuw W. J. de and Klapwijk A. (1980) Use of the Upflow Sludge Blanket (USB) reactor concept for biological wastewater treatment. *Biotech. Bioeng.* **22**, 699-734.

Lettinga G., Velsen L. van, Zeeuw W. de, and Hobma S.W. (1979) The application of anaerobic digestion to industrial pollution traetment. *Proceedings 1st Int. Symp. on anaerobic digestion.* 167-186, Cardiff UK.

Lettinga G. and Hulshoff Pol L.W. (1991) UASB process design for various types of wastewater. *Wat. Sci. Tech.* **24**(8), 87-107.

Li A. and Sutton P.M. (1981) Dorr Oliver Anitron system, Fluidized Bed technology for methane production from dairy wastes. *Proceedings, Whey Products Institute Annual Meeting*, April, Chicago.

Liao B.Q., Kraemer J.T. and Bagley D.M. (2006) Anaerobic membrane bioreactors: applications and research directions. *Crit. Rev. in Env. Sci. Tech.* **36** (6), 489-530.

Mahmoud N., Zeeman G., Gijzen H. and Lettinga G. (2003) Solids removal in upflow anaerobic reactors. *Biores. Tech.* **90**(1), 1-9.

Mahmoud N., Zeeman G., Gijzen H. and Lettinga G. (2004) Anaerobic sewage treatment in a one-stage UASB reactor and a combined UASB-Digester system. *Wat. Res.* **38**(9), 2348-2358.

Mahmoud N. (2002) Anaerobic Pre-treatment of Sewage Under Low Temperature (15°C) Conditions in an integrated UASB-Digester System. Wageningen University.

McCarty P.L. (1964) Anaerobic waste treatment fundamentals, Part I. *Chemist. Microb. Pub. Works* **95**,107.

McCarty P.L. (1982) In: (D.E. Hughes, D.A. Stafford, B.F. Weatley, W. Beader, G. Lettinga, E.J. Nuns, W. Verstraete and R.L. Wentworth, eds.) Anaerobic Digestion. Elsevier Biomedical, Amsterdam, pp. 3-22. McCoy, J.H. (1962) *J. Appl. Bact.* **25**, 213-224.

McCarty P.L. (2001) The development of anaerobic treatment and its future. *Wat. Sci. Tech.* **44**(8), 149-156.

Novak J.T. and Carlson D. (1970) The kinetics of anaerobic long chain fatty acids degradation. *J. Water Pollut. Control Fed.* **42** (2), 1932-1943.

Oude Elferink S.J.W.H., Visser A., Hulshoff Pol L.W. and Stams A.J.M. (1994) Sulfate reduction inmethanogenic bioreactors. *Fems Microbiology Reviews.* **15**, 119-136.

Pereira M. A., Sousa D. Z., Mota M., and Alves M. M. (2004) Mineralization of LCFA associated with anaerobic sludge: kinetics, enhancement of methanogenic activity, and effect of VFA. *Biotech. Bioeng.* **88** (4), 502-511.

Raskin L., Amann R.I. Poulsen L.K., Rittmann B.E. and Stahl D.A. (1995) Use of ribosomal RNA-based molecular probes for charactesrisation of compelx microbial communinties in anaerobic biofilms, L. Raskin, Univ. Illinois Dept. Civil Eng. Lab 3221 Newmark 205 N Mathews Urbana, IL 61801 USA 0273-1223. *Wat. Sci. Tech.* **31**(1), 261-272.

Razo-Flores E., Macarie H. and Morier F. (2006) Application of biological treatment systems for chemical and petrochemical wastewaters. *In: Advanced Biological Treatment Processes for Industrial Wastewaters*, IWA publications, London.

Rebac S., van Lier J.B., Lens P., van Cappellen J., Vermeulen M., Stams A.J.M., Swinkels K.Th. M. and Lettinga G. (1998) Psychrophilic (6-15 °C) high rate anaerobic traetment of malting wastewater in a two-module expanded granular sludge bed system. *Biotech. Progress* **14**, 856-864.

Rinzema A. (1988) Anaerobic treatment of wastewater with high concentrations of lipids or sulfate. PhD thesis, Wageninegn Agricultural University, Wageningen.

Santos H., Fareleira P., Legall J. and Xavier A.V. (1994) In vivo nuclear magnetic resonance in study of physiology of sulfate-reducing bacteria. *Methods in Enzymol.* **243**, 543-558.

Schellinkhout A. and Osorio E. (1994) Long-term experinence with the UASB technology for sewage treatment on large scale. *Paper reprints Seventh Inte. Synp. On Anaerobic Digestion*, Cape Town, January 23-27.

Schroepfer G.J., Fullen W.J., Johnson A.S., Ziemke N.R. and Anderson J.J. (1955) The anaerobic contact process as applied to packinghouse wastes. *Sew. and Ind. Waste* **24**, 61.

Seyfried C.F. (1988) Reprints Verfahrenstechnik Abwasserreinigung, GVC - Diskussionstagung, Baden, Oktober 17-19.

Tagawa T., Takahashi H., Sekiguchi Y., Ohashi A. and Harada H. (2002) Pilot-plant study on anaerobic treatment of a lipid- and protein-rich food industrial wastewater by a thermophilic multi-staged UASB reactor. *Wat. Sci. Tech.* **45** (10), 225-230.

Thaveesri J., Boucneu G., Gernaey K., Kaonga B. and Verstraete W. (1994) Organic and ammonia nitrogen in relation to granular slduge growth. *Reprints seventh international symposium on anaerobic digestion,* 54-63, Cape Town, January 23-27.

Van Haandel A.C. and Lettinga G. (1994) *Anaerobic Sewage Treatment*. John Wiley and Sons Ltd, England.

Van Haandel, AC. and Lettinga, G., (1994) A*naerobic Sewage Treatment. A Practical Guide for Regions with a Hot Climate*. John Wiley and Sons, New York.

Van Lier J.B. (2007) Current and future trends in anaerobic digestion: diversifying from waste(water) treatment to resource oriented conversion techniques. *In: Proc. of the 11th IWA-International Conference on Anaerobic Digestion*, Brisbane, September 23-27.

Van Lier J.B., Boersma F., Debets M.M.W.H. and Lettinga G. (1994) High rate thermophilic wastewater treatment in compartmentalized upflow reactors. *Wat. Sci. Tech.* **30**(12), 251-261.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

Van Lier J.B., van der Zee, Tan F.P., Rebac S. and Kleerebezem R. (2001) Advances in high-rate anaerobic traetment: staging of reactor systems. *Wat. Sci. Tech*. **44**(8), 15-25.

Vellinga S.H.J., Hack P.J.F.M. and Vlugt A.J. van der (1986). New type "high rate" anaerobic reactor, first experience on semi-technical scale with a revolutionary and high loaded anaerobic system. *In: Proc. of Anaerobic Treatment, a Grown-up Technology, Aquatech 1986,* 15-19 September, Amsterdam, The Netherlands, 547-562.

Verstraete W., Beer D. de, Pena M., Lettinga G. and Lens P. (1996) Anaerobic bioprocessing of organic wastes. *World J. of Microb. and Biotech.* **12**, 221-238.

Von Sperling M. and C. A. de Lemos Chernicharo (2005) *Biological Wastewater Treatment in Warm Climate Regions.* IWA Publishing, London.

Wang K. (1994) Integrated anaerobic and aerobic treatment of sewage. Ph.D. thesis, Department of Environmental Technology, Wageningen University, Wageningen.

WHO/Unicef (2000). Global water supply and sanitation assessment 2000 report. World Health Organisation, United Nations Children's Fund, Geneva, p. 80.

Widdel F. and Hansen T.A. (1992) The dissimilatory sulfate- and sulfur-reducing bacteria in the Prokaryotes, 2nd edn. springer-Verlag, New York.

Widdel F., Rouviere P.E. and Wolfe R.S. (1988) Classification of secondary alcohol–utilizing methanogens including a new thermophilic isolate. *Arch. Microbiol*. **150**, 477-481.

Wiegant W.M. and de Man A.W.A. (1986) Granulation of biomass inthermophilic anaerobic sludge blanket reactors traeting acidified wastewaters. *Biotech. Bioeng*. **28**, 718-727.

Wu W.-M. (1987) Granular sludge in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors and ist properties. *Water Treat*. **2**, 148-157.

Wu W.-M., Hickey R.F. and Zeikus J.G. (1991) Characterisation of metabolic performance of methanogenic granules treating brewrey wastewater: Role of sulfate-reducing bacteria. *Appl. Env. Micr*. **57**, 3438-3449.

Wu W-M., Jain M.K., Conway de Macario E., Thiele J.H. and Zeikus J.G. (1992) Microbial composition and characterisation of prevalent methanogens and acetogens isolated from syntrophic methanogenic granules. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* **38**, 282-290.

Young J.C. (1991) Factors affecting the design and performance of anaerobic filters. *Wat. Sci. Tech.* **24**(8), 133-156.

Young J.C. and McCarty P.L. (1969) The anaerobic filter for waste treatment. *J. Water Pollut. Control Fed.* **41**, 160-173.

Zeeman G., Sanders W.T.M., Wang K.Y. and Lettinga G. (1996) Anaerobic treatment of complex wastewater and waste activated sludge- application of an upflow anaerobic removal (UASR) reactor for the removal and pre-hydrolysis of suspended COD. *IAWQ-NVA conference for 'Advanced wastewater treatment',* Amsterdam, 23-25.

Zeeman G. and Lettinga G. (1999) The role of anaerobic digestion in closing the water and nutrient cycle at community level. *Wat. Sci. Tech* **39** (5), 187-194.

Zellner G. and Neudörfer F. (1995) Stability and metabolic versatility of a propionate-degrading biofilm operating in an anaerobic fluidised bed reactor. J. *Ferment. Bioeng.* **80**(4), 389-393.

Zoutberg G.R. and Frankin R. (1996) Anaerobic treatment of chemical and brewery waste water with a new type of anaerobic reactor, the Biobed® EGSB reactor. *Wat. Sci. Tech.* **34**(5-6), 375-381.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

المصطلحات والرموز

الرمز	الوصف	الوحدة
A	مساحة القطاع العرضي للمفاعل	m^2
A_{min}	الحد الأدنى لمساحة السطح	m^2
$E_{ff\text{-}meth}$	نسبة الأوكسجين الكيميائى الممتص فى كجم/م٣ متحول إلى ميثان	%
f_c	معامل التلامس بين صفر و ١	
$F_{meth\text{-}biogas}$	جزء الميثان فى الغاز الطبيعى ، عامة بين ٠,٦ و ٠,٩	
H	ارتفاع المفاعل	m
K_s	ثابت مونود لنصف التشبع	mgCOD/l
Q_{inf}	معدل تدفق المياه الداخلة	m^3/h
r_v	معدل التحميل العضوى	$kgCOD/m^3.d$
T	درجة الحرارة	°C
T_d	زمن المضاعفة للكتلة الحيوية	d
V	حجم المفاعل	m^3
V_{biogas}	سرعة الغاز الحيوى المتصاعد	m/h
V_{crit}	مستوى الانقطاع للحجم الأدنى المطلوب للمفاعل على أساس المحددات الهيدروليكية	m/h
$V_{reactor}$	حجم المفاعل	m^3
V_{upw}	سرعة السائل المتصاعد	m/h
$V_{upw,max}$	الحد الأقصى المسموح لسرعة السائل الصاعد	m/h
X	كمية الكتلة الحيوية المتراكمة	$kgVSS/m^3$ reactor
$X_{reactor}$	تركيز الكتلة الحيوية فى المفاعل	kg/m^3
$\Delta G°'$	التغير فى الطاقة الحرة	kJ/mol

الاختصار	الوصف
AB	بكتيريا التحول إلى خلات
ABR	المفاعل اللاهوائى ذو الحواجز
ACP	عملية التلامس اللاهوائي
ADM1	نموذج الهضم اللاهوائي
AF	مرشح لاهوائى
AMBR	مفاعل حيوى لاهوائى غشائى
AnWT	المعالجة اللاهوائية لمياه الصرف الصحى
ASBR	مفاعل دفعات متتالية لاهوائي
ASM1	نموذج حمأة نشطة رقم ١
ASRB	بكتيريا مؤكسدة لحمض الخليك ومختزلة للكبريتات
CHP	طاقة الحرارة المرتبطة
CSTR	مفاعل حوض التقليب المستمر
EGSB	حوض الحمأة الحبيبية الممتد
EPS	مواد بوليمرية خارج الخلية
FASRB	بكتيريا مؤكسدة للأحماض الدهنية مختزلة للكبريتات

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

FB	مفاعل حوض تسييل
GLSS	نظام فصل الغازات – السوائل – المواد الصلبة
HMB	بكتيريا منتجة للميثان ذاتية التغذية
HRT	زمن المكث الهيدروليكى
HSRB	بكتيريا مؤكسدة للهيدروجين مختزلة للكبريتات
IC	مفاعل تدوير داخلى
LCFA	أحماض دهنية طويلة السلسلة
MB	بكتيريا تحول للميثان
OHPB	بكتيريا إنتاج هيدروجين إلزامية
OLR	معدل التحميل العضوى
PTA	حمض الثريفثاليك المنقى
SCFA	أحماض دهنية قصيرة السلسلة
SMA	نشاط إنتاج الميثان المحدد للحمأة
SRB	البكتيريا المختزلة للكبريتات
SRT	زمن مكث الحمأة
UAF	مرشح لاهوائى أعلى التيار
UASB	غطاء الحمأة اللاهوائى ذو التدفق الرأسى
VFA	أحماض دهنية متطايرة
VSS	مواد صلبة عالقة متطايرة

Greek symbols	Explanation	Unit
μ_{max}	Maximum growth rate	1/d
Θ	Hydraulic retention time (HRT)	h





سنهور فى مصر :

(أ) محطة معالجة مياه صرف صحي بلدية تستخدم أحواض ترسيب ابتدائى ومرشحات تقطير وأحواض ترسيب ثانوي (٢٠٠١).

(ب) فى ٢٠٠٦ ، تم إعادة تزويدها بمفاعل غطاء حمأة لاهوائى. وواضح التطور العمراني السريع.

(photos: D. Brdjanovic and J.B. van Lier, respectively).

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



تطبيق مفاعل غطاء حمأة لاهوائى على نطاق كامل : محطة معالجة صرف صناعى من مصنع للبيرة فى بافاريا ، ليسوث ، هولندا. ومفاعل غطاء الحمأة اللاهوائى موضوع فى مقدمة العرض (photo: J.B. van Lier by courtesy of Bavaria N.V.).

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



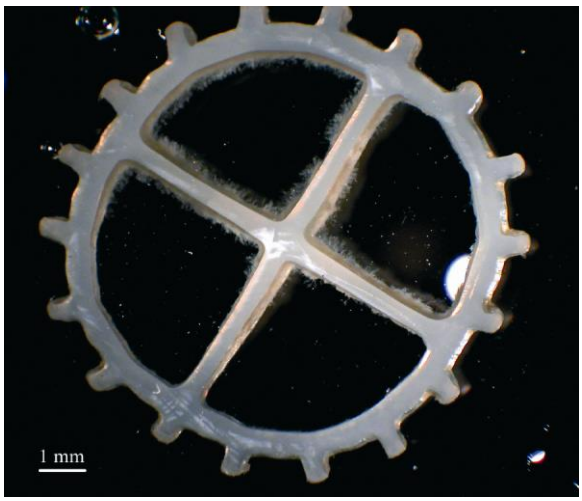
١٧

نمذجة الأغلفة الحيوية

Eberhard Morgenroth

١٧–١ ما هي الأغشية الحيوية؟

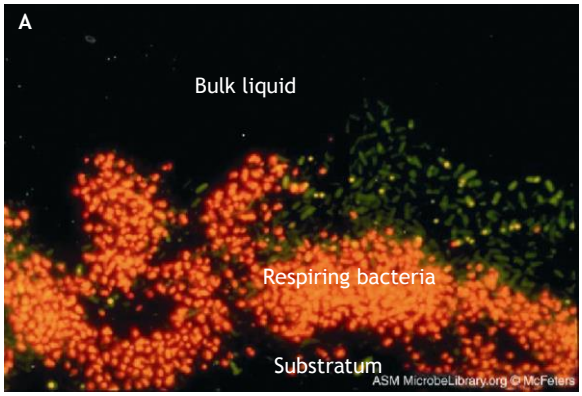
تشترك عمليات المعالجة البيولوجية في الشرطين الآتيين: (i) الكائنات الدقيقة النشطة يجب أن يتم تركيزها في داخل المنظومة، (ii) الكائنات الدقيقة يجب إزالتها من المياه المعالجة الخارجة قبل ترك المياه للمنظومة. وفي نظم الحمأة النشطة تنمو الكائنات الدقيقة كندف معلقة في المياه، ويكون فصل المادة الصلبة عن السائل مطلوبًا لاحتجاز الكتلة الحيوية داخل المنظومة (مثل استخدام حوض للترسيب أو غشاء). وفي مفاعلات الأغلفة الحيوية يتم تجميد (شل حركة) الكائنات الدقيقة في طبقة كثيفة تنمو ملاصقة لسطح صلب. والإبقاء على كتلة حيوية نشطة لا يحتاج إلى مروق في مفاعل الغلاف الحيوي. والبكتيريا في السائل المعلق يمكن أن تُستبعد (تُزال) مع تدفق المياه، ولكن البكتيريا في الغلاف الحيوي تحمى من الاستبعاد ويمكنها أن تنمو في مواقع يبقى فيها الغذاء المطلوب لها متوافرًا بكثرة. وسوف يعتمد ما إذا كان الغلاف الحيوي سيتطور إلى منظومة أم لا على استبعاد (إزالة) الكتلة الحيوية المعلقة (أو زمن مكث المواد الصلبة). وإذا كان معدل إزالة (استبعاد) البكتيريا المعلقة أكبر من معدل النمو لمجموعة معينة من الكائنات، عندئذ ستنمو هذه المجموعة، تفضيليًا، في غلاف حيوي. ومع معدلات إزالة صغيرة ، يكون هناك حافز أقل للبكتيريا لتنمو إلى غلاف حيوي. وتتكون الأغلفة الحيوية من بكتيريا مدفونة في نسيج غشائي من مواد بوليمرية خارج خلوية تحتوي على بروتينات ومواد متعددة السكريات وأحماض نووية حرة ومياه (Sutherland, 2001). وتكون المواد البوليمرية خارج الخلوية (EPS) هي –أساسًا– المادة اللاصقة التي تحفظ الغشاء الحيوي في مكانه. وتكون تركيزات الكتلة الحيوية النشطة داخل الغلاف الحيوي أكبر كثيرًا مقارنة بنظم الحمأة النشطة. ويظهر في الصورة ١٧–١ صورة غلاف حيوي في حوض متحرك لمفاعل غلاف حيوي.

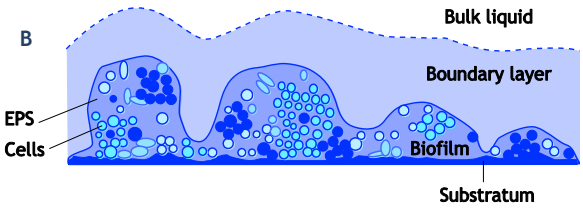


شكل ١٧–١ غلاف حيوي نامي على حامل معلق للغلاف الحيوي (صورة D. Brockmann)

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

وفي الشكل ١٧-٢ ب هناك شكل تخطيطي لمختلف المكونات داخل نظام غلاف حيوي، هى : كتلة السائل ، الطبقة المحيطة ، الغلاف الحيوي ودعم الغلاف الحيوي (سطح الاستزراع). ويكون انتقال كتلة المواد الركيزة ومتلقيات الإلكترونات داخل الغلاف الحيوي غالبًا ما يعتمد على الانتشار الجزيئي، والذى عادة ما يكون بطيئًا مقارنة بإزالة المادة الركيزة، مما ينتج عنه وجود مكونات للمادة الركيزة داخل الغلاف الحيوي. وأحد نتائج هذا التراوح في المادة الركيزة دائمًا ما تكون أن إزالة المادة الركيزة في الغلاف الحيوي تكون محدودة في نقل الكتلة. هذا يمثل عيبًا في مفاعلات الغلاف الحيوي. ومن جانب آخر، تسمح منحنيات (التراوح في) المادة الركيزة بنشوء بيئات حيوية مختلفة داخل الغلاف الحيوي اعتمادًا على تركيزات المادة الركيزة ومتلقيات الإلكترونات الموجودة. وأحد أمثلة تلك الظروف غائبة الأكسجين الممكن نشوئها داخل الغلاف الحيوي بصرف النظر عن الكتلة الإجمالية للسائل التى تكون هوائية، والذي يسمح بحدوث إزالة النيترة داخل الغلاف الحيوي. وتفهم التفاعلات بين نقل الكتلة وعمليات تحول المادة الركيزة ضروري لفهم الأداء الإجمالي لنظم الغشاء الحيوي.





شكل ١٧-٢ غلاف حيوي نامي في قناة صرف صورت باستخدام الفحص الميكرسكوبى بالليزر متحد البؤر (A) صورة: (Hung *et al.*, 1995; McFeters, 2002)، وتمثيل تخطيطي لمختلف المكونات لنظام الغلاف الحيوي: كتلة السائل والطبقة المحيطة والغلاف الحيوي وسطح الاستزراع. (B) مأخوذة عن (Wanner *et al.*, 2006).

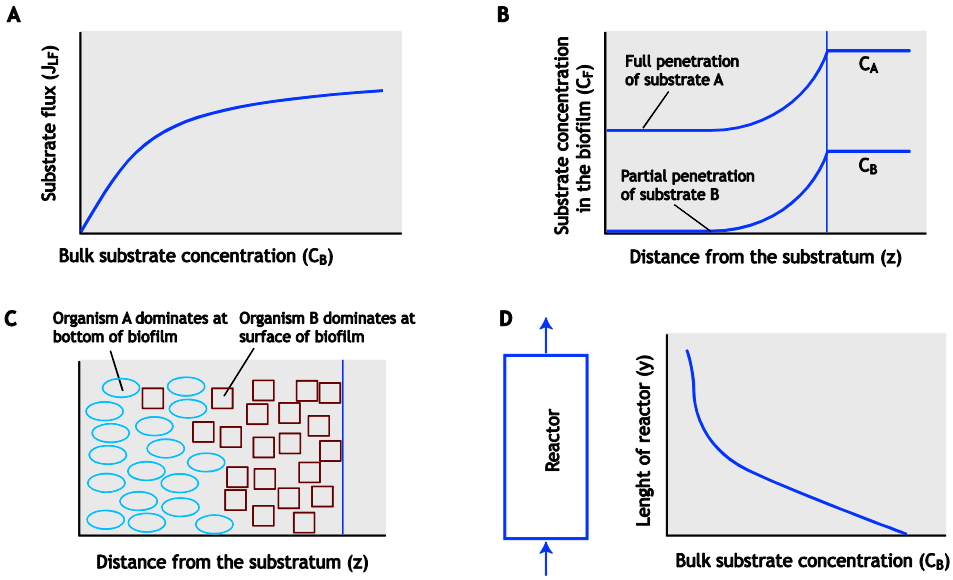
ويمكن أن تكون الأغلفة الحيوية ذات فائدة، على سبيل المثال في معالجة مياه الصرف الصحى وتنقية مياه الشرب وعلاج التربة وفي تكوين حواجز لاحتواء تجمعات الملوثات. ومن جانب آخر فإن الأغلفة الحيوية يمكن أن تكون أيضًا ضارة، على سبيل المثال في شبكات توزيع مياه الشرب وفي تقنيات التبادل الحراري والصحة العامة للأسنان واستزراع الأنسجة الحيوية وعلى هياكل السفن. والأغلفة الحيوية إما مفيدة أو ضارة بسبب أنها: (i) تحول المركبات الموجودة في كتلة السائل المستخدم في معالجة مياه الصرف الصحي أو تنقية مياه الشرب لإزالة المركبات غير المرغوبة و(ii) تحتل حيزًا وتتداخل مع تيار كتلة السائل، الذي يكون مرغوبًا في بعض الأحيان (مثل في الحواجز الحيوية) وضارًا في أحيان أخرى (في المبادلات الحرارية) و(iii) يمكنها أن تأوي كائنات دقيقة ممرضة يصعب إزالتها أو وقف نشاطها داخل الغلاف الحيوي. وهذا الفصل يركز على نمذجة عملية نقل المادة الركيزة وتحولها في الأغلفة الحيوية وتنشئة الأغلفة الحيوية والأداء الكلي لمفاعلات الأغلفة الحيوية.

١٧-٢ الدافعية لنمذجة الأغلفة الحيوية وكيف نختار مناهج النمذجة الرياضية (الحسابية) المناسبة

تم وضع عدد من النماذج الرياضية للأغلفة الحيوية تختلف فيما يتعلق بالعمليات التى تتم داخل الغلاف وبالمعلومات التى تستنبط من النموذج وبالمجهود المطلوب لحل النموذج بما يتراوح ما بين نماذج تحليلية بسيطة إلى نماذج تجريبية متشابكة متعددة الأبعاد. وقبل اتخاذ قرار بشأن اختيار منهج نمذجة معين، يجب علينا أن نحدد بوضوح غرض عملية النمذجة. والأهداف التالية والأسئلة المرتبطة بها تؤدي إلى استنباط أداء مفاعلات الأغلفة الحيوية ويتناولها هذا الفصل:

- **دفق المادة الركيزة كدالة من تركيزها في كتلة السائل:** كيف تؤثر محددات انتقال الكتلة والحركية الميكروبية داخل الغلاف الحيوي على معدلات تحول المادة الركيزة ؟ كيف تؤثر محددات انتقال الكتلة في الطبقة المحيطة لانتقال الكتلة على توافر المادة الركيزة في الغلاف الحيوي ؟ فيجب أن يعطينا النموذج دفق المادة الركيزة إلى داخل الغلاف الحيوي (J_{LF}) (تقدير كم المعدل الإجمالى لتحول المادة الركيزة داخل الغلاف الحيوي) كدالة لتركيزات المادة الركيزة في حالتها ككتلة (C_B) (شكل ١٧-٣أ).
- **الانتشار عديد المكونات:** كيف يؤثر التوافر الداخلي لمانح الإلكترونات ومتلقي الإلكترونات والتواجد الداخلي للمركبات المثبطة على العمليات الميكروبية ؟ فيجب أن

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



شكل ١٧-٣ تمثيل تخطيطي لمختلف الأسئلة التى تساعد النمذجة الرياضية على إمكانية تناولها (أ) كيف يعتمد دفق المادة الركيزة إلى الغلاف الحيوي على تركيز المادة الركيزة في حالة تكتلها ؟ (ب) بالنسبة للتفاعلات التى تشمل عديد من المواد الركيزة (مثل مانحة الإلكترونات ومتلقية الإلكترونات) – أي مادة ركيزة ستكون عاملاً محددًا في عماية التحول ؟ (جـ) كيف سيتم توزيع الكائنات الدقيقة للغلاف الحيوي على سمكه وكيف سيكون هذا التوزيع مؤثرًا على عمليات التحول ؟ (د) كيف سيتم تكامل أداء مفاعل الغلاف الحيوي مع تدفقات المواد الركيزة به ؟

يتنبأ النموذج باختراق مواد ركيزة متعددة إلى داخل الغلاف الحيوي، كقاعدة لتحديد المادة الركيزة المحددة للعملية (شكل ١٧-٣ب).

- **توزيع الكائنات الدقيقة:** كيف يؤثر توافر المادة الركيزة على توزيع الكائنات الدقيقة داخل الغلاف الحيوي ؟ وكيف بالتالى يؤثر توزيع الكائنات الدقيقة على إزالة المادة الركيزة ؟ فيجب أن يتنبأ النموذج بتوزيع الكتلة الحيوية وإزالة المادة الركيزة المُناظر لذلك (شكل ١٧-٣جـ).
- **الأداء الكلي للمفاعل:** كيف ترتبط تدفقات المادة الركيزة الموجودة إلى الغلاف الحيوي بإجمالى أداء المفاعل ؟ فيجب أن يحدث النموذج تكامل تدفقات المادة الركيزة الموجودة بحيث يتنبأ بإجمالي أداء مفاعل الغلاف الحيوي (شكل ١٧-٣د).

إن اختيار منهج النمذجة المناسب يتطلب التوازن بين مستوى التفصيل المطلوب لمقابلة هدف النموذج ومدى تشابك النموذج الذى نريد أن نعمل به. على سبيل المثال: افتراض أن غلافًا حيويًا أحادي الأبعاد ومتجانسًا يكون كافيًا فَيفِي معظم الحالات لتقييم أكسدة الكربون. لكن تقييم التنافس بين البكتيريا عضوية التغذية وتلك ذاتية التغذية على المادة الركيزة والمساحة، يحتاج بالطبع إلى منهج نمذجة يمكنه التنبؤ بتوزيعات الكتلة الحيوية على سمك الغلاف الحيوي. وهناك وسائل تحليلية متاحة بالنسبة للأغلفة الحيوية أحادية الأبعاد ذات التوزيع المتجانس للكائنات على مدى سمك الغلاف الحيوي باستخدام تعبيرات معدلات بسيطة من مرتبة الصفر أو المرتبة الأولى. وبافتراض أن حركيات مونود تحتاج بالفعل استخدام وسائل رقمية. وفي هذا الفصل سيتم تقديم المفاهيم الأساسية لنماذج الأغلفة الحيوية ومعها المناهج التحليلية لحل نماذج الأغلفة الحيوية البسيطة ومناهج تجريبية لنماذج الأغلفة الحيوية الأكثر تعقيدًا أو تشابكًا. والوسائل التجريبية في هذا الفصل تم الحصول عليها باستخدام برنامج الحاسب الآلى AQUASIM[١] (Reichert, 1998). وملفات المحاكاة لها متاحة للنقل (Download)[٢] بحيث يمكن للقراء الذين لديهم إمكانية استخدام برنامج AQUASIM استكشاف هذه المحاكاة بأنفسهم. وبرامج حل نماذج الأغلفة الحيوية التجريبية يتزايد توافرها لدى صناع نماذج محاكاة مياه الصرف الصحى التجاريين. وحتى يمكن العمل باستخدام هذه الحلول يجب أن يتمتع المستخدم بفهم شامل للآليات الأساسية لها وأن يؤدي بانتظام بعض الحسابات اليدوية باستخدام

(١) www.aquasim.eawag.ch

(٢) www.unesco-ihe.org/education/short_courses/online_courses/biological_wastewater_treatment

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

وسائل تحليلية لنماذج مبسطة للأغلفة الحيوية لفحص مدى معقولية النتائج التى تم الحصول عليها من نماذج أكثر تعقيدًا. وسوف يربط هذا الفصل بين مناقشة نماذج الأغلفة الحيوية التحليلية والتجريبية.

١٧-٣ منهج النمذجة لغلاف حيوي بافتراض مادة ركيزة مفردة كعامل محدد وتجاهل المقاومة الخارجية لنقل الكتلة

الأغلفة الحيوية، كما هو مبين في شكل ١٧-٢، عبارة عن تكتلات متشابكة ومتغايرة. ولهذا فنحن ندرس كيف يمكن لهذه الكتل أن يتم توصيفها في نموذج رياضي مبسط ؟ ما هي الملامح ذات الصلة وأي الملامح يمكن إهمالها ؟ والنماذج المتشابكة تجريبيًا والمكلفة، متاحة وهى التى تهدف إلى توصيف والتنبؤ بالهيكل متعدد الأبعاد والمتغاير والذى يمثل حيزًا للغلاف الحيوي والمبين في شكل ١٧-٢ وبعض تطبيقات مثل هذه النماذج المتشابكة تتم مناقشتها في الجزء ١٧-١٠، ولكن التحليل التفصيلي وحل مثل هذه النماذج للنمذجة ذات الأبعاد المتعددة تقع خارج مجال هذا الفصل. وتركيز هذا الفصل يكون على وصف تأثير محددات نقل الكتلة التى ينشأ عنها مادة ركيزة متغايرة (خارجية) التغذية وتوزيعات كتلة حيوية في بعد واحد فقط. وفي هذا المنهج يفترض أن معدلات العمليات وكثافة الكتلة الحيوية واستهلاكها وتركيزات المادة الركيزة يمكن عمل متوسطات لها في مستويات منبسطة موازية لسطح الاستزراع. وبهذا الافتراض المبسط يمكن أن يتم وصف غلاف حيوي كهيكل أحادي الأبعاد به تفاعلات وانتشار جزيئي داخل الغلاف مع طبقة محيطة خارجية لنقل الكتلة كما هو مبين في شكل ١٧-٤.

وبالنسبة لمعظم النماذج المستخدمة في هذا الفصل، فإننا نفترض أن كثافة الكتلة الحيوية (X_F) وتركيبها معروفة بداهة وأنها ثابتة على طول سُمك الغلاف الحيوي. وباستخدام محاكاة تجريبية يمكن استنباط تركيب الكتلة الحيوية على مدى سمك الغلاف الحيوي، كناتج للنموذج (انظر مثال في ١٧-٩).

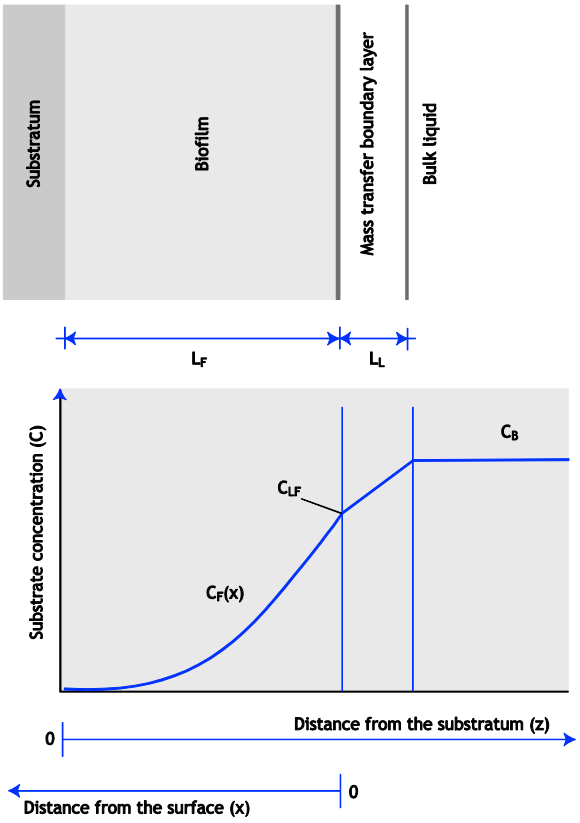
١٧-٣-١ المعادلات الأساسية

تُعطى المعادلة الجزئية التفاضلية التى تصف الانتشار الجزيئي واستغلال المادة الركيزة داخل الغلاف الحيوي والتراكم الديناميكي بالنسبة لمادة ركيزة ذات أثر محدد ، كما يلي:

$$\underbrace{\frac{\partial C_F}{\partial t}}_{Accumulation} = \underbrace{D_F \frac{\partial^2 C_F}{\partial x^2}}_{Diffusion} - \underbrace{r_F}_{Reaction} \qquad (17.1)$$

حيث :

C_F	تركيز المادة الركيزة في الغلاف الحيوي
x	المسافة من سطح الغلاف الحيوي
t	الزمن
D_F	معامل الانتشار في الغشاء الحيوي
r_F	معدل تحول المادة الركيزة لكل مجم غلاف حيوي



شكل ١٧-٤ التركيز داخل الغلاف الحيوي، في الطبقة المحيطة للتركيز وفي حالة التكتل. ويمكن قياس إحداثي المسافة إما من قاع الغلاف الحيوي (Z ، ويُستخدم بصورة تقليدية في نماذج المحاكاة التجريبية) أو من سطح الغلاف الحيوي (X ، وهو يبسط حل الحسابات اليدوية).

ومعادلة 17.1 موضوعة على أساس القانون الثاني لفيك (Fick) للانتشار. وهناك مشتقات تفصيلية من المعادلة 17.1 تقدم في SIDEBAR بالجزء ١٧-٣-٤. ويمكن تحديد مختلف معادلات معدل التحلل للمادة الركيزة المحددة في الغلاف الحيوي كما هو مبين

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

جدول ١٧-١ عناصر التعبير للمعدل لكل من r_F في المعادلة ١٧-١ ($M/L^3\ T$) حيث X_F هى تركيز الكتلة الحيوية النشطة داخل الغلاف الحيوي (M/L^3) و $k_{0,F}$ و $k_{1,F}$ كلها تساوي صفر، وحيث μ_{max} و K_C و Y هى أقصى معدلات النمو ونصف ثابت التشبع وثابت الناتج، على التوالي في معادلة ١٧-٥ ، وحيث إن $\nu_{i,j}$ و ρ_j هى معاملات عامة للعلاقات التفاعلية والمعدلات في العمليات.

نوع المعدل	عناصر التعبير عن المعدل	المعادلة
مرتبة الصفر	$r_F = k_{0,F} X_F$	(17.2)
المرتبة الأولى	$r_F = k_{1,F} C_F X_F$	(17.3)
استخدام المادة الركيزة بافتراض حركيات مونود	$r_F = \underbrace{\frac{1}{Y}}_{\substack{Stoichiometric \\ coefficient\ (\nu)}} \cdot \underbrace{\mu_{max} \frac{C_F}{K_C + C_F} X_F}_{Process\ rate\ (\rho)}$	(17.4)
المعدل العام للمركبات في $C_{F,i}$ الذى يتأثر بعمليات متعددة (j)	$r_{F,i} = \sum_{j=1}^{n} \nu_{i,j} \rho_j$	(17.5)

في الجدول ١٧-١ والوسائل التحليلية للمعادلة 17.1 متاحة فقط لعناصر التعبير عن المعدل لمستوى الصفر والمستوى الأول مع افتراض حالة استقرار. والوسائل الرقمية مطلوبة لتعبيرات المعدل المتشابك.

يلاحظ أنه في الجدول ١٧-١ أن ثوابت المعدلات عند مستوى الصفر ($k_{0,F}$ معادلة 17.2) والمستوى الأول ($k_{1,F}$ معادلة 17.3) لمعدلات تحلل المادة الركيزة يمكن أن تنسب إلى حركيات مونود (معادلة 17.4) كما يلي:

$$k_{0,F} \approx \frac{\mu_{\max}}{Y} \qquad \text{for } C_F >> K_C \qquad (17.6)$$

$$k_{1,F} \approx \frac{\mu_{\max}}{Y \cdot K_C} \qquad \text{for } C_F << K_C \qquad (17.7)$$

وعناصر التعبير العام عن المعدل في المعادلة 17.5 تشير إلى نظم أكثر تشابكًا ذات عمليات متعددة ومكونات تتفاعل داخل الغلاف الحيوي (مثل جدول ١٧-١١) للبكتيريا غير ذاتية (عضوية) التغذية والبكتريا ذاتية التغذية مع معاملات علاقات تفاعلية $\nu_{i,j}$ ومعدلات للعملية ρ_j بالنسبة لمصفوفة للعملية بها مركبات (i) وعمليات (j) ومصفوفة مضمون العلاقات التفاعلية والحركيات تم توصيفها بالتفصيل في الفصل ١٤.

وحل المعادلة التفاضلية من المستوى الثاني (معادلة 17.1) يحتاج اثنين من الثوابت يمكن اشتقاقهما من الظرفين المحيطين التاليين:

$$\text{BC1:} \quad \frac{dC_F}{dx} = 0 \quad \text{at } x = L_F \qquad (17.8)$$

$$\text{BC2:} \quad C_F = C_{LF} \quad \text{at } x = 0 \qquad (17.9)$$

ودفق المادة الركيزة عند موضع محدد داخل الغلاف الحيوي ($J(x)$) يكون متناسبًا مع منحنى التركيز عند موضع (X) داخل الغلاف الحيوي.

$$J_F(x) = -D_F \frac{dC_F(x)}{dx} \qquad (17.10)$$

حيث تكون D_F هى معامل انتشار المادة الركيزة داخل الغلاف الحيوي. وباستخدام المعادلة 17.10 يمكن حساب الدفق خلال سطح الغلاف الحيوي كما يلي:

$$J_{LF} = -D_F \frac{dC_F}{dx} \qquad \text{at } x = 0 \qquad (17.11)$$

وهذا الدفق للمادة الركيزة ، J_{LF} ، سوف يستخدم فيما بعد في الموازنات المادية لمفاعل الغلاف الحيوي ككل.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

١٧-٣-٢ وسائل (حلول) معادلة الانتشار – التفاعل في الغلاف الحيوي لمختلف عناصر التعبير عن المعدل

١٧-٣-٢-١ معدل إزالة المادة الركيزة من المستوى الأول في الغلاف الحيوي

بربط المعادلة 17.1 بمصطلح التعبير عن المعدل المعطى في معادلة 17.3 ، ومع افتراض حالة مستقرة ($\partial C_F/\partial t = 0$)، تنتج المعادلة التفاضلية العادية من المرتبة الثانية كما يلي:

$$0 = D_F \frac{d^2 C_F}{dx^2} - k_{1,F} X_F C_F \qquad (17.12)$$

هذه المعادلة التفاضلية الخطية من المرتبة الثانية يمكن حلها عند الأخذ في الاعتبار الظروف الحدية المحيطة (معادلة 17.8 و 17.9) وينتج عنها وسيلة تحليلية لتركيز المادة الركيزة داخل الغلاف الحيوي بافتراض تفاعل المرحلة الأولى ($C_{F,1}$):

$$C_{F,1}(x) = \frac{\cosh\left(\frac{L_F - x}{L_{crit}}\right)}{\cosh\left(\frac{L_F}{L_{crit}}\right)} C_{LF} \qquad (17.13)$$

حيث L_{crit} هو الطول المميز الذى يتم تحديده كما يلي:

$$L_{crit} = \sqrt{\frac{D_F}{k_{1,F} X_F}} \qquad (17.14)$$

والأغلفة الحيوية الأكثر سمكًا من L_{crit} ستكون محدودة في انتقال الكتلة (أحيانًا يشار لها كأغلفة حيوية عميقة) والأغلفة الحيوية الأقل سمكًا من L_{crit} يتم اختراقها تمامًا (وأحيانًا يشار لها كأغلفة حيوية ضحلة أو غير عميقة). وهناك تمرين مفيد للقارئ بأن يفاضل معادلة 17.13 مرتين، ليتحقق من أن نتيجة $C_{F,1}$ في الحقيقة تستوفي كل من المعادلة التفاضلية الأصلية (17.12) والظرفين المحيطين (معادلة 17.8 و 17.9). ومن وصف التركيز (معادلة 17.13) يمكن حساب تدفق المادة الركيزة إلى الغلاف الحيوي بافتراض إزالة للمادة الركيزة من المرتبة الأولى ($J_{LF,1}$) مباشرة باستخدام المعادلة 17.11.

$$J_{LF,1} = \underbrace{D_F \frac{\tanh\left(\frac{L_F}{L_{crit}}\right)}{L_{crit}}}_{k_{1,A}} C_{LF} \qquad (17.15)$$

حيث تكون الحدود التي على الجانب الأيمن من معادلة 17.15 والتي لا تعتمد على C_{LF} يمكن تلخيصها في معدل تجميع ($k_{1,A}$). وباستخدام هذا المعدل للتجميع يمكن ملاحظة أنه فيما يخص سمك غلاف حيوي معين، يكون لتدفق المادة الركيزة درجة اعتماد من المرتبة الأولى على C_{LF}.

$$J_{LF,1} = k_{1,A} C_{LF} \qquad (17.16)$$

ويجب ملاحظة أن $k_{1,A}$ تكون ثابتة فقط طالما أن سمك الغلاف الحيوي L_F ظل ثابتًا. وبالنسبة للحالات التى يختلف فيها سمك الغلاف الحيوي، يمكن ملاحظة أن $k_{1,A}$ ستزيد مع زيادة L_F. وأحد القياسات المفيدة لتحديد كم تأثير محددات نقل الكتلة على تدفق المادة الركيزة تكون عامل الكفاءة ε وعامل الكفاءة يعرف بأنه نسبة $J_{LF,1}$ في معادلة 17.15 والتدفق الافتراضى للمادة الركيزة الذى يفترض أن المعدل داخل الغلاف الحيوي قد لا يمكن إبطاؤه بالانتشار.

$$\varepsilon = \frac{J_{LF,1,with\ diffusion}}{J_{LF,1,without\ diffusion\ resistance}} \qquad (17.17)$$

وبافتراض التدفق الافتراضي بدون مقاومة للانتشار ($=k_{1,F}X_F L_F C_{LF}$)، فإن قيمة ε يمكن حسابها من التدفق مع الانتشار (معادلة 17.15) مثل:

$$\varepsilon = \frac{\tanh\left(\frac{L_F}{L_{crit}}\right)}{\frac{L_F}{L_{crit}}} \qquad (17.18)$$

وبالنسبة لقيم L_F/L_{crit} (< ٠,٤) يكون الغلاف الحيوي مخترقًا تمامًا وقيمته $\varepsilon \approx 1$ وبالنسبة للأغلفة الحيوية الأكثر سمكًا (L_F/L_{crit} < ٠,٤) تقل قيمة ε في معادلة 17.18، ويكون تحول المادة الركيزة في الغلاف الحيوي محدود في انتقال الكتلة ويمكن تقريبه كما يلي:

$$\varepsilon \approx \frac{L_{crit}}{L_F} \quad \text{for } L_F/L_{crit} > 4 \qquad (17.19)$$

ووصف تركيزات المادة الركيزة على سمك الغلاف الحيوي و ε المقابلة لها موضح في شكل رقم 17.5 لمختلف قيم L_F/L_{crit}.

مثال رقم ١٧-١ إزالة المادة الركيزة من المرتبة الأولى في الغلاف الحيوي

السؤال:

احسب تركيز الأسيتات عند قاعدة غلاف حيوي سمكه ٤٠٠ µm ، بافتراض: تركيز أسيتات عند سطح الغلاف الحيوي، C_{LF} ، قدره ٣ مجم COD/لتر وثابت معدل مرتبة أولى، $k_{1,F}$ ، قدره ٢,٤ مجم

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

COD/لتر، وكثافة غلاف حيوي قدرها ١٠٠٠٠ جم COD/م^3 ومعامل انتشار قدره ٠,٨ × ١٠$^{-٤}$ م^2/يوم. بعدها احسب تدفق الأسيتات إلى داخل هذا الغلاف لتراكيز في كتلة السائل قدرها ٣ أو ٣٠ مجم COD/لتر. ناقش المشاكل المحتملة في حساباتك.

الإجابة:

- الخطوة الأولى: احسب L_{crit}

$$L_{crit} = \sqrt{\frac{\left(0.8\times10^{-4} m^2/d\right)}{\left(2.4 m^3/gCOD.d\right)\left(10.000 gCOD/m^3\right)}}$$
$$= 58\,\mu m$$

ولاحظ أن L_{crit} مستقلة عن تركيز المادة الركيزة في تركيز المادة الركيزة عند سطح الغلاف الحيوي.

- الخطوة الثانية: احسب L_F/L_{crit}

$$\frac{L_F}{L_{crit}} = \frac{400\,\mu m}{58\,\mu m} = 6.9$$

ومع $L_F/L_{crit} > ٤$ يمكن اعتبار الغلاف الحيوي غلافًا عميقًا له انتقال كتلة محدود.

- الخطوة الثالثة: احسب تركيز المادة الركيزة عند قاعدة الغلاف الحيوي ($C_F(x = L_F)$ بافتراض أن C_{LF} = ٣ مجم COD/لتر

$$C_F(x = L_F) = \frac{\overbrace{\cosh(0)}^{\cosh(0)=1}}{\cosh(400/58)} \times 3\, mg/l$$
$$= 0.0061\, mg/l$$

- الخطوة الرابعة: احسب تدفق المادة الركيزة المناظر بالنسبة إلى C_{LF} = ٣ مجم COD/لتر

$$J_{LF} = 0.8\times10-4\, m^2/d \frac{\tanh(400/58)}{58\times10^{-6}\, m} 3\, g/m^3$$
$$= 4.1\, g/m^2.d$$

ومعامل المعدل المناظر ε يمكن حسابه من المعادلة ١٧-١٨ كالآتي:

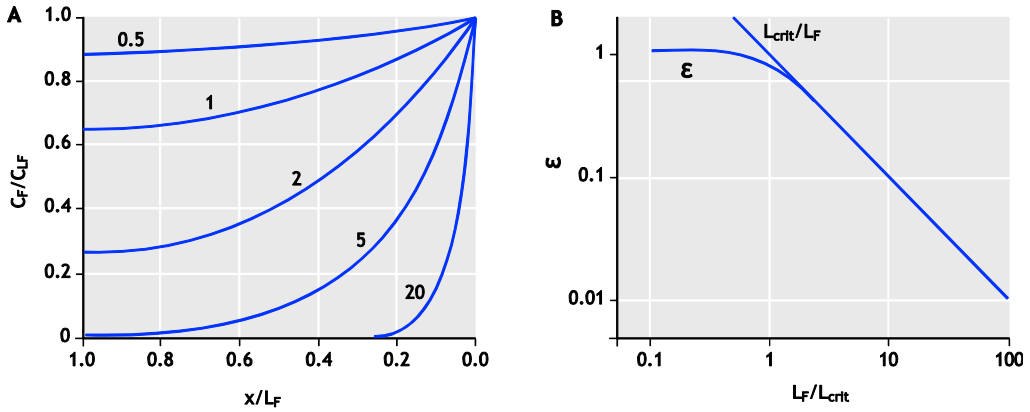
$$\varepsilon = \frac{\tanh\left(\frac{L_F}{L_{crit}}\right)}{\frac{L_F}{L_{crit}}} = \frac{\tanh(400/58)}{400/58} = 0.145$$

وهكذا ، فإن تدفق المادة الركيزة إلى الغلاف الحيوي يكون ١٤,٥% من التدفق الممكن توقعه إذا كان الغلاف الحيوي مخترقًا بصورة كاملة مع تأثيرات لا تذكر لمحددات نقل الكتلة. لاحظ أن قيمة ε لا تعتمد على (مستقلة عن) تركيز المادة الركيزة عند سطح الغلاف الحيوي.

- الخطوة الخامسة: الآن: احسب تدفق المادة الركيزة عند سطح الغلاف الحيوي قدره ٣٠ مجم COD/لتر

$$J_{LF} = 0.8\times10-4\, m^2/d \frac{\tanh(400/58)}{58\times10^{-6}\, m} 30\, g/m^3$$
$$= 41\, g/m^2.d$$

لاحظ أن التدفق المحسوب هو بالضبط ١٠ أمثال التدفق عند افتراض C_{LF} = ٣ مجم COD/لتر وهذا التدفق مرتفع بصورة غير واقعية. كيف يكون هذا ؟ إن الافتراضات المفهومة في جميع العمليات الحسابية في هذا المثال كانت: (i) إزالة المادة الركيزة في الغلاف الحيوي كانت من المرتبة الأولى و (ii) الأسيتات هو المركب المحدد.



شكل ١٧-٥ تركيز المادة الركيزة (C_F/C_{LF}) على مدى عمق الغلاف الحيوي (x/L_F) لمختلف قيم (L_F/L_{crit}) (الأعداد في الخريطة) (أ) قيمة ε وفقًا للمعادلة ١٧-١٩ لمجال من (L_F/L_{crit}) (ب)

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

وبينما يبدو كل من الافتراضين معقولاً بالنسبة إلى C_{LF} = ٣ مجم COD/لتر فإنه يتوقع أن أي من الافتراضين يمكن الوفاء به بالنسبة إلى C_{LF} = ٣٠ مجم COD/لتر. هكذا، يجب أن نكون حذرين جدًا عند تطبيق الوسائل أو الحلول التى وضعت من خلال هذا الفصل بشأن الافتراضات الضمنية ثم في الواقع الوفاء به فعلاً. ومسألة استخدام معدلات تفاعل من المرتبة الأولى أو مرتبة الصفر أو مرتبة مونود داخل الغلاف الحيوي تتم مناقشتها في الجزء ١٧-٣-٢-٣ ومسألة الانتشار الثنائي للمادة الركيزة يتم تناولها في الجزء ١٧-٨.

١٧-٣-٢-٢ مرتبة الصفر لمعدل إزالة المادة الركيزة في داخل الغلاف الحيوي

بربط المعادلة 17.1 مع مصطلح التعبير عن مرتبة الصفر وافتراض حالة استقرار (ثبات) تنتج المعادلة التفاضلية من المرتبة الثانية التالية:

$$0 = D_F \frac{d^2 C_F}{dx^2} - \begin{cases} k_{0,F} X_F & for\ C_F > 0 \\ 0 & for\ C_F \le 0 \end{cases} \qquad (17.20)$$

وحل المعادلة 17.20 سيعتمد على ما إذا كانت المادة الركيزة تصل حتى قاعدة الغلاف الحيوي ($C_F > 0$ for $0 < x < L_F$ أو غلاف حيوي مخترق تمامًا)، أو أن المادة الركيزة تنقص إلى الصفر عند موقع ما داخل الغلاف الحيوي (غشاء حيوي مخترق جزئيًا).

الغلاف الحيوي المخترق جزئيًا ($\beta \le 1$) بافتراض معدلات إزالة مادة ركيزة من مرتبة الصفر

وحل معادلة 17.20 بالنسبة لغلاف حيوي مخترق جزئيًا يحتاج إلى ثلاثة ثوابت يلزم تحديدها. اثنان من دمج (تكامل) المعادلة التفاضلية من المرتبة الثانية والمعادلة التفاضلية من المرتبة الثانية ومعهما ثابت يصف اختراق المادة الركيزة إلى داخل الغلاف الحيوي حيث تؤول r_F إلى صفر. واختراق المادة الركيزة إلى الغلاف الحيوي يرتبط بسمك الغلاف (β) (شكل ١٧-٦) ، ويعرف كالآتي:

$$\beta = \frac{substrate\ pentration\ into\ the\ biofilm}{L_F} \qquad (17.21)$$

وهناك ثلاثة ظروف محيطة يتم تعريفها لتحديد قيمة ثابتي الدمج (التكامل) وأيضًا قيمة β:

BC1a: $\frac{dC_F}{dx} = 0$ at $x = \beta L_F$ (17.22)

BC1b: $C_F = 0$ at $x = \beta L_F$ (17.23)

BC2: $C_F = C_{LF}$ at $x = 0$ (17.9)

وإدخال هذه الظروف المحيطة الثلاثة للمعادلة 17.20، تعطينا النتائج التالية:

$$C_{F,0,p}(x) = C_{LF} - \left(x\beta L_F - \frac{x^2}{2} \right) \frac{k_0 X_F}{D_F} \qquad (17.24a)$$

والتي يمكن إعادة ترتيبها إلى:

$$C_{F,0,p}(x) = C_{LF} \left(1 - \left(\frac{2x}{\beta L_F} - \frac{x^2}{(\beta L_F)^2} \right) \right) \qquad (17.24b)$$

والتي يكون فيها:

$$\beta = \sqrt{\frac{2 C_{LF} D_F}{L_F^2 k_0 X_F}} \qquad (17.25)$$

ومعادلة 17.25 يمكن إعادة ترتيبها لتعطي عمق الاختراق (βL_F):

$$\beta L_F = \sqrt{\frac{2 C_{LF} D_F}{k_0 X_F}} \qquad (17.26)$$

مرة أخرى، يجب أن يتأكد القارئ أن المعادلة 17.24a و 17.24b تفي بمتطلبات المعادلة 17.20 والثلاثة الظروف المحيطة. والتدفق إلى داخل الغلاف الحيوي بافتراض معدلات مرتبة الصفر في الغلاف الحيوي المخترق جزئيًا ($J_{LF,0,p}$)، يمكن حسابه من المعادلة 17.24a بحساب منحنى المادة الركيزة عند سطح الغلاف الحيوي (معادلة 17.11) كالآتي:

$$J_{LF,0,p} = \beta L_F k_0 X_F \qquad (17.27)$$

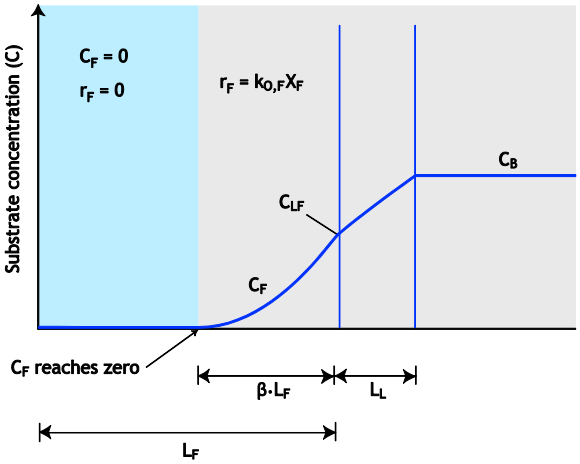
نلاحظ أن β تعتمد على تركيز المادة الركيزة عند سطح الغلاف الحيوي (C_{LF}). وتعويض قيمة β في المعادلة 17.27 يعطي علاقة مباشرة للتدفق مع حالة الكتلة لتركيز المادة الركيزة

$$J_{F,0,p} = \underbrace{\sqrt{2 D_F k_0 X_F}}_{k_{0,p,A}} \sqrt{C_{LF}} \qquad (17.28)$$

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

وتجميع كل البنود في المعادلة 17.27 المستقلة عن C_F يوفر اعتمادًا من المرتبة النصفية لتدفق المادة الركيزة على C_{LF} مع معدل تفاعل في السطح $k_{0,p,A}$ [$M^{0.5}\ L^{-0.5}\ T^{-1}$]:

$$J_{LF,0,p} = k_{0,p,A}\sqrt{C_{LF}} \qquad (17.29)$$



شكل ١٧-٦ الاختراق الجزئي لغلاف حيوي بإزالة المادة الركيزة من مستوى الصفر $\beta \cdot L_F > x$ ومنطقة غير نشطة بدون إزالة لمادة ركيزة $\beta \cdot L_F > x$ (المظللة بالأزرق) (L_F هو سمك الغلاف الحيوي و L_L سمك الطبقة المحيطة لانتقال الكتلة).

الغلاف الحيوي المخترق تمامًا ($\beta \geq 1$) بافتراض معدلات إزالة مادة ركيزة من مرتبة الصفر

حل معادلة 17.20 بافتراض اختراق تام مع الظروف المحيطة الأصلية (معادلة ١٧-٨ و ١٧-٩) توفر الحل التالي لتركيز المادة الركيزة في الغلاف الحيوي:

$$C_{F,0,f}(x) = C_{LF} - \left(xL_F - \frac{x^2}{2}\right)\frac{k_0 X_F}{D_F} \qquad (17.30a)$$

التي يمكن إعادة ترتيبها إلى

$$C_{F,0,f}(x) = C_{LF}\left(1 - \left(\frac{2x}{L_F\beta^2} - \frac{x^2}{{L_F}^2\beta^2}\right)\right) \qquad (17.30b)$$

والتدفق إلى الغلاف الحيوي بافتراض معدلات مرتبة الصفر في غلاف حيوي تام الاختراق ($J_{LF,0,f}$) يمكن حسابه من منحنى المادة الركيزة عند سطح الغلاف الحيوي كالتالي:

$$J_{LF,0,f} = L_F k_0 X_F \qquad (17.31)$$

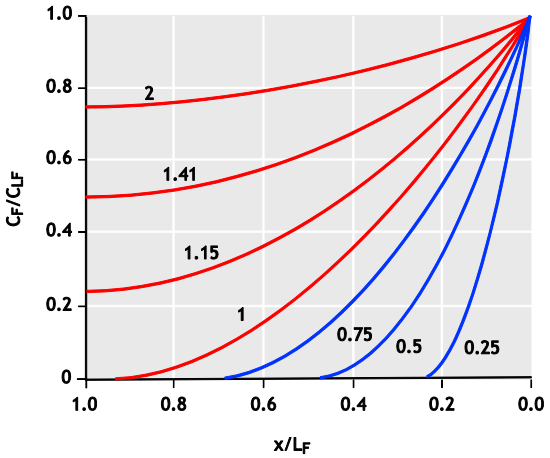
ونسبة التدفقات بالنسبة لتفاعلات مرتبة الصفر داخل الغلاف الحيوي بالنسبة لغلاف مخترق جزئيًا (المعادلة 17.26) ولغلاف مخترق تمامًا (17.30) هو β. وتصورات التركيز داخل الغلاف الحيوي بالنسبة لمختلف قيم β مبينة في شكل ١٧-٧ لكل من الأغلفة الحيوية المخترقة جزئيًا أو كليًا.

١٧-٣-٢-٣ حركيات مونود داخل الغلاف الحيوي

ولا تسمح صيغ التعبير الأكثر تشابكًا لمعدل إزالة المادة الركيزة داخل الغلاف الحيوي (مثل حركيات مونود في معادلة 17.4) في معظم الحالات بوسائل تحليلية للمعادلات التفاضلية الأصلية التي تصف الانتشار والتفاعل في غلاف حيوي أحادي الأبعاد (معادلة 17.1). ولكن هناك حاليًا أدوات متاحة ويمكن استخدامها لتقييم الحالة المستقرة (الثابتة) أو الظروف الحركية من خلال وسائل رقمية. وأحد أمثلة ذلك هو AQUASIM، وهو برنامج حاسب آلي لتحديد ومحاكاة النظم المائية (Wanner and Morgenroth, 2004; Wanner and Reichert, 1996, Wanner and Morgenroth, 2004). ويتم توفير تقديم عن كيفية استخدام AQUASIM لنمذجة الأغلفة الحيوية SIDEBAR بالجزء ١٧-٣-٥.

ويمكن للقارئ اختيار برامج حاسب أخرى أو نماذج محاكاة محطات معالجة مياه الصرف الصحي المتاحة تجاريًا لتكرار النتائج المحسوبة على الحاسب في هذا الفصل باستخدام AQUASIM. ويمكن أيضًا حساب تدفق مركب محدد فردي بافتراض حركيات مونود باستخدام وسائل شبه تحليلية (Saez and Rittmann, 1992; Rittmann and McCarty, 2001; Saez and Rittmann, 1992; Wanner *et al.*, 2006). وترتكز الوسائل شبه التحليلية على نتائج تشتق من نماذج محاكاة رقمية والتي ترتبط في مجموعة من المعادلات الجبرية الممكن حلها مباشرة باليد أو باستخدام صفحة ناشرة spreadsheet.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



شكل ١٧–٧ تصورات التركيز لمعدلات تفاعل الغلاف الحيوي عند مرتبة الصفر على مدى عمق الغلاف (x/L_F) لمختلف قيم β (الأعداد المبينة على الرسم). نلاحظ أن لمختلف المعادلات تحتاج لأن تستخدم للأغلفة الحيوية المخترقة جزئيًا والمخترقة تمامًا: المعادلة 17.24 بالنسبة إلى $\beta < 1$ (الخطوط الزرقاء) ومعادلة 17.29 بالنسبة إلى $\beta > 1$ (الخطوط الحمراء).

و AQUASIM لـه القدرة على الحل المتزامن لمعادلات متعددة للعملية في كل من الانتشار وتحلل المواد الركيزة الذائبة وإنتاج واستخدام المواد الوسيطة والنمو والتحلل والانفصال لمختلف أجزاء الكتلة الحيوية، وفي هذا الجزء، يتم اعتبار تحول المادة الركيزة فقط باستخدام حركيات مونود وتجاهل نمو الكتلة الحيوية. هذا يسمح بمقارنة مباشرة للوسائل التحليلية المشتقة بعاليه مع نتائج النمذجة الرقمية. وفي الأجزاء التالية (مثل ١٧–٩) يتم تقييم الأغلفة الحيوية بعمليات ومركبات متعددة. ومن أجل التحديد الواضح للعمليات والمكونات التي كانت ضمن نموذج محاكاة، يتم استخدام الملاحظات المدونة للمصفوفة (كما تم تقديمه فعلاً في الفصل ١٤). وبالنسبة لعملية فردية، فإن إلغاء حركيات مونود لمادة ركيزة فردية في معادلة 17.4، يمكن أن يتم تمثيله على مصفوفة مبسطة مبينة في جدول ١٧–٢.

وتستخدم نتائج وسيلة (حلا) رقميا لغلاف حيوي مستقر الحالة باستخدام حركيات مونود للمقارنة مع وسائل (حلول) باستخدام مصطلحات تعبير عن المعدل من مرتبة الصفر والمرتبة الأولى في شكل ١٧–٨. وحتى يمكن جعل النتائج من مختلف نماذج المحاكاة قابلة للمقارنة، تم اشتقاق القياسات الحركية لحركيات مرتبة الصفر والمرتبة الأولى من معدل النمو الأقصى ونصف تركيز التشبع داخل الغلاف الحيوي باستخدام المعادلة 17.6 و 17.7. ومعدلات إزالة المادة الركيزة داخل الغلاف الحيوي مبينة في شكل ١٧–٨أ. ومعدلات التدفق المناظرة للمرتبة الأولى ($J_{LF,1}$) ومرتبة الصفر في غلاف حيوي مخترق جزئيًا ($J_{LF0,p}$) ومرتبة الصفر في غلاف حيوي تام الاختراق ($J_{LF,0,f}$) وحركيات مونود ($J_{LF,Monod}$) مبينة جميعها في أغلفة حيوية سمكها ٢٠٠ و ٨٠ µm في شكل ١٧–٨ب و ١٧–٨ج ، على التوالي. ويمكن ملاحظة أن المعدل الداخلي داخل الغلاف الحيوي بافتراض حركيات مونود (r_{Monod}) يكون دائمًا صغيرا مقارنًا بمعدلات أي من معدلات المرتبة الأولى (r_1) أو مرتبة الصفر (r_0) (شكل ١٧–٨أ). ونتيجة لذلك، تكون تدفقات المادة الركيزة بافتراض حركيات مونود أصغر من تدفقات المادة الركيزة بافتراض معدلات المرتبة الأولى أو مرتبة الصفر (١٧–٨ب و ١٧–٨ج).

ويلاحظ أن حلول حركيات الغلاف الحيوي من مرتبة الصفر في شكل ١٧–٨ على أساس المعادلة ١٧–٢٧ يسري فقط على الأغلفة الحيوية المخترقة جزئيًا ($\beta \leq 1$) والتي على أساس المعادلة ١٧–٣٠ تسري فقط على الأغلفة الحيوية المخترقة تمامًا ($\beta \geq 1$). والتحول من غلاف حيوي مخترق جزئيًا إلى غلاف حيوي مخترق تمامًا يحدث عند تقاطع $J_{LF,0,p}$ و $J_{LF,0,f}$ أو عند $\beta = 1$. وعلى أساس تعريف β (معادلة ١٧–٢٥) يكون تركيز المادة الركيزة عند سطح الغلاف الحيوي ($C_{LF,transition}$) الناتج عنه $\beta = 1$ هو:

$$C_{LF,transition} = \frac{L_F^2 k_0 X_F}{2D_F} \qquad (17.32)$$

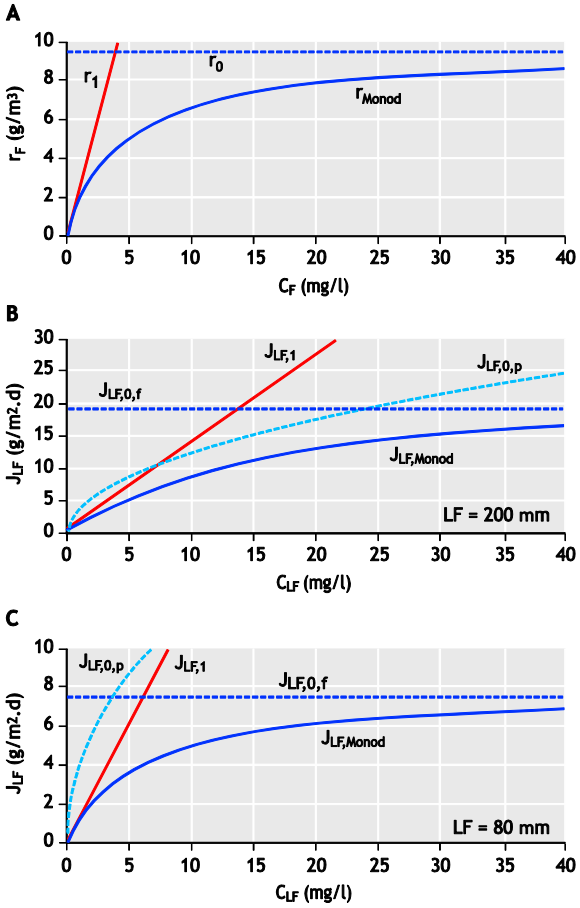
جدول ١٧–٢ مصفوفة العلاقات التفاعلية والحركيات لإزالة المادة الركيزة عضوية التغذية بافتراض أن المادة الركيزة العضوية هى المركب المحدد للعملية، وسُمك ثابت للغلاف الحيوي وكذلك الكثافة أيضًا مفترضين. بالنسبة للرموز والترقيم ارجع إلى جدول ١٧–١٢

↓j →i		
اسم العملية	C_S	معدل العملية ρ_j
إزالة المادة الركيزة خارجية (عضوية) التغذية	$-\frac{1}{Y_H}$	$\mu_{max,H}\frac{C_S}{K_S+C_S}X_H$
الوحدة	COD	

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

والحلول الخاصة بتدفقات المادة الركيزة لحركيات الغلاف الحيوي من المرتبة الأولى أو مرتبة الصفر يمكن ربطها حيث يفترض أن التدفقات التي بها فرضية الحركيات من المرتبة الأولى ($J_{LF,1}$) يمكن تطبيقها على التركيزات الأقل للمادة الركيزة (C_{LF}) والتدفقات التى بها فرضية حركيات مرتبة الصفر للتركيزات الأعلى للمادة الركيزة. وتتقاطع تدفقات المادة الركيزة التى تفترض حركيات غلاف حيوي من المرتبة الأولى ($J_{LF,1}$ ، معادلة 17.15) مع حركيات منتصف المرتبة ($J_{LF,0,p}$ ، معادلة 17.27) بالنسبة للغلاف الحيوي الذى سمكه ٢٠٠ µm، بينما تتقاطع مع حركيات مرتبة الصفر ($J_{LF,0,f}$ ، معادلة 17.30) بالنسبة للغلاف الحيوي الذي سمكه ٨٠ µm. وأحد مناهج ربط مختلف معادلات التدفق التحليلية هو، ببساطة، اختيار الحد الأدنى من الثلاثة حلول التحليلية حيث يكون $J_{LF,1}$ و $J_{LF,0,p}$ دالتين لكل من C_{LF} و $J_{LF,0,f}$، مستقلتين عن C_{LF}:

$$J_{LF}(C_{LF}) = min(J_{LF,1}(C_{LF}), J_{LF,0,p}(C_{LF}), J_{LF,0,f}) \quad (17.33)$$



شكل ١٧-٨ معدلات تفاعلات المرتبة الأولى ومرتبة الصفر ومونود داخل الغلاف الحيوي (r_F) مبينة كدالة لتركيزات المادة الركيزة الموضعية فيه (C_F) في (أ). وتدفقات المادة الركيزة المناظرة كدالة لتركيز المادة الركيزة عند سطح الغلاف الحيوي (C_{LF}) محسوبة لسمك غلاف حيوي قيمته ٢٠٠ µm في (ب) ، أو ٨٠ µm في (جـ). (القياسات: μ_{max} = 6/d ، K_S = 4 mg/l ، Y_H = gCOD/gCOD ، D_F = 0.63 m^2/d ، X_F = 0.00008 ، k_1 = 2.38 m^3/g.d (معادلة 17.7) و k_0 = 9.52 1/d (معادلة 17.6) و L_{crit} = 58 µm (معادلة 17.14)).

وهناك منهج أكثر حداثة وهو استخدام ربط خطي لمختلف تدفقات المادة الركيزة كما وصفه (Perez *et al.*, 2005 (with corrections in Gapes *et al.*, 2006). ومدى مناسبة الوسائل التحليلية البسيطة والوسائل الرقمية الأكثر تشابكًا تتم مناقشتها لمجال من التطبيقات في (Wanner *et al.*, 2006).

١٧-٣-٣ موجز الحلول (الوسائل) التحليلية لمادة ركيزة محددة فردية

يتم تقديم ملخص بالوسائل التحليلية لتوصيف المادة الركيزة على مدى سمك الغلاف الحيوي وتدفقات المادة الركيزة المناظرة لذلك في جدول ١٧-٣. ويتم وصف مدى محدودية نقل الكتلة بالنسبة لحركيات مرتبة الصفر للغلاف الحيوي (المخترق جزئيًا) باستخدام β حيث إن كلاً من القياسين يصف نسبة تدفق المادة الركيزة مقسومًا على تدفق فرضي للمادة الركيزة بافتراض أنه لم يكن هناك محددات لنقل الكتلة. هكذا ، يصف $\varepsilon \approx 1$ و $\beta \approx 1$ الحلول حيث لا يكون تدفق المادة الركيزة محددًا لنقل الكتلة إلى الغلاف الحيوي. ومن جانب آخر ، تعنى $\varepsilon << 1$ و $\beta << 1$ أن نقل المادة الركيزة إلى الغلاف الحيوي يكون محددًا بوضوح لإزالة المادة الركيزة.

١٧-٣-٤ SIDEBAR : اشتقاق معادلة انتشار التفاعل (معادلة ١٧-١) من توازن للكتلة داخل الغلاف الحيوي

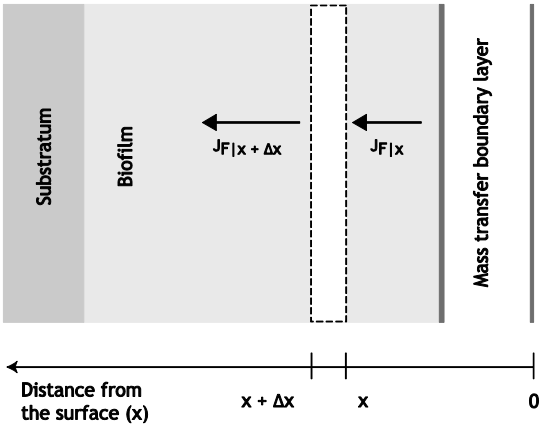
يمكن اشتقاق معادلة انتشار التفاعل من توازن للكتلة بالنسبة لحجم التحكم بين x و $x + \Delta x$ كما مبين في شكل ١٧-٩.

$$\underbrace{\Delta x A \frac{\partial CF}{\partial t}}_{Accumulation} = \underbrace{AJ_F(x)}_{Input} - \underbrace{AJ_F(x+\Delta x)}_{Output} - \underbrace{\Delta x A r_F}_{\substack{Dissapearance \\ by\ reaction}} \quad (17.34)$$

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

جدول ١٧-٣ نظرة عامة على حركيات الغلاف الحيوي، اعتمادًا على الحركيات داخل الغلاف ذاته

حركيات الغلاف الحيوي (C_F)	تصورات التركيز على مدى سُمك الغلاف الحيوي	تدفق المادة الركيزة إلى الغلاف الحيوي (J_C)	مدى محدودية انتقال الكتلة	المعادلة
المرتبة الأولى	$C_{F,1}(x)=\frac{\cosh\left(\frac{L_F-x}{L_{crit}}\right)}{\cosh\left(\frac{L_F}{L_{crit}}\right)}C_{LF}$ $L_{crit}=\sqrt{\frac{D_F}{k_{1,F}X_F}}$	$J_{LF,1}=\underbrace{D_f\frac{\tanh\left(\frac{L_F}{L_{crit}}\right)}{L_{crit}}}_{k_{1,A}}C_{LF}$ $=k_{1,A}C_{LF}$	$J_{LF,1}=\underbrace{\varepsilon}_{\text{Effect of mass transport limitations}}\cdot\underbrace{k_{1,F}X_FL_FC_{LF}}_{\text{Flux without mass transport limitations}}$ $\varepsilon=\frac{\tanh\left(\frac{L_F}{L_{crit}}\right)}{\frac{L_F}{L_{crit}}}$	(17.13), (17.14), (17.15), (17.18)
مرتبة الصفر ومخترق جزئيًا ($\beta\le1$) أو نصف المرتبة	$C_{F,0,p}(x)=C_{LF}-\left(x\beta L_F-\frac{x^2}{2}\right)\frac{k_{0,F}X_F}{D_F}$ $=C_{LF}\left(1-\left(\frac{2x}{\beta L_F}-\frac{x^2}{(\beta L_F)^2}\right)\right)$	$J_{LF,0,p}=\underbrace{\sqrt{2D_Fk_{0,F}X_F}}_{k_{0,p,A}}\sqrt{C_{LF}}$ $=k_{0,p,A}\sqrt{C_{LF}}$	$J_{LF,0,p}=\underbrace{\beta}_{\text{Effect of mass transport limitations}}\cdot\underbrace{k_{0,F}X_FL_F}_{\text{Flux without mass transport limitations}}$ $\beta=\sqrt{\frac{2D_FC_{LF}}{k_{0,F}X_FL_F^2}}$	(17.24), (17,25), (17.26), (17.27)
مرتبة الصفر ومخترق كليًا ($\beta\ge1$)	$C_{F,0,f}(x)=C_{LF}-\left(xL_F-\frac{x^2}{2}\right)\frac{k_{0,F}X_F}{D_F}$ $=C_{LF}\left(1-\left(\frac{2x}{\beta^2L_F}-\frac{x^2}{(\beta L_F)^2}\right)\right)$	$J_{LF,0,f}=\underbrace{k_{0,F}X_FL_F}_{k0,f,A}$ $=k_{0,f,A}$	اختراق كامل و $\beta\ge1$ مناظرة للأغلفة الحيوية حيث لا يكون التدفق متأثرًا بمحدودية نقل الكتلة	(17.30), (17.31)



شكل ١٧-٩ توازن الكتلة لقطاع من الغلاف الحيوي له سُمك Δx وتدفق مادة ركيزة إلى داخل وخارج حجم التحكم وإزالة المادة الركيزة داخل حجم التحكم (Δx A).

حيث A_F هى مساحة سطح الغلاف الحيوي (L^2). وباستخدام قانون فيك الأول Fick's first law الذي يحسب تدفق المادة الركيزة على أساس معامل الانتشار ومنحنى التركيزات الموضعية (local)

$$J_F(x)=-D_F\frac{\partial C_F(x)}{\partial x} \qquad (17.35a)$$

و

$$J_F(x+\Delta x)=-D_F\frac{\partial C_F(x+\Delta x)}{\partial x} \qquad (17.35b)$$

ومعادلة ١٧-٣٢ يمكن تعديلها إلى:

$$\frac{\partial C_F}{\partial t}=D_F\frac{\frac{\partial C_F(x+\Delta x)}{\partial x}-\frac{\partial C_F(x)}{\partial x}}{\Delta x}-r_F \qquad (17.36)$$

وبترك Δx تقترب من الصفر ، تنتج عن المعادلة 17.34 ، المعادلة 17.1

$$\underbrace{\frac{\partial C_F}{\partial t}}_{\text{Accumulation}}=\underbrace{D_F\frac{\partial^2 C_F}{\partial x^2}}_{\text{Diffusion}}-\underbrace{r_F}_{\text{Reaction}} \qquad (17.1)$$

٥-٣-١٧ SIDEBAR : نظرة عامة على AQUASIM

هـذا "السـتار الجـانبى" – Sidebar – يقـدم عرضًـا عامًـا مـوجزًا للمعادلات التى تحل رقميًا بواسطة AQUASIM وبعض التعليقات المبدئية عن كيفية استخدام AQUASIM لمحاكاة الأغلفة الحيوية. والمزيد من المعلومات التفصيلية عن هذا متاحة في

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

Wanner and Reichert (1996); Wanner and Morgenroth (2004); Wanner and Reichert (1996), and in the AQUASIM manual (Reichert, 1998).

المعادلات الضمنية (الأساسية)

يقيم AQUASIM الأغلفة الحيوية لمقصورة ما (لحيز ما) بافتراض مرحلة كتلة كاملة الخلط ، وطبقة محيطة لنقل الكتلة وغلاف حيوي أحادي الأبعاد. ويقوم AQUASIM بالحل المتزامن لتوازنات الكتلة المناظرة والتى يتم وصفها فيما بعد. وتشمل مدخلات النموذج تحديد الخواص المبدئية للغلاف الحيوي وحركيات انفصال الغلاف الحيوي ومصفوفة لعلاقات التفاعل والحركيات تتبع الصياغة الخاصة بالمعادلة 17.5. ويؤدي النموذج محاكاةً ديناميكية كما يتم الحصول على نتائج الحالة المستقرة (الثابتة) بالمحاكاة باستخدام ظروف تشغيل ثابتة لزمن طويل بقدر كافٍ. وتشمل مخرجات النموذج خواص الغلاف الحيوي وتركيزات مادة ركيزة (داخل الغلاف الحيوي وفي كتلة المياه لكل نقطة زمنية).

القياسات ذات الصلة بالعملية

يتم عرض معادلات التوازن العام للكتلة لمقصورة (وحدة) الغلاف الحيوي في ((Wanner and Reichert (1996) (Eq. 22, 23 and 24)) وفي دليل استخدام (كتيب) AQUASIM. وهناك اختلاف رئيس بين توازن الكتلة في معادلة 17.1 وتوازن الكتلة في AQUASIM هو أنه يفرق بين جزء صلب (ε_s) وجزء سائل (ε_l) داخل الغلاف الحيوي. وفي AQUASIM يفترض أن الانتشار يحدث فقط في الجزء السائل، بينما في المعادلة العامة لتفاعل الانتشار المستخدمة في الحسابات التحليلية (معادلة 17.1) لا يفرق بين الأجزاء السائلة أو الصلبة.

هكذا، فإن توازن الكتلة بالنسبة لمادة ركيزة ذائبة مع اعتبار التحديد المختلف لتركيزات المادة الركيزة لكل عنصر حجم (وتجاهل البنود الضئيلة) يمكن أن يعطى على أنه (توازن كتلة تفصيلي معطى في Wanner and Reichert, 1996) ، كما يلى:

$$\frac{\partial \overbrace{\left(\varepsilon_\ell \cdot C_F\right)}^{\text{Mass of } C_F \text{ per total volume}}}{\partial t} = \underbrace{\varepsilon_\ell \cdot D_W}_{\substack{\text{Effective diffusion}\\ \text{coefficient in}\\ \text{the biofilm } (=D_F)}} \frac{\partial^2 C_F}{\partial z^2} + r_F \qquad (17.37)$$

حيث D_W هى معامل الانتشار في المياه و $\varepsilon_l \cdot D_W$ هى معامل الانتشار الفعلي في الغلاف الحيوي والذى يناظر D_F في معادلة 17.1. ويضع بند التراكم، أيضًا، في الحسبان أن المكونات الذائبة يمكن تراكمها في الجزء السائل داخل الغلاف الحيوي. وبالإضافة إلى ذلك، فإن AQUASIM يأخذ في الاعتبار، وبصورة آلية، تحول المادة الركيزة في حالة الكتلة على أساس الكتلة الحيوية النشطة في حجم الكتلة والمشتقة من الكتلة الحيوية للمياه الداخلة، والكتلة الحيوية المنفصلة من الغلاف الحيوي والكتلة الحيوية النامية في المادة العالقة (Nogueira *et al.*, 2005). لاحظ أن الإحداثى المكاني في AQUASIM (Z) هو المسافة من سطح الاستزراع لا من الإحداثي المكاني (X) ، المستخدم في الوسائل التحليلية (شكل ١٧-٤) ولا يقدم AQUASIM تدفق المادة الركيزة كأحد المخرجات، ولكن يمكن للمستخدم أن يحسب التدفق من خلال سطح الغلاف الحيوي من تركيزات المادة الركيزة المحسوبة على أساس معادلة (17.10) باستخدام $\varepsilon_l \cdot D_W$ كمعامل الانتشار الفعلي:

$$J_{LF} = - \underbrace{\varepsilon_\ell \cdot D_W}_{\substack{\text{Effective diffusion}\\ \text{coefficient in the}\\ \text{biofilm}}} \frac{dC_F}{dz} \qquad \text{at } z = L_F \qquad (17.38)$$

وفي AQUASIM يمكن تقريب تدفق المكون C_F باستبدال التفاضلين (dC_F/dz) بمعكوس جيب تمام تركيز المادة الركيزة ($\Delta C_F/\Delta z$). ويمكن حساب قيمة ΔC_F في AQUASIM باستخدام ما يسمى متغيرات السبر (المسبار/المجس) لمختلف المواقع ، z ، داخل الغلاف الحيوي واختيار Δz يكون أصغر من حجم الشبكة الذى استخدم لمحاكاة الغلاف الحيوي:

$$J_{LF} \approx -\varepsilon_\ell \cdot D_W \frac{C_F(z = L_F) - C_F(z = L_F - \Delta z)}{\Delta z} \qquad (17.39)$$

والمفهوم البديل لحساب التدفق إلى داخل الغلاف الحيوي يكون على أساس التغير في التركيز على مدى الطبقة المحيطة الخارجية للتركيز:

$$J = -D_W \frac{C_B - C_{LF}}{L_L} \qquad (17.40)$$

حيث L_L هى سُمك الطبقة المحيطة للتركيز. ويحسب AQUASIM سمك الغلاف الحيوي (L_F) من توازن في النمو والتحلل والارتباط والانفصال (Wanner and Reichert, 1996):

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

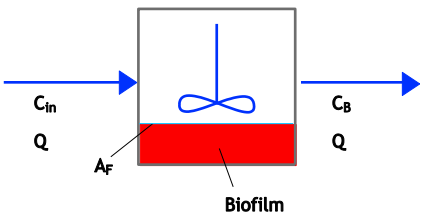
$$\underbrace{\frac{dL_F}{dt}}_{\text{Net change in biofilm thickness}} = \underbrace{u_F(L_F)}_{\text{Growth - decay}} + u_{a,S} - u_{d,S} \qquad (17.41)$$

وحيث تكون u_F (L_F) هى صافي تأثير تمدد الغلاف الحيوي كنتيجة لعمليات النمو والتحلل داخل الغلاف الحيوي ($L\ T^{-1}$)، وسرعة الغلاف الحيوي نتيجة للنمو إذا كان هناك أي اتصال أو انفصال، $u_{a,S}$، هى معدل الاتصال و $u_{d,S}$ هى معدل الانفصال. ولمحاكاة الأغلفة الحيوية ذات السمك الثابت المحدد مسبقًا، يمكن لسرعة انفصال الغلاف الحيوي $u_{d,S}$ أن تضبط مساوية إلى $u_F(L_F)$ (بافتراض $u_{a,S}$ = صفر).

١٧-٤ مثال لكيف يمكن استخدام $J_{LF} = f(C_{LF})$ لاستنباط أداء مفاعل الغلاف الحيوي

أحد وسائل إيجاد الدافعية لحساب تدفق المادة الركيزة إلى الغلاف الحيوي هى تقدير إجمالي أداء مفاعلات الأغلفة الحيوية. وهذه العلاقة بين تدفق المادة الركيزة والأداء الكلي للمفاعل يتم توضيحها باستخدام أمثلة لمختلف مصطلحات التعبير عن المعدلات المقدمة فيما يلي.

وأبسط حالات مفاعل الغلاف الحيوي هي افتراض مرحلة كتلة مخلوطة تمامًا كما مبين في شكل ١٧-١٠.



شكل ١٧-١٠ مفاعل غلاف حيوي ذو مرحلة كتلة كاملة الخلط ومساحة سطح غلاف A_F

ولمثل توازن كتلة هذه الحالة المستقرة (الثابتة) في حالة الكتلة ، نستخدم:

$$0 = Q(C_{in} - C_B) - J_{LF} \cdot A_F - r_B \cdot V_B \qquad (17.42)$$

حيث

C_{in} تركيز المادة الركيزة في المياه الداخلة

A_F مساحة سطح الغلاف الحيوي

r_B تحول المادة الركيزة في حالة الكتلة نتيجة للكتلة الحيوية العالقة

V_B حجم حالة الكتلة (bulk phase)

وبافتراض أن عمليات التحول في حالة الكتلة مهملة ($r_B \cdot V_B << J_{LF} \cdot A_F$)، فإن التوازن المادي في معادلة 17.40 يمكن استخدامه لاستنباط تركيز المادة الركيزة في المياه الخارجة C_B بالنسبة لتدفق مادة ركيزة معين إلى الغلاف الحيوي (J_{LF}):

$$C_B = C_{in} - \frac{J_{LF} A_F}{Q} \qquad (17.43)$$

وأحد مشاكل استخدام معادلة ١٧-٤٣ هى أن J_{LF} تكون دالة لتركيز المادة الركيزة لحالة الكتلة (C_B). ويحتاج حل معادلة 17.43 إلى حل متزامن لهذه المعادلة مع المعادلة المناسبة لتدفق المادة الركيزة (من جدول ١٧-٣ مثلاً). واعتمادًا على نوع معادلة التدفق يمكن إما حل المعادلة 17.43 تحليليًا بالتكرار، أو تخطيطيًا. ويلاحظ أن توازن الكتلة في معادلة 17.42 محدود بالمواد الركيزة الذائبة. ومصير المادة الجزيئية في الغلاف الحيوي يكون أكثر تشابكًا. فالجزيئات الداخلة إلى غلاف حيوي يمكن استبقاؤها بالامتزاز (الالتصاق بالجدران) وبعض الجزيئات يمكن تحلله مائيًا ناتجًا عنه مادة ركيزة ذائبة يمكن أن تتحلل داخل الغلاف الحيوي.

١٧-٤-١-١ الحل التحليلي

بالنسبة لحالة مصطلح التعبير عن معدل المرتبة الأولى (معادلة 17.16) فيمكن اشتقاق حل تحليلي للمعادلة 17.34. ويكون تدفق المادة الركيزة إلى الغلاف الحيوي بافتراض حركيات المرتبة الأولى:

$$J_{LF,1} = k_{1,A} C_{LF} \qquad (17.16)$$

وبإهمال قيمة مقاومة نقل الكتلة الخارجية C_{LF} ، تساوى C_{LF} قيمة C_B. عندئذ $J_{LF,1}$ من معادلة 17.16 يمكن أن تستبدل في معادلة ١٧-٤٠ وينتج عنها:

$$C_B = \frac{C_{in}}{\frac{k_{1,A} A_F}{Q} + 1} \qquad (17.44)$$

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

ومن المعادلة 17.44 يمكن ملاحظة أن تركيز المادة الركيزة في المياه الخارجة مستقلة عن حجم الكتلة ولكن تتحدد من مساحة السطح للغلاف الحيوي ومعدل التدفق وتركيز المادة الركيزة في المياه الداخلة ومعدل الإزالة من المرتبة الأولى.

١٧-٤-١-٢ المحاولة والخطأ أو المنهج التكراري

من المناهج البسيطة لإيجاد قيمة C_B و J_{LF} المناظرة لها، حل معادلة ١٧-٤٣ لأداء تكرار الحل. فنقوم باختيار قيمة للبدء بالنسبة إلى C_B ، ونحسب J_{LF} باستخدام معادلة المعدل المناسبة (جدول ١٧-٣ مثلاً) ، ثم نستخدم معادلة 17.43 لإيجاد قيمة محدثة لتركيز حالة الكتلة ، ثم نستمر في تكرار ذلك حتى لا يختلف كل من C_B و J_{LF} كثيرًا بعد هذا التكرار. وبالنسبة لمعظم بيانات التدفق سيكون هذا التكرار مستقرًا رقميًا ويوفر الحل المتفرد للمعادلة ١٧-٤٣,

١٧-٤-١-٣ الحل التخطيطي

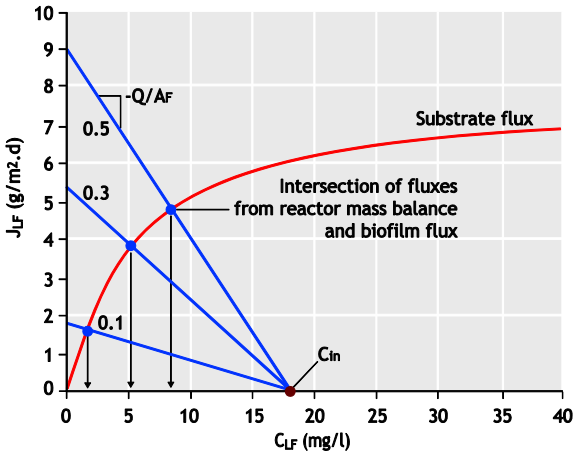
إذا توافر تمثيل تخطيطي لتدفق المادة الركيزة من الحسابات أو المحاكاة الرقمية أو من البيانات التجريبية، عندئذ سيمكن أيضًا قراءة تركيز المادة الركيزة في المياه الخارجة من هذا التخطيط مباشرة بالنسبة لقيمة معينة لكل من Q ، A_F ، C_{in}. ومعادلة التوازن المادي في المعادلة 17.43 يمكن أن يعبر عنها:

$$J_{LF} = \underbrace{\frac{QC_{in}}{A_F}}_{const.} - \underbrace{\frac{Q}{A_F}}_{slope} C_B \qquad (17.45)$$

وتصف المعادلة 17.45 خطًا مستقيمًا في مخطط التدفق البياني الذي يتقاطع مع المحور y ($C_B = 0$) عند $J_{LF} = QC_{in}/A_F$ والمحور x ($J_{LF} = 0$) عند $C_B = C_{in}$ ولها المنحنى Q/A_F. والتقاطع بين المعادلة 17.45 وبين تدفق المادة الركيزة المرسوم يوفر الحل لتركيزات المادة الركيزة لحالة الكتلة الذي يغطي كلا من معادلة توازن كتلة المفاعل وأيضًا معادلة توازن كتلة الغلاف الحيوي (شكل ١٧-١١) وهذا الحل التخطيطي يفيد عند تقييم بيانات التدفق المقاس مقابل تركيز حالة الكتلة. بالإضافة إلى ذلك، فهي توفر نظرة معاينة لكيفية تأثير التغيرات في تركيزات المادة الركيزة في المياه الداخلة أو معدل تصرف المياه الداخلة على تركيزات المادة الركيزة في المياه الخارجة.

١٧-٤-١-٤ الحل الرقمي (استخدام AQUASIM مثلاً)

كما تم وصفه في الجزء ١٧-٣-٥ ، يحل AQUASIM بصورة متزامنة توازنات الكتلة للعمليات داخل الغلاف الحيوي وحالة الكتلة (bulk phase)، ويوفر تركيزات المادة الركيزة في حالة الكتلة كناتج مباشر للنموذج.

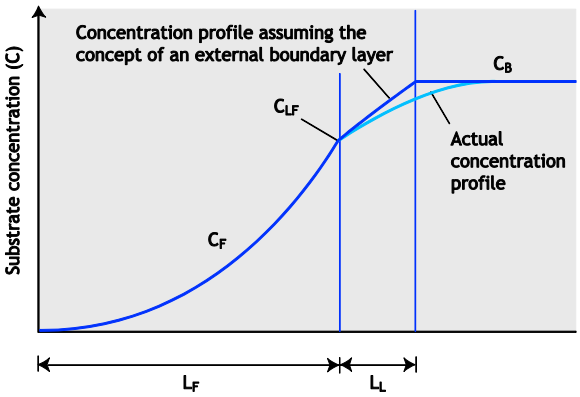


شكل ١٧-١١ حل تصويري للمعادلة 17.41 بالنسبة لتدفق مادة ركيزة معينة (من شكل ١٧-٨جـ) ولثلاث قيم مختلفة Q/A_F (الأرقام في الرسم التوضيحي) و C_{in} = ١٨ مجم/ل. وتبين الأسهم تركيزات المياه الخارجة (السيب) الناتجة للقيم الثلاثة المختلفة Q/A_F.

١٧-٥ تأثير مقاومة نقل الكتلة الخارجي

ففي الجزء ١٧-٣ تم حساب تصورات التركيز داخل الغلاف الحيوي بافتراض أن تركيز المادة الركيزة عند سطح الغلاف الحيوي (C_{LF}) تساوي تركيز المادة الركيزة في حالة الكتلة (C_B). ولكن حتى مع الخلط القوي في حالة الكتلة ستبقى هناك طبقة محيطة لتحول الكتلة يحتاج وضعه في الاعتبار. والتركيز في حالة الكتلة يزيد تدريجيًا كما في الشكل:

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



شكل ١٧-١٢ تصورات التركيز خارج الغلاف الحيوي والتمثيل الأمثل كتركيز طبقة محيطة فيها $L_L = R_L \cdot D_W$ (معادلة 17.47) حيث L_F هي سمك الغلاف الحيوي و L_L هي سمك الطبقة المحيطة لنقل الكتلة.

ونمطيًا، فإن منحنى هذا التركيز لا تتم نمذجته بوضوح كمقاومة لنقل الكتلة:

$$J_{BL} = \frac{1}{R_L}(C_B - C_{LF}) \qquad (17.46)$$

حيث J_{BL} هي تدفق المادة الركيزة في حالة الماء و R_L هي مقاومة نقل الكتلة الخارجية. وتجسيد R_L بإدخال مفهوم الطبقة المحيطة للتركيز توفر عاملاً مساعدًا. ويوفر سمك هذه الطبقة المحيطة للتركيز فهمًا أكثر مقارنة بالمقاومة. والمقاومة والسمك للطبقة المحيطة للتركيز ترتبط كما يلي:

$$R_L = \frac{L_L}{D_W} \qquad (17.47)$$

وفيها L_L تكون سمك الطبقة المحيطة لنقل الكتلة و D_W هي معامل الانتشار في حالة المياه.

ويرتبط تدفق المادة الركيزة في الطبقة المحيطة (معادلة 17.46) بتدفق المادة الركيزة عند سطح الغلاف الحيوي (معادلة 17.11). هذا يوفر معادلة إضافية (الحالة المحيطة) ضرورية لحساب القيمة الإضافية المجهولة لتركيز المادة الركيزة في سطح الغلاف الحيوي.

BC3: $J_{BL} = J_{LF}$ (17.48)

١٧-٥-١ تدفق المادة الركيزة لمعدل تفاعل المرتبة الأولى مع طبقة محيطة خارجية

يمكن بيان مفهوم ربط تدفق المادة الركيزة إلى الغلاف الحيوي مع مقاومة نقل كتلة خارجية من خلال حساب الحل التحليلي بافتراض قيم حركيات من المرتبة الأولى داخل الغلاف الحيوي. ويربط التدفق خلال سطح الغشاء (معادلة 17.16) مع التدفق خلال الطبقة المحيطة الخارجية (معادلة 17.46) ، فينتج عنه:

$$J_{LF} = k_{1,A} C_{LF} = \frac{1}{R_L}(C_B - C_{LF}) \qquad (17.49)$$

ويمكن أن يتم حل هذا لأجل قيمة C_{LF} ، كما يلي:

$$C_{LF} = \frac{C_B}{k_{1,A} R_L + 1} \qquad (17.50)$$

ويمكن حساب تدفق المادة الركيزة المناظرة باستبدال المعادلة 17.50 إلى 17.16:

$$J_{LF} = k_{1,A} C_B \underbrace{\frac{1}{k_{1,A} R_L + 1}}_{\text{Reduced flux due to external mass transfer resistance}} \qquad (17.51)$$

ومن المعادلة 17.51، مع اعتبار مقاومة نقل الكتلة الخارجية، يمكن ملاحظة أن مقاومة نقل الكتلة الخارجية تزيد مع القيم المتزايدة لكل من $k_{1,A}$ و R_L. وينتج عن وضع قيمة المعادلة 17.51 للحالات القصوى:

$$J_{LF} = \begin{cases} C_B \dfrac{1}{R_L} & \text{for } R_L >> 1/k_{1,A} \\ C_B k_{1,A} & \text{for } R_L << 1/k_{1,A} \end{cases} \qquad (17.52)$$

وبالنسبة لقيمة $R_L >> 1/k_{1,A}$ فإن التحلل الحيوي للمادة الركيزة يحدد بنقل الكتلة الخارجية والتدفق في معادلة 17.52 يساوى التدفق في معادلة 17.46 مع $C_{LF} = 0$ بالنسبة إلى $R_L << 1/k_{1,A}$ تكون إزالة المادة الركيزة محدودة بالتحلل الحيوي ونقل الكتلة داخل الغلاف الحيوي وتنتج $C_{LF} = C_B$. ومقارنة R_L و $1/k_{1,A}$ يمكن أن يستخدم لتقييم مختلف الطرق لزيادة تحول المادة الركيزة الكلية. وإذا كانت مقاومة نقل الكتلة الخارجية واضحة (مثل $R_L >> 1/k_{1,A}$) عندئذ يمكن أن تزيد J_{LF} بزيادة خلط حالة الكتلة مخفضة سمك الطبقة

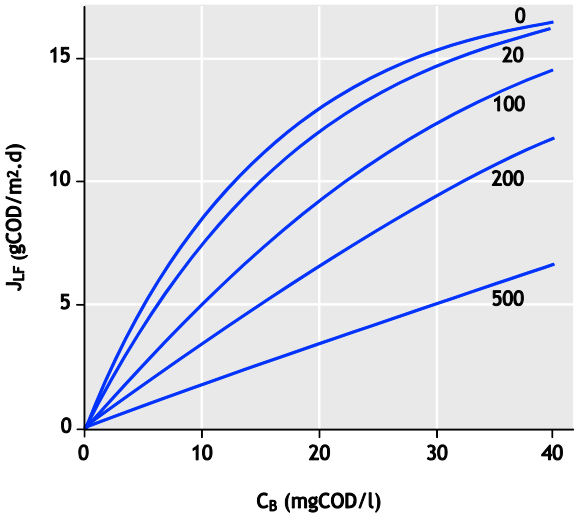
Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

المحيطة للتركيز (L_L) وبهذا خفض R_L. وزيادة خلط حالة الكتلة لا يكون له تأثير مباشر على J_{LF} بالنسبة لحالة $R_L >> 1/k_{1,A}$.

ويجب ملاحظة أن هذا الفصل الواضح بين مقاومة نقل الكتلة الخارجية والداخلية يكون لحد ما اصطناعيا. وفي المنهج الحالي للنمذجة يؤثر خلط حالة الكتلة فقط في مقاومة نقل الكتلة الخارجية. وفي الواقع سيكون للخلط الخارجي تأثير على تطور الغلاف الحيوي، وكثافة الغلاف الحيوي وعلى حدوث الموجات. وينتج عن الخلط المنخفض وجهد القص المنخفض أغلفة حيوية زغبية أو أكثر سمكًا، بينما ينتج جهد القص الأعلى أغلفة حيوية أكثر كثافة (van Loosdrecht *et al.*, 1995).

١٧-٥-٢ تدفق المادة الركيزة بالنسبة لحركيات مونود داخل الغلاف الحيوي بطبقة محيطة خارجية

لبيان أهمية مقاومة نقل الكتلة الخارجية، تم أداء محاكاة باستخدام AQUASIM التي وظفت نفس القياسات الحركية وقياسات الغلاف الحيوي كما في شكل ١٧-٨ ب حيث يتم حساب تدفقات المادة الركيزة مع إهمال مقاومات نقل الكتلة الخارجية (شكل ١٧-١٣)



شكل ١٧-١٣ تدفقات المادة الركيزة لتركيزات مختلفة من المادة الركيزة في المياه الداخلة، كدالة لسمك الطبقة المحيطة الخارجية (الأرقام في الرسم هى L_L ووحدتها µm) لغلاف حيوي سمكه ٢٠٠ µm. وكما في شكل ١٧-٨ ، فإزالة المادة الركيزة في الغلاف الحيوي تم نمذجتها باستخدام حركيات مونود (جدول ١٧-٢) والقياسات المقدمة في جدول ١٧-١٢

والنتائج المبينة في شكل ١٧-١٣ مؤسسة على سمك طبقة محيطة لنقل كتلة خارجية (L_L) تتراوح بين صفر و ٥٠٠ µm. ويمكن ملاحظة أنه مع كل من زيادة تركيز المادة الركيزة في حالة الكتلة ومع نقص سمك الطبقة المحيطة، يزيد التدفق. وسمك طبقة محيطة قدره L_L = ٥٠٠ µm يسبب نقص التدفق بمقدار ٧٠%.

١٧-٦ ربط النمو والتحلل مع الانفصال

في العديد من نماذج الغلاف الحيوي وفي جميع العمليات الحسابية في الأجزاء السابقة، يجب افتراض سمك غلاف حيوي ثابت من جانب المستخدم. والنمذجة الرياضية (الحسابية) مع هذا يمكنها استنباط تطور الغلاف الحيوي على المدى الزمني وأيضًا سمك حالة مستقرة (ثابتة) للغلاف الحيوي على أساس عمليات النمو والتحلل والانفصال.

$$\frac{dL_F}{dt} = \underbrace{\frac{Y \cdot J_{LF}}{X_F}}_{\text{Growth}} - \underbrace{b_{ina} L_F}_{\text{Decay}} - \underbrace{u_{d,S}}_{\text{Surface detachment velocity}} \qquad (17.53)$$

Net change of biofilm thickness

وهناك مناهج مختلفة لتحديد مقدار معدلات الانفصال (Morgenroth, 2003). وفي معادلة 17.53 يتم وصف معدلات الانفصال كسرعة انفصال ثابتة (L/T) ($u_{d,S}$). بينما تعبر مراجع أخرى عن الانفصال ككتلة غلاف حيوي مزالة لكل جزء من المساحة المنفصلة والزمن (L/T) ($u_{d,V}$). هذه المصطلحات المختلفة لمعدل الانفصال ترتبط بسرعة الانفصال، كما يلي:

$$u_{d,V} = \frac{u_{d,S}}{L_F} \qquad (17.54)$$

$$u_{d,M} = u_{d,S} X_F \qquad (17.55)$$

وهنا، (X_F) هي كثافة (M/L^3) الغلاف الحيوي. ومعظم نماذج انفصال الغلاف الحيوي تستخدم معاملات ثابتة لمعدل الانفصال. ويختلف الانفصال الحركي (الديناميكي) عن كل من انفصال السطح والحجم في أن الانفصال تتم نمذجته، ليس كعملية مستمرة ولكن كأحداث منفصلة متتالية تحدث في فواصل زمنية معينة. ومثال لعملية الانفصال الديناميكي نجده في الغسيل الرجعي لمفاعلات الغلاف الحيوي. والتغيير الناتج في إجمالي سمك الغلاف الحيوي يمكن حسابه بافتراض مصطلح معدل انفصال ديناميكي.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

$$u_{d,S} = \begin{cases} k_d' \cdot L_F & \text{during normal operation} \\ k_d'' \cdot \left(L_F - L_{base\ thickness}\right) & \text{during backwashing} \end{cases} \quad (17.56)$$

حيث يمكن تحديد $u_{d,S}$ بطريقة تجعل جميع الغلاف الحيوي الزائد عن سمك محدد كقاعدة يزال أثناء الغسيل الرجعي (Morgenroth and Wilderer, 1999; Morgenroth, 2003).

١٧-٦-١ تأثير الانفصال ($u_{d,S}$) على سمك الغلاف الحيوي للحالة المستقرة (L_F) وتدفق المادة الركيزة(J_{LF})

يمكن حل توازن الكتلة في معادلة 17.51 تحليليًا لبعض من مصطلحات التعبير المختارة عن إزالة المادة الركيزة ومعدل الانفصال أو رقميًا باستخدام AQUASIM.

مثال ١٧-٢: استنباط سمك الغلاف الحيوي بافتراض تدفق مادة ركيزة عند مرتبة النصف

بافتراض التدفق والانفصال التاليين:

$$J_{LF,0,p} = k_{0,p,A}\sqrt{C_{LF}} \quad (17.29)$$

$$u_{det} = k_d\, L_F \quad (17.57)$$

ومع هذه التعريفات تصبح معادلة ١٧,٥٣ لظروف الحالة المستقلة:

$$0 = \frac{Yk_{0,p,A}\sqrt{C_{LF}}}{X_F} - b_{ina}L_F - k_d L_F \quad (17.58)$$

والتي يمكن حلها لإيجاد L_F

$$L_F = \frac{Yk_{0,p,A}\sqrt{C_{LF}}}{X_F\left(b_{ina} + k_d\right)} \quad (17.59)$$

وهكذا، فزيادة التحلل (b_{ina}) والانفصال (k_d) ينتج عنهما سمك غلاف حيوي ناقص. ومعدلات الإزالة الزائدة ($k_{0,p,A}$) والتركيزات السطحية (C_{LF}) ينتج عنها أغلفة حيوية أكثر سمكًا.

مثال ١٧-٣: استنباط سمك الغلاف الحيوي بافتراض تدفق مادة ركيزة عند مرتبة الصفر

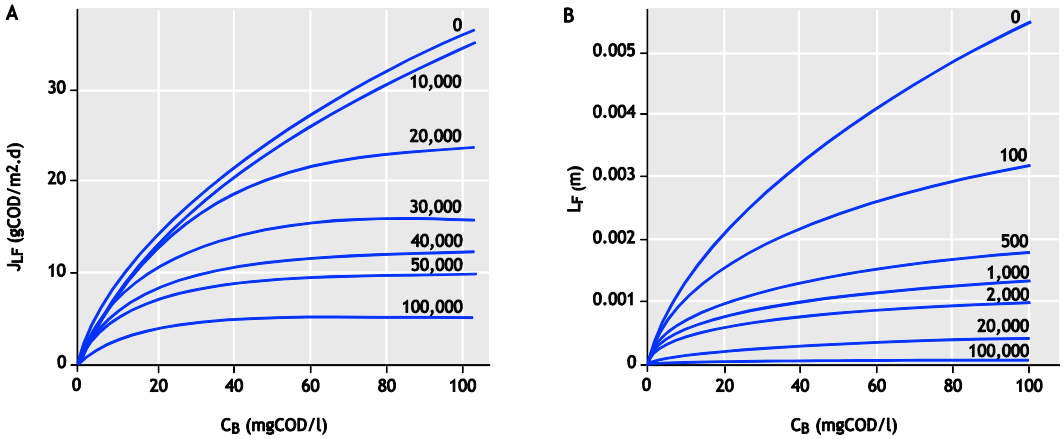
يمكن أيضًا حساب حل لسمك الغلاف الحيوي تحليليًا بالنسبة لمعدل الإزالة عند مرتبة الصفر

جدول ١٧-٤ المصطلحات الجبرية لمعدل الانفصال (معدلة من Morgenroth 2003, Peyton and Characklis 1993, Tijhuis *et al*. 1995 ، Morgenroth 2003)

ترتبط آلية الفصل بـ	صيغة التعبير عن معدل الانفصال ($M\,L^{-2}T^{-1}$) $u_{d,M}$	المرجع
لا شيء محدد	0	Kissel *et al*.,1984; Fruhen *et al*.,1991
	سمك غلاف حيوي ثابت	Wanner and Gujer, 1985
سمك الغلاف الحيوي	$k_d\,(\rho_F\,L_F)^2$	Bryers, 1984; Trulear and Characklis,1982
	$k_d\,\rho_F\,L_F^2$	Wanner and Gujer, 1986
	$k_d\,\rho_F\,L_F$	Chang and Rittmann,1987; Kreikenbohm and Stephan, 1985; Rittmann, 1989
جهد القص	$k_d\,\rho_F\,\tau$	Bakke *et al*., 1984
	$k_d\,\rho_f\,L_F\,\tau^{0.58}$	Rittmann, 1982b
معدل النمو أو معدل استخدام المادة الركيزة	$L_F\,(k_d' + k_d''\,\mu)$	Speitel and DiGiano, 1987
	$k_d \cdot r_S \cdot L_F$	Peyton and Characklis, 1993; Robinson *et al*.,1984; Tijhuis *et al*., 1995
الغسيل الرجعي في اتجاه سمك قاعدة سابق تحديده	$\begin{cases} k_d' \cdot L_F & \text{normal operation} \\ k_d'' \cdot \left(L_F - L_{basethickness}\right) & \text{backwashing} \end{cases}$	Morgenroth and Wilderer, 1999; Rittmann *et al*., 2002

[1]تفسير الرموز: k_d, k_d', k_d'' = معاملات معدل الانفصال، ρ_F = كثافة الكتلة الحجمية للغلاف الحيوي ($M\,L^{-3}$)، L_F = سمك الغلاف الحيوي (L)، $L_{base\ thickness}$ = سمك الغلاف الحيوي المحدد مسبقًا بعد الغسل الراجع (L)، μ = معدل نمو محدد (T^{-1})، r_S = معدل استغلال المادة الركيزة ($M\,L^{-2}\,T^{-1}$)، τ = جهد القص ($M\,L^{-1}\,T^{-2}$)

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



شكل ١٧-١٤ تأثير تركيزات المادة الركيزة لحالة الكتلة ومعامل معدل الانفصال على تدفق المادة الركيزة (لليسار) وسمك الغلاف الحيوي (لليمين). والأرقام في الرسم هى قيمة k_d في المعادلة 17.60. ووحدة k_d هى 1/m.d. ونموذج الغلاف الحيوي تضمن إزالة المادة الركيزة والنمو باستخدام مقاييس متوفرة في جدول ١٢-١٧

$$J_{LF} = k_0 X_F L_F \qquad (17.31)$$

وبافتراض مصطلح تعبير عن معدل انفصال مختلف

$$u_{d,S} = k_d L_F^2 \qquad (17.60)$$

يلاحظ أن معدل الانفصال في معادلة 17.60 بدلاً من المعادلة ١٧,٥٧ كان مفترضًا أن يبسر الحل التحليلي. وإدخال هذه المصطلحات للمعدل على المعادلة 17.53 ينتج عنه:

$$0 = \frac{Yk_0 X_F L_F}{X_F} - b_{ina} L_F - k_d L_F^2 \qquad (17.61)$$

والتى يمكن حلها لإيجاد L_F:

$$L_F = \frac{Yk_0 - b_{ina}}{k_d} \qquad (17.62)$$

مرة أخرى، فإن سمك الغلاف الحيوي ينقص مع زيادة قيم التحلل (b_{ina}) والانفصال (k_d) ومع نقص معدلات إزالة المادة الركيزة (k_0)

مثال ١٧-٤: استنباط سمك الغلاف الحيوي باستخدام وسيلة حل رقمية بافتراض حركيات مونود

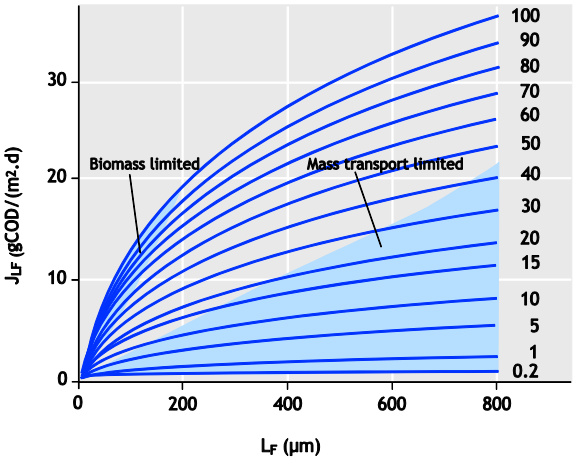
تتوافر الحلول التحليلية لسمك الغلاف الحيوي فقط لارتباطات مختارة بين مصطلحات التعبير عن نمو الغلاف الحيوي ومعدل الانفصال. واستخدام AQUASIM يمكننا من تقييم تأثير مختلف معدلات الانفصال بافتراض حركيات مونود داخل الغلاف الحيوي. وتم إجراء محاكاة لتركيزات مادة ركيزة لحالة الكتلة مختلفة تتراوح بين ٠,٥ إلى ١٠٠ مجم/ل وبالنسبة لحركيات الانفصال:

$$u_{d,S} = k_d L_F^2 \qquad (17.60)$$

ومع معامل معدل انفصال k_d يتراوح بين صفر إلى ١٠٠,٠٠٠ 1/d.m نجد في شكل ١٧-١٤ تدفقات مادة ركيزة وسمك غلاف حيوي موضحة بالنسبة لمختلف تركيزات المادة الركيزة لحالة الكتلة. وكل خط يمثل قيمة مختلفة k_d. ويمكن ملاحظة أنه مع زيادة قيم معامل معدل الانفصال k_d ينقص كل من تدفق المادة الركيزة وسمك الغلاف الحيوي. بينما تزيد قيمة كل منهما مع زيادة تركيزات المادة الركيزة لحالة الكتلة. وهذا الاعتماد المتبادل لتدفق المادة الركيزة وسمك الغلاف الحيوي يمكن ملاحظته أيضًا في شكل ١٧-١٥.

وتدفقات المادة الركيزة تم تحديدها لقيم مختلفة لسمك الغلاف الحيوي الثابت، وكل خط في شكل ١٧-١٥ يمثل تركيز حالة كتلة مختلف. وفي الأغلفة الحيوية الرقيقة جدًا تؤدى زيادة السمك لزيادة تدفق المادة الركيزة – تكون تحولات المادة الركيزة في الأغلفة الحيوية الرقيقة جدًا محدودة بالكتلة الحيوية. وبالنسبة للأغلفة الحيوية السميكة نسبيًا يكون لسمك الغلاف الحيوي تأثير محدود فقط على تدفقات المادة الركيزة. وزيادة سمك الغلاف الحيوي تزيد تدفق المادة الركيزة فقط إذا كان تركيز المادة الركيزة لحالة الكتلة عاليًا لدرجة تسمح باختراق المادة الركيزة إلى قاعدة الغلاف الحيوي.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



شكل ١٧-١٥ تأثير سمك الغلاف الحيوي على تدفق المادة الركيزة عند تركيزات مختلفة من المادة الركيزة لحالة الكتلة (الأعداد في الرسم تمييزها مجم/ل). وهناك أمران يشار إليهما هنا: الأغلفة الحيوية الرقيقة يمكن أن تكون محدودة الكتلة الحيوية حيث ينتج عن زيادة سمك الغلاف الحيوي زيادة ملحوظة في تدفق المادة الركيزة حيث إن إزالة المادة الركيزة في الغلاف الحيوي ما هي إلا نقل للكتلة محدود والمناطق الأقل في الغلاف الحيوي لن تكون نشطة. وإزالة المادة الركيزة التي تمت نمذجتها باستخدام قياسات حركيات مونود موجودة في جدول ١٧-١٢

١٧-٧ القياسات المشتقة

١٧-٧-١ زمن مكث المواد الصلبة

بالنسبة لمحطات المعالجة بالحمأة النشطة، يكون زمن مكث المواد الصلبة (SRT) مقياسًا رئيسًا في التصميم والتشغيل. ويمكن استخدام زمن مكث المواد الصلبة لحساب تركيزات المادة الركيزة في المياه الخارجة ومقدار الكتلة الحيوية في المنظومة وصافي الإنتاج. ولكن، إلى أي مدى يمكن ترجمة هذا المفهوم لزمن مكث المواد الصلبة إلى نظم الأغلفة الحيوية ؟ ففي نظام معالجة بالحمأة النشطة ، تكون إزالة المواد الصلبة عملية متسلسلة عشوائية، حيث تتم إزالة ندف عشوائية من المنظومة ضمن فاقد الحمأة والمياه الخارجة الثانوية. وهنا يمثل زمن مكث المواد الصلبة متوسط زمن بقاء الجزيئات في المنظومة. وإزالة الكتلة الحيوية في الغلاف الحيوي ليست عملية عشوائية حيث إن تفاضلية الانفصال تزيل الجزيئات من سطح الغلاف، بينما الجزيئات في قاعدة الغلاف الحيوي يكون لها حماية أكبر من عملية الانفصال. هكذا، فإن التطبيق المباشر لمفهوم زمن مكث المواد الصلبة لا يمكن استخدامه في الأغلفة الحيوية.

وبالنسبة للأغلفة الحيوية التي بها مجموعات متعددة من الكائنات المتنافسة على المادة الركيزة والمكان داخل الغلاف الحيوي، يكون لمختلف أزمنة المكث المختلفة الناتجة من الانفصال التفاضلي في سطح الغلاف الحيوي تأثيرًا ملحوظًا على التنافس الميكروبي، ولا يكون من المفيد حساب متوسط زمن مكث المواد صلبة (Morgenroth, 2003; Morgenroth and Wilderer, 2000). وبالنسبة لغلاف حيوي متجانس ذي نوع واحد من الكائنات الدقيقة فإن حساب أزمنة مكث للمواد الصلبة، على أية حال، يوفر مقارنة مفيدة مع ظروف النمو في نظم الحمأة النشطة . ومتوسط زمن مكث المواد الصلبة في نظم الأغلفة الحيوية يحدد:

$$SRT = \frac{average\ mass\ of\ biofilm}{average\ rate\ of\ biofilm\ detachment} = \frac{L_F X_F}{u_{d,S} X_F} \qquad (17.63)$$

وتعريف SRT يمكن أن يربط مع توازن الكتلة لتطور الغلاف الحيوي ككل (معادلة 17.53) وبافتراض حالة مستقرة يمكن إعادة ترتيب المعادلة 17.53 لتصبح:

$$u_{d,S} = \frac{Y \cdot J_{LF}}{X_F} - b_{ina} L_F \qquad (17.64)$$

والتي يمكن أن تحل في معادلة 17.16 لتخرج لنا:

$$SRT = \frac{L_F}{\frac{YJ_{LF}}{X_F} - b_{ina} L_F} = \frac{1}{\frac{YJ_{LF}}{X_F L_F} - b_{ina}} \qquad (17.65)$$

ومن المعادلة 17.63 يمكن ملاحظة أن SRT تزيد مع نقص تدفق المادة الركيزة وزيادة سمك الغلاف الحيوي. وبصورة غير مباشرة، يتأثر SRT بتركيزات مرحلة الكتلة (ينتج عن نقص تركيز حالة الكتلة نقص في تدفقات المادة الركيزة) وانفصال الغلاف الحيوي (ينتج عن نقص الانفصال أغشية حيوية أكثر سمكًا) ويجب ملاحظة أن المعادلة 17.65 مؤسسة على افتراض حالة ثبات حيث تتم موازنة إجمالي نمو الكتلة الحيوية بالانفصال.

ويجب أن يلاحظ القارئ أن SRT يجب أن تفسر بصورة مختلفة في نظم الحمأة النشطة عنها في نظم الأغلفة الحيوية. ففي نظم الحمأة النشطة يكون لكل ندفة نفس احتمالية إزالتها مع الحمأة الزائدة. وفي

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

الأغلفة الحيوية، تكون الإزالة من خلال الانفصال أعلى بوضوح عند سطح الغلاف الحيوي، مقارنة بقاعدة الغلاف الحيوي. وتوفر قيمة SRT المحسوبة من المعادلة 17.65 إجمالي متوسط زمن مكث المواد الصلبة، بينما يكون ممكنًا أيضًا لحساب زمن مكث المواد الصلبة لمختلف المواقع داخل الغلاف الحيوي (Morgenroth and Wilderer, 2000). وتكون أزمنة مكث المواد الصلبة الداخلية في قاعدة الغلاف الحيوي أكبر من إجمالي المتوسط، مما يوفر موقعًا بيئيًا مناسبًا للبكتيريا الأبطأ في النمو. وأحد أمثلة البكتيريا بطيئة النمو الناشئة تفاضليًا باتجاه قاعدة الغلاف الحيوي نجد بكتيريا النيترة، كما تتم مناقشته في المثال في الجزء ١٧-٩، ويتم أيضًا استنتاج أن قاعدة الغلاف الحيوي توفر موقعًا بيئيًا مناسبًا للكائنات الدقيقة المتخصصة المسئولة عن التحلل الحيوي للمركبات شبه الحيوية بطيئة التحلل الحيوي.

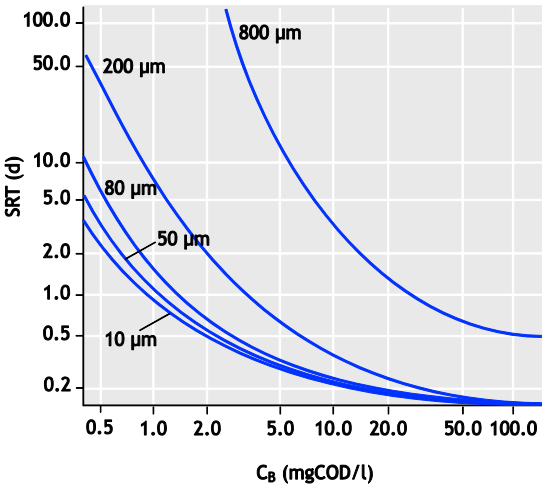
مثال ١٧-٥: زمن مكث المواد الصلبة لغلاف حيوي بافتراض معدل نمو من مرتبة مونود

تم إجراء محاكاة باستخدام AQUASIM لحساب SRT لمختلف تركيزات المادة الركيزة في حالة الكتلة وسمك الغلاف الحيوي على أساس معدلات انفصال تخيلية ($u_{d,S}$). وباستخدام المعادلة 17.63 في شكل ١٧-١٦ يمكن ملاحظة أن SRT يزيد مع نقص تركيزات المادة الركيزة لحالة الكتلة. ومختلف الخطوط التي في شكل ١٧-١٦ تمثل مختلف قيم سمك الغلاف الحيوي حيث يكون SRT أكبر عند السمك الأكبر للغلاف الحيوي. وتأثيرات تركيزات المادة الركيزة لحالة الكتلة وسمك الغلاف الحيوي ومعاملات معدل الانفصال مشابهة لما تمت مناقشته مع المعادلة 17.63 العامة، كما سبق.

١٧-٧-٢ أقل تركيز للمادة الركيزة في المياه الخارجة الذي يدعم نمو الكتلة الحيوية (C_{min})

تعتمد تركيزات المادة الركيزة في المياه الخارجة لمفاعل غلاف حيوي على مدى توافر مقدار كافٍ من الكتلة الحيوية على مساحة سطح الغلاف الحيوي، وعلى ظروف تشغيل المفاعل. وقد تمت مناقشة تركيزات المادة الركيزة في المياه الخارجة بالنسبة إلى مفاعل CSTR (مفاعل من نوع التقليب المستمر) كمثل لمفاعل الغلاف الحيوي في الجزء ١٧-٤. وفي الجزء ١٧-٤، على أية حال، تم توفير سمك غلاف حيوي ثابت كمدخل للنموذج، بصرف النظر عن انفصال الغلاف الحيوي وعمليات التحلل. والسؤال الدائر في المناقشة التالية هو: هل يمكن وصف التركيز الأقل في المياه الخارجة الذي يمكن تحقيقه في مفاعل CSTR ذي الغلاف الحيوي، بافتراض الشروط التالية: (i) انفصال الغلاف الحيوي يمكن إهماله ($u_{d,S} = 0$)، (ii) يمكن وصف النمو في الغلاف الحيوي باستخدام حركيات مونود و(iii) التحلل يتم وصفه باستخدام تحلل من المرتبة الأولى ($b_{ina}X_F$) و(iv) معدلات تدفق المياه الداخلة منخفض جدًا وينتج عنها غلاف حيوي رقيق جدًا حيث يمكن إهمال محددات نقل الكتلة. وإهمال الانفصال وبافتراض حالة استقرار، معادلة ١٧,٥٣ يمكن تبسيطها إلى:

$$0 = \frac{Y \cdot J_{LF}}{X_F} - b_{ina} L_F \qquad (17.66)$$



شكل ١٧-١٦ تأثير تركيزات المادة الركيزة في حالة الكتلة وسمك الغلاف الحيوي (الخطوط في الرسم) على SRT المحسوب باستخدام معادلة 17.63 بافتراض غلاف حيوي ثابت السمك وشاملاً عمليات النمو والتحلل والانفصال. وتمت نمذجة إزالة المادة الركيزة والنمو في الغلاف الحيوي باستخدام حركيات مونود (جدول ١٧-٢) والقياسات المعطاة في جدول ١٧-١٢.

ويكون تدفق المادة الركيزة إلى غلاف حيوي مع إهمال محددات نقل الكتلة وافتراض مونود:

$$J_{LF} = \frac{1}{Y}\mu_{max}\frac{C_{LF}}{K_S + C_{LF}} X_F L_F \qquad (17.67)$$

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

وربط معادلة 17.66 و 17.67 ينتج عنه الحد الأدنى لتركيز المادة الركيزة الذى يعزز النمو الميكروبي بالغلاف الحيوي (C_{min}):

$$C_{\min} = \frac{K_S b_{ina}}{Y\mu_{\max} - b_{ina}} \qquad (17.68)$$

ومفهوم C_{min} تم عرضه تجريبيًا (Rittmann and McCarty, 1980) وله مضمون عملي بالنسبة لإزالة الملوثات وجعلها في تركيزات منخفضة (Rittmann, 1982a)، وقيمة S_{min} يمكن استخدامها كعامل وضع قياسات لاشتقاق الحلول شبه التحليلية (Rittmann and McCarty, 2001; Saez and Rittmann, 1992; Wanner *et al.*, 2006).

١٧-٧-٣ الأزمنة المميزة والأرقام التي بلا أبعاد في وصف حركيات الأغلفة الحيوية

تحدث العمليات في الأغلفة الحيوية في أزمنة مختلفة. فيحدث نمو الكتلة الحيوية على مدى زمني من مرتبة الساعات إلى الأيام، بينما عمليات انتشار المادة الركيزة والعمليات الهيدروديناميكية تكون في مرتبة الثواني والدقائق (Gujer and Wanner, 1990; Kissel *et al.*, 1984; Picioreanu *et al.*, 2000). هذا المفهوم للأزمنة المميزة يكون مفيدًا في تقييم مدى سرعة وصول منظومة ما إلى حالة الاستقرار، كقاعدة لتحديد القياسات التى ليس لها أبعاد، وعند تطبيق الحلول الرقمية لنمذجة الأغلفة الحيوية.

ومفهوم السرعات المميزة يمكن شرحه باستخدام مثال بسيط. بالنسبة لمعدل تفاعل من المرتبة الأولى، تكون معادلة التوازن لتحلل المادة الركيزة C_S في عملية دفعات متتالية يكون:

$$\frac{dC_S}{dt} = -k_1 \cdot C_S \qquad (17.69)$$

حيث C_S هى تركيز المادة الركيزة، k_1, $M\ L^{-3}$ هى معدل التفاعل من المرتبة الأولى، T^{-1} و T = الزمن وحل المعادلة ١٧,٦٩ مع $C_S(t = 0) = C_{S,0}$ يعطينا:

$$\frac{C_S(t)}{C_{S,0}} = e^{-k_1 \cdot t} \qquad (17.70)$$

وبناءًا على المعادلة 17.70 يمكن تحديد الزمن المميز لمعدل التفاعل من المرتبة الأولى ($\tau_{reaction,1}$) كما يلي:

$$\tau_{reaction,1} = \frac{1}{k_1} \qquad (17.71)$$

جدول ١٧-٥ الأزمنة المميزة للعمليات ذات الصلة لها في غلاف حيوي (على أساس Clark, 1996; Gujer and Wanner, 1990; Kissel *et al.*, 1984; Picioreanu *et al.*, 2000)

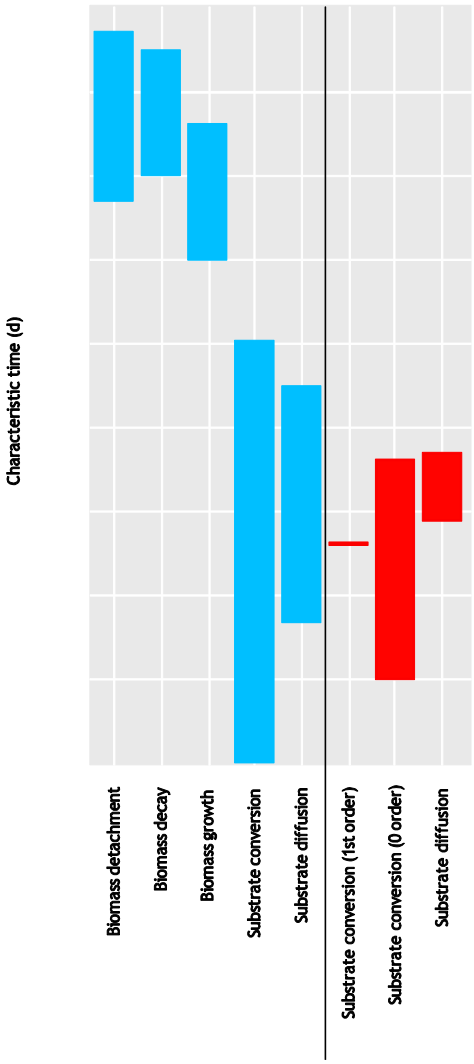
العملية	الزمن المميز
نقل الحرارة	$\tau_{convection} = \frac{L}{u}$
الانتشار (الكتلة)	$\tau_{diffusion,mass} = \frac{L^2}{D}$
الانتشار (لزج)	$\tau_{diffusion,viscous} = \frac{L^2}{\nu}$
النمو	$\tau_{growth} = \frac{1}{\mu_{max}}$
	$\tau_{growth}^{*} = \frac{C_{LF}}{\mu_{\max} \cdot X_{LF}}$
التحلل	$\tau_{decay} = \frac{1}{b_{decay}}$
الانفصال	$\tau_{detachment} = \frac{L_F}{u_{d,S}} = \frac{1}{u_{d,V}}$
التفاعل	$\tau_{reaction,0} = \frac{C_{LF}}{k_0 X_F}$ (مرتبة الصفر)
	$\tau_{reaction,1} = \frac{1}{k_1 X_F}$ (المرتبة الأولى)
	$\tau_{reaction,Monod} = \frac{Y}{\mu_{max}} \cdot \frac{(K_S + C_{LF})}{X_F}$ (مونود)

L = المسافة المميزة (L). u = السرعة ($L\ T^{-1}$). D = معامل الانتشار ($L^2\ T^{-1}$). V = اللزوجة ($L^2\ T^{-1}$). k_0, k_1 = معدلات تفاعل كمية من المرتبة الأولى والصفر ($M\ L^{-3}\ T^{-1}$ and T^{-1} على التوالي). b_{decay} = معامل التحلل (T^{-1}). μ, μ_{max} = معدل النمو، وأقصى معدل نمو (T^{-1}). Y = معامل الناتج ($M\ M^{-1}$). C_{LF}, X_F = تركيز الكتلة الحيوية والمادة الركيزة ($M\ L^{-3}$). K_S = ثابت نصف تشبع مونود ($M\ L^{-3}$).

ويلاحظ أن معدل تفاعل من المرتبة الأولى بالنسبة لهذا الاختيار من الزمن المميز ينتج عنه $C_S(t=\tau) = C_{S,0} \cdot \exp(-1) = C_{S,0} \cdot$ 36.8 %. ومع هذا، لا يوجد شيء خاص يتعلق بقيمة ٣٦,٨% (ولكن هناك أشياء بالنسبة لغيرها). وهى ببساطة سهلة حسابيًا (Clark 1996). على سبيل المثال، الزمن المميز لمعدل تفاعل من مرتبة الصفر $\tau_{reaction,0}$ يناظر $C_S(t=\tau) = 0$ في تفاعل دفعات. وقياس الزمن ببساطة هو مقياس لمدى سرعة سير عملية ما. وفي جدول ١٧-٥ نجد أزمنة مميزة للعمليات ذات الأهمية في وصف

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

الأغلفة الحيوية بصورة موجزة. وهناك قيم نمطية لذلك معطاة في شكل ١٧-١٧.



شكل ١٧-١٧ الأزمنة المميزة محسوبة من جدول ١٧-٥ للقياسات النمطية للغلاف الحيوي (الأعمدة الزرقاء موضوعة على أساس Kissel *et al.*, 1984; Picioreanu *et al.*, 2000). بالإضافة إلى ذلك، الأزمنة المميزة محسوبة بمعدلات إزالة المادة الركيزة من مرتبة الصفر والمرتبة الأولى، باستخدام القياسات الحركية من شكل ١٧-٨ وبافتراض أن L_F = ٨٠-٢٠٠ µm و C_{LF} = ٠,١ – ٤٠ مجم/ل (الأعمدة الحمراء)

وكما يمكن ملاحظته في عملية النمو، هناك طرق متعددة لتحديد الأزمنة المميزة على أساس المعدل الأقصى للنمو (τ_{growth}) أو تقريب معدل النمو الفعلي في المنظومة (τ_{growth}^{*}). وبدون قواعد صارمة لتعريف الأزمنة المميزة، فإنه من الواجب على المستخدم أن يفهم قواعد كيف ولماذا تشتق الأزمنة المميزة أو الأرقام بلا أبعاد (جزء ١٧-٧-٣-٢) لترتيب المعلومات ذات القيمة ولاستخدام تقديره للأمور.

١٧-٧-٣-١ تطبيق الأزمنة المميزة لتقدير أزمنة الاستجابة

عند استخدام نموذج لغلاف حيوي، يجب أن نحدد إطارًا زمنيًا مرغوبًا (τ_0). وأي عمليات لها إطار زمني أقل (أي العمليات الأسرع) من τ_0 يمكن افتراضها عند حالة شبه مستقرة. والعمليات ذات الإطار الزمني الأكثر كثيرًا (أي العمليات الأبطأ) من τ_0 يمكن وصفها كأنها "مجمدة" زمنيًا (Picioreanu *et al.*, 2000; Wanner *et al.*, 2006). هكذا، بالنسبة للاختبارات التجريبية التي تستمر لبعض ساعات، يمكن افتراض أن تصورات تركيز المادة الركيزة تكون عند حالة مستقرة مثل: $\tau_{diffusion} << \tau_0$. ولكن يمكن تجاهل التغيرات في سمك الغلاف الحيوي مثل $\tau_{growth} >> \tau_0$. ومع ذلك، عند تقييم تطور الغلاف الحيوي على فترات تمتد لأسابيع، عندئذ يمكن اعتبار نمو الغلاف الحيوي بوضوح، حيث τ_{growth} يكون نفس مرتبة τ_0. وهناك نظرة عامة على الأزمنة المميزة لنظم الأغلفة الحيوية عمومًا وللمثال في شكل ١٧-٨ مقدمة في شكل ١٧-١٧.

وقد بيَّن (Crank (1975) عمليًا أنه بالنسبة لانتشار مادة ركيزة ذائبة في غلاف حيوي (أو صفيحة مستوية) يكون الزمن المطلوب للوصول إلى حالة الاستقرار ($\tau_{steady\text{-}state}$) يعطى من:

$$\tau_{steady\text{-}state} = 0.45 \cdot \tau_{diffusion,mass} \qquad (17.72)$$

وبافتراض معامل انتشار $D_F = 8 \times 10^{-5}$ م^2/يوم (للأسيتات) و L_F = ٥٠٠ µm نجد باستخدام معادلة 17.72 أن الزمن المطلوب للوصول لحالة الاستقرار هو ٤,٥ دقيقة. لاحظ أن هذا الزمن للوصول إلى الحالة المستقرة في الغلاف الحيوي يكون مستقلاً عن ما إذا كان الانتشار محددًا لإزالة المادة الركيزة في الغلاف الحيوي أم لا. والإطار الزمني للوصول للحالة المستقرة للكائنات الدقيقة داخل الغلاف الحيوي (τ_{growth} أو τ_{growth}^{*}) يكون أطول كثيرًا متراوحًا بين أيام إلى أسابيع. والتنافس داخل الغلاف الحيوي عملية أكثر بطئًا من ذلك حيث تعتمد على تفاضلية معدل النمو للكائن (A) (μ_A) والكائن (B) (μ_B) داخل الغلاف الحيوي ($\tau_{\Delta\text{-}growth} = (\mu_A - \mu_B)^{-1}$).

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

١٧-٧-٣-٢ الأرقام بلا أبعاد (اللابعدية)

رقم Damköhler (Da^{II}) معامل Thiele (Φ) ورقم النمو (G)

تسمح مقارنة قيم الأرقام المميزة للعمليات المرتبطة بتقدير أي العمليات محددًا للوصول وأي العمليات يمكن إهمالها. وأحد الأمثلة لذلك ارتباط التفاعلات وانتشار المادة الركيزة في الغلاف الحيوي، نفترض، مثلاً، أنه في أحد الأغلفة الحيوية نجد الزمن المميز لتحول المادة الركيزة ($\tau_{reaction}$) صغيرًا (أي أن التفاعل سريع جدًا) بينما الوقت المميز للانتشار ($\tau_{diffusion}$) كبيرًا (أي أن الانتشار بطيء). فإذا كان الانتشار أبطأ من التفاعل، عندئذ نفترض أن الغلاف الحيوي محدود الانتشار (بداخله). وبالنسبة لحالة تحول المادة الركيزة من مرتبة الصفر في الغلاف الحيوي ($r_F = k_{0,F}X_F$, – معادلة 17.1) عندئذ تكون نسبة $\tau_{diffusion}$ و $\tau_{reaction}$ في الغلاف الحيوي محدودة كما يلي:

$$\frac{\tau_{diffusion}}{\tau_{reaction}} = \frac{L_F^{\ 2}}{D_F} \cdot \frac{k_0 X_F}{C_{LF}} \qquad (17.73)$$

وفي كتب الهندسة الكيميائية يشار إلى هذه النسبة للأزمنة المميزة في معادلة 17.73 على أنها رقم Damköhler (Da^{II}) (Boucher and Alves, 1959).

$$Da^{II} = \frac{L_F^{\ 2}}{D_F} \cdot \frac{k_0 X_F}{C_{LF}} \qquad (17.74)$$

وبالنسبة للغلاف الحيوي محدد الانتشار (العميق) $Da^{II} >> 1$ والغلاف الحيوي محدد التفاعل (غير العميق – الضحل) $Da^{II} << 1$ ومع الحل الصريح لغلاف حيوي بمركبات عند مرتبة الصفر (جدول ١٧-٣) يمكن ملاحظة أن Da^{II} ترتبط مباشرة باختراق المادة الركيزة إلى الغلاف الحيوي (β):

$$\beta = \sqrt{\frac{2}{Da^{II}}} \qquad (17.75)$$

وعلى أساس المعادلة 17.75 يناظر الغلاف الحيوي محدد الانتشار به $Da^{II} >> 1$ قيمة $\beta << 1$. وهذا معقول حيث إن الغلاف الحيوي محدد الانتشار يتم اختراقه جزئيًا فقط. ويلاحظ أننا باستخدام الأزمنة المميزة كنا قادرين على تقييم ما إذا كان الانتشار أم التفاعل هو العملية المحددة بدون الحل الصريح للمعادلات التفاضلية التفصيلية.

ورقم Damköhler يرتبط برقم لا بعدي آخر، وهو معامل Thiele (Φ) الذي يحدد كما يلي:

$$\Phi = \sqrt{Da^{II}} = \frac{\sqrt{2}}{\beta} \qquad (17.76)$$

وأدخل (Picioreanu *et al.* (1998)) رقم النمو (G) في دراستهم لتقييم تأثير معدلات انتشار المادة الركيزة داخليًا والنمو على تطور الهيكل متعدد الأبعاد للغلاف الحيوي. وتعريف G هو:

$$G = \frac{\tau_{diffusion}}{\tau_{growth}^{\ *}} \qquad (17.77)$$

حيث نستخدم تعريف $\tau_{growth}^{\ *}$ (جدول ١٧-٥) التالي:

$$\tau_{growth}^{\ *} = \frac{C_{LF}}{\mu_{max} \cdot X_{LF}} \qquad (17.78)$$

وبربط معادلة 17.77 مع معادلة 17.78 وتعريف $\tau_{diffusion}$ في جدول ١٧-٥ ينتج لنا:

$$G = \frac{L_F^{\ 2}}{D_F} \cdot \frac{\mu_{max} X_{LF}}{C_{LF}} \qquad (17.79)$$

ويلاحظ أن G يطابق Da^{II} ماعدا في حالة استخدام معدل النمو الأقصى (μ_{max}) بدلاً من معدل إزالة المادة الركيزة في مرتبة الصفر (k_0). واستطاع (Picioreanu *et al.* (1998)) التوضيح عمليًا باستخدام النمذجة الرياضية متعددة الأبعاد أنه بالنسبة للنمو المحدد للمادة الركيزة في الغلاف الحيوي بقيم عالية لرقم النمو G (مثل $G > 20$) فإن الغلاف ذا النفاذية تم نموه وبه العديد من القنوات والفراغات. وبالنسبة للأغلفة الحيوية محددة النمو وللقيم الصغيرة لرقم النمو G ($G < 7$) فقد تم نمو الغلاف الحيوي مكثفًا ومضغوطًا.

ويمكن تعلم درسين من مختلف الأرقام اللابعدية المقدمة فيما سبق (Da^{II}, β, Φ). أولاً: ليس هناك طريقة متفردة لتعريف الأرقام اللابعدية حيث إن جميع الأرقام الأربعة ترتبط بانتشار المادة الركيزة والتمثيل الغذائي للمادة الركيزة في غلاف حيوي، لكن هذه الأرقام كلها مختلفة قليلاً في تعريفها. ثانيًا: الأرقام اللابعدية يمكن أن تخدم أغراضًا متعددةً في استنباط انتشار المادة الركيزة في غلاف حيوي.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

والتفريق بين نظم الانتشار والتفاعل المحددة، واستنباط تركيب الغلاف الحيوي.

رقم بايوت (Bi)

ورقم بايوت (Bi) هو مثال آخر لرقم لا بعدي يمكن اشتقاقه من نسب الأزمنة المميزة:

$$Bi = \frac{\tau_{diffusion,internal}}{\tau_{reaction,external}} = \frac{L_F^{\ 2}}{D_F} \cdot \frac{D_W}{L_L^{\ 2}} \qquad (17.80)$$

حيث $\tau_{diffusion,internal}$ (= L_F^2/D_F) هي الزمن المميز للانتشار داخل الغلاف الحيوي بينما $\tau_{diffusion,external}$ (= L_L^2/D_W) هي الزمن المميز للانتشار في تركيز الطبقة المحيطة. وإن كان الانتشار داخل الغلاف الحيوي أسرع كثيرًا منه في تركيز الطبقة المحيطة (أي Bi >> 1) عندها، بالنسبة لغلاف حيوي محدد الانتشار، يمكننا توقع أن مقاومة نقل الكتلة الخارجية يكون محددًا لإجمالي عمليات التحول داخل الغلاف الحيوي.

عدد بكليه Peclet number (Pe)

عدد بكليه Pe يمكن استخدامه لمقارنة الرقم المميز للانتشار مع الزمن المميز للانتقال الأفقي

$$Pe = \frac{\tau_{diffusion}}{\tau_{advection}} = \frac{L^2}{D}\frac{u}{L} \qquad (17.81)$$

وكثيرًا ما يستخدم عدد بكليه في دراسات المفاعلات لتقييم مدى التشتت المحوري – الانتشار في اتجاه تدفق المياه – المرتبط بالانتقال مع المياه المارة خلال المفاعل. ومع Pe >> 1 تكون قوة الانتشار صغيرة بالمقارنة بإجمالي الانتقال الأفقي. وعند تطبيق عدد بكليه على مفاعلات الأغلفة الحيوية، ما هو الطول المميز، L ، اللازم استخدامه في المعادلة 17.81 ؟ في حالة مقارنة النقل الأفقي والانتشار بطول المفاعل فالطول المميز يمكن أن يكون طول المفاعل كله. ومن تطبيقات عدد بكليه الأخرى عملية تقييم الأهمية النسبية للانتشار والنقل الأفقي في غلاف حيوي نفّاذ يسمح بتدفق بعض المياه خلال مصفوفة الغلاف الحيوي (Libicki *et al.*, 1988). في هذه الحالة يمكن أن يكون الطول المميز هو سمك الغلاف الحيوي. وهذا المثال لقياسات مختلفة جدًا للطول والممكن استخدامه في المعادلة 17.81 يبين أن هناك دائمًا اختيارات في تحديد الأزمنة المميزة والأرقام اللا بعدية. وليست هناك قواعد صريحة يمكن تحديدها ولكن عمل اختيارات مناسبة يجب أن تؤسس على فهم كامل للمبادئ الأساسية. والكثير من سوء استخدام القياسات اللابعدية يكون أساسه هو غياب فهم كيفية ارتباط العمليات التي تتم مقارنتها على أساس الأزمنة المميزة.

١٧–٨ الانتشار متعدد المكونات

١٧–٨–١ انتشار اثنين من المكونات مانحات ومتلقيات الإلكترونات

تحتاج عمليات التحول في الغلاف الحيوي دائمًا إلى انتشار مانح إلكترونات ومتلقي إلكترونات من مرحلة الكتلة إلى داخل الغلاف. ومقارنة الاختراق النسبي للمادة الركيزة لمانح ومتلقي إلكترونات إلى الغلاف الحيوي تسمح بتحديد المركب المحدد للتحول الكلي للمادة الركيزة. وهنا ٣ حالات ممكنة كما مبين في شكل ١٧–١٨:

- حالة ١: مانح الإلكترونات لا يخترق الغلاف الحيوي تمامًا وتحول المادة الركيزة محدد بتوافر مانحات الإلكترونات في اتجاه قاعدة الغلاف الحيوي
- حالة ٢: متلقي الإلكترونات لا يخترق الغلاف الحيوي تمامًا ويحدد إجمالي تحول المادة الركيزة
- حالة ٣: كل من مانح الإلكترونات ومتلقي الإلكترونات يخترقان الغلاف الحيوي تمامًا. تحول المادة الركيزة لا يكون محددًا بنقل الكتلة.

وفي الجزء ١٧–٣–٢–٢ تمت مناقشة مدى اختراق المادة الركيزة إلى الغلاف الحيوي بالنسبة لمادة ركيزة مفردة وبافتراض معدلات تفاعل من مرتبة الصفر في الغلاف الحيوي على أساس قيمة β (معادلة 17.25). ونفس أسلوب حساب اختراق المادة الركيزة يمكن تطبيقه لانتشار المكونين الاثنين حيث يحتسب قيمة β منفصلة لمانح الإلكترونات $\beta_{e.d.}$ ومتلقي الإلكترونات $\beta_{e.a.}$. وعلى أساس قيمة كل من $\beta_{e.d.}$ و $\beta_{e.a.}$ يمكن حساب ذلك، وهي في الثلاث حالات بشكل ١٧–١٨، كما يلي:

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

$$\text{Case 1: } \beta_{e.d.} < 1 \text{ and } \beta_{e.d.} < \beta_{e.a.} \quad (17.82a)$$

$$\text{Case 2: } \beta_{e.a.} < 1 \text{ and } \beta_{e.d.} > \beta_{e.a.} \quad (17.82b)$$

$$\text{Case 3: } \beta_{e.d.} > 1 \text{ and } \beta_{e.a.} > 1 \quad (17.82c)$$

والتفريق بين حالة ١ أو حالة ٢ يمكن عمله بأسلوب أسهل من التقييم الصريح لكل من $\beta_{e.d.}$ و $\beta_{e.a.}$ بحساب نسب β's بدلاً من مقارنة قيمهم المحددة. وبافتراض أن معدلات التحول بالنسبة لمانحي الإلكترونات ($r_{0,e.d.}$) والمتلقين لها ($r_{0,e.a.}$) مرتبطين في علاقاتهما التفاعلية، عندئذ يمكن أن يعطى معدل مرتبة الصفر لاستغلال مانحي ومتلقي الإلكترونات في الغلاف الحيوي كما يلي:

$$r_{0,e.d.} = k_{0,F,e.d.} \cdot X_F \quad (17.83)$$

$$r_{0,e.a.} = (\alpha - Y) \cdot k_{0,F,e.d.} \cdot X_F \quad (17.84)$$

والتى بها تكون Y هى ناتج الكتلة الحيوية و α هى عامل العلاقات التفاعلية الذى يربط بين مانح الإلكترونات ومتلقي الإلكترونات في تفاعل الهرم البنائى. وبالنسبة للمواد الركيزة العضوية تكون قيمة α = ١ جم O_2/جمCOD. وبالنسبة للنيترة α = ٤,٥٧ جم O_2/جمN. وقيم $\beta_{e.d.}$ و $\beta_{e.a.}$ يمكن مقارنتها بحساب نسبتهما ($\gamma_{e.d.,e.a.}$):

$$\gamma_{e.d.,e.a.} = \frac{\beta_{e.d.}}{\beta_{e.a.}} \quad (17.85)$$

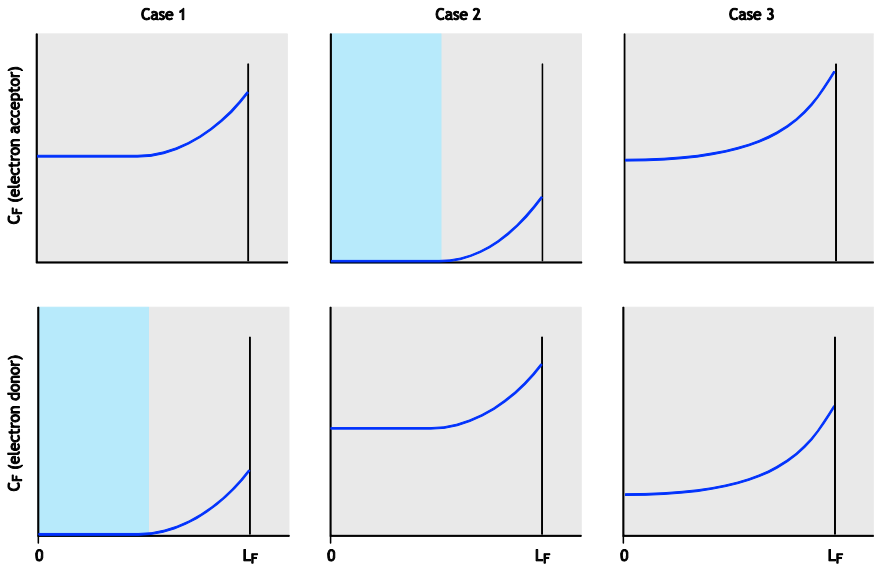
وبالتعويض لقيمة β's في معادلة 17.85 باستخدام ثوابت معدل مرتبة الصفر من معادلة 17.83 و 17.84 وتعريف β (معادلة 17.25) يعطينا:

$$\gamma_{e.d.,e.a.} = \frac{\sqrt{\dfrac{2D_{F,e.d.}C_{LF,e.d.}}{k_{0,F,e.d.}X_F L_F^{\,2}}}}{\sqrt{\dfrac{2D_{F,e.a.}C_{LF,e.a.}}{(\alpha - Y)k_{0,F,e.d.}X_F L_F^{\,2}}}} \quad (17.86)$$

وفيها $D_{F,e.d.}$ و $D_{F,e.a.}$ هي معاملات الانتشار لمانحات ومتلقيات الإلكترونات، $C_{LF,e.d.}$ و $C_{LF,e.a.}$ هى تركيزات المادة الركيزة عند سطح الغلاف الحيوي، على التوالي، وميزة حساب نسب β's ظاهرة في معادلة 17.86 حيث إن العديد من القياسات تختصر ويمكن أن تبسط المعادلة إلى:

$$\gamma_{e.d.,e.a.} = \sqrt{(\alpha - Y)\frac{D_{F,e.d.}C_{LF,e.d.}}{D_{F,e.a.}C_{LF,e.a.}}} \quad (17.87)$$

ويمكن باستخدام $\gamma_{e.d.,e.a.}$ التفريق بين الحالتين ١ و ٢:



شكل ١٧-١٨ اختراق المادة الركيزة للغلاف الحيوي بافتراض أن مانح الإلكترون عامل محدد (حالة ١)، وأن متلقي الإلكترون عامل محدد (حالة ٢) أو أن أيًا من مانح الإلكترون أو متلقي الإلكترون ليس عاملاً محددًا (حالة ٣). لا يحدث تحول للمادة الركيزة في الجزء المظلل من الغلاف الحيوي نظرًا لمحددات مانحات الإلكترون أو متلقيات الإلكترون (LF هو سمك الغلاف الحيوي).

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

- حالة ١: $1 > \gamma_{e.d.,e.a.}$ – مانح الإلكترونات يحتمل أن يحدد ما داخل الغلاف الحيوي، ولكن متلقي الإلكترونات سيخترق تمامًا الغلاف الحيوي. نلاحظ أن هذا يفترض أن تحول الغلاف الحيوي محدد في نقل الكتلة.
- حالة ٢: $1 > \gamma_{e.d.,e.a.}$ – متلقي الإلكترونات يحتمل أن يحدد ما داخل الغلاف الحيوي، ولكن مانح الإلكترونات سيخترق تمامًا الغلاف الحيوي. نلاحظ أن هذا يفترض أن تحول الغلاف الحيوي محدد في نقل الكتلة.

ويمكن أيضًا إعادة ترتيب معادلة 17.87 لتوفير علاقة مباشرة بين تركيزات مانح الإلكترونات ومتلقي الإلكترونات عند سطح الغلاف الحيوي

$$\begin{aligned}
&\frac{C_{LF,e.d.}}{C_{LF,e.a.}} > \frac{1}{(\alpha - Y)}\frac{D_{F,e.a.}}{D_{F,e.d.}} \Rightarrow \\
&\Rightarrow \text{electron donor is potentially limiting (Case 1)} \\
&\frac{C_{LF,e.d.}}{C_{LF,e.a.}} < \frac{1}{(\alpha - Y)}\frac{D_{F,e.a.}}{D_{F,e.d.}} \Rightarrow \\
&\Rightarrow \text{electron donor is potentially limiting (Case 2)}
\end{aligned} \qquad (17.88)$$

ويتم تقديم أمثلة للنمو عضوي التغذية على المواد الركيزة العضوية والنمو الذاتي التغذية على الأمونيوم وظروف الأكسجين (أي متلقي الإلكترونات) أو تحديد مانح الإلكترونات في جدول ١٧–٦.

وعندما يعرف ما إذا كان مانح الإلكترونات أو متلقيها محددان لعمليات التحول داخل الغلاف الحيوي من عدمه، فإن تدفق المادة الركيزة للمركب المحدد يمكن حسابه باستخدام مصطلحات التعبير عن الحركية والتي وصفت بعاليه لمادة ركيزة محددة منفردة. ويمكن حساب تدفق المادة الركيزة للمركب غير المحدد على أساس العلاقات التفاعلية الإجمالية:

$$J_{LF,e.a.} = (\alpha - Y)\, J_{LF,e.d.} \qquad (17.89)$$

مثال ١٧–٦ تدفقات المادة الركيزة (J_{LF}) وأعماق الاختراق ($\beta \cdot L_F$) لنمو عضوي التغذية أو ذاتي التغذية، بافتراض حركيات مرتبة الصفر

تكون إزالة المادة الركيزة في مفاعلات الأغلفة الحيوية، نمطيًا، محدودة نقل الكتلة. وتدفق المادة الركيزة واختراق الغلاف الحيوي يكونان دالة لتركيزات المادة الركيزة عند سطح الغلاف الحيوي ومعدلات التفاعل داخل الغلاف الحيوي والنقل الانتشاري للكتلة. وفي جدول ١٧–٧ نجد تدفق المادة الركيزة وعمق الاختراق ($\beta \cdot L_F$) ممثلين في الجدول بالنسبة للخلات والأمونيوم والأكسجين بافتراض معدلات إزالة مادة ركيزة في غلاف حيوي مخترق جزئيًا. ومقارنة أعماق الاختراق لمانحات الإلكترونات (الأسيتات أو الأمونيوم) ومتلقيات الإلكترونات، تبين عمليًا أنه بالنسبة لمعظم تركيزات مانحات الإلكترونات تكون الإزالة محدودة بتوافر الأكسجين. ويصبح واضحًا أيضًا أن اختراق الأكسجين إلى الغلاف الحيوي يكون فقط عدة مئات من الميكروميتر. لذلك فإن الأغلفة الحيوية الأكثر سمكًا (للمعدلات التقليدية انظر جدول ١٧–١٠) تكون نمطيًا غير مفيدة لعمليات الأغلفة الحيوية الهوائية.

جدول ١٧–٦ حساب المركب المحدد للنمو في مادة ركيزة عضوية أو النيترة (القياسات المستخدمة من جدول ١٧–١٢)

	إزالة المادة الركيزة العضوية	النيترة
مانح الإلكترونات	مادة ركيزة عضوية	NH_4^+
$D_{F,e.d.}$	$83 \cdot 10^{-6}$ m²/d	$149 \cdot 10^{-6}$ m²/d
متلقي الإلكترونات	O_2	O_2
$D_{F,e.a.}$	$175 \cdot 10^{-6}$ m²/d	$175 \cdot 10^{-6}$ m²/d
α	1 gO_2/gCOD	4.57 g O_2/g N
Y	0.4 gCOD/gCOD	0.22 g COD/g N
متلقي الإلكترون العامل المحدد (على أساس معادلة ١٧,٧٤)	$\frac{C_{LF,S}}{C_{LF,O2}} > 3.5\ gCOD/gO_2$	$\frac{C_{LF,NH4\text{-}N}}{C_{LF,O2}} > 0.27\ gN/gO_2$
سيكون الأكسجين محددًا (على أساس معادلة ١٧,٧٤) بافتراض $C_{LF,O2}$ = 8 mg/l وعندما تكون $C_{LF,e.d.}$ أكبر من	28.1 mgCOD/l	2.2 mgN/l

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

جدول ١٧–٧ عمق الاختراق وتدفق المادة الركيزة مقدرين لحركيات الغلاف الحيوي لمرتبة الصفر باستخدام المعادلتين ٢٥ و ٢٧ في جدول ١٧–٣ وقياسات الحركية في جدول ١٧–١٠

النمو العضوي					
$J_{LF,HAc}$ $gCOD/m^2.d$	عمق الاختراق µm	$C_{B,HAc}$ $gCOD/m^3$	$J_{LF,O2}$ $g/m^2.d$	عمق الاختراق µm	$C_{B,O2}$ g/m^3
4.4	37	1	4.9	68	1
9.8	82	5	8.5	118	3
17.0	141	15	11.0	153	5
53.7	447	150	13.9	193	8
النيترة					
$J_{LF,NH4}$ $gN/m^2.d$	عمق الاختراق µm	$C_{B,NH4}$ gN/m^3	$J_{LF,O2}$ $g/m^2.d$	عمق الاختراق µm	$C_{B,O2}$ g/m^3
3.4	79	1	7.9	42	1
7.7	177	5	13.8	73	3
13.3	307	15	17.8	95	5
28.7	664	70	22.5	120	8

١٧–٨–٢ حالة عامة للانتشار متعدد المكونات

يمكن امتداد مفهوم تطبيق $\gamma_{e.d.,e.a.}$ لأكثر من مركبين اثنين. ويجب ملاحظة أن معادلة 17.85 قائمة فقط على افتراض أن النقل الانتشاري داخل الغلاف الحيوي وعلى رابط علاقات تفاعلية بين استخدام مانح وقابل الإلكترونات. هكذا، فإنه حتى أنه مع اشتقاق معادلة 17.86 كان قد أسس على حركيات مرتبة الصفر فإن مفهوم $\gamma_{e.d.,e.a}$ يمكن أيضًا تطبيقه على الحركيات الأخرى للنمو طالما أن معدلات التحول ($r_{F,i}$) مرتبطة بنفس معدل العملية الكلية (ρ) (Gujer and Boller, 1986).

$$r_{F,i} = \nu_i \cdot \rho \qquad (17.90)$$

وفيها ρ يمكن أن تكون أي دالة لـ $C_{F,i}$ و ν_i هي معامل العلاقات التفاعلية لإزالة المركب $C_{F,i}$. (معادلة 17.5). وبالارتباط مع معادلة 17.1 وبافتراض وضع مستقر، هذا يعطينا:

$$\rho = \frac{D_{F,1}}{\nu_1}\frac{\partial^2 C_{F,1}}{\partial x^2} = \frac{D_{F,2}}{\nu_2}\frac{\partial^2 C_{F,2}}{\partial x^2} = \cdots = \frac{D_{F,i}}{\nu_i}\frac{\partial^2 C_{F,i}}{\partial x^2} \qquad (17.91)$$

وهناك علاقة مباشرة بين تدفقات مختلف المواد الركيزة $C_{F,i}$ مؤسسة على معادلة 17.91 هي: (Gujer and Boller, 1986).

$$\frac{J_{LF,1}}{\nu_1} = \frac{J_{LF,2}}{\nu_2} = \cdots = \frac{J_{LF,i}}{\nu_i} \qquad (17.92)$$

ويمكن استخدام معادلة 17.92 لحساب تدفقات المركبات غير المحددة على أساس تدفق المادة الركيزة للمركب المحدد. هذا يعني أن معادلة 17.92 أكثر عمومية من معادلة 17.89 التي وفرت لنا رابطة بين تدفقات مانحات ومتلقيات الإلكترونات.

والمركب المحدد للمعدل يمكن تحديده – بطريقة مشابهة للأسلوب المؤسس على $\gamma_{e.d.,e.a.}$ في معادلة 17.87 – بإيجاد المركب الذي يكون له أقل المخرجات للعلاقة التالية (Andrews, 1988; Wanner *et al.*, 2006):

$$\frac{D_{F,i}C_{LF,i}}{\nu_i} \qquad (17.93)$$

وعندما يتحدد تدفق المركب المحدد للتدفق، يمكن حساب تدفق المركبات الأخرى مباشرة باستخدام المعادلة 17.92. ويلاحظ أن أحد الافتراضات الرئيسة للمعادلة 17.92 هو أن العمليات التي تتم في الغلاف الحيوي تكون مرتبطة في علاقاتها التفاعلية.

١٧–٨–٣ تعقيدات العمليات المتعددة داخل الغلاف الحيوي

يلاحظ أن اشتقاق كل من المعادلة 17.89 و 17.90 كان على أساس افتراض أن استخدام متلقي الإلكترونات يرتبط مباشرة مع استخدام مانح الإلكترونات والنمو، مع تجاهل عمليات مثل التنفس الداخلي حيث تستخدم متلقيات الإلكترونات حتى في غياب مانح الإلكترونات. ونظرًا لهذا التسهيل، يحتاج مفهوم $\gamma_{e.d.,e.a.}$ لأن يستخدم

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

مع مراعاة $1 \approx \gamma_{e.d.,e.a.}$ وليست هناك استنتاجات مباشرة يمكن معرفتها عن المادة الركيزة المحددة. وبالنسبة إلى $1 \approx \gamma_{e.d.,e.a.}$ فيجب أن يستخدم نموذج متعدد المادة الركيزة لتقييم الغلاف الحيوي (Wanner *et al.*, 2006).

١٧-٩ ما يترتب على توافر المادة الركيزة المحددة، والتنافس الميكروبي وأداء المفاعل

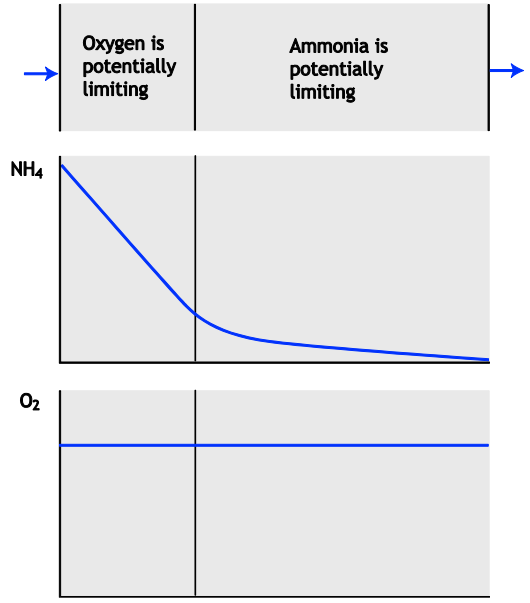
نماذج الغلاف الحيوي في الأجزاء السابقة كانت محدودة بمادة ركيزة مفردة (جزء ١٧-٣ و ١٧-٦) أو مادتين ركيزتين (جزء ١٧-٨) لمقصورة غلاف حيوي ذي حالة كتلة مختلطة تمامًا. والعديد من مفاعلات الغلاف الحيوي لها ظروف خلط لحالة الكتلة يمكن تقريبها بأفضل شكل كأنها مفاعل أنبوبي (ذو سدادة) أو مقصورات مفاعل غلاف حيوي متسلسلة (شكل ١٧-١٩). هذا الجزء سيقدم مناقشة نوعية عن بعض النظم ذات الصلة. وأي تحليل تفصيلي لمثل هذه النظم المرتبطة وبها مواد ركيزة متعددة وتجمعات ميكروبية متعددة يقع خارج مجال هذا الكتاب، والقاريء الذى يرغب في ذلك يستحسن أن يقيم مثل هذه النظم باستخدام نماذج محاكاة رقمية.

مثال ١٧-٧: تغيرات المادة الركيزة المحددة على طول مفاعل غلاف حيوي

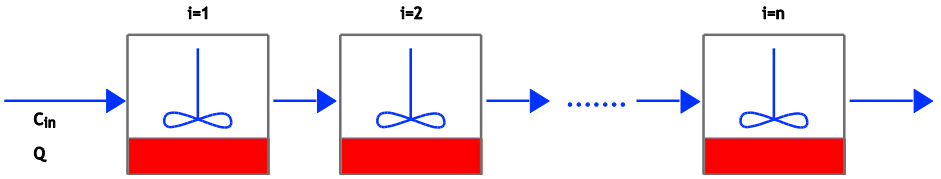
هذا المثال الأول يقدر تركيزات الأمونيوم المتوقعة بطول مفاعل غلاف حيوي للنيترة ويتم تقريبًا خلط حالة الكتلة كمفاعل أنبوبى ذي سدادة. والمفاعل تتم تهويته وينتج عن ذلك تركيزات أكسجين ثابتة على مدى طول المفاعل. وكما هو مبين في جدول ١٧-٦ فإن الأكسجين هو المادة الركيزة المحددة إن كانت تركيزات الأمونيا أكبر من ٠,٢٧ جم O_2جم/N وبالنسبة لتركيز أكسجين في حالة الكتلة قدره ٨ جم O_2جم/N /ل فإن هذا يقابل تركيز أمونيوم مقداره ٢,٢ مجم N/ل.

وهكذا، فإنه كثيرًا ما يكون هناك، بالقرب من مداخل مفاعلات الأغلفة الحيوية للنيترة، أكسجين محدد أكثر من الأمونيوم. وبالنسبة لتركيز أكسجين ثابت في حالة الكتلة يكون التدفق المناظر للأمونيا إلى الغلاف الحيوي ثابتًا أيضًا، كما موضح في شكل ١٧-٢٠.

وعندما يتم خفض تركيزات الأمونيا في حالة الكتلة إلى أقل من ٠,٢٧ جم O_2جم/N ، عندئذ يكون المركب المحدد هو الأمونيا. وتدفق الأمونيا إلى داخل الغلاف الحيوي وما يلاحظ من إزالة سيكونان دالة لتركيزات أمونيا حالة الكتلة.



شكل ١٧-٢٠ نيترة مفاعل غلاف حيوي بالتهوية نتج عنه تركيزات أكسجين ثابتة لحالة الكتلة. واعتمادًا على تركيزات الأمونيا في حالة الكتلة ينتقل المركب المحدد على مدى طول المفاعل.



شكل ١٧-٩ أحوال الخلط في العديد من المفاعلات الحيوية يمكن تقريبها كمقصورات متعددة للغلاف الحيوي في سلسلة

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

مثال ١٧-٨ عمليات التغذية العضوية (المتبادلة) في الغلاف الحيوي تسمح بالعمليات المتوازية

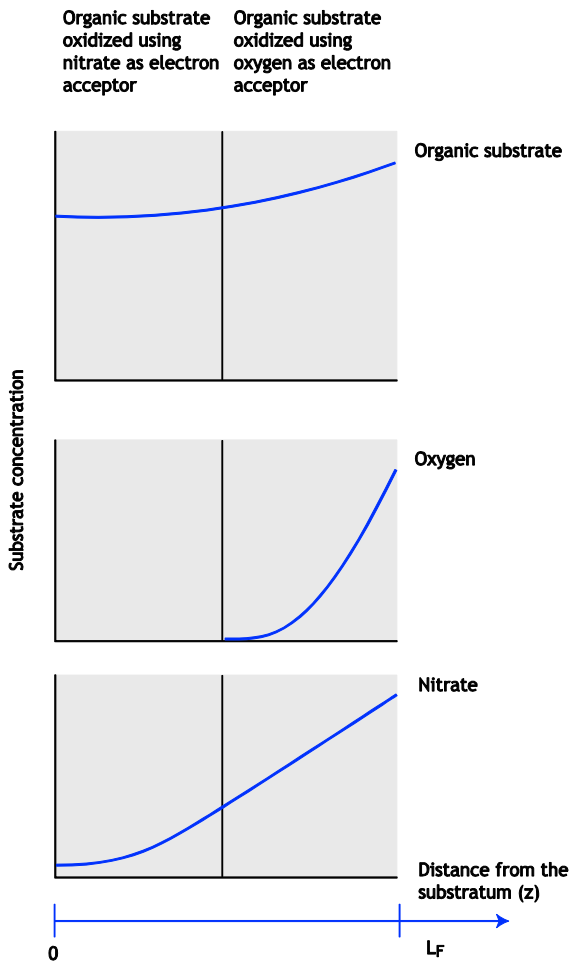
هذا المثال الثانى يقيم غلافًا حيويًا عضوي التغذية معرض لتركيزات عالية من المادة الركيزة العضوية واثنين مختلفين من متلقيات الإلكترونات: الأكسجين والنيترات. بالنسبة لمعظم البكتيريا عضوية التغذية يكون الأكسجين هو متلقي الإلكترونات المفضل، ولن تظهر إزالة النيترة في وجود الأكسجين. ويمكن لمحددات نقل الكتلة في الغلاف الحيوي، مع ذلك، أن ينتج عنها مناطق اختزال/أكسدة (Redox) داخل الغلاف الحيوي مع إزالة المادة الركيزة الهوائية تجاه سطح الغلاف الحيوي، وإزالة النيترة تجاه قاعدة الغلاف الحيوي (شكل ١٧-٢١).

وتصورات التركيز في شكل ١٧-٢١ موضوعة على أساس افتراض أن المادة الركيزة العضوية تخترق أكثر إلى داخل الغلاف الحيوي، مقارنة بالأكسجين (أي $\gamma_{BOD,O2.} >> 1$) وينتج عن ذلك منطقة اختزال / أكسدة تجاه قاعدة الغلاف الحيوي. وتكون البكتيريا في هذه المنطقة معرضة للنيترات كمتلقي الإلكترونات الوحيد المتاح، مما ينتج عنه إزالة للنيترة بصرف النظر عن تركيزات الأكسجين الزائدة في حالة الكتلة ويلاحظ في شكل ١٧-٢١ أن التركيز بالنسبة للنيترات يتم انتقاله فقط بالانتشار، ولكن لا يتم استهلاكه.

مثال ١٧-٩ تنافس مختلف مجموعات الكائنات الدقيقة على المادة الركيزة والمكان داخل الغلاف الحيوي

كما تم بيانه في المثال السابق، ربما تحدث عمليات تحول مختلفة في مختلف مناطق الغلاف الحيوي والذى بدوره يمكن أن يكون له تأثير على التجمعات الميكروبية التى تثبت نفسها في مختلف طبقات الغلاف الحيوي. والمثال التقليدى لكيفية تأثير معدلات النمو الميكروبى وتوافر المادة الركيزة على التنافس الميكروبي وإزالة المادة الركيزة منه، هو تنافس البكتيريا عضوية التغذية وذاتية التغذية في الغلاف الحيوي على الأكسجين (Wanner and Gujer, 1985; Wanner and Gujer, 1986; Wanner and Reichert, 1996). واستنتاج توزيع البكتيريا العضوية وذاتية التغذية في مختلف طبقات الغلاف الحيوي يحتاج إلى نمذجة عمليات النمو الداخلية في الغلاف الحيوي، ويمكن فقط حلها باستخدام النمذجة الرياضية.

وبعض النتائج المختارة من أعمال Wanner and Gujer (١٩٨٥) مبينة فيما بعد.

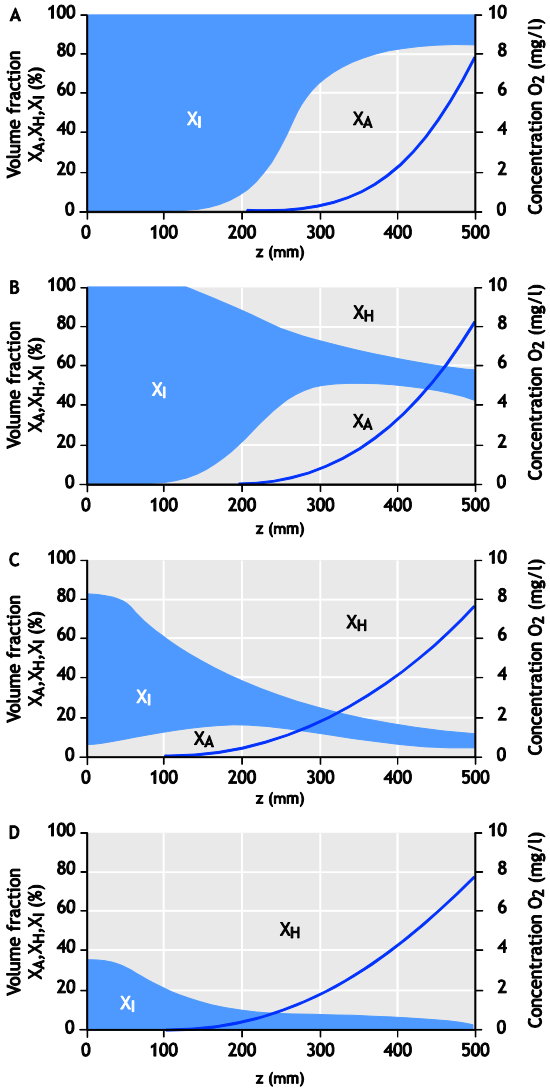


شكل ١٧-٢١ التركيز عبر عمق الغلاف الحيوي لغلاف حيوي تم تعريضه لمادة عضوية ركيزة كمانح إلكترونات والنيترات كمتلقي للإلكترونات (L_F هى سمك الغلاف الحيوي)

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

واستنتاج النموذج بالنسبة لتركيزات الأكسجين والكتلة الحيوية على مدى سمك الغلاف الحيوي تظهر في شكل ١٧–٢٢ لأربعة تركيزات مختلفة من COD في حالة الكتلة. والملاحظة العامة من هذه النماذج للمحاكاة هى أن البكتيريا العضوية التغذية الأسرع نموًا، تميل لأن تنمو أكثر من البكتيريا ذاتية التغذية الأبطأ نموًا. ولهذا معنيان: (i) النمو العضوي وإزالة COD تتأثران بدرجة محدودة جدًا بالنمو الذاتي. (ii) النمو الذاتي وأكسدة الأمونيا تتأثران بدرجة كبيرة جدًا بمدى استخدام الأكسجين بواسطة الكتلة الحيوية عضوية التغذية، حيث إن البكتيريا ذاتية التغذية تعتمد على الأكسجين المار من طبقة البكتيريا عضوية التغذية.

ومن توزيعات الكتلة الحيوية كما موضح في شكل ١٧–٢٢ يمكن ملاحظة أن البكتيريا عضوية التغذية والبكتيريا ذاتية التغذية يمكن تعايشهما مع بعضهما، فقط، مع تركيزات COD في حالة الكتلة تكون أقل من ٣٠ مجم/ل. وهذا يمكن تفسيره بمفهوم تحديد المادة الركيزة المزدوج (قسم ١٧–٨). وبالنسبة لتركيزات COD في حالة



$C_{B,NH4}$ = 13.0 gN/m^3
$C_{B,COD}$ = 0 gCOD/m^3
$J_{LF,NH4}$ = 3.2 gN/m^2.d
$J_{LF,COD}$ = 0 gCOD/m^2.d
$J_{LF,O2}$ = 13.8 gO/m^2.d

$C_{B,NH4}$ = 13.0 gN/m^3
$C_{B,COD}$ = 3.0 gCOD/m^3
$J_{LF,NH4}$ = 2.3 gN/m^2.d
$J_{LF,COD}$ = 1.3 gCOD/m^2.d
$J_{LF,O2}$ = 11.0 gO/m^2.d

$C_{B,NH4}$ = 13.0 gN/m^3
$C_{B,COD}$ = 13.0 gCOD/m^3
$J_{LF,NH4}$ = 0.8 gN/m^2.d
$J_{LF,COD}$ = 7.2 gCOD/m^2.d
$J_{LF,O2}$ = 7.9 gO/m^2.d

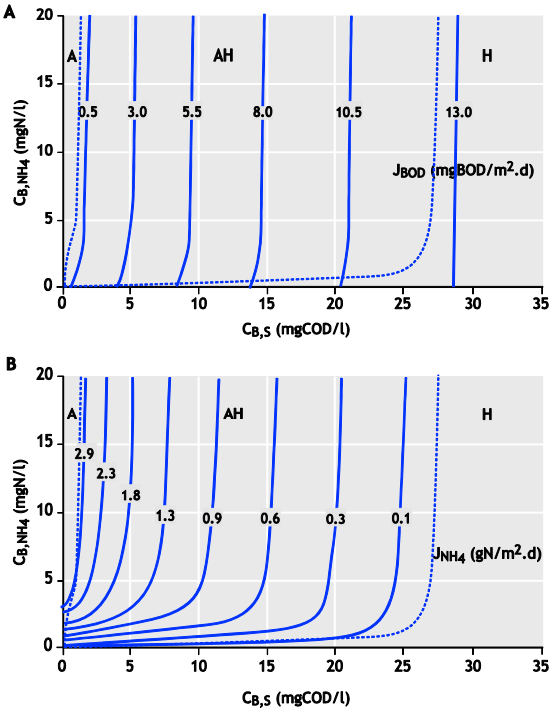
$C_{B,NH4}$ = 13.0 gN/m^3
$C_{B,COD}$ = 30.0 gCOD/m^3
$J_{LF,NH4}$ = 0 gN/m^2.d
$J_{LF,COD}$ = 13.2 gCOD/m^2.d
$J_{LF,O2}$ = 8.3 gO/m^2.d

شكل ١٧–٢٢ تركيز الأكسجين على مدى عمق غلاف حيوي والتوزيع المناظر للبكتيريا عضوية التغذية (X_H) والبكتيريا ذاتية التغذية (X_A) والكتلة الحيوية الخاملة (X_I) لمختلف تركيزات المادة الركيزة لحالة الكتلة لكل من: صفر (أ) و ٣ (ب) و ١١٣ (جـ) و ٣٠ (د) مجم COD/ل (D). وتركيزات الأكسجين والأمونيا لحالة الكتلة هى ٨ مجم O_2/ل و ١٣ مجم N/ل، على التوالي، لجميع الحالات (من Wanner and Gujer, 1985)

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

الكتلة التى تبلغ ٣٠ مجم/ ل، يمكن أن نتوقع أن الغلاف الحيوي عضوي التغذية يكون محددًا بالأكسجين (قارن مع جدول ١٧-٦) ولن يكون هناك أكسجين متاح للنمو الذاتي أسفل من الطبقة عضوية التغذية. هكذا، فإن تعايش البكتيريا عضوية التغذية مع البكتيريا ذاتية التغذية يمكن فقط إذا كانت أكسدة المادة الركيزة العضوية محددة بوجود COD وليس الأكسجين.

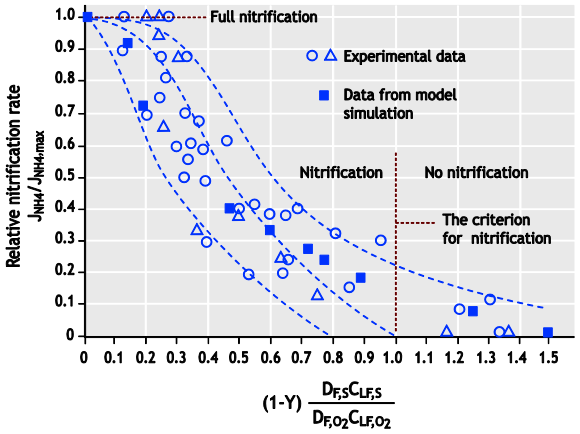
وتدفقات المادة الركيزة لمجال متعدد من تركيزات COD وأمونيوم في حالة الكتلة، مبينة في الشكل ١٧-٢٣



شكل ١٧-٢٣ تدفق المادة الركيزة العضوية (A) والأمونيا (B) يتم تحديد كلاهما بتركيز المادة الركيزة العضوية في حالة الكتلة (Wanner and Gujer, 1985).

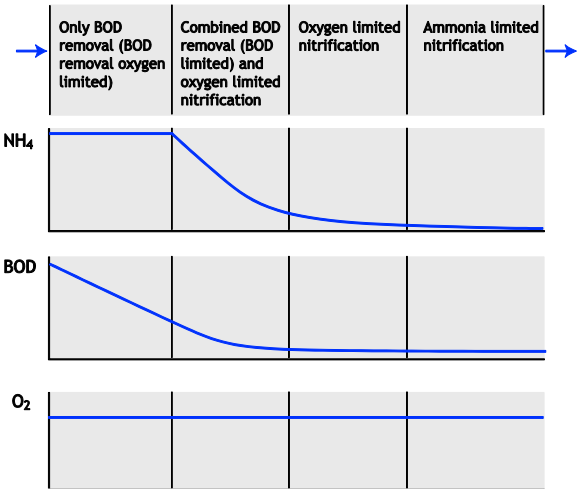
ويمكن ملاحظة أن تدفق COD إلى الغلاف الحيوي يزيد مع زيادة تركيزات COD في حالة الكتلة حتى تصبح إزالة COD محددة بالأكسجين في تركيزات COD في حالة الكتلة قدرها ٢٨ مجم COD/ل ومن المثير للانتباه ملاحظة أن تدفق الأمونيا إلى الغلاف الحيوي يكون أيضًا محكومًا بتركيزات COD في حالة الكتلة وليس بتركيزات الأمونيا في حالة الكتلة (على الأقل لتركيزات أمونيا في حالة الكتلة أكبر من ٥ مجم N/ل). هذا التأثير القوى لتركيزات COD في حالة الكتلة على تدفقات الأمونيا يكون نتيجة حقيقة أن الأكسجين المار من خلال الطبقة عضوية التغذية (خارجية التغذية) سوف يتناقص مع زيادة تركيزات COD في حالة الكتلة، تاركًا أكسجين أقل ثم أقل للبكتيريا ذاتية التغذية. ويمكن تحديد ما إذا كان غلاف حيوي يؤكسد الكربون العضوى سيكون المحدد فيه هو الأكسجين أو الكربون العضوي باستخدام المعادلة 17.87. وكما هو مبين في الشكل ١٧-٢٤، يمكن الربط المباشر لقيمة $\gamma_{e.d.,e.a.}$ في المعادلة 17.87 مع الأكسجين داخل الغلاف الحيوي والمتاح للنيترة ومعدل النيترة الملاحظ.

وعلى أساس التدفقات في الشكل ١٧-٢٣ نجد أن الوصف النوعي لتركيزات كل من الأمونيا و COD والأكسجين في حالة الكتلة مبينة في الشكل ١٧-٢٥



شكل ١٧-٢٤ بيانات تجريبية تبين عمليًا معدل مخفض للنيترة مع زيادة تركيزات المادة الركيزة العضوية في حالة الكتلة في غلاف حيوي. ويقابل المحدد X $\gamma_{e.d.,e.a.}$ في معادلة 17.72 (Henze *et al.*, 2002)

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



شكل ١٧-٢٥ نقل متلقي الإلكترون ومانح الإلكترون على أساس احتمال أنهما محددان لمفاعل متشابك به إزالة مرتبطة لكل من BOD وأكسدة الأمونيا. يلاحظ أنه سيكون بعض من الإزالة للأمونيا نتيجة لتراكم النيتروجين لتكوين الخلية

١٧-١٠ كيف تؤثر تركيبة 2D/3D في أداء الغلاف الحيوي؟

إذا نظرنا نظرة مدققة للأغلفة الحيوية في المفاعلات أو النظم الطبيعية، سندرك أن الأغلفة الحيوية تبدو عضوية (خارجية التغذية) تمامًا. وربما تساءلنا هل نماذج الغلاف الحيوي اللابعدية كما وصفت في الأجزاء السابقة مناسبة لوصف الأغلفة الحيوية الحقيقية؟ سنلاحظ أن الأجزاء السابقة افترضت أن منحنيات التركيزات الموازية لقاعدة المادة الركيزة تكون أصغر كثيرًا من منحنيات تركيزات قاعدة المادة الركيزة الناتجة في معادلة تفاعل انتشار لابعدية (معادلة 17.1).

وخلال الخمسة عشر عامًا الأخيرة، تم تطوير نماذج الغلاف الحيوي متعددة الأبعاد للتنبؤ بعملية تكوين هيكل الغلاف الحيوي عضوي (خارجي) التغذية، اعتمادًا على توافر المادة الركيزة به. وبالتالي، تتنبأ هذه النماذج بتأثير هذا الهيكل عضوي (خارجي) التغذية على البيئة الميكروبية داخل الغلاف وبالتالي على تدفقات المادة الركيزة. وسوف يعتمد ما إذا كان نموذجًا أحادي البعد ومبسطًا يكون مناسبًا أم لا، أو ما إذا كان لازمًا تطبيق نموذج متعدد الأبعاد، على الأسئلة المحددة المطلوب إجابتها، باستخدام النمذجة الحسابية. وهناك تقييم نظامي لمختلف مناهج النمذجة ومدى مناسبتها لمجال من تطبيقات مختلفة، موجود في Wanner *et al.* 2006.

وإن كان التركيز مطلوبًا على التنبؤ بتدفقات المادة الركيزة لعمليات مثل أكسدة الكربون الهوائية والنيترة وإزالة النيترة، عندئذ تكون النماذج أحادية البعد 1-D اختيارًا ممتازًا. فهذه النماذج أحادية البعد تسمح باستنباط محددات نقل الكتلة لمادة ركيزة محددة أو لانتشار المكونات أو التنافس الميكروبي، على أساس عمل طبقات الكتلة الحيوية ذات النمو العضوي (الخارجي) السريع والنمو الذاتي البطيء.

أما الأحوال التي يكون فيها استخدام نموذج متعدد الأبعاد له ما يبرره فهي تشمل: (i) الهندسة المعقدة لقاعدة المادة الركيزة (مثل الدراسات الصغرى على تطور الغلاف الحيوي في الوسط النفّاذ) وللتوزيع المكاني للغلاف الحيوي (مثل النمو المتفاوت للغلاف الحيوي بمستعمرات كائنات منفصلة)، (ii) المسائل البيئية الحيوية المتأثرة بتجمع مختلف مجموعات الكائنات الدقيقة وانتقال الكتلة داخليًا. وأمثلة هذه المسائل البيئية تشمل نمذجة شبكة غذائية في حمأة حبيبية لاهوائية (Batstone *et al.*, 2002). وهناك مسألة بيئية طبيعية أخرى وهي تكوين مختلف التركيبات السطحية في الأغلفة الحيوية والحمأة الحبيبية، حيث يمكن أن يكون للتركيب الحيوي للسطح، على سبيل المثال، تأثيرات ملموسة على مقاومة النقل الحيوي الخارجي (Picioreanu *et al.*, 2000). وتستخدم النماذج متعددة الأبعاد تقليديًا لإجابة تساؤلات محددة موضوعة على أساس تفهم أكثر للتفاعلات داخل الغلاف الحيوي. وفي بعض الأحوال، يكون لهذه التفاعلات داخل الغلاف الحيوي تأثير واضح على الأداء الكلي لمفاعل الغلاف الحيوي. وفي هذه الحالات، تؤخذ نتائج وآليات من مثل هذه النماذج متعددة الأبعاد في الاعتبار أيضًا في التطبيقات العملية لمفاعلات الغلاف الحيوي.

مثال ١٧-١٠ توزيع الكائنات الدقيقة المنتجة والمستخدمة للهيدروجين في التجمعات الميكروبية

إن الهضم اللاهوائي عبارة عن عملية متعددة الخطوات تجرى بواسطة عديد من الكائنات الدقيقة التي تحيا مع بعضها في علاقة تكافلية. وتعتمد التركيزات الداخلية للمادة الركيزة والمواد الوسيطة على التوزيع المكاني لهذه الكائنات الدقيقة. وأحد الجوانب الحاسمة هنا هو نقل

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

الهيدروجين بين الأنواع المختلفة من الكائنات الدقيقة المنتجة للهيدروجين والأخرى المستخدمة له. وقد طبق Batstone *et al.*, 2006، نموذجًا رياضيًا ثنائي الأبعاد (2-D) لتقييم تطور التنظيم المكاني للكائنات الدقيقة داخل الحبيبات اللاهوائية. وفي شكل ١٧-٢٦ تتم مقارنة التوزيع المكاني للكائنات الدقيقة في حبيبة حقيقية بنماذج محاكاة. واستطاع Batstone *et al.*, 2006 تأكيد المواقع المشتركة في عملية الهضم للكائنات المنتجة للهيدروجين والمستخدمة له بنتائج النمذجة التي قاموا بها. وتوزيع الكائنات الدقيقة في النموذج الخاص بهم مؤسس على النمو الداخلي مصحوبًا بالانتشار العشوائي للكتلة الحيوية بدون افتراض أي آليات ذات طبيعة ميكروبيولوجية (أي من خلال الانجذاب الكيماوي). وتقييم الآليات المحتملة التي تعطي أنماط مكانية محددة يحتاج إلى نموذج متعدد الأبعاد. ومثل هذا الجوار للخلايا من بعضها البعض لا يتحدد بنماذج أحادية البعد 1-D حيث يتم إيجاد متوسط توزيعات الكتلة الحيوية في مسطحات موازية لقاعدة المادة الركيزة.

١٧-١١ قياسات النموذج

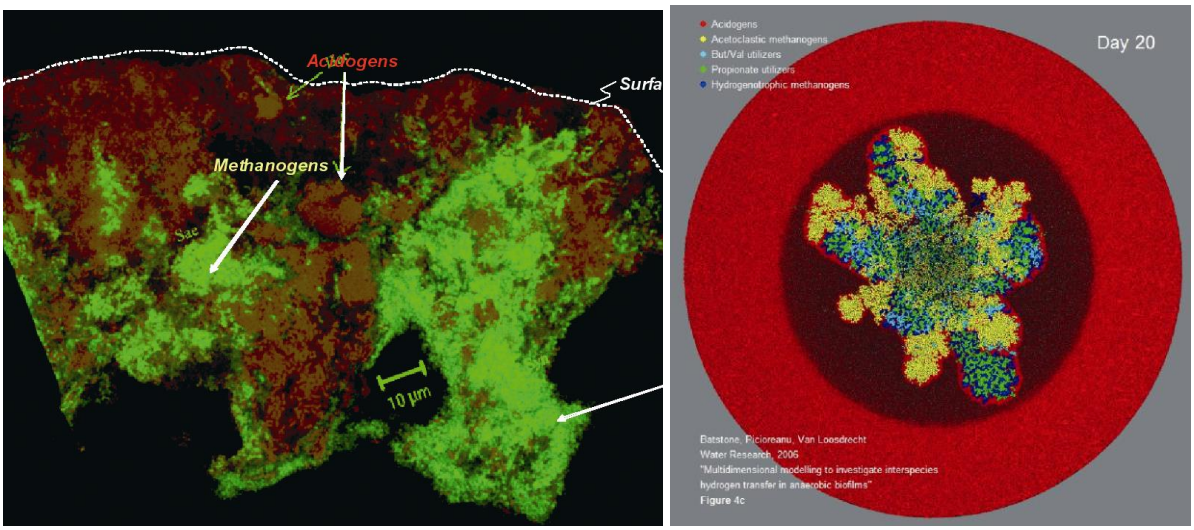
يعتبر اختيار القيم المناسبة لقياسات النموذج أمر أساسي للحصول على تنبؤات يعتمد عليها للنموذج ويمكن تقسيم قياسات نماذج الأغلفة الحيوية إلى ثلاث فئات: (i) قياسات ميكروبية مستقلة عن شكل النمو – الوسط المعلق أو الغلاف الحيوي (مثل μ_{max}, و Y ... إلخ)، (ii) القياسات المرتبطة بنقل الكتلة والمستقلة عن المنظومة (مثل D_W) و (iii) قياسات الغلاف الحيوي المعتمدة على نوع المفاعل وتشغيل المفاعل (مثل L_F و L_L و X_F ... إلخ). ولتطبيق النماذج الحسابية (الرياضية) لنظم الأغلفة الحيوية العملية، لا يوجد سوى مقاييس محدودة. ومن الصعب إجراء قياسات مباشرة في المكان لمقاييس الغلاف الحيوي، كذلك العينات الممثلة للأغلفة الحيوية صعبة، والأغلفة الحيوية ليست موزعة عادة بتجانس على المنظومة كلها. وبهذا، ليس من الممكن دائمًا تحديد قياسات المنظومة المعتمدة على مقاييس النموذج الناتجة من القياسات، ولهذا تحتاج القياسات إلى أن تفترض من المعلومات المكتوبة. وفيما يلي سنقدم بعض مقاييس النماذج.

١٧-١١-١ الكثافة (X_F)

كثافات الكتلة الحيوية في مفاعلات الأغلفة الحيوية أكبر بدرجة ملحوظة مقارنة بنظم الحمأة النشطة . وكثافات الكتلة الحيوية (X_F) تكون تقليديًا في مجال:

$$X_F = 10 \text{ to } 60 \text{ kgVSS/m}^3.$$

ومع ذلك، X_F لا يمكن أن تصل في بعض الحالات إلى 200 kg VSS/m^3 – وتعتمد المقارنة المباشرة بين تركيزات الكتلة الحيوية في نظم الحمأة النشطة وتركيزات الكتلة الحيوية في مفاعلات الأغلفة الحيوية، والتي تتراوح بين ٢-٦ كجم VSS/m^3، على المقادير النسبية للغلاف الحيوي والماء والتهوية والوسط الداعم للنمو والتي



شكل ١٧-٢٦ التوزيع المكاني لبكتيريا توليد الأحماض (بالأحمر) وبكتيريا توليد الميثان (أخضر) في صورة حبيبية عضوية معدة بواسطة تقنية "التهجين الصبغي الضوئي في الموضع". (أ) التوزيع المنمذج لمولدات الحمض (بالأحمر) ومستهلكي البوتيرات/الفاليرات (أزرق خفيف) ومستهلكي البروبيونات (بالأخضر) ومولدات الميثان (بالأصفر ، والآزرق) (ب) (صور Batstone et al., 2006)

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

جدول ١٧–٨ معاملات الانتشار في المياه (D_W) (Henze *et al.*, 2002; Logan *et al.*, 1987; Perry and Green, 1984)

المركب	D_W m^2/d
الأكسجين O_2 ,	$2.1 \cdot 10^{-4}$ [a]
ثانى أكسيد الكربون CO_2 ,	$1.6 \cdot 10^{-4}$ [a]
كربونات الهيدروجين HCO_3^- ,	$1.0 \cdot 10^{-4}$ [a]
الكربونات CO_3^{2-} ,	$0.4 \cdot 10^{-4}$ [a]
الأسيتات CH_3COO^- ,	$1.0 \cdot 10^{-4}$ [a]
الجلوكوز $C_6H_{12}O_6$,	$0.6 \cdot 10^{-4}$ [a]
الأمونيوم NH_4^+ ,	$1.7 \cdot 10^{-4}$ [a]
النيتريت NO_2^- ,	$0.9 \cdot 10^{-4}$ [a]
النيترات NO_3^- ,	$1.6 \cdot 10^{-4}$ [a]
ذائب BOD (3 – 30 kDa)	$0.097 \cdot 10^{-4}$ [b]
ذائب BOD (30 – 50 kDa)	$0.073 \cdot 10^{-4}$ [b]
ذائب BOD (50 – 100 kDa)	$0.056 \cdot 10^{-4}$ [b]
ذائب BOD (100 – 500 kDa)	$0.043 \cdot 10^{-4}$ [b]
ذائب BOD (500 – 1,000 kDa)	$0.026 \cdot 10^{-4}$ [b]

[a] لدرجة ٢٥° م (Perry and Green 1984)

[b] مقدرة لدرجة ٢٠° م باستخدام علاقة أينشتاين التى تربط الوزن الجزيئى مع D_W (Polson, 1950, Logan *et al.*, 1987)

يمكن أن تختلف كثيرًا بين أنواع نظم الأغلفة الحيوية. وتعتمد قيمة X_F على ظروف النمو. والأغلفة الحيوية النامية تحت تأثير قص متزايد ينتج منها تقليديًا أغلفة حيوية أقوى وأكثف. وكثافة الغلاف الحيوي يمكن قياسها من حجم الغلاف الحيوي وقياسات المواد الصلبة للكتلة الحيوية، كما تم وصفه، مثلاً، في أبحاث Horn and Hempel (١٩٩٧).

وهناك ملحوظة لمستخدمي AQUASIM: ففي AQUASIM، يوصف الغلاف الحيوي على أنه يتكون من حالات مختلفة. في هذه الحالة، تكون كثافة حالة الغلاف الحيوي الصلبة محسوبة من إجمالي كثافة الغلاف الحيوي مقسومة بإجمالي حجم جزء المواد الصلبة به (= مجموع $\varepsilon_{S,i}$).

١٧–١١–٢ معاملات الانتشار (D_W, D_F)

جميع معاملات الانتشار في الماء (D_W) متاحة بالنسبة لمعظم المركبات في أعمال (Lide, 2008; Perry and Green, 1984). هذه المراجع توفر أيضًا تقريبات للمركبات التى ليست مدرجة على أساس خواصها، مثل الوزن الجزيئي. ومعاملات الانتشار داخل الغلاف الحيوي (D_F) تكون أصغر من المعاملات في المياه، اعتمادًا على كثافة الغلاف الحيوي لحد ما وأيضًا خواص المركب. ويستخدم عامل خفض مقداره ٨٠%، نمطيًا (Horn and Morgenroth, 2006; Stewart, 1998):

$$D_F = 0.8 \cdot D_W \qquad (17.94)$$

وخفض معاملات الانتشار داخل الغلاف الحيوي لا يمكن قياسه بيسر داخل مفاعلات الغلاف الحيوي ولكن تقريب المعادلة 17.94 يكون مناسبًا في معظم الحالات. وهناك نظرة عامة على قيم D_W في جدول ١٧–٨.

١٧–١١–٣ نقل الكتلة الخارجي

من أجل ظروف هيدروديناميكية محددة جيدًا، يمكن تقدير سمك الطبقة المحيطة لنقل الكتلة (L_L) أو المقاومة الخارجية لنقل الكتلة الخارجى ($R_L = L_L/D_W$) باستخدام علاقات تبادلية تجريبية من الهندسة الكيماوية. والرقم اللابعدي Sherwood (Sh) يكون دالة لـ R_L، D_W وطولاً مميزًا (مثل محيط لجزيء داعم من الغلاف الحيوي) (d_p):

$$Sh = \frac{d_p}{R_L D_W} \qquad (17.95)$$

ويمكن التعبير عن رقم Sherwood كدالة لعدد Reynolds اللابعدي ($Re = Ud_p/\nu$) وعدد Schmidt ($Sc = \nu/D_i$)

$$Sh = A + B \cdot Re^m Sc^n \qquad (17.96)$$

ويعتمد عدد Reynolds على التدفق والأبعاد الهندسية، بينما يعتمد عدد Schmidt على خواص السائل. والمقاييس A, B, m, n تكون، في معظم الحالات، محددة عدديًا من بيانات اختبارية لمنظومة محددة، على سبيل المثال، بالنسبة للحالة البسيطة لتدفق السائل حول جزيء كروي صلب $A = 2$ و $B = 0.6$ و $m = 1/2$ و $n = 1/3$ (Frössling, 1938). ويمكن الحصول على مزيد من العلاقات لعدد

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

Sherwood (Sh) مثلاً في: Kissel (١٩٩٨). ويجب ملاحظة أن العديد من العلاقات المستخدمة لتقدير قيمة Sh تم اشتقاقها للتطبيقات البسيطة في الهندسة الكيميائية، ويجب أن يتم تطبيقها على نظم الأغلفة الحيوية بحذر.

والمقاييس A, B, m, n تعتمد على الأبعاد الهندسية للوسط الداعم في الغلاف الحيوي وصالحة فقط لمجال محدد من Re و Sc. والاستنتاج من هذه الشروط يمكن أن ينتج عنه عديد من النتائج. وبالنسبة للأبعاد الهندسية المعقدة، فالمعادلة 17.83 قد لا تكون كافية وربما تستخدم صيغ أخرى من $Sh = f\ (Re,\ Sc)$ لتناسب البيانات المختبرية. وكانت معظم علاقات Sh قد اشتقت من بيانات جزئيات صلبة، ولكن الطبيعة المطاطة وخارجية التغذية للغلاف الحيوي يمكن أن تؤثر على نقل الكتلة الخارجي. وقد اقترح العديد من المؤلفين إما زيادة R_L (Nicolella *et al.*, 2000) أو إنقاصها (Horn and Hempel, 2001)، كنتيجة لغلاف حيوي يغطي الوسط الداعم.

وكانت نمذجة مقاومة نقل الكتلة الخارجي في هذا الفصل محدودة في إطار نقل الكتلة من حالة الكتلة إلى سطح الغلاف الحيوي. والعديد من مفاعلات الغلاف الحيوي، مع ذلك، تكون عبارة عن منظومة من ثلاث حالات (غلاف حيوي صلب/سائل/غازي الحالة) حيث يكون معدل نقل الكتلة مثلاً، للأكسجين من الحالة الغازية إلى حالة الكتلة، يمكن أن تكون عاملا محددًا لأداء العملية كلها. ونقل الكتلة أيضًا هام من حالة الكتلة إلى حالة الغاز لإزالة منتجات عملية الهدم الغذائي مثل N_2 أو CO_2، من حالة الكتلة. وزيادة الخلط (مثل زيادة دفق المياه) وزيادة دفق الغاز سوف يؤثران على كل من نوعي نقل الكتلة – من الكتلة إلى سطح الغلاف الحيوي ومن حالة الغاز إلى حالة السائل.

١٧-١١-٤ سمك الغلاف الحيوي (L_F) وانفصال الغلاف الحيوي ($u_{d,S}, u_{d,V}, u_{d,M}$)

يرتبط سمك الغلاف الحيوي (L_F) ومعدلات انفصال الغلاف الحيوي ($u_{d,S},\ u_{d,V},\ u_{d,M}$) مباشرة بالنسبة لتدفق مادة ركيزة محدد على أساس معادلة 17.51. ونماذج محاكاة الغلاف الحيوي يمكن أداؤها إما بتثبيت سمك الغلاف الحيوي أو معدل الانفصال. وبالنسبة لمختلف أنواع مفاعلات الغلاف الحيوي يوجد مجال تقليدي للسمك المتوقع (جدول ١٧-٩). وتقدير سمك غلاف حيوي يمثل سمك الغلاف الحيوي (وانفصال الغلاف الحيوي) في مفاعلات الغلاف الحيوي عمليًا يكون عادةً صعبًا لأن الأغلفة الحيوية عضوية (خارجية) التغذية في توزيعها على الوسط الداعم للنمو وعلى جميع المفاعل ككل. وفي التطبيقات العملية، يكون أخذ العينات الممثلة والقياسات أيضًا صعبًا غالبًا. وفي مفاعلات الغلاف الحيوي لا يكون عدم التأكد من تقدير L_F مشكلةً في حد ذاته، حيث إنه بالنسبة للأغلفة الحيوية السميكة لا يكون تدفق المادة الركيزة إلى داخل الغلاف الحيوي حساسًا للتغيرات في L_F. وإن كانت الطبقات الأدنى من الغلاف الحيوي محددة المادة الركيزة (أي $L_F >> L_{crit}$ بالنسبة للعلاقات الحركية من المرتبة الأولى أو $\beta < 1$ بالنسبة للعلاقات الحركية من مرتبة الصفر). عندئذ فإن زيادة سمك الغلاف الحيوي تزيد فقط من مقدار المادة الركيزة المحددة بالكتلة الحيوية عند قاعدة الغلاف الحيوي.

١٧-١١-٥ الحذر عند استخدام القياسات من الأنواع الأخرى من النماذج

إن تقدير المقاييس لنظم الغلاف الحيوي المعقدة صعبة وفي العديد من الأحوال تؤخذ المقاييس الحركية والعلاقات التفاعلية من المراجع. هذا يجب عمله بحرص (Wanner *et al.*, 2006). وأحد الأمثلة لسوء الاستخدام مثلاً هو تطبيق ثوابت نصف التشبع من نماذج الحمأة النشطة لنماذج محاكاة الأغلفة الحيوية. ويمكن أن يتم اعتبار ثوابت نصف التشبع (مثل $K_S,\ K_{O2}$ ... إلخ) في معادلة مونود (17.4) كمقاييس ميكروبية أساسية والتي لا تعتمد على تركيبة المنظومة.

وفي معالجة مياه الصرف الصحي، على أية حال، يتم تقدير ثوابت نصف التشبع غالبًا على أساس تجارب على الكتل الحيوية ذات الندف. ونماذج الحمأة النشطة تُستخدم غالبًا لتقدير قيم ثوابت نصف التشبع من مثل هذه الاختبارات. وهيكل النموذج لهذه النماذج للحمأة النشطة لا يضع في اعتباره محددات تحول الكتلة إلى ندف، والذي ينتج عنه ثوابت نصف تشبع ملحوظة تكون عالية بصورة اصطناعية. وفي الأغشية الحيوية، تتم نمذجة محددات تحول الكتلة بتحديد ووضوح بحيث إن القيمة الحقيقية لثابت نصف التشبع يمكن تطبيقها. هكذا، فقيمة ثوابت نصف التشبع في نماذج الأغلفة الحيوية يجب أن تكون أصغر من القيم في نماذج الحمأة النشطة .

١٧-١٢ أدوات النمذجة

يهدف كل من الفصلين السابع عشر والثامن عشر إلى التركيز بصورة رئيسة على المبادئ الأساسية للأغلفة الحيوية ومفاعلات الأغلفة الحيوية. ولكن كيف يمكن تنفيذ النماذج الناتجة من الممارسة الهندسية

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

أو الأبحاث؟ وإجابة هذا السؤال تعتمد، أولاً، على الهدف من استخدام النموذج. ومسألة اختيار النموذج الملائم في تصميم مفاعلات الغلاف الحيوي يتم التعامل معها في الفصل الثامن عشر. وهناك مناقشة مستفيضة لمختلف أنواع النماذج والاستخدام الأنسب لها متوافر في أعمال (Wanner *et al.*, 2006). وعند اختيار نموذج، يكون السؤال التالى هو كيف يطبق النموذج المختار. والفقرات التالية توفر مناقشة موجزة للمناهج الشائعة الاستخدام:

- **الوسائل التحليلية**

في هذا الفصل تم تقديم عدد من الوسائل التحليلية. وأحد الفوائد الكبيرة للوسائل التحليلية هو أنها توفر للمستخدم تفهمًا مباشرًا لكيفية تأثير مختلف المقاييس على نتائج عملية النمذجة وأنها هامة جدًا في تعليم المستخدمين مفهوم نقل الكتلة في الأغلفة الحيوية.

وبالنسبة للعديد من المشاكل العملية للأغلفة الحيوية حيث يكون المستخدم مهتمًا بصورة أساسية بتدفق المادة الركيزة لمركب محدد منفرد، توفر الوسائل التحليلية نتائج سريعة ودقيقة. ولكن بالنسبة للمشاكل المعقدة تكون الوسائل التحليلية إما غير مجدية أو تصبح معقدة جدًا.

- **الوسائل غير التحليلية**

الوسائل غير التحليلية أساسها الحلول الرقمية لحركيات مونود Monod بالنسبة لمركب محدد فردي في غلاف حيوي متجانس. والوسائل يمكن تطبيقها بيسر على صحائف منشورة spreadsheet (Rittmann and McCarty, 2001; Saez and Rittmann, 1992). وتطبيق الوسائل غير التحليلية يكون، مثل الوسائل التحليلية، محدودًا بنظم مبسطة نسبيًا.

- **الوسائل (الحلول) الرقمية (*1-D*، التوزيع المتجانس للكتلة الحيوية)**

تُستخدم النماذج الرقمية لحساب تصورات تركيز المادة الركيزة للعديد من المواد الركيزة التى تتحلل حيويًا أو تنتج داخل الغلاف الحيوي. وتكون أجزاء الكتلة الحيوية موزعةً بتجانس على مدى سمك الغلاف الحيوي. ويمكن افتراض أن الجزء مفرد من الكتلة الحيوية عنصر بديهى كما في الجزء ١٧–٢ أو أن كثافة مختلف أجزاء الكتلة الحيوية داخل الغلاف الحيوي يمكن تحديدها عند كل نقطة زمن من التوازن بين النمو والتحلل والانفصال (Boltz *et al.*, 2008, Rauch *et al.*, 1999) بينما نفترض أن التغيرات في أجزاء الكتلة الحيوية على مدى الوقت تعامل على أن أجزاء الكتلة الحيوية دائمًا ما يتم توزيعها بتجانس على مدى سمك الغلاف الحيوي مما يسهل كثيرًا الأسلوب الرقمي وهذا المنهج أحادي الأبعاد في الأغلفة الحيوية مع توزيع متجانس للكتلة الحيوية يطبق في بعض نماذج المحاكاة التجارية لمحطات معالجة مياه الصرف الصحي.

- **الوسائل (الحلول) الرقمية (*2-D*، التوزيع العضوي (التبادلي) للكتلة الحيوية)**

هذا المنهج يضع في الاعتبار منحنيات التركيز لكل من المادة الركيزة الذائبة وأجزاء الكتلة الحيوية كنتائج لعمليات النمو والتحلل والانفصال على مدى الوقت. تم تقديم هذا المنهج في الجزء ١٧–٨ باستخدام برنامج الحاسب الآلي AQUASIM، وبعدها طبق في الجزء ١٧–٩ عند تقييم التنافس بين البكتيريا

جدول ١٧–٩ القيم النمطية لسمك الطبقة المحيطة لنقل الكتلة (معدلة من Kissel, 1986)

L_L in μm	جزء حجم السائل	حجم الجزيئات (مم)	سرعة السائل (م/س)	نوع المفاعل
100	0.4	0.6	0.04	مرشح رملي بطيء
20	0.4	0.7	5	مرشح رملي سريع
20	0.7	1	33	مهد مميع (مسيل)
200	0.5	3	1	مفاعل UASB
1,500	0.4	40	0.08	مرشحات زلطية (معدل منخفض)
20	0.9	40	1.7	مرشحات زلطية (معدل عالي)
100	0.5	2 – 6	2 – 10	مفاعل غلاف حيوي غاطس

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

عضوية (خارجية) التغذية والبكتيريا ذاتية التغذية في الغلاف الحيوي. وقد تضمن العديد من نماذج المحاكاة التجارية لمحطات معالجة مياه الصرف الصحي وسائل رقمية ذات بعد واحد (1-D) للأغلفة الحيوية ذات التوزيع المتجانس للكتلة الحيوية.

- **الوسائل الرقمية (*2-D* ، *3-D*)**

تمت مناقشة استخدام النماذج متعددة الأبعاد في الجزء ١٧-١٠. وتطبيق هذه النماذج قاصر حاليًا على مجال الأبحاث. وعند توافر أجهزة حاسب آلي أسرع تصبح محاكاة النماذج متعددة الأبعاد أسرع نسبيًا. ولكن بغض النظر عن سرعة الحاسب الآلي، فتطبيق هذه النماذج وأيضًا تفسير النتائج متعددة الأبعاد مسألة معقدة.

جدول ١٧-١٠ سُمك الأغلفة الحيوية النمطية (أ) لمختلف أنواع المفاعلات

نوع المفاعل	مجال L_F in µm
مرشح زلطي، ملامس حيوي دوار	200 – 10,000
مرشح حيوي غاطس بغسيل راجع منتظم	20 – 300
مفاعل مهد مميع (مسيل)، وفاعل رفع هواء	20 – 150

(أ) يلاحظ أن المجالات في الجدول يجب استخدامها بحذر شديد حيث إن سمك الغلاف الحيوي سوف يعتمد على عوامل متعددة، شاملة تحميل المادة الركيزة ونوع المادة الركيزة وقوى الانفصال والتشغيل الإجمالي للمفاعل

جدول ١٧-١١ مصفوفة مصطلحات العلاقات التفاعلية والحركيات لعمليات داخلية وخارجية للغلاف الحيوي (مأخوذة عن Wanner *et al.*, 2006)

i→ ↓j	1	2	3	4	5	6	
اسم العملية	X_H	X_{Aut}	X_I	C_S	C_{NH4}	C_{O2}	معدل العملية ρ_j
١: النمو الغير ذاتي التغذية	1			$-\frac{1}{Y_H}$		$\frac{-(1-Y_H)}{Y_H}$	$\mu_{max,H}\frac{C_S}{K_S+C_S}\frac{C_{O2}}{K_{O2,H}+C_{O2}}X_H$
٢: التثبيط الغير ذاتي التغذية	−1		1				$b_{ina,H}X_H$
٣: التنفس الغير ذاتي التغذية	−1					−1	$b_{res,H}\frac{C_{O2}}{K_{O2,H}+C_{O2}}X_H$
٤: النمو الذاتي التغذية		1			$-\frac{1}{Y_{Aut}}$	$\frac{-(4.57-Y_{Aut})}{Y_{Aut}}$	$\mu_{max,Aut}\frac{C_{NH4}}{K_N+C_{NH4}}\frac{C_{O2}}{K_{O2,N}+C_{O2}}X_{Aut}$
٥: التثبيط الذاتي التغذية		−1	1				$b_{ina,Aut}X_{Aut}$
٦: التنفس الذاتي التغذية		−1				−1	$b_{res,Aut}\frac{C_{O2}}{K_{O2,Aut}+C_{O2}}X_{Aut}$
الوحدات	COD	COD	COD	COD	N	− COD	

$r_{i,V}=\sum \nu_{i,j}\rho_j$ (with stoichiometric matrix $\nu_{i,j}$ and vector of process rates, ρ_j)

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

جدول ١٧–١٢ القياسات الخاصة بالعلاقات التفاعلية والانتشار (مأخوذة عن Wanner and Gujer, 1985; Wanner and Reichert, 1996)

النمو الخارجي			النيترة		
α_H	1	$gO_2/gCOD$	α_{Aut}	4.57	gO_2/gN
$\mu_{max,H}$	4.8	1/d	$\mu_{max,Aut}$	0.95	1/d
Y_H	0.4	gCOD/gCOD	Y_{Aut}	0.22	gCOD/gN
K_S	5	$gCOD/m^3$	K_N	1	gN/m^3
$K_{O,H}$	0.1	gO_2/m^3	$K_{O,Aut}$	0.1	gO_2/m^3
$b_{ina,H}$	0.1	1/d	$b_{ina,Aut}$	0.1	1/d
$b_{res,H}$	0.2	1/d	$b_{res,Aut}$	0.05	1/d
$k_{0,\ COD,\ H}$	12.0	gCOD/gCOD.d	$k_{0,NH4,Aut}$	4.3	gN/g COD.d
$k_{0,\ O2,\ H}$	7.2	$gO_2/gCOD.d$	$k_{0,O2,Aut}$	18.8	$gO_2/gCOD.d$
X_H	10,000	$gCOD/m^3$	X_{Aut}	10,000	$gCOD/m^3$
$D_{W,acetate}$	$1.00 \cdot 10^{-04}$	m^2/d	$D_{W,NH4}$	$1.70 \cdot 10^{-04}$	m^2/d
$D_{W,O2}$	$2.10 \cdot 10^{-04}$	m^2/d	$D_{W,O2}$	$2.10 \cdot 10^{-04}$	m^2/d

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

المراجع

Andrews G. (1988): Effectiveness Factors for Bioparticles with Monod Kinetics. Chemical Engineering Journal And The Biochemical Engineering Journal, 37 (2), B31-B37.

Bakke R., Trulear M.G., Robinson J.A. and Characklis W.G. (1984): Activity of Pseudomonas aeruginosa in biofilms: Steady state. Biotechnol.Bioeng., 26, 1418-1424.

Batstone D.J., Keller J., Angelidaki I., Kalyuzhnyi S.V., Pavlostathis S.G., Rozzi A., Sanders W.T.M., Siegrist H. and Vavilin V.A. (2002): Anaerobic Digestion Model No.1 (ADM1). ed. Scientific and Technical Report No. 13. IWA Task Group for Mathematical Modelling of Anaerobic Digestion Processes (ed.) IWA Publishing, London.

Batstone D.J., Picioreanu C. and van Loosdrecht M.C.M. (2006): Multidimensional modelling to investigate interspecies hydrogen transfer in anaerobic biofilms. Water Res., 40 (16), 3099-3108.

Boltz J.P., Johnson B.R., Daigger G.T. and Sandino J. (2008): Modeling integrated fixed film activated sludge (IFAS) and moving bed biofilm reactor (MBBR) systems I: mathematical treatment and model development. Water Environ.Res., (accepted(

Boucher D.F. and Alves G.E. (1959): Dimensionless numbers. Chemical Engineering Progress, 55 (9), 55-64.

Bryers J.D. (1984): Biofilm formation and chemostat dynamics: Pure and mixed culture considerations. Biotechnol.Bioeng., 26, 948-958.

Chang H.T. and Rittmann B.E. (1987): Mathematical modeling of biofilm on activated carbon. Environmental Science and Technology, 21 (3), 273-280.

Clark M.M. (1996): Transport modeling for environmental engineers and scientists Wiley, New York.

Crank J. (1975): The Mathematics of Diffusion. ed. 2nd edition Oxford University Press, London.

Frössling N. (1938): Über die Verdunstung fallender Tropfen. Gerlands Beitr.Geophys., 52, 170-215.

Fruhen M., Christan E., Gujer W. and Wanner O. (1991): Significance of spatial distribution of microbial species in mixed culture biofilms. Water Sci.Technol., 23 (7-9), 1365-1374.

Gapes D., Perez J., Picioreanu C. and van Loosdrecht M.C.M. (2006): Corrigendum to "Modeling biofilm and floc diffusion processes based on analytical solution of reaction-diffusion equations": [Water Res. 39 (2005) 1311-1323]. Water Res., 40 (15), 2997-2998.

Gujer W. and Boller M. (1986): Design of A Nitrifying Tertiary Trickling Filter Based on Theoretical Concepts. Water Res., 20 (11), 1353-1362.

Gujer W. and Wanner O. (1990): Modeling mixed population biofilms. In: Marshall K.C. (ed.), Biofilms, pp. 397-443. (11), pp. 397-443. New York Wiley.

Henze M., Harremoës P., Jansen J.l.C. and Arvin E. (2002): Wastewater Treatment. ed. 3rd ed. Springer, Berlin.

Horn H. and Hempel D.C. (1997): Substrate utilization and mass transfer in an autotrophic biofilm system: Experimental results and numerical simulation. Biotechnol.Bioeng., 53 (4) 363-371.

Horn H. and Hempel D.C. (2001): Simulation of substrate conversion and mass transport in biofilm systems. Chemical Engineering & Technology, 24 (12), A225-A228.

Horn H. and Morgenroth E. (2006): Transport of oxygen, sodium chloride, and sodium nitrate in biofilms. Chem.Eng.Sci., 61 (5), 1347-1356.

Hung C., Yu F., McFeters G. and Stewart P. (1995): Nonuniform spatial patterns of respiratory activity within biofilms during disinfection. Appl.Environ.Microbiol., 61 (6), 2252-2256.

Kissel J.C. (1986): Modeling mass-transfer in biological waste-water treatment processes. Water Sci.Technol., 18 (6), 35-45.

Kissel J.C., McCarty P.L. and Street R.L. (1984): Numerical simulation of mixed-culture biofilm. J.Environ.Eng.-ASCE, 110 (2), 393-411.

Kreikenbohm R. and Stephan W. (1985): Application of a two-compartment model to the wall growth of Pelobacter acidigallici under continuous culture conditions. Biotechnol.Bioeng., 27, 296-301.

Libicki S.B., Salmon P.M. and Robertson C.R. (1988): Effective diffusive permeability of a nonreacting solute in microbial cell aggregates. Biotechnol.Bioeng., 32 (1), 68-85.

Lide D.R. (2008): CRC Handbook of Chemistry and Physics Taylor and Francis Group, London.

Logan B.E., Hermanowicz S.H. and Parker D.S. (1987): A Fundamental Model for Trickling Filter Process Design. J.Water Pollut.Control Fed., 59 (12), 1029-1042.

McFeters G. (2002): Biofilm of Two Bacteria. ASM MicrobeLibrary.org.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

Morgenroth E. (2003): Detachment - an often overlooked phenomenon in biofilm research and modeling. In: Wuertz S., Wilderer P.A. and Bishop P.L. (eds.), Biofilms in wastewater treatment, pp. 264-290.), pp. 264-290. IWA Publishing.

Morgenroth E. and Wilderer P.A. (1999): Controlled biomass removal - The key parameter to achieve enhanced biological phosphorus removal in biofilm systems. Water Sci.Technol., 39 (7), 33-40.

Morgenroth E. and Wilderer P.A. (2000): Influence of detachment mechanisms on competition in biofilms. Water Res., 34 (2), 417-426.

Nicolella C., van Loosdrecht M.C.M. and Heijnen J.J. (2000): Wastewater treatment with particulate biofilm reactors. Journal Of Biotechnology, 80 (1), 1-33.

Nogueira R., Elenter D., Brito A., Melo L.F., Wagner M. and Morgenroth E. (2005): Evaluating heterotrophic growth in a nitrifying biofilm reactor using fluorescence in situ hybridization and mathematical modeling. Water Sci.Technol., 52 (7), 135-141.

Perry R.H. and Green D. (1984): Perry's Chemical Engineers' Handbook McGraw-Hill.

Peyton B.M. and Characklis W.G. (1993): A Statistical-Analysis of the Effect of Substrate Utilization and Shear-Stress on the Kinetics of Biofilm Detachment. Biotechnol.Bioeng., 41 (7), 728-735.

Picioreanu C., van Loosdrecht M.C.M. and Heijnen J.J. (1998): Mathematical modeling of biofilm structure with a hybrid differential discrete cellular automaton approach. Biotechnol.Bioeng., 58 (1), 101-116.

Picioreanu C., van Loosdrecht M.C.M. and Heijnen J.J. (2000): Effect of diffusive and convective substrate transport on biofilm structure formation: A two-dimensional modeling study. Biotechnol.Bioeng., 69 (5), 504-515.

Polson A. (1950): Some Aspects of Diffusion in Solution and a Definition of a Colloidal Particle. The Journal of Physical Chemistry, 54 (5), 649-652.

Rauch W., Vanhooren H. and Vanrolleghem P.A. (1999): A simplified mixed-culture biofilm model. Water Res., 33 (9), 2148-2162.

Reichert P. (1998): Aquasim 2.0 - User manual. Computer program for the identification and simulation of aquatic systems Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology (EAWAG). CH 8600 Dübendorf, Switzerland.

Rietkerk M., Dekker S.C., de Ruiter P.C. and van de Koppel J. (2004): Self-Organized Patchiness and Catastrophic Shifts in Ecosystems. Science, 305 (5692), 1926-1929.

Rittmann B.E. (1982a): Comparative Performance of Biofilm Reactor Types. Biotechnol.Bioeng., 24, 1341-1370.

Rittmann B.E. (1982b): The effect of shear stress on biofilm loss rate. Biotechnol.Bioeng., 24, 501-506.

Rittmann B.E. (1989): Detachment from biofilms. In: Characklis W.G. and Wilderer P.A. (eds.), Structure and function of biofilms, pp. 49-58.), pp. 49-58. New York Wiley.

Rittmann B.E. and McCarty P.L. (1980): Evaluation of Steady-State-Biofilm Kinetics. Biotechnol.Bioeng., 22, 2359-2373.

Rittmann B.E. and McCarty P.L. (2001): Environmental Biotechnology: Principles and Applications McGraw-Hill, New York.

Rittmann B.E., Stilwell D. and Ohashi A. (2002): The transient-state, multiple-species biofilm model for biofiltration processes. Water Res., 36 (9), 2342-2356.

Robinson J.A., Trulear M.G. and Characklis W.G. (1984): Cellular reproduction and extracellular polymer formation by Pseudomonas aeruginosa in continuous culture. Biotechnol.Bioeng., 26, 1409-1417.

Saez P.B. and Rittmann B.E. (1992): Communicaion to the Editor: Accurate Pseudoanalytical Solution for Steady-State Biofilms. Biotechnol.Bioeng., 39, 790-793.

Speitel G.E. and DiGiano F.A. (1987): Biofilm shearing under dynamic conditions. J.Environ.Eng.-ASCE, 113 (3), 464-475.

Stewart P.S. (1998): A review of experimental measurements of effective diffusive permeabilities and effective diffusion coefficients in biofilms. Biotechnol.Bioeng., 59 (3), 261-272.

Sutherland I.W. (2001): The biofilm matrix - an immobilized but dynamic microbial environment. Trends in Microbiology, 9 (5), 222-227.

Tijhuis L., van Loosdrecht M.C.M. and Heijnen J.J. (1995): Dynamics of biofilm detachment in biofilm airlift suspension reactors. Biotechnol.Bioeng., 45 (6), 481-487.

Trulear M.G. and Characklis W.G. (1982): Dynamics of biofilm processes. J.Water Pollut.Control Fed., 54 (9), 1288-1301.

van Loosdrecht M.C.M., Eikelboom D., Gjaltema A., Mulder A., Tijhuis L. and Heijnen J.J. (1995): Biofilm structures. Water Sci.Technol., 32 (8), 35-43.

Wanner O., Eberl H.J., Morgenroth E., Noguera D.R., Picioreanu C., Rittmann B.E. and van

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

Wanner O. and Morgenroth E. (2004): Biofilm modeling with AQUASIM. Water Sci.Technol., 49 (11-12), 137-144.
Wanner O. and Reichert P. (1996): Mathematical-modeling of mixed-culture biofilms. Biotechnol.Bioeng., 49 (2), 172-184 .

شكر وتقدير

يعبر المؤلف عن شكره وتقديره العميق للملحوظات القيمة من مراجعي هذا الفصل السادة: Joshua Boltz, Doris Brockmann, Mark van Loosdrecht, Albrecht Morgenroth, Cristian Picioreanu, Frank Rogalla, Kim Soerensen, Paul Sutton, and Oskar Wanner.

ملاحظة: المصطلحات الفنية للفصل١٧ ترد بالاشتراك مع الفصل ١٨

Loosdrecht M.C.M. (2006): Mathematical Modeling of Biofilms IWA Publishing, London, UK. Series: Scientific and Technical Report Series Report No. 18.
Wanner O. and Gujer W. (1985): Competition in biofilms. Water Sci.Technol., 17 (2-3), 27-44.
Wanner O. and Gujer W. (1986): A multispecies biofilm model. Biotechnol.Bioeng., 28, 314-328.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



١٨

مفاعلات الأغلفة الحيوية

Eberhard Morgenroth

١٨-١ مفاعلات الأغلفة الحيوية

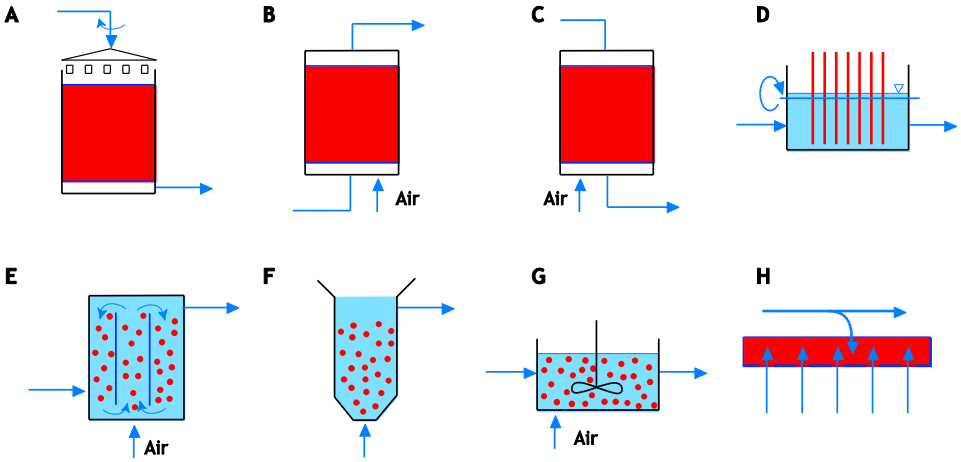
يمكن لمفاعلات الأغلفة الحيوية أن تحقق أهداف معالجة مشابهة لأهداف نظم المعالجة بالحمأة المنشطة مثل: إزالة المادة العضوية والنيترة وإزالة النيترة والإزالة الحيوية والكيماوية للفوسفور. وتكون نفس أنواع الكائنات الدقيقة مشاركة أيضًا فى العملية، ويجب أن تتعرض لنفس الظروف البيئية فيما يختص بتوافر مانحات الإلكترونات ومتلقيات الإلكترونات والأس الهيدروجينى pH ودرجة الحرارة. إلا أن هناك بعض الأشياء تختلف فى مفاعلات الأغلفة الحيوية عما فى نظم الحمأة المنشطة، فعمليات التحول فى مفاعلات الأغلفة الحيوية تكون عادة نقل كتلة محدد بحيث إن البكتيريا الموجودة فى الطبقات الخارجية للغلاف الحيوي فقط هي التى تساهم فى إزالة المادة الركيزة. وتكون لهذه المحددات لنقل الكتلة تداعياتها على تصميم وتشغيل مفاعلات الأغلفة الحيوية وكذلك على البيئة الطبيعية الميكروبية داخل الغلاف الحيوي. فالتنافس الميكروبي لا يعتمد فقط على توافر المادة الركيزة فى حالة الكتلة، ولكن أيضًا على مواضع مختلف مجموعات البكتيريا داخل الغلاف الحيوي. فالبكتيريا الأقرب إلى سطح الغلاف الحيوي تكون لها ميزة قدرة الوصول المباشر إلى المواد الركيزة فى حالة الكتلة. وعلى جانب آخر فالبكتيريا التى تعيش أبعد من سطح الغلاف الحيوي تكون محمية بصورة أفضل من الانفصال.

وهناك نظرة عامة تصورية مقدمة في شكل ١٨-١ لمختلف أنواع المفاعلات الحيوية. ويغض النظر عن اختلافاتها فجميع هذه المفاعلات للأغلفة الحيوية يجب أن تفي بالمتطلبات التالية: (i) مكث الكائنات الدقيقة يعتمد على التصاق الكتلة الحيوية بسطح وسط الدعم (سطح الاستزراع) وليس على استخدام فصل الصلب والسائل عن بعضهما وإعادة تدوير الكتلة الحيوية. (ii) يتم إحداث تلامس المادة المحتوية على الملوثات مع الغلاف الحيوي وظروف الخلط الداخلية فيه والاضطراب فيحدد هذا النقل الفعال للكتلة من كتلة الماء إلى سطح الغلاف الحيوي. (iii) يجب توازن نمو الكتلة الحيوية مع انفصال الغلاف الحيوي لتجنب انسداد المفاعل عند استبقاء كتلة حيوية كافية في غلاف حيوي مستقر. (iv) إذا تطلب الأمر، يمكن إضافة مانحات الإلكترونات ومتلقيات الإلكترونات والمواد المغذية والقلوية إلى النظام. على سبيل المثال، يمكن توفير الأكسجين بالتهوية للنظم الهوائية.

وهذا الفصل يعطي نظرة عامة على بعض الأنواع الأساسية من عمليات المعالجة بالغلاف الحيوي ومناهج للتصميم موضوعة على أساس المبادئ المقدمة في الفصل السابع عشر.

© 2008 Mark C.M. van Loosdrecht. Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design. Edited by M. Henze, M.C.M. van Loosdrecht, G.A. Ekama and D. Brdjanovic. ISBN: 9781843391883. Published by IWA Publishing, London, UK.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



شكل ١٨-١ أنواع مفاعلات الغلاف الحيوي: **(A)** المرشحات الزلطية، **(B)** مفاعل غلاف حيوي بقاعدة ثابتة غاطسة تشغل بالدفق العالي أو **(C)** الدفق المنخفض **(D)** أحواض تلامس حيوية دوارة و **(E)** مفاعل غلاف حيوي مغلق شاملاً رفع هواء، **(F)** مفاعل غلاف حيوي بقاع مسيّل، **(G)** مفاعل غلاف حيوي بقاع متحرك و **(H)** مفاعلات غشاء ذات غلاف حيوي ملتصق (معدلة من Wanner *et al.*, 2006).

١٨-١-١ أنواع المفاعلات

يمكن تصنيف مفاعلات الأغلفة الحيوية إلى ثلاث مجموعات أساسية: (i) نظم غير غاطسة تشمل المرشحات الزلطية والملامسات الحيوية الدوارة (شكل ١٨-١ **A** وشكل ١٨-١ **D**). (ii) مفاعلات غلاف حيوي غاطسة بقاعدة ثابتة (شكل ١٨-١ **B**) وشكل (١٨-١ **C**) (iii) أنواع مختلفة من مفاعلات ذات قاع مستقل (شكل ١٨-١ **E**، **F** ، **G**). بالإضافة إلى ذلك، هناك تطورات جديدة لاستخدام أغلفة حيوية تنمو على أغشية حيوية حيث يتم إمداد المادة الركيزة بالانتشار خلال الغشاء (شكل ١٨-١ ج) والفوارق الرئيسة بين مختلف المفاعلات هي مساحة السطح المحددة (جدول ١٨-١)، وآليات إزالة الكتلة الحيوية الزائدة ونقل الغاز.

١٨-١-١-١ المرشحات الزلطية

المرشحات الزلطية هي أقدم أشكال مفاعلات الأغلفة الحيوية والتى تم استخدامها مع بدايات ١٩٠٠ ولا تزال شائعة الاستخدام لليوم. ودعم

جدول ١٨-١ مساحة السطح الحامل المحدد لمختلف أنواع مفاعلات الأغلفة الحيوية والوسائط

نوع المفاعل	مادة الحامل	حجم المادة (مم)	سطح الحامل المحدد (a_F), m^2/m^3	المرجع
مرشح زلطي	صخر	40 – 80	50 – 100	ATV-DVWK, 2001
	بلاستيك	-	100 – 200	ATV-DVWK, 2001
ملامس بيولوجي دوار	بلاستيك	-	100 – 200	ATV-DVWK, 2001
غلاف حيوي متحرك	بلاستيك (K_1) (60% fill volume)	7 – 9	300	Rusten *et al.*, 2006
مفاعل(MBBR)	بلاستيك (K_3) (60% fill volume)	12 – 25	300	Rusten *et al.*, 2006
مرشح حيوي غاطس	طين مسامي	1.3 - 8	1,000 – 1,400	ATV, 1997
	اردواز مسامي	2 - 8	1,200 – 1,400	ATV, 1997
	بوليسترين	3 – 6	1,100	ATV, 1997
	أنثراسايت	2.5 – 3.5	1,900	ATV, 1997
	رمل كوارتز	0.7 – 2.2	3,000	ATV, 1997
	بازلت	1.4 – 2.2	3,600	ATV, 1997
حمأة محببة	-	-	2,000-3,000	
قاع مسيل	رمل أو بازلت	0.2-0.8	3,000-,4000	Nicolella *et al.*, 2000

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

الغلاف الحيوي يكون ثابتًا ويتكون إما من صخور ٥–٢٠ سم أو من مادة مالئة بلاستيكية مركبة (شكل ١٨–٢). ويتراوح ارتفاع المرشحات الزلطية بين ١–٣ م باستخدام الصخور أو ٤–١٢ م عند استخدام البلاستيك كوسط داعم. ويتم توزيع المياه الداخلة على المرشح وبعدها يتقاطر أو يترشح عبر المادة المالئة. ويتم اختيار الوسط الداعم في المرشحات الزلطية بحيث يوفر بصورة كافية مسافات مسامية كبيرة تسمح للهواء بالمرور خلال المرشح الزلطي بصرف النظر عن نمو الغلاف الحيوي والمياه التى تتقاطر خلال المرشح. ويساعد استخدام مواد مالئة كبيرة على تجنب انسداد وسط المرشح، ولكنه أيضًا ينتج عنه مساحات سطح غلاف حيوي (a_F) قيمته من ٥٠ إلى ٢٠٠ م^2/م^3 والذى يكون صغيرًا نسبيًا بالمقارنة مع الأنواع الأخرى لمفاعلات الأغلفة الحيوية (جدول ١٨–١). ويتم توزيع مياه الصرف الصحي باستخدام أذرع دوارة عند القمة، وتترشح عبر المرشح. ويخرج الماء من قاع المرشح، وتزال المواد الصلبة في المروق، وتتم إعادة تدوير بعض من المياه الخارجة لضمان تحميل هيدروليكي مناسب في المرشح الزلطي (شكل ١٨–٣). ومعدلات إعادة تدوير التيار (Q_R) عادة ما تتراوح بين ٠,٥ إلى ٤ أضعاف التصرف ويمكن أن تكون ١٠ أمثال تصرف المياه الداخلة لمياه الصرف الصناعي القوية (WEF and ASCE, 1998) وتكون التهوية في المرشحات الزلطية عادةً نتيجة الانتقال الطبيعي للحرارة بالحمل بالاتجاه الرئيس، ولكن في بعض الأحوال يمكن تعزيزه بالتهوية القسرية.

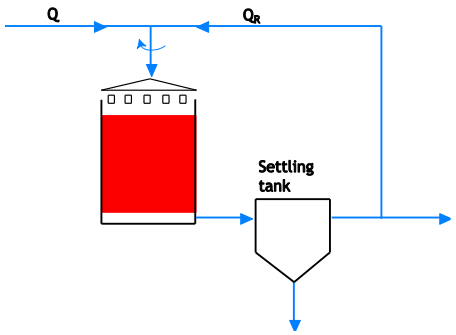
وتتم موازنة نمو الغلاف الحيوي في مرشح زلطي بأعمال نزع أو تمزيق دورية. وآليات النزع غير مفهومة تمامًا، ولكن يمكن ربطها أحيانًا بالظروف اللاهوائية في قاعدة الأغلفة الحيوية السميكة التى تقلل من ثبات الأغلفة الحيوية. وهناك عامل آخر يرتبط بالنزع هو تطور الديدان واليرقات التى تتغذى على الأغلفة الحيوية ويمكن أن ينتج عنها عدم استقرار في الغلاف الحيوي. وخلال عملية التمزيق قد ينتج أن أحد الأجزاء الأساسية للكتلة الحيوية الكلية يمكن فقدها. إلا أن هذا الفقد من الكتلة الحيوية النشطة يكون له تأثير ضئيل فقط على أداء المرشح الزلطي. ويمكن أن تكون الديدان والذباب والقواقع في المرشحات الزلطية، مصدرًا للمتاعب ولكن يمكن التحكم فيها من خلال الغسل الهيدروليكي الدوري عالي الكثافة أو الغمر الدوري للمرشحات الزلطية أو المعالجة الكيميائية (Boltz *et al.*, 2008; WEF and ASCE, 1998).



شكل ١٨–٢ مرشحات زلطية تستخدم (A) بلاستيك أو (B) صخر كوسط دعم للغلاف الحيوي (photos: WesTech Engineering Inc.).

والمرشحات الزطية تُستخدم أساسًا لأكسدة الكربون العضوي والأمونيا. والمواد الركيزة الذائبة التى تخترق الأغلفة الحيوية يمكن أن تتحول بفعالية، ولكن إزالة الجزيئات والتندف الحيوي يكون أقل فعالية (Parker and Newman, 2006). والأغلفة الحيوية يمكن أيضًا أن تستخدم في إزالة النيترة عند منع التهوية الطبيعية خلال المفاعل.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



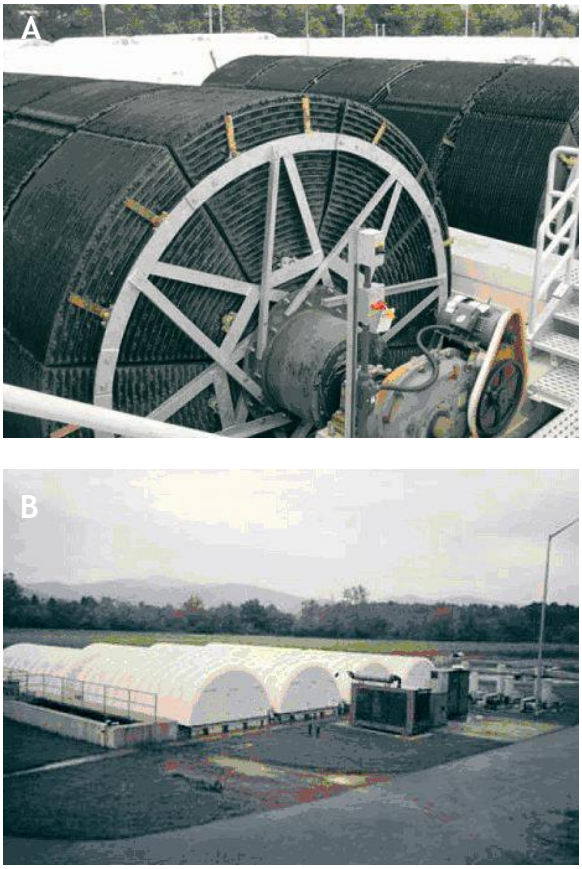
شكل ١٨-٣ رسم تخطيطي لمرشح زلطي بإعادة تدوير مياه خارجة مروقة.

١٨-١-١-٢ الملامسات الحيوية الدوارة

تستخدم الملامسات الحيوية الدوارة (RBCs) أقراص بلاستيكية خفيفة الوزن يتم تركيبها على عمود دوار والتي تكون مغمورة جزئيًا في المياه. وقد أدخلت الملامسات الدوارة في الستينات (١٩٦٠) وربما كانت مميزة بسبب متطلباتها المنخفضة للطاقة وبساطة تشغيلها. ودوران الأقراص يوفر كل من التهوية (عندما يكون الغلاف خارج المياه) والقص الذى يتحكم في نمو الغلاف الحيوي (عندما يتحرك الغلاف الحيوي داخل المياه). وأحد أمثلة (RBCc) موجود في الشكل ١٨-٤ باستخدام وسط بلاستيكي مموج.

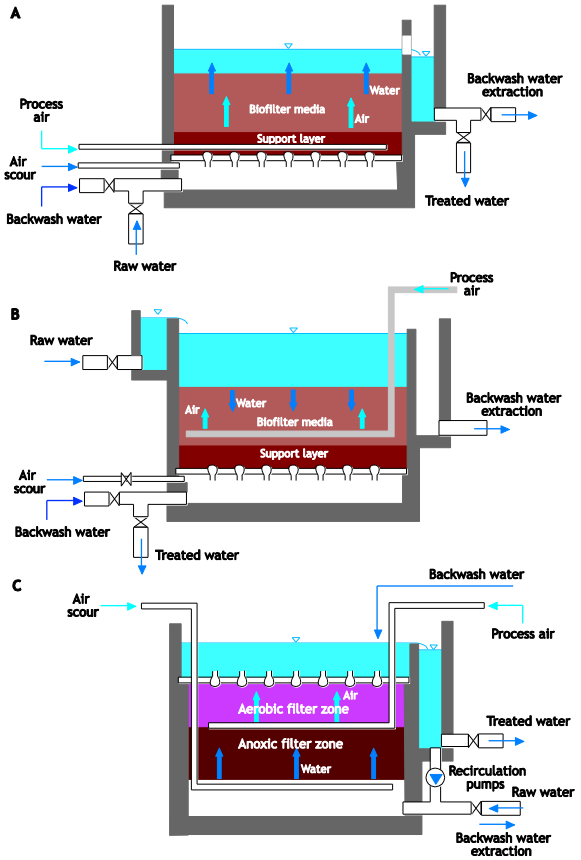
١٨-١-١-٣ مفاعلات الأغلفة الحيوية ذات الحوض الغاطس الثابت

بداية من الثمانينات، تم تطويرعدد من تقنيات الغلاف الحيوي الغاطس باستخدام وسط حبيبى صغير الحجم (٢-٨ مم) الذى يغمر تمامًا في المياه. والوسط الأصغر حجمًا ينتج عنه مساحات أسطح محددة أكبر (١٠٠٠ – ٣٠٠٠ م^{٢}/ م^{٣}) مقارنًا بالمرشحات الزلطية و(RBCs) (جدول ١٨-١). والمسام الأصغر المرادفة لذلك أيضًا تعني أن سمك الغلاف الحيوي يجب أن يتم التحكم فيه بحيث يمكن تجنب سدد المرشح. ووسط المرشح الأصغر في المفاعلات ثابتة الحوض يمكن أن يسمح بربط عمليات التحول البيولوجي مع مكث المواد الصلبة العالقة بعمق الترشيح. وتتحقق إزالة الغلاف الحيوي الزائد عادةً من خلال الغسل الرجعي المنتظم للمرشح حيث يتم إدخال الهواء والمياه المعالجة إلى المفاعل حتى يتم مد حوض المفاعل مؤقتًا لإزالة الكتلة الحيوية المنفصلة والمواد الحبيبية المحتجزة. ويتم الغسيل الرجعي (الكسح) عندما يتجاوز فاقد التصرف عبر المفاعل قيمة حرجة أو بعد فترات زمنية ثابتة (عادة بترتيب ٢٤ ساعة). ومفاعلات الغلاف الحيوي الغاطسة تصمم خاصة للعمليات الحيوية المرتبطة وإزالة المواد الصلبة تسمى مرشحات مهواة حيويًا (BAF). وعلى العكس تستخدم المرشحات المهواة الغاطسة (SAF) وسطًا أكثر خشونة لا يحتاج غسل رجعي وتصمم أساسًا للأكسدة البيولوجية. في (SAF) يجب أن تتم إزالة المواد الصلبة في مروق منفصل أو مرشح (WEF and ASCE, 1998). وفي المفاعلات الحيوية ذات الحوض الغاطس الثابت يجب إمداد الأكسجين بإدخال الهواء عند قاع المرشح (شكل ١٨-٥). ويحدث نقل الأكسجين في جميع أنحاء قاع المرشح كفقاعات هواء ترتفع إلى قمة المفاعل. ويتوافر العديد من أنواع مفاعلات الغلاف الحيوي الغاطسة والتى يتم تشغيلها إما بدخول الماء عند القاع (أعلى التيار) (شكل ١٨-٥ أ، ج) للمفاعل، أو عند الجزء العلوي للمفاعل (تيار سفلي) (شكل ١٨-٥ ب).



شكل ١٨-٤ (أ) ملامسات حيوية دوارة تستخدم وسط نمو من البلاستيك المموج و(ب) يمكن تغطية هذه الملامسات الحيوية الدوارة (RBC) أثناء التشغيل.

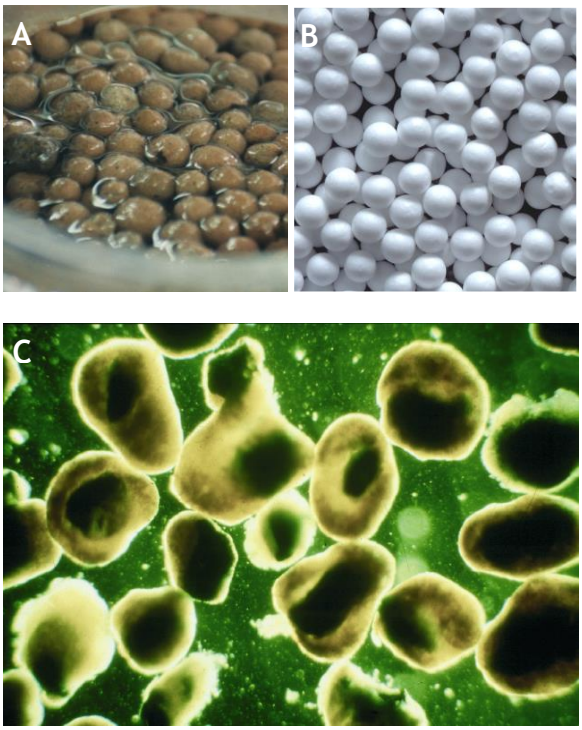
Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



شكل ١٨–٥ مفاعلات غلاف حيوي غاطسة: (A) أعلى التيار بوسط نمو مكثف (Biofor®) (B) أسفل التيار، بوسط نمو مكثف (Biocarbone®) و(C) أعلى التيار ، وسط نمو عائم (Biostyr®) (modified from ATV (1997); Tschui (1994)).

ومادة الحشو إما أن تكون أثقل من المياه وتدعم بأرضية بها فوهات تصريف تحت مادة الحشو (شكل ١٨–٥ أ وب) أو أن تكون أخف من المياه وتدعم بشريحة سقف بها فوهات فوق مادة الحشو (شكل ١٨–٥ ج). وصور مادة الحشو في مفاعلات الغلاف الحيوي ذات الحوض الثابت مبينة في شكل ١٨–٦ أ وب.

وتُعرض في شكل ١٨–٥ رسوم تخطيطية لمفاعلات غلاف حيوي غاطسة بتفاصيل كيفية إدخال الهواء والماء إلى المفاعل أثناء التشغيل العادي وخلاف الغسل الرجعي (الفرك). ومعظم مفاعلات الغلاف الحيوي ذو الحوض الثابت يتم تشغيلها كمفاعلات تيار مستمر – ولكنها يمكن أيضًا أن تشغل كمفاعلات أغلفة حيوية بدفعات متتالية (SBBR) حيث يملأ المفاعل بمياه الصرف الصحي في بداية الدورة، ويتم إعادة تدوير مياه الصرف خلال المفاعل أثناء حالة التفاعل ثم يتم صرف المياه الرائقة (النظيفة) مع نهاية الدورة. وأحد مشجعات تشغيل مفاعلات الغلاف الحيوي ذات الحوض الثابت على أنها SBBR هو السماح بالإزالة المزادة للفوسفور (Morgenroth and Wilderer, 1999).

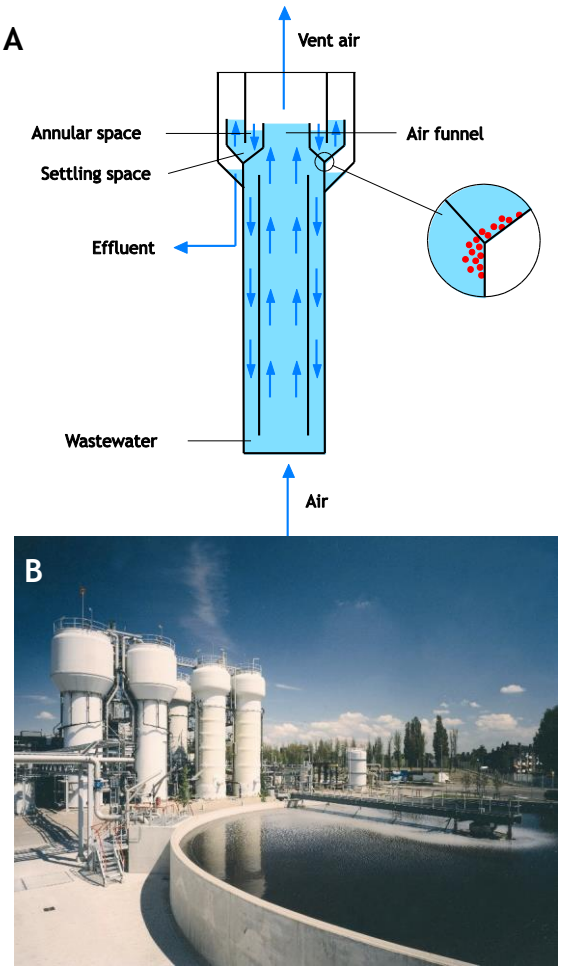


شكل ١٨–٦ وسط نمو Biofor® (A) وBioStyr® (B) في مفاعلات غلاف حيوي ذات حوض غاطس ثابت، ويمكن استخدام رمل أو بازلت كوسط نمو في المفاعلات المسيلة (C). وأقطار أوساط النمو تكون ٤ مم في (A) و(B) و ١ مم في (C) (photos: E. Morgenroth, Veolia, and M.C.M. van Loosdrecht, respectively).

١٨–١–١–٤ مفاعلات الأغلفة الحيوية ذات الحوض المسيل والممتد

في مفاعلات الحوض المسيل يتم الحفاظ على الوسط الداعم معلقًا بإدخال المياه أو الهواء عند قاع المفاعل، مما ينتج عنه سرعات مياه عالية أعلى التيار. وتتراوح سرعات المياه أعلى التيار بين ١٠–٣٠ م/ساعة (Nicolella *et al.*, 2000). ومفاعلات الحوض الممتد تتشابه مع مفاعلات الحوض المسيل ولكنها يتم تشغيلها بسرعات أصغر أعلى التيار مما ينتج عنه تسييل غير كامل للوسط الداعم للغلاف الحيوي.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



شكل ١٨-٧ رسم تخطيطي (A) وصورة (B) لمفاعلات رفع هواء (برجين إلى اليسار) مع مروق متكامل عند قمة المفاعل: صناعة متخمرات DSM في (Delft, The Netherlands) (photo: J. Blom).

وفي مفاعلات الأحواض المسيلة التقليدية يمكن تحقيق سرعات أعلى التيار المطلوبة مستقلة عن معدلات تدفق المياه الداخلة، بإعادة تدوير المياه المعالجة (شكل ١٨-١ و). وتشغيل مفاعلات الحوض المسيل التقليدية يحتاج ضبطًا دقيقًا لسرعات المياه أعلى التيار. فإن كانت السرعات أعلى التيار منخفضة جدًا، عندئذ سيتم كسح وسط المرشح خارج المفاعل. وهناك مشكلة ثانية وهي تكوين طبقات من حبيبات الغلاف الحيوي وفقًا لسرعات ترسيبها. فتترسب الجزيئات ذات الغلاف الحيوي الأكثر مسامًا بصورة أبطأ وتتراكم عند قمة الحوض حيث تجد قوة قص أقل. ونتيجةً لذلك يصبح الغلاف الحيوي أكثر وأكثر زغبية وتبدأ الحبيبات عند قمة المفاعل في النزح إلى الخارج. والحاجة لسرعة أعلى التيار تكون محددة وعدم الاستقرار الملازم لهذا في الغلاف الحيوي بالنظام يجعلان استخدام نظم الأحواض المسيلة والممتدة قليل التنامي مقارنةً بنظم معالجة مياه الصرف اللاهوائية أو النيترة.

وفي مفاعلات رفع الهواء يتم تحقيق التعليق التام للجزيئات في المفاعل كما هو مبين في شكل ١٨-٧ أ، وحيث إن جميع الجزيئات في الهواء المرفوع تمر بمعدلات قوة قص مشابهة، فإن التحكم في الغلاف الحيوي يكون أسهل منه في مفاعلات الحوض المسيل وتستخدم لهذا بنجاح في إزالة COD والنيترة. ومن الأساسي معرفة أنه من أجل تهوية فعالة يجب أن يصمم المفاعل بحيث إن الفقاعات أيضًا يتم تدويرها عبر منحنى نزول المفاعل (van Benthum *et al.*, 1999). وفي قمة المفاعل يوجد وحدة فصل ثلاثية الحالة لتفصل جزيئات كل من السائل عن الغاز عن الصلب.

وجميع أنواع مفاعلات الحوض المسيل تكون حساسة للتصميم الهيدروليكي، لهذا فإن هذا النوع من المفاعلات يستخدم أساسًا في الصناعات التي تكون فيها معدلات التيار أكثر ثباتًا مقارنة بمياه الصرف الصحي البلدية.

١٨-١-١-٥ مفاعلات الحمأة الحبيبية

يمكن أن تنمو الأغلفة الحيوية أيضًا بدون وسط دعم (Hulshoff Pol *et al.*, 1982). ومع ذلك فإن الحمأة الحبيبية قد لا تتسق مع التعريف الصارم في الفصل ١٧ للكائنات الحية النامية على سطح داعم صلب، إلا أن الحبيبات تشترك في العديد من الملامح مع نظم الأغلفة الحيوية. فالتركيب البنائي والكثافة وحجم الحمأة الحبيبية تكون متأثرة- كما في نظم الأغلفة الحيوية- مباشرةً بقوى القص والانفصال الموازي لها في المفاعل (Liu and Tay, 2002; Tay *et al.*, 2006; van Loosdrecht *et al.*, 1995). وبوجه خاص فإن حقيقة كون تركيب الحبيبة مماثلاً لغلاف حيوي، ثابت وليس معرضًا للاضطراب/ التندف كما في ندف الحمأة المنشطة، تعني أن منحنيات التعداد الميكروبي يوجد مثلما يوجد في نظم الأغلفة الحيوية. ومن أوجه التفريق بين الحمأة المنشطة التقليدية والحمأة الحبيبية هو أنه أثناء الترسيب للحبيبات لا تحدث عمليه تكثيف، بينما في الحمأة المنشطة فإن تجمع الحمأة وتكثفها خاصية ترسيب هامة جدًا (انظر الفصل ١١). ولذلك فقد تم اقتراح تحديد عملية تكوين الحبيبات عندما يكون مؤشر حجم الحمأة (SVI) بعد ٥ دقائق من الترسيب مشابهًا لذلك الذي يكون بعد ٣٠ دقيقة من الترسيب في اختبار SVI قياسي. وSVI التقليدي لحمأة حبيبية بعد ترسيب ٥ دقائق يكون ٤٠-٦٠ مل/ جم وتلاحظ عملية التحبب (تكون الحبيبات) في كل من المفاعلات الهوائية واللاهوائية حيث يوفر تكوين تجمعات ميكروبية أكبر وأسرع ترسيبًا ميزة بيئية طبيعية عندما يتم تشغيل المفاعل بطريقة يتم فيها خروج الندف الأصغر من النظام. وتمثل مفاعلات USAB

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

تكنولوجيا مستخدمة بتوسع لتحقيق تكوين الحبيبات تحت الظروف اللاهوائية (انظر الفصل ١٦). ومن المناهج المستخدمة بتوسع لتحقيق تكوين الحبيبات هوائيًا هو تشغيل مفاعل الدفعات المتتالية بأزمنة ترسيب قصيرة جدًا (Beun *et al.*, 1999; Morgenroth *et al.*, 1997) واعتمادًا على تشغيل المفاعل يمكن أن يتراوح حجم الحبيبات من عدة مئات من الميكرومترات حتى بعض المليمترات (شكل ١٨-٨) (Liu and Tay, 2002). والحمأة الهوائية الحبيبية التي تكونت من بكتيريا بطيئة النمو تكون أكثر استقرارًا من تلك في حالة البكتيريا سريعة النمو (van Loosdrecht *et al.*, 1995). لهذا فإن استخدام الكائنات المراكمة للفوسفات (بطيئة النمو) لتحويل COD بدلاً من البكتيريا العادية عضوية التغذية (سريعة النمو) سيؤدي لاستقرار النظام ويجعل مثل هذه المنظومة أسهل في التشغيل (de Kreuk and van Loosdrecht, 2004). هذه العملية للحمأة الهوائية الحبيبية تُطوَّر حاليًا لإزالة المواد الغذائية في نظم معالجة مياه الصرف الصحي البلدية. ولأن التشغيل يجعل الترسيب في الحوض بدلاً من فاصل الثلاثة حالات (غازية/ صلبة/ سائلة) عند قمة المفاعل، فإن اختلافات الحمل الهيدروليكي ليست مشكلة كبيرة في نظم الحمأة الحبيبية.

١٨-١-١-٦ مفاعلات الغلاف الحيوي ذات الحوض المتحرك

هذه المفاعلات MBBR تستخدم وسطًا داعمًا للغلاف الحيوي بكثافة قريبة من الماء بحيث يمكن الحفاظ عليها معلقة بالحد الأدنى من طاقة الخلط المتوافرة من التهوية أو الخلط الميكانيكي (Odegaard, 2006). ويتم تصنيع وسائط دعم الأغلفة الحيوية في أشكال وتكون كبيرة بما يكفي بحيث أن يبقى الوسط الداعم معلقًا في المفاعل بواسطة شبكات أو أسافين سلكية (شكل ١٨-٩).

ويمكن تشغيل مفاعل MBBR بدون أو مع تدويرات للحمأة. فبدون إعادة تدوير الكتلة الحيوية (شكل ١٨-٩ ب) يمكن أن يكون مكث الكتلة الحيوية في MBBR محدودًا بالكتلة الحيوية المحتفظ بها على الوسط الداعم. والنظام الذى به إعادة تدوير الكتلة الحيوية يكون به كل من الأغلفة الحيوية المعلقة، وهذا النوع من المفاعلات تتم مناقشته بصورة أكبر في الجزء التالي (شكل ١٨-٩ ج).

١٨-١-١-٧ نظم الأغلفة الحيوية الهجين/ الحمأة المنشطة

يمكن استخدام إدخال وسط داعم للغلاف الحيوي لتعزيز أداء نظم الحمأة المنشطة. وهذه النظم تسمى نظم هجين أو نظم حمأة منشطة ذات غشاء متكامل ثابت (IFAS). والنظام الهجين (المهجن) بكل من الحمأة المنشطة والغلاف الحيوي في شكل ١٨-٩ ج. ويجب اختيار مادة حشو الغلاف الحيوي بطريقة لا تسمح بانسداده بالحمأة المنشطة العالقة في المفاعل. ومادة الحشو تتضمن وسطًا معلقًا (كما في مفاعل MBBR) أو مادة حشو ثابتة تتضمن خيوطًا بلاستيكية، أو حشو PVC مركب أو ملامسات حيوية دوارة غاطسة (Tchobanoglous *et al.*, 2003). وعمومًا فكلما كانت البكتيريا أبطأ في النمو فهي ستفضل التراكم في الغلاف الحيوي. بهذه الطريقة، يمكن لنظام عالي التحميل (وقت مكث حمأة قصير SRT) أن يتم تطويره إلى نظام نيترة (van Benthum *et al.*, 1997). أيضًا في المعالجة اللاهوائية للصرف الصحي تكون النظم الهجين مقترَحة عندما تنمو الكائنات المنتجة للميثان كغلاف حيوي بينما تكون الكائنات المنتجة للأحماض موجودة في غطاء الحمأة المتندفة.

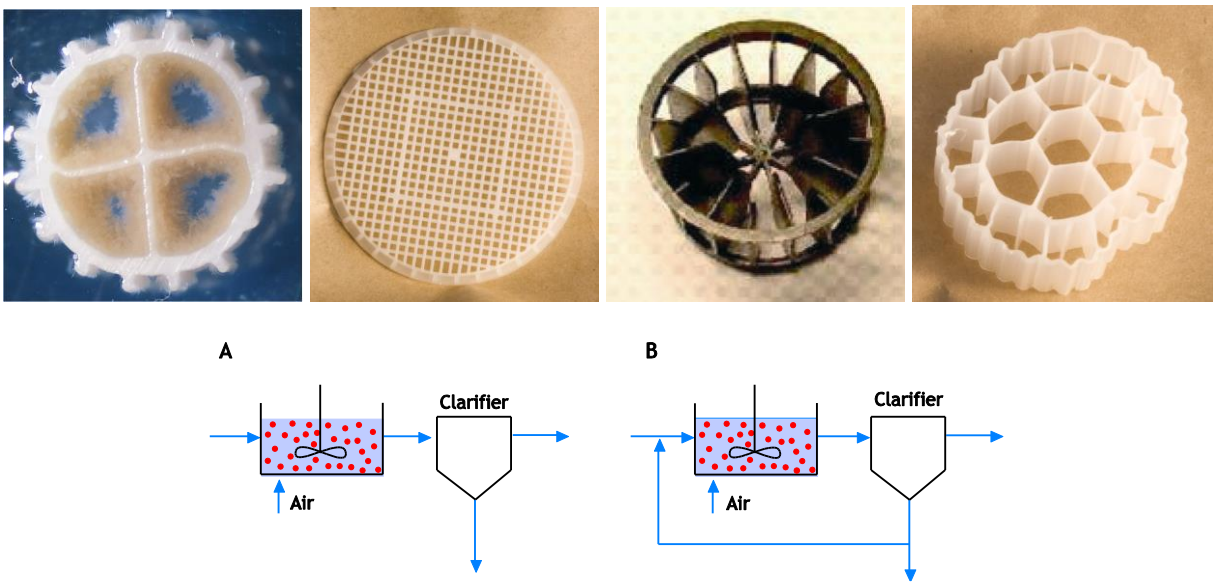
١٨-١-١-٨ مفاعلات الغلاف الحيوي الملتصق بها غشاء

يمكن أن تنمو الأغلفة الحيوية على أغشية ذات نفاذية للغازات تسمح بنقل الكتلة للمواد الركيزة من كل من سطح وأيضًا قاع الغلاف الحيوي (شكل ١٨-١٠).

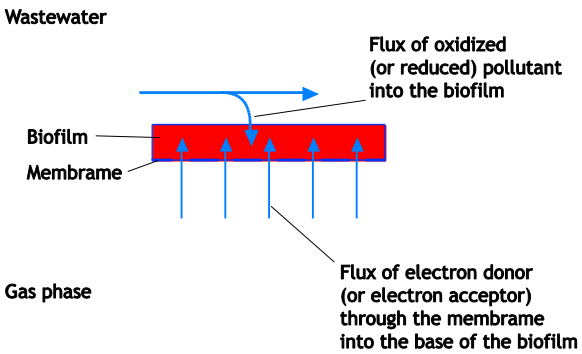


شكل ١٨-٨ تطور الحمأة الحبيبية الهوائية في مفاعل دفع هوائي ذي دفعات متتالية، تبدأ من الحمأة المنشطة التقليدية بعد ٤ (أ) و١٣ (ب) و٨٧ (ج) يومًا من تشغيل المفاعل (شريط القياس = ١ مم)

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest



شكل ١٨-٩ الوسط البلاستيكي المستخدم في مفاعل الغلاف الحيوي ذو الحوض المتحرك (MBBR) (A) الذى يمكن تشكيله بدون (B) أو مع (C) لتدوير الكتلة الحيوية المعلقة (photos: AnoxKaldnes).



شكل ١٨-١٠ رسم تخطيطي لنقل الكتلة إلى غشاء غلاف حيوي ملتصق

وإن كانت المادة الملوثة عبارة عن مركب مؤكسد (مثل النيترات أو البيروكلورات) عندئذ يمكن توفير مانح إلكترونات (مثل غاز الهيدروجين) عند قاعدة الغلاف الحيوي من خلال الغشاء (Odegaard, 2006) والمفاعلات الحيوية الملتصق بها غشاء لم يتم استخدامها على مستوى كامل ولكنها توفر فرصًا مثيرة لتكوين طبقات يتم التحكم فيها من الظروف المختزلة/ المؤكسدة على مدى سمك الغلاف الحيوي.

١٨-١-٢ اختيار مواد الترشيح المختلفة

تُنتَج الوسائط الحاملة من مواد مختلفة وتأتي في أشكال وأحجام متنوعة. وكلما كانت المادة الحاملة أكبر وكذلك المسافات الحالية في المفاعل، كلما قلت مخاطر السدد أو عمل قنوات في تجميع الكتلة الحيوية التى بها مسافات خالية كبيرة في كل من المرشحات الزلطية وRBC. والجانب السيء في المسافات الخالية الكبيرة هو أن المساحات السطحية المحددة تكون صغيرة نسبيًا. والمادة الحاملة الأصغر تحتاج إما غسيلا رجعيًا منتظمًا أو تسهيلا مستمرًا للمادة الحاملة لمنع السدد. والمساحات السطحية المحددة المقابلة في المادة الحاملة الأصغر يمكن أن تكون مرتبة من المستوى الأكبر مقارنة بالمرشحات الزلطية وRBC. ومساحة السطح المحددة (a_F)(L^{-1}) يمكن أن تحدد كالآتي:

$$a_F = \frac{A_F}{V_R} \qquad (18.1)$$

حيث تكون A_F هي مساحة السطح الفعالة للغلاف الحيوي (L^2) وV_R هي حجم مفاعل الغلاف الحيوي المحتوي على مادة المرشح (L^3). لاحظ أن A_F تكون أصغر نمطيًا من إجمالي مساحة السطح لمادة المرشح نتيجة تغطية الغلاف الحيوي غير الكاملة. واعتمادًا على

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

نوع المفاعل، يمكن أن يكون V_R أصغر من إجمالي حجم مفاعل الغلاف الحيوي مع الوضع في الاعتبار مناطق المياه المروقة فوق وأسفل وسط الترشيح والتي ليست ضمن V_R. وفي جدول ١٨-١ نجد نظرة عامة على مساحات السطح المحددة وخواص مختارة لمختلف المواد الحاملة.

والعوامل الأخرى غير مساحة السطح المحددة المؤثرة في اختيار مادة المرشح تشمل التكلفة والكثافة (مادة عائمة أو مادة أثقل من المياه). مقاومة التآكل والمناسبة لالتصاق الغلاف الحيوي (Lazarova and Manem, 2000).

١٨-٢ معايير التصميم

تعتمد مفاعلات الأغلفة الحيوية على عديد من مختلف الأوساط الداعمة، ظروف الخلط، أنواع التهوية، وطرق إزالة الغلاف الحيوي. والتصميم التفصيلي لهذه النظم المختلفة لمفاعلات الغلاف الحيوي يكون خاصًا بالنظام نفسه وهي خارج مجال هذا الكتاب. وهناك بعض مبادئ التصميم العامة المشتركة بين مختلف نظم المفاعلات. هذه المبادئ العامة ستناقش في هذا الجزء، والمعلومات التفصيلية عن التصميم موجودة جزئيًا في الكتب الفنية مثل (ATV, 1997; Grady *et al.*, 1999; Tchobanoglous *et al.*, 2003; WEF and ASCE, 1998) وجزئيًا تكون هذه المعلومات عن التصميم متاحة بين الشركات وتكون عادة ملكية فكرية خاصة.

١٨-٢-١ تدفق المادة الركيزة ومعدلات التحميل

تكون إزالة المادة الركيزة في مفاعلات الغلاف الحيوي عادة تقريبًا محددة بنقل الكتلة. ونتيجة لذلك، يكون مدى إزالة المادة الركيزة في المفاعل غيرَ محددٍ بإجمالي مقدار الكتلة الحيوية في النظام ولكن بمساحة سطح الغلاف الحيوي المتاحة (A_F) وتدفق المادة الركيزة إلى الغلاف الحيوي (J_{LF}). وباستخدام المناهج الموضوعة في الفصل ١٧، يمكن حساب تدفق المادة الركيزة على أساس تركيزات المادة الركيزة في المياه الخارجة، ومقاومة نقل الكتلة الخارجة، ونقل الكتلة والتفاعلات في الغلاف الحيوي. ومساحة سطح الغلاف الحيوي الضرورية لمفاعل غلاف حيوي به حالة كتلة تامة الخلط (مثل مفاعل غلاف حيوي بحوض متحرك) يمكن أن تحسب كالآتي:

$$A_F = \frac{Q(C_{in} - C_B)}{J_{LF}} \qquad (18.2)$$

بافتراض أن إزالة المادة الركيزة في حالة الكتلة لا تحتسب. وبالنسبة للمفاعلات التي بها خلط أكثر تعقيدًا (مثل ظروف مفاعلات الدفق المستمر في مفاعلات الحوض الثابت) فيمكن نمذجة المفاعل كمقصورات غلاف حيوي متتالية (شكل ١٧-٩). وA_F المطلوب للمفاعل ككل هو مجموع مساحات أسطح المقصورات الفردية للغلاف الحيوي. والحد الأدنى لحجم المفاعل (V_R) يمكن حسابه من A_F باستخدام تعريف مساحة سطح الغلاف الحيوي المحدد (a_F) كالتالي:

$$V_R = \frac{A_F}{a_F} \qquad (18.1)$$

والعديد من إرشادات التصميم لمفاعلات الأغلفة الحيوية لا تحتسب بوضوح مساحة السطح على أساس تدفقات المادة الركيزة الداخلة في المفاعل ولكن على أساس أحمال التصميم التي تحدد رقميًا لنظم مفاعلات معينة. ويمكن أن يعبر عن أحمال التصميم كأحمال سطحية (B_A, $M/L^2.T$):

$$A_F = \frac{Q \cdot C_{in}}{B_A} \qquad (18.3)$$

أو كأحمال حجمية (B_V, $M/L^3.T$):

$$V_R = \frac{Q \cdot C_{in}}{B_V} \qquad (18.4)$$

وB_A وB_V يرتبطان مباشرة بمساحة سطح محددة (a_F) (معادلة 18.1):

$$B_V = B_A \cdot a_F \qquad (18.5)$$

وبالنسبة لمفاعل به حالة كتلة كاملة الخلط، يمكن ربط المعادلتين 18.2 و 18.3 ليوفر العلاقة بين تدفقات المادة الركيزة ومعدلات أحمال السطح:

$$J_{LF} = B_A - \underbrace{\frac{QC_B}{A_F}}_{\text{Small for small values of } C_B} \qquad (18.6)$$

وبالنسبة للتركيزات الصغيرة للمادة الركيزة يكون تدفق المادة الركيزة ومعدلات أحمال السطح متطابقة في النهاية. ومناهج اختيار تدفقات تصميم مناسبة أو معدلات تحميل، مقدمة في الجزء ١٨-٣.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

١٨-٢-٢ التحميل الهيدروليكي

يؤثر كل من ظروف الخلط والتحميل الهيدروليكي لغلاف حيوي على منحنيات التركيز بطول المفاعل كله ومقاومة نقل الكتلة الخارجية وأيضًا تعرض الغلاف الحيوي لقوى القص. والتحميل الهيدروليكي (L/T) (q_A) في بعض النظم يشار له أيضًا كسرعة المرشح، ويعرف كالآتي:

$$q_A = \frac{Q_{in} + Q_R}{A_R} \qquad (18.7)$$

حيث A_R هي مساحة القطاع العرضي لمفاعل الغلاف الحيوي في اتجاه التيار (L^2). على سبيل المثال، بالنسبة لمرشح زلطي اسطواني، بنصف قطر r, $A_R = r^2\pi$. ومعدل التدفق في معادلة 18.7 هو مجموع معدل تدفق مياه الصرف الصحي في المياه الداخلة إلى محطة المعالجة (Q_{in}) وتيار تدوير (Q_R) (مثل شكل ٣-١٨) وتُعرض في الجدول ١٨-٢ القيم التقليدية للتحميل الهيدروليكي لمفاعلات الغلاف الحيوي.

١٨-٣ كيف نحدد تدفقات الحد الأقصى للتصميم أو معدلات تحميل التصميم ؟

١٨-٣-١ التقدير على أساس النموذج للحد الأقصى لتدفق المادة الركيزة

يمكن تصميم مفاعلات الغلاف الحيوي على أساس نوعية المياه الخارجة المرغوبة للمواد الركيزة الذائبة باستخدام حسابات التدفق كما في الفصل ١٧ – والمستوى الضروري من التشابك سيعتمد على ما إذا كانت المادة الملوثة تعد مادة ركيزة محددة وكيف تؤثر قدرة التحديد لنقل الكتلة التنافس الميكروبي داخل الغلاف الحيوي. وتكون مناهج التصميم البسيطة المؤسسة على وسائل تحليلية كافية عادة لأغراض التصميم. وبالنسبة لبعض المسائل المحددة يمكن أن تكون النماذج الحسابية أكثر فائدة. وهناك أربعة مستويات مختلفة من التشابك يمكن التفريق بينها كما في شكل ١٨-٦.

١٨-٣-١-١ تصميم المستوى ١: المركب المرغوب هو المادة الركيزة المحددة للمعدل

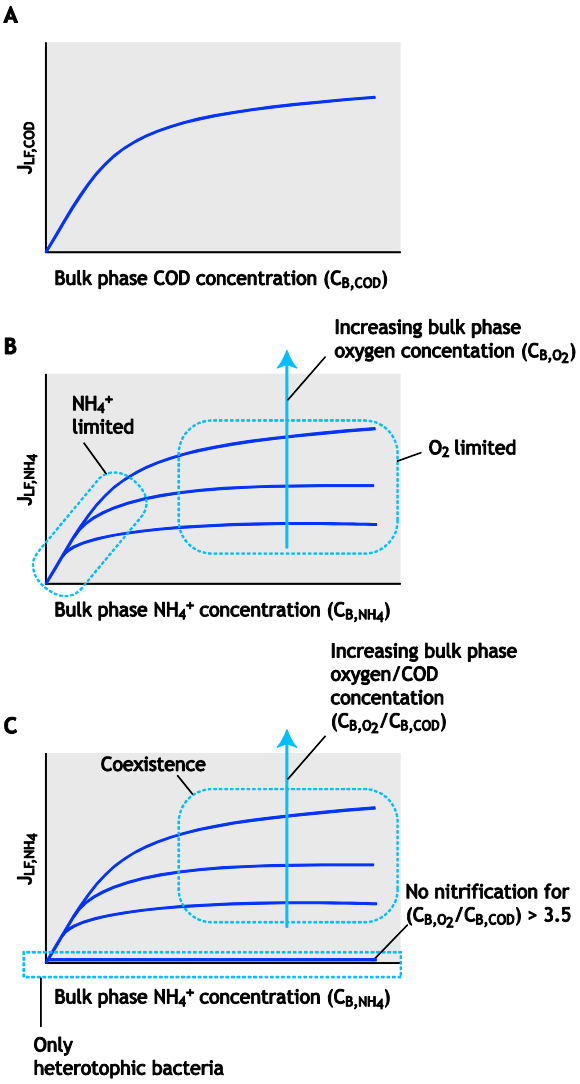
إذا كانت المادة الملوثة المطلوب إزالتها من مفاعل الغلاف الحيوي هي المركب المحدد للمعدل، هنا يمكن أن يؤسس التصميم على التدفقات المقدرة لمادة ركيزة محددة واحدة (جزء ١٧-٣). وقد تم وضع المعايير المحددة لأى المركبات يكون هو المحدد في الجزء ١٧-٨. ومن أمثلة مستوى التصميم ١ : إزالة الكربون مع تركيزات COD

جدول ١٨-٢ المعدلات التقليدية لسرعات المرشحات (q_A في معادلة 18.7) لمختلف أنواع مفاعلات الغلاف الحيوي، لاحظ أن سرعات المرشحات تعتمد كثيرًا على مخلوط الهواء – الماء فيما قبل المعالجة (للمرشح الحيوي الغاطس) وتكرار الكسح والهدف من المعالجة.

نوع المعالجة	المادة الحاملة	سرعة المرشح (q_A), m/h	المرجع
مرشح زلطي	صخر	0.4 – 1.0	ATV, 1997
	بلاستيك	0.6 – 1.8	ATV, 1997
UASB	لا شيء	1 – 5	Nicolella *et al.*, 2000
مرشح حيوي غاطس	طمي مسامي	2 – 6 (max 10) (organics removal) 10 (nitrification) 14 (denitrification)	ATV, 1997; Pujol *et al.*, 1994
	اردواز مسامي	2 – 5 (max 10)	ATV, 1997
	بوليسترين	2 – 6 (max 10)	ATV, 1997
	رمل كوارتز	5 – 15	ATV, 1997
	انتراسيت	5 – 15	ATV, 1997
قاع مسيل	رمل أو بازلت	20 – 40	Nicolella *et al.*, 2000

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

منخفضة في مرحلة الكتلة أو النيترة مع تركيزات أمونيا منخفضة جدًا (شكل ١٨-١١ أ).



شكل ١٨-١١ أمثلة لثلاثة مستويات مختلفة من التشابك كأساس للتصميم: إزالة للمادة العضوية الركيزة حيث تكون إزالة المادة العضوية الركيزة عاملاً محددًا للمعدل (أ: مستوى التصميم)، والنيترة حيث تكون أكسدة الأمونيا محددة بالأكسجين (ب: مستوى ٢ للتصميم، وانظر أيضًا شكل ١٧-٢٠ في اتجاه مقدمة المفاعل) والنيترة حيث تكون أكسدة الأمونيا منخفضة بزيادة النمو الخارجي والتنافس على الأكسجين والمكان داخل الغلاف الحيوي (ج: مستوى ٣ للتصميم، وانظر أيضًا شكل ١٧-٢٣ حيث يكون تدفق الأمونيا غالبًا ما يتحدد بتركيز COD في حالة الكتلة).

١٨-٣-١-٢ تصميم المستوى ٢: إزالة المركب المرغوب يكون محددًا بمانح/ قابل الإلكترونات المناظر

يجب أن يوضع الانتشار متعدد المكونات في الاعتبار في النظم التى تكون فيها المادة الملوثة غير محددة للمعدل. في هذه الحالة، يجب أن يُحدَّد تدفق المركب المحدِّد للمعدل أولاً. بعدها يتم حساب تدفق المادة الملوثة على أساس العلاقات التفاعلية (معادلات 17.89 و17.92) وكمثال لتصميم المستوى ٢ نجد عملية النيترة والتى تكون عادة محددة بالأكسجين وليس بالأمونيا كعامل محدد (شكل ١٨-١١ ب) في هذه الحالة يكون تدفق الأمونيا محددًا لتدفق الأكسجين إلى الغلاف الحيوي. ويعتمد تدفق الأكسجين على تركيز الأكسجين.

١٨-٣-١-٣ تصميم المستوى ٣: إزالة المركب المرغوب يكون محددًا بعمليات النمو والتنافس الميكروبي في الغلاف الحيوي على المادة الركيزة والمكان

افترض المستويان السابقان للتصميم أن الكائنات الدقيقة موزعة بتناسق على سمك الغلاف الحيوي وأن إزالة المادة الركيزة محددًا بانتشار المادة الركيزة إلى الغلاف الحيوي. ولكن محددات نقل الكتلة يمكن أن ينتج عنها بؤر بيئية محلية ينتج عنها توزيع خارجي لمختلف مجموعات الكائنات الدقيقة على امتداد سمك الغلاف الحيوي. ومن الأمثلة التى يكون فيها التنافس على المادة الركيزة والمكان مؤثرًا بوضوح على أداء مفاعل الغلاف الحيوي العملية المشتركة لأكسدة الأمونيا والمادة العضوية الركيزة. فوفقًا لما تمت مناقشته في الجزء ١٧-٩، تميل البكتيريا المسببة للنيترة إلى أن تفرط في النمو بسبب النمو السريع للبكتيريا خارجية (عضوية) التغذية. وكنتيجة لهذا فإن تدفق الأمونيا إلى داخل الغلاف الحيوي تتحكم فيه الكمية النسبية للأكسجين ($C_{B,O2}$) والمادة الركيزة ($C_{B,COD}$) في حالة الكتلة (شكل ١٨-١١ ج). وهناك حافة أو حد معين ($C_{B,COD}/C_{B,O2}$) بعده لا تستطيع البكتيريا المسببة للنيترة المنافسة وبالتالي لا يمكن حدوث النيترة بعدها.

١٨-٣-١-٤ تصميم المستوى ٤: النمذجة التفصيلية لتصورات التركيز وتركيب الغلاف الحيوي الغير متجانس وتصميم الظروف البيئية الديناميكية

لا تتأثر معدلات النمو الميكروبي فقط بتركيزات مانحات وقابلات الإلكترونات فقط، ولكن أيضًا بعوامل مثل الأس الهيدروجيني (pH)، الحرارة ومدى توافر العناصر الغذائية ومصدر الكربون المناسب (مثل CO_3 للنمو الغذائى الذاتي). ونماذج المحاكاة الرقمية مطلوبة لتأخذ

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

في الاعتبار هذه التفاعلات المتداخلة المتشابكة. إن الحلول الرقمية للأغلفة الحيوية الغير متجانسة وحيدة الأبعاد متاحة بيسر باستخدام AQUASIM والعديد من نماذج المحاكاة التجارية لمعالجة مياه الصرف الصحي. وميزة استخدام الحلول الرقمية هو أن الافتراضات المسبقة عن مادة ركيزة محددة أو لتوزيع الكتلة الحيوية ليست ضرورية. والعلاقات التداخلية المتشابكة داخل الغلاف الحيوي يمكن أن تطبق بسهولة، وعمليات حالة الكتلة ($r_B \cdot V_B$ in Eq. 17.42) توخذ في الاعتبار أوتوماتيكيًا. وعيب الحلول الرقمية هو أنه معها يصعب الحفاظ على نظرة عامة. وتفهم قوى عن أي العوامل هي التى تكون في الواقع سائدة في أداء المنظومة. ويوصى هنا دائمًا بالمرونة وربط مستويات مختلفة من التصميم. والحسابات اليدوية البسيطة مفيدة جدًا في التصميمات الأولية وفي تقييم مدة معقولية نماذج المحاكاة الرقمية.

١٨-٣-٢ معدلات التحميل الأقصى التجريبية

في الممارسات الهندسية، غالبًا ما يتم تصميم مفاعلات الأغلفة الحيوية على أساس معدلات التحميل (B_A أو B_V) الموضوعة على أساس ملاحظات تجريبية لمعدلات التحميل القصوى الناتجة في تركيزات مياه خارجة مرضية – حيث إن خواص معينة لتركيزات المياه الخارجة المرضية تكون فقط في شكل العديد من منشورات وإرشادات ويتم تعريفها بصورة غامضة. وقيم التصميم لتحميلات السطح (B_A) والتحميل الحجمي (B_V) تكون من حيث المبدأ مرتبطة بصورة مباشرة (معادلة 18.5) مع فرضية مساحة السطح المحددة (q_A). لكن في نظم مثل المرشحات البيولوجية الغاطسة لا تكون مساحة السطح المحددة معرفة جيدًا والقيم المسجلة B_V توفر معدلا تجميعيًا يشمل تدفق المادة الركيزة إلى الغلاف الحيوي محتملاً الوسط الداعم وأيضًا إزالة المادة الركيزة بواسطة الكتلة الحيوية المعلقة في النظام (i.e., $r_B \cdot V_B$ in Eq. 17.42).

وأحمال التصميم التقليدية لأكسدة الكربون والنيترة مقدمة في الجدول ١٨-٣ وبالنسبة لإزالة النيترة فهي في جدول ١٨-٤. ويجب على القارئ أن يقارن هذه الأحمال الخاصة بالتصميم التجريبي بتدفقات المادة الركيزة المحسوبة في جدول ١٧-٧ بالنسبة للأكسجين والمادة الركيزة العضوية والأمونيا. هذه المعدلات القصوى للتحميل الموصى بها يجب أن تستخدم بحرص حيث إنها تعتمد على خواص مياه الصرف الصحي ودرجة الحرارة وتشغيل المفاعل والأهداف المرغوبة لعملية المعالجة. وكما هو متبع دائمًا عند استخدام قيم تصميم موصى بها، يشجع القارئ تمامًا على مراجعة الشروط المعنية والمراجع المرتبطة بقيم التصميم (ATV, 1997; Grady *et al.*, 1999; Tchobanoglous *et al.*, 2003; WEF and ASCE, 1998).

١٨-٣-٣ أمثلة التصميم

مثال ١٨-١: إزالة المادة الركيزة العضوية (تصميم المستوى ١)

المسألة:

يجب تصميم مفاعل MBBR لمعالجة مياه الصرف الصحي التى لها المواصفات التالية إلى تركيز مستهدف في المياه الخارجة بالنسبة للمادة العضوية القابلة للتحلل الحيوي التى قدرها ١٠ مجم COD/ل احسب حجم المفاعل وزمن المكث الهيدروليكي. يمكنك افتراض أن مفاعل MBBR يمكن نمذجته كمفاعل تام الخلط وأن تركيز الأكسجين في المفاعل ٨ مجم/ ل.

خواص مياه الصرف الصحي:

$Q = 150\ m^3/d$

$L_F = 200\ \mu m$

$C_{influent} = 300\ mg\ COD/l$

ومساحة السطح المحددة للوسط الداعم للغلاف الحيوي

$a_F = 300\ m^2/m^3$

الإجابة:

الخطوة ١: ستكون تركيزات المادة العضوية الركيزة في حالة الكتلة بالمفاعل تام الخلط متطابقة مع تركيزات المياه الخارجة المستهدفة بقيمة ١٠ mg COD/l. افحص ما إذا كان الأكسجين أو المادة العضوية الركيزة هي المحددة، باستخدام معادلة 17.88 أو جدول ١٧-٦:

$$\frac{C_{LF,COD}}{C_{LF,O2}} = \frac{10}{8}\ g\ COD/g\ O_2$$
$$= 1.25\ g\ COD/g\ O_2 < 3.5\ g\ COD/g\ O_2 \qquad (18.8)$$
$$\Rightarrow Organic\ substrate\ is\ \ rate\ limiting$$

الخطوة ٢: أوجد المادة الركيزة مفترضًا تركيز مادة ركيزة في حالة الكتلة قدره ١٠ mg COD/l من شكل ١٧-٧.

$J_{LF,S} = 12.3\ g\ COD/m^2.d$

(بافتراض اختراق جزئي من مرتبة الصفر)

$J_{LF,S} = 8.5\ g\ COD/(m^2.d$

(بافتراض مرتبة مونود)

الخطوة ٣: احسب مساحة السطح الضرورية.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

جدول ١٨-٣ معدلات تصميم تحميل السطح (B_A) ومعدلات التحميل الحجمي (B_V) لعمليات أكسدة BOD و أكسدة BOD والأمونيا المشتركين أو النيترة الثلاثية. والقيم تطبق على معالجة مياه الصرف الصحي البلدية لتحقيق إزالة ملحوظة (مثل تركيز مياه خارجة < ١٠ مجم/ ل بالنسبة إلى BOD و < ٣ للأمونيا) في درجة الحرارة الطبيعية (١٠-١٥°م). لاحظ أن هذه القيم تعتمد على معاملات محددة لما نقل المعالجة وتركيب مياه الصرف الصحي.

نوع المفاعل	المادة الحاملة	تحميل BOD		تحميل الأمونيا		المرجع
		B_A gBOD/m².d	B_V kgBOD/m³.d	B_A gN/m².d	B_V kgN/m³.d	
BOD oxidation						
مرشح زلطي	صخر	4	0.4 (1)			ATV, 1997
	بلاستيك	4	0.4 – 0.8 (1)			ATV, 1997
ملامس بيولوجي دوار	بلاستيك	8 – 20 (2)				Tchobanoglous *et al.*, 2003
مرشح حيوي غاطس	طمي مسامي		10			ATV, 1997
	اردواز مسامي		10			ATV, 1997
	بوليسترين		8			ATV, 1997
MBBR		5 – 15 (2)				WEF and ASCE, 1998
مشترك من BOD وأكسدة الأمونيا						
مرشح زلطي	صخر	2	0.2 (1) (3)			ATV, 1997
	بلاستيك	2	0.2 – 0.4 (1) (3)			ATV, 1997
ملامس بيولوجي دوار	بلاستيك	5 – 16		0.75 – 1.5		Tchobanoglous *et al.*, 2003
النيترة الثلاثية						
مرشح زلطي	صخر			0.5 – 2.5	0.05 – 0.25 (1)	Tchobanoglous *et al.*, 2003
	بلاستيك			0.5 – 2.5	0.05 – 0.5 (1)	Tchobanoglous *et al.*, 2003
ملامس بيولوجي دوار	بلاستيك	1 - 2		1.5		Tchobanoglous *et al.*, 2003
مرشح زلطي غاطس	طمي مسامي				1.2	ATV, 1997
	اردواز مسامي				0.7	ATV, 1997
	بوليسترين				1.5	ATV, 1997

(١) أحمال السطح (B_A) للمرشحات الزلطية تحول إلى أحمال حجمية (B_V) باستخدام المعادلة 18.5 وافتراض مساحات سطح محددة وتقليدية (q_A) قدرها ١٠٠ م²/ م³ للمرشحات الزلطية المستخدمة للصخور و١٠٠-٢٠٠ م²/ م³ للمستخدمة للبلاستيك كوسط داعم.

(٢) أحمال BOD > ١٠ جم BOD/ م³ يوم ينتج عنها تقليديًا كفاءات إزالة منخفضة (مثل إزالة BOD < ٨٠ %).

(٣) في ATV (١٩٩٧) يعتمد BOD وأكسدة الأمونيا المشتركان يؤسسان فقط على أحمال BOD ويفترض تركيبة مياه الصرف الصحي البلدية التقليدية فيما يتعلق بنسب BOD/TKN.

$$A_F = \frac{Q(C_{\text{influent}} - C_B)}{J_{LF}}$$
$$= 353.7\ \text{m}^2\ \text{(zero order partial penetration)} \qquad (18.9)$$
$$= 511.8\ \text{m}^2\ \text{(Monod order)}$$

الخطوة ٤: احسب حجم المفاعل وزمن المكث الهيدروليكي (HRT)

$$V_R = \frac{A_F}{a_F} = \frac{353.7\ \text{m}^2}{300\ \text{m}^2/\text{m}^3} = 1.18\ \text{m}^3$$
(zero order partial penetration)

(18.10)

$$V_R = \frac{A_F}{a_F} = \frac{511.8\ \text{m}^2}{300\ \text{m}^2/\text{m}^3} = 1.71\ \text{m}^3$$
(Monod order)

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

جدول ١٨-٤ معدلات تصميم تحميل السطح (B_A) ومعدلات التحميل الحجمي (B_V) لإزالة النيترة. والقيم تنطبق على معالجة مياه الصرف الصحي البلدية لتحقيق إزالة ملحوظة (> ٩٠%) عند درجة الحرارة العادية (١٠-١٥°م). لاحظ أن هذه القيم تعتمد على أهداف المعالجة، وعمليات محددة لما قبل المعالجة وتركيب مياه الصرف الصحي ومقدار ونوع مصدر الكربون الخارجي المضاف

نوع المفاعل	المادة الحاملة	تحميل النيترات		المرجع
		B_A $gN/m^2.d$	B_V $kgN/m^3.d$	
المرشح الحيوي الغاطس				
لإزالة النيترة	الطمي المسامي		2	ATV, 1997
	الاردواز المسامي		0.7	ATV, 1997
	البوليستيرين		1.2 – 1.5	ATV, 1997
	رمل الكوارتز		1.5 – 3	
	الأنثراسيت		1.5 – 3	
MBBR	K1	2.5 – 3 (1) 1-5 – 2 (2)		Aspegren *et al.*, 1998

(١) باستخدام الإيثانول كمانح إلكترونات

(٢) باستخدام الميثانول كمانح إلكترونات

الخطوة ٥: كيف يمكن الآن تغير تدفق المادة الركيزة مع الوضع في الاعتبار طبقة محيطة لنقل الكتلة الخارجي قدرها ٢٠٠ µm ؟ وتدفقات المادة الركيزة بافتراض سمك طبقات محيطة مختلف معطى في شكل ١٧-١٣:

$J_{LF,S}$ = 4 g COD/m^2.d (assuming Monod order and L_L = 200 µm)

وأزمنة المكث الهيدروليكي HRT_S المناظرة هي ١١ و١٦ دقيقة بافتراض اختراق جزئي من مرتبة الصفر أو مرتبة مونود، على التوالي.

الخطوة ٦: ماذا يكون تدفق الأكسجين المقابل لتدفق المادة الركيزة التى قدرها ((4 g COD/(m^2 d)؟ إن تدفق مختلف المكونات المشتركة في نفس العملية موصوف في المعادلة 17.92:

$$\frac{J_{LF,1}}{\nu_1} = \frac{J_{LF,2}}{\nu_2} = \ldots = \frac{J_{LF,i}}{\nu_i}$$

ومعامل العلاقات التفاعلية بالنسبة للمادة الركيزة العضوية يكون: V_S = 1/Y وبالنسبة للأكسجين يكون: V_{O2} = (1-Y)/Y. هكذا، يمكن حساب تدفق الأكسجين ($J_{LF,O2}$) من:

$$J_{LF,O2} = \frac{\nu_{O2}}{\nu_S} J_{LF,S} = (1-Y) J_{LF,S} \qquad (18.11)$$

وبافتراض تدفق مادة ركيزة عضوية قدره (4 $gCOD/m^2.d$) ومعامل ناتج مقداره (0.4 gCOD/gCOD)، يمكن أن يكون تدفق الأكسجين إلى الغلاف الحيوي: 2.4 $gO_2/m^2.d$.

مثال ١٨-٢: النيترة (تصميم المستوى ٢)

يجب أن يتم تصميم مفاعل التلامس الحيوي الدوار (RBC) للنيترة الثلاثية مع تركيز مستهدف في المياه الخارجة مقداره: (5 $mgNH_4$-N/l). ويمكن هنا افتراض أن حالة الكتلة في المفاعل مختلطة تمامًا مع تركيز أكسجين مذاب مقداره: 8 mg/l.

خواص مياه الصرف الصحي:

$Q = 150\ m^3/d$

$L_F = 200\ \mu m$

$C_{influent} = 40\ mg\ NH_4\text{-}N/l$

ومساحة السطح المحدده للوسط الداعم للغلاف الحيوي

$a_F = 300\ m^2/m^3$

الخطوة ١: قيم ما إذا كان الأكسجين أو الأمونيا هو الذى سيكون المحدد للمعدل. هذا يمكن تحقيقه باستخدام المعادلة 17.88، أو باستخدام أعماق اختراق الأمونيا والأكسجين مباشرة في جدول ١٧-٧. ومن هذا الجدول يكون عمق اختراق تركيزات الأمونيا التى قدرها (5 mg N/l) وتركيز الأكسجين (8 mg/l)، هي:

عمق اختراق الأمونيا = 177 µm

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

عمق اختراق الأكسجين = 120 µm
هكذا، بالنسبة إلى تركيزات حالة الكتلة ستكون تركيزات توافر الأكسجين داخل الغلاف الحيوي هي المحددة لإزالة الأمونيا.

الخطوة ٢: من جدول ١٨–٢: يمكن أخذ تدفق الأكسجين مباشرةً من جدول ١٨–٢ كما يلي:

$J_{LF,O2} = 22.5\ gO_2/m^2.d$

الخطوة ٣: تدفق الأمونيا يحتاج لأن يتم حسابه من تدفق الأكسجين باستخدام معادلة :17-89

$$J_{LF,NH4} = \frac{\nu_{NH4}}{\nu_{O2}} J_{LF,O2} = \frac{\frac{1}{Y_A}}{\frac{4.57 - Y_A}{Y_A}} J_{LF,O2} = \frac{1}{4.57 - 0.22} 22.5 = 5.17\ g\ N/m^2.d \quad (18.12)$$

لاحظ أن هذا التدفق الذى قيمته (5.17 g N/(m^2.d)) أصغر من القيم المعطاة في جدول ١٧–٧ بالنسبة لتركيز أمونيا في حالة الكتلة قدره (5 mg N/l). وهذا بسبب أن تدفقات الأمونيا في جدول ١٧–٧ محسوبة بافتراض أنه لا يوجد تحديد بالأكسجين.

الخطوة ٤: التدفقات في الجدول ١٧–٧ لا تأخذ في الاعتبار مقاومات نقل الكتلة الخارجية. وفي الفصل ١٧ الجزء ٥، تمت مناقشة تأثير مقاومة نقل الكتلة الخارجية وأمكن حساب تدفق الأكسجين بوضوح. مع ذلك وفي عديد من الحالات، فإن قيم التصميم لأكسدة الأمونيا متاحة على أساس تدفقات مقاسة في النظم المشابهة، كما تم تلخيصه في الجدول ١٨–٣. وتدفقات الأمونيا للنيترة تقع في المجال: (1 to 3 gN/m^2.d)، هكذا فإنه بالنسبة للنظام الحالي، يمكن اختيار القيمة: (2.5 gN/m^2.d).

وبذلك، فإن الخطوات من ١ إلى ٤ ربما كانت غير ضرورية وكان من الممكن استخدام جدول ١٨–٣ مباشرة. ومن أخطاء استخدام مثل هذه القيم للتصميم بدون حسابات إضافية هو أنه غالبًا لا يكون ظاهرًا من مثل هذه القيم الموصى بها للتصميم ما هي العوامل المحددة للإزالة. فمن خطوتي ٢، ٤ يظهر لنا أن النيترة محددة بالأكسجين وأن تدفقات المادة الركيزة يمكن تحديدها من اختراق الأكسجين إلى الغلاف الحيوي. واستخدام أعماق الاختراق يوفر رؤية جيدة عن الخواص المرغوبة للغلاف الحيوي محددًا بالأمونيا وليس الأكسجين.

الخطوة ٥: احسب مساحة السطح الضرورية والحجم، باتباع نفس المثال السابق

مثال ١٨–٣ إزالة المادة الركيزة الصلبة مرتبطة مع النيترة (تصميم المستوى ٣)

يجب أن يصمم المرشح الزلطي الذى يستخدم وسطًا بلاستيكيًا ليعتمد على أكسدة الكربون والنيترة المشتركين.

خواص مياه الصرف الصحي:
Q_{in} = 150 m^3/d
$C_{BOD,influent}$ = 200 mg BOD/l
$C_{N,influent}$ = 40 mg NH_4-N/l

ويجب أن تقترض قياسات التصميم التقليدية بالنسبة لعملية التصميم هنا.

المنهج ١: التصميم التفصيلي لأكسدة الكربون والنيترة المشتركين تمت مناقشتها في الجزء ١٧–٩ مع البيان العملي بأن شروط النيترة حتى تحدث هي أن يكون هناك تركيزات منخفضة بدرجة كافية من BOD في حالة الكتلة بالنسبة لتركيزات معينة من الأكسجين. ويمكن تقييم أكسدة الكربون والنيترة بنمذجة تدفقات المادة الركيزة بوضوح وتركيبة الغلاف الحيوي الغذائية الخارجية (العضوية) حيث تتم أكسدة BOD أولاً تتبعها النيترة (Wanner and Gujer, 1985). ونماذج المحاكاة يمكن أداؤها باستخدام نماذج الأغلفة الحيوية المتاحة في برامج الحاسب الآلى شائعة الاستخدام في محطات المعالجة للمحاكاة أو البرنامج المعروف AQUASIM الذى نوقش في الفصل ١٧.

المنهج ٢: كما تم توضيحه في شكل ١٧–٢٥، يكون هناك ٣ مناطق في المرشح الزلطي الذى يتم تشغيله لأكسدة الكربون والنيترة: (i) أكسدة كربون فقط (ii) أكسدة كربون ونيترة مشتركين و(iii) نيترة فقط. (أولاً محدد بالأكسجين وبعد ذلك محدد بالأمونيا). وهنا منهج مبسط للتصميم وهو إهمال منطقة أكسدة الكربون والنيترة، وحساب الأبعاد منفصلة عن بعضها بالنسبة للمنطقتين الآخرتين:

$$V_{R,total} = V_{R,S} + V_{R,NH4} \quad (18.13)$$

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

حيث ($V_{R,total}$) هي الحجم الإجمالي للمفاعل ($V_{R,S}$) و($V_{R,N}$) هي أحجام المفاعل لأكسدة الكربون في الجزء الأعلى والنيترة في الجزء السفلي من المرشح الزلطي. وباستخدام معدلات التحميل التقليدية من جدول ١٨-٣ بالنسبة إلى (0.6 kgBOD/m^3.d) (بالنسبة لأكسدة BOD) وبالنسبة إلى (0.1 kgN/m^3.d) (بالنسبة للنيترة الثلاثية) يمكننا تقدير الحجم الإجمالي كما يلي:

$$V_{R,S} = \frac{Q \cdot C_{in,S}}{B_{V,S}} = \frac{\left(150\ m^3/d\right)\left(200\ gBOD/m^3\right)}{0.6\ kgBOD/(m^3.d)} = 50\ m^3 \quad (18.14)$$

و

$$V_{R,NH4} = \frac{Q \cdot C_{in,NH4}}{B_{V,NH4}} = \frac{\left(150\ m^3/d\right)\left(40\ gN/m^3\right)}{0.1\ kgN/m^3.d} = 60\ m^3 \quad (18.15)$$

هكذا، تعطي المعادلة 18.13:

$$V_{R,total} = 50\ m^3 + 60\ m^3 = 110\ m^3$$

وهكذا، فإن الحجم الإجمالي الذى قدره ١١٠ م^3 يجب أن يوفر كلاً من أكسدة المادة الركيزة العضوية والنيترة اللتان يعتمد عليهما. وعلى المصمم أن يختار مفاعلين منفصلين بإزالة الصلب عن السائل بين مفاعل أكسدة الكربون الأول ومفاعل النيترة الثاني.

١٨-٤ الاعتبارات الأخرى للتصميم

قدم هذا الفصل نظرةً عامة على مختلف تقنيات مفاعلات الغلاف الحيوي وكان يهدف إلى إبراز الملامح المشتركة عند تصميم هذه النظم. والمزيد من تصميم الأغلفة الحيوية يجب أن يتناول الشروط الأخرى مثل التهوية وتوزيع التدفق الوارد والتحكم في الغلاف الحيوي وإزالة المواد الصلبة.

١٨-٤-١ التهوية

بالنسبة للنظم الهوائية، يجب توافر مصدر كافٍ من الأكسجين. ويعتمد كل من المرشحات الزلطية وRBC عادةً على الحمل الهوائي الطبيعي في التهوية. وإذا تطلب الأمر فيمكن تعزيز التهوية بوسائل آلية للتهوية أو ناشرات هواء غاطسة في المرشحات الزلطية وRBC، على التوالي. وتعتمد مفاعلات الغلاف الحيوي الغاطسة تمامًا على التهوية الآلية. بالنسبة لمفاعلات الحوض الثابت يتم إدخال الهواء إلى مادة المرشح من خلال شبكة تساعد على ضمان التوزيع المتساوي للهواء على القطاع العرضي لمفاعل الحوض الثابت. وعندما تحرك فقاعات الهواء خلال المرشح تلتحم بسرعة لينتج عنها فقاعات أكبر. وفي مفاعلات الغلاف الحيوي المعلقة، تخدم التهوية غالبًا غرضين مزدوجين بتوفير الأكسجين وأيضًا كمدخل طاقة إلى عملية الخلط.

١٨-٤-٢ توزيع التيار

بالنسبة إلى مفاعلات الغلاف الحيوي ذات الحوض المسيل أو الثابت، يكون التوزيع المتجانس لتدفق المياه الداخلة على القطاع العرضي للمفاعل أمرًا حيويًا بالنسبة للمعالجة الفعالة. ويؤثر توزيع المياه على كل من معدلات تحميل المادة الركيزة وأيضًا قوى القص المؤثرة في الغلاف الحيوي. وفي مفاعلات الحوض الثابت يكون توزيع التيار غير المتجانس سببًا في إزالة ناقصة للمادة الركيزة تمثل تحديًا تشغيليًا وكذلك سدد مادة المرشح.

١٨-٤-٣ التحكم في الغلاف الحيوي

التشغيل الفعال للمفاعل يجب أن يبقى على غلاف حيوي سميك بدرجة كافية للسماح بإزالة المادة الركيزة وفي نفس الوقت يجب أن يمنع تراكم الكثير من الغلاف الحيوي لتجنب السدد. وتعتمد كل من المرشحات الزلطية وRBC على الانسلاخ المتزامن لإزالة الغلاف الحيوي الزائد. وقوى القص في المرشحات الزلطية عبارة عن دالة للتحميل الهيدروليكي (q_A, L/T) كما في معادلة 18.7) وعدد الأذرع على الموزع الدوار (a)، وسرعة الموزع الدوار في الدورات لكل مدة زمنية (n, 1/T). هذه العوامل المختلفة المؤثرة في قوة القص والانفصال في المرشحات الزلطية يتم تجميعها في (the *Spülkraft* (SK, L, German for flushing force).

$$SK = \frac{q_A}{a \cdot n} \quad (18.16)$$

والقيم المعتادة الخاصة بـ SK تتراوح بين (4 to 8 mm/arm) (ATV-DVWK, 2001).

وفي مفاعلات الغلاف الحيوي المعلقة تكون معدلات الانفصال العالية والغلاف الحيوي الدقيق السمك نتائج لمعدلات القص والكشط العالية. وفي مفاعلات الغلاف الحيوي ذات الحوض الثابت، يجب أن يتم الغسيل الرجعي (الكسح) بصورة منتظمة لإزالة كل من الغلاف

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

الحيوي الزائد وأيضًا المواد الصلبة العالقة التى يمكن أن تتراكم في الفراغات المسامية بوسط المرشح.

١٨-٤-٤ إزالة المواد الصلبة

يجب أن يتم فصل الكتلة الحيوية المزالة من مفاعلات الغلاف الحيوي من المياه باستخدام طرق فصل الصلب من السائل. وهناك فروق واضحة في الخواص بالنسبة للكتل الحيوية المنفصلة من مختلف النظم، فيما يختص بحجم الحبيبات والقابلية للترسب. والأنواع المختلفة لمفاعلات الغلاف الحيوي تختلف بوضوح في كيفية إزالة المادة الجزيئية من مياه الصرف الصحي الداخلة. على سبيل المثال، يمكن تشغيل مفاعلات الغلاف الحيوي ذات الحوض الثابت الغاطس كمرشح حقيقي بينما المرشحات الزلطية أو RBCs يمكنها فقط تحقيق إزالة محدودة للجزئيات Parker and Newman, 2006.

المراجع

Aspegren H., Nyberg U., Andersson B., Gotthardsson S. and Jansen J.C. (1998) Post denitrification in a moving bed biofilm reactor process. *Water Sci.Technol.*, 38 (1), 31-38.

ATV (1997) Biologische und weitergehende Abwasserreinigung (in German). ed. 4th Edition Ernst & Sohn, Berlin.

ATV-DVWK (2001): Bemessung von Tropfkörpern und Rotationstauchkörpern (in German) DWA, Hennef. Vol. ATV-DVWK-A 281.

Beun J.J., Hendricks,A., van Loosdrecht M.C.M., Morgenroth E., Wilderer P.A. and Heijnen J.J. (1999) Aerobic granulation in a sequencing batch reactor. Water Res., 33 (10), 2283-2290.

Boltz J.P., Goodwin S.J., Rippon D. and Daigger G.T. (2008) A review of operational control strategies for snails and other macro-fauna infestations in trickling filters. *Water Practice*, (in press).

de Kreuk M.K. and van Loosdrecht M.C.M. (2004) Selection of slow growing organisms as a means for improving aerobic granular sludge stability. *Water Sci.Technol.*, 49 (11-12), 9-17.

Grady C.P.L., Daigger G.T. and Lim H.C. (1999) Biological wastewater treatment. 2nd edition Marcel Dekker, New York.

Hulshoff Pol L., Dolfing J., Dezeeuw W. and Lettinga G. (1982) Cultivation of well adapted pelletized methanogenic sludge. *Biotechn. Letters*, 4(5), 329-332.

Lazarova V. and Manem J. (2000) Innovative biofilm treatment technologies for water and wastewater treatment. In: Bryers,J.D. (ed.), Biofilms II: Process Analysis and Application, pp. 159-206. (6), pp. 159-206. Wiley-Liss, Inc.

Liu Y. and Tay J.H. (2002) The essential role of hydrodynamic shear force in the formation of biofilm and granular sludge. *Water Res.*, 36(7), 1653-1665.

Morgenroth E., Sherden T., van Loosdrecht M.C.M., Heijnen J.J. and Wilderer P.A. (1997) Aerobic granular sludge in a sequencing batch reactor. *Water Res.*, 31(12), 3191-3194.

Morgenroth E. and Wilderer P.A. (1999) Controlled biomass removal - The key parameter to achieve enhanced biological phosphorus removal in biofilm systems. *Water Sci.Technol*., 39(7), 33-40.

Nerenberg R. and Rittmann B.E. (2004) Hydrogen-based, hollow-fiber membrane biofilm reactor for reduction of perchlorate and other oxidized contaminants. Water *Sci.Technol.*, 49(11-12), 223-230.

Nicolella C., van Loosdrecht M.C.M. and Heijnen J.J. (2000) Wastewater treatment with particulate biofilm reactors. *Journal of Biotechnology*, 80(1), 1-33.

Odegaard H. (2006) Innovations in wastewater treatment: the moving bed biofilm process. *Water Sci.Technol.*, 53 (9), 17-33.

Parker D.S. and Newman J.A. (2006) New process design procedure for dealing with variable trickling filter effluent suspended solids. *J.Environ.Eng.-ASCE*, 132(7), 758-763.

Pujol R., Hamon M., Kandel X. and Lemmel H. (1994): Biofilters: Flexible, reliable biological reactors. *Water Sci.Technol.*, 29(10-11), 33-38.

Rusten B., Eikebrokk B., Ulgenes, . and Lygren E. (2006) Design and operations of the Kaldnes moving bed biofilm reactors. *Aquacultural Engineering*, 34(3), 322-331.

Tay J.H., Tay S.T.L., Liu Y., Show K.Y. and Ivanov V. (2006): Biogranulation Technologies for Wastewater Treatment: Microbial Granules Elsevier, Amsterdam. Series: Waste Management Series, Volume 6.

Tchobanoglous G., Burton F.L. and Stensel H.D. (2003): Wastewater engineering, treatment and reuse. 4th ed. Mc Graw Hill, New York.

Terada A., Lackner S., Tsuneda S. and Smets B.F. (2007): Redox-stratification controlled biofilm (ReSCoBi) for completely autotrophic nitrogen removal: The effect of co- versus counter-diffusion on reactor performance. *Biotechnol.Bioeng*., 97(1), 40-51.

Tschui M. (1994) Submerse Festbettreaktoren Skriptum der EAWAG (Dübendorf) für den Studiengang Umwelt-

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

Wanner O., Eberl H.J., Morgenroth E., Noguera D.R., Picioreanu C., Rittmann B.E. and van Loosdrecht M.C.M. (2006) Mathematical Modeling of Biofilms IWA Publishing, London, UK. Series: Scientific and Technical Report Series Report No. 18.

Wanner O. and Gujer W. (1985) Competition in biofilms. *Water Sci.Technol.*, 17(2-3), 27-44.

WEF and ASCE (1998) Design of municipal wastewater treatment plants - WEF manual of practice 8, ASCE Manual and Report on Engineering Practice No. 76. 4th ed. Water Environment Federation, Alexandria, VA (USA) and American Society of Civil Engineers, Reston, VA (USA).

شكر وتقدير

يعبر المؤلف عن شكره وتقديره العميق للملحوظات القيمة من مراجعي هذا الفصل السادة، Joshua Boltz, Doris, Brockmann, Mark van Loosdrecht, Albrecht Morgenroth, Frank Rogalla, Kim Soerensen and Oskar Wanner

und Kulturingenieure an der ETH Zürich, Vertieferblock, WS 94/95

van Benthum W.A.J., van der Lans R.M., van Loosdrecht M.C.M. and Heijnen J.J. (1999) Bubble recirculation regimes in an internal-loop airlift reactor. *Chem.Eng.Sci.*, 54(18), 3995-4006.

van Benthum W.A.J., van Loosdrecht M.C.M. and Heijnen J.J. (1997): Process design for nitrogen removal using nitrifying biofilm and denitrifying suspended growth in a biofilm airlift suspension reactor. *Water Sci.Technol.*, 36(1), 119-128.

van Loosdrecht M.C.M., Eikelboom D., Gjaltema A., Mulder A., Tijhuis L. and Heijnen J.J. (1995) Biofilm structures. *Water Sci.Technol.*, 32(8), 35-43.

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

المصطلحات والرموز

الرمز	الوصف	الوحدة
a	عدد الأذرع في الموزع الدوار في المرشح الزلطي	-
A_F	مساحة السطح في الغلاف الحيوي	m^2
a_F	مساحة السطح المحددة في الغلاف الحيوي = A_F/V_R	m^2/m^3
B_A	معدل التحميل المحدد للسطح	$g/m^2.d$
Bi	رقم بايوت	-
$b_{ina,Aut}$	معدل التثبيط للبكتيريا ذاتية التغذية	1/d
$b_{ina,H}$	معدل التثبيط للبكتيريا خارجية (عضوية) التغذية	1/d
$b_{res,Aut}$	معدل التنفس الداخلي للبكتيريا ذاتية التغذية	1/d
$b_{res,H}$	معدل التنفس الداخلي للبكتيريا خارجية التغذية	1/d
B_V	معدل التحميل المحدد للحجم	$g/m^3.d$
C_B	تركيز المادة الركيزة الذائبة في حالة الكتلة[1]	mg/l
C_F	تركيز المادة الركيزة الذائبة داخل الغلاف الحيوي[1]	mg/l
$C_{F,0,f}$	الوسيلة التحليلية لحساب تركيز المادة الركيزة في الغلاف الحيوي بافتراض مرتبة الصفر[1] العلاقات الحركية داخل الغلاف الحيوي والاختراق التام	mg/l
$C_{F,0,p}$	الوسيلة التحليلية لإيجاد تركيز المادة الركيزة في الغلاف الحيوي بافتراض مرتبة الصفر[1] العلاقات الحركية داخل الغلاف الحيوي والاختراق الجزئى	mg/l
$C_{F,1}$	الوسيلة التحليلية لحساب تركيز المادة الركيزة في الغلاف الحيوي بافتراض المرتبة الأولى[1] العلاقات الحركية داخل الغلاف الحيوي	mg/l
$C_{F,NH}$	تركيز الأمونيا داخل الغلاف الحيوي	mgN/l
$C_{F,O2}$	تركيز الأوكسجين داخل الغلاف الحيوي	mgO_2/l
$C_{F,S}$	تركيز المادة العضوية الركيزة داخل الغلاف الحيوي	mgCOD/l
C_{in}	تركيز المادة العضوية الركيزة في المياه الداخلة[1]	mg/l
C_{LF}	تركيز المادة العضوية الركيزة عند سطح الغلاف الحيوي[1]	mg/l
C_{min}	الحد الأدنى لتركيز المادة الركيزة الداعم للنمو الميكروبي في الغلاف الحيوي[1]	mg/l
C_{NH}	تركيز الأمونيا	mgN/l
C_{O2}	تركيز الأوكسجين	mgO_2/l
C_S	تركيز المادة العضوية الركيزة	mgCOD/l
Da^{II}	رقم دامكوهلر	-
D_F	معامل الانتشار في الغلاف الحيوي	m^2/d
D_W	معامل الانتشار في المياه	m^2/d
G	رقم النمو	-
J	تدفق المادة الركيزة[1]	$g/m^2.d$
J_F	تدفق المادة الركيزة داخل الغلاف الحيوي[1]	$g/m^2.d$
J_{LF}	تدفق المادة الركيزة عند سطح الغلاف الحيوي[1]	$g/m^2.d$
$k_{0,F}$	معدل إزالة المادة الركيزة داخل الغلاف الحيوي عند مرتبة الصفر[1]	1/d
$k_{0,f,A}$	معدل إزالة المادة الركيزة لسطح الغلاف الحيوي تام الاختراق عند مرتبة الصفر[1]	$g/m^2.d$

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

$k_{0,p,A}$	معدل إزالة المادة الركيزة لسطح الغلاف الحيوي جزئي الاختراق عند مرتبة الصفر[1]	$g^{0.5}/m^{0.5}.d$
$k_{1,A}$	معدل إزالة المادة الركيزة في سطح الغلاف الحيوي عند المرتبة الأولى[1]	m/d
$k_{1,F}$	معدل إزالة المادة الركيزة داخل الغلاف الحيوي عند المرتبة الأولى[1]	$m^3/g.d$
k_d	معامل معدل انفصال الغلاف الحيوي	[3]
K_{NH4}	ثابت نصف التشبع C_{NH}	mg N/l
$K_{O2,Aut}$	ثابت نصف التشبع لثاني أكسيد الكربون في البكتيريا ذاتية التغذية	mg O_2/l
$K_{O2,H}$	ثابت نصف التشبع لثاني أكسيد الكربون في البكتيريا خارجية التغذية	mg O_2/l
K_S	ثابت نصف التشبع في C_S	mg COD/l
L_L	سمك الطبقة المحيطة لنقل الكتلة الخارجي	µm
n	سرعة الدوران الموزع في مرشح زلطي	1/d
Pe	رقم بيليت	-
Q	معدل التصرف (التيار) (التدفق)	m^3/d
q_A	التحميل لهيدروليكي أو سرعة المرشح $((Q+Q_R)/A_R)$	m/d
Q_{in}	معدل تدفق المياه الداخلة	m^3/d
Q_R	معدل تدفق إعادة التدوير	m^3/d
r_F	معدل تحول المادة الركيزة[1] داخل الغلاف الحيوي	$g/m^3.d$
R_L	مقاومة نقل الكتلة الخارجية	d/m
SK	قوة دفق الغسيل في المرشح الزلطي (based on the German word *Spülkraft*)	mm
$u_{d,M}$	معدل انفصال الغلاف الحيوي ممثلاً في الكتلة المزالة لكل مساحة وزمن$(= u_{d,S} \cdot X_F)$	$g/m^2.d$
$u_{d,S}$	سرعة انفصال الغلاف الحيوي	m/d
$u_{d,S}$	معدل الإزالة الحجمي لانفصال الغلاف الحيوي$(= u_{d,S}/L_F)$	1/d
V_R	حجم المفاعل	m^3
X_{Aut}	كثافة البكتيريا ذاتية التغذية داخل الغلاف الحيوي	$kgCOD/m^3$
X_F	كثافة الكتلة الحيوية داخل الغلاف الحيوي	$kgCOD/m^3$
X_H	كثافة البكتيريا خارجية التغذية داخل الغلاف الحيوي	$kgCOD/m^3$
X_I	كثافة المادة العضوية غير الكاملة للتحلل الحيوي داخل الغلاف الحيوي	$kgCOD/m^3$
Y	ناتج معامل X_F [2] النامية على المادة الركيزة[1]	g/g
Y_{Aut}	ناتج النمو الذاتي على C_{NH4}	gCOD/gN
Y_H	ناتج النمو الخارجي على C_S	gCOD/gCOD

الحرف الرمزي	الوصف
0	مرتبة الصفر
0	عند زمن الصفر
0,f	غلاف حيوي كامل الاختراق عند مرتبة الصفر
0,p	غلاف حيوي جزئي الاختراق عند مرتبة الصفر
1	مرتبة أولى
A	لكل سطح غلاف حيوي
Aut	بكتيريا ذاتية التغذية
B	في حالة الكتلة
e.a.	قابل للإلكترونات
e.d.	مانح للإلكترونات
F	في الغلاف الحيوي

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

H	بكتيريا خارجية (عضوية) التغذية
in	المياه الداخلة
LF	عند سطح الغلاف الحيوي
NH4	الأمونيوم
O2	الأوكسجين
S	المادة الركيزة العضوية
W	في الماء

الاختصار	الوصف
BAF	المرشحات الحيوية المهواة
IFAS	نظم الحمأة المنشطة ذات الغلاف الثابت المتكامل
MBBR	مفاعل الحوض الحيوي المتحرك
RBC	ملامس بيولوجي دوار
SAF	مرشحات مهواة غاطسة
SBBR	مفاعلات أغلفة حيوية بدفعات متتالية
SK	*Spülkraft* (Ger.)
SRT	زمن مكث الحمأة
UASB	طبقة الحمأة اللاهوائية أعلى التيار

الرمز اليونانى	الوصف	الوحدة
β	معدلات اختراق المادة الركيزة إلى داخل الغلاف الحيوي بافتراض معدلات الصفر[1]	-
$\beta_{e.a.}$	معدلات اختراق قابلات الإلكترونات داخل الغلاف الحيوي بافتراض معدلات الصفر	-
$\beta_{e.d.}$	معدلات اختراق مانحات الإلكترونات داخل الغلاف الحيوي بافتراض معدلات الصفر	-
$\gamma_{e.d.,e.a.}$	معدلات اختراق مانحات الإكترونات منسوبة إلى اختراق قابلات الإلكترونات المقابلة لها ($= \beta_{e.d.}/\beta_{e.a.}$)	-
ε	معامل الكفاءة بافتراض معدلات المرتبة الأولى داخل الغلاف الحيوي	-
ε_l	في AQUASIM: حجم الجزء السائل داخل الغلاف الحيوي	-
ε_s	في AQUASIM: حجم الأجزاء الصلبة داخل الغلاف الحيوي	-
μ_{max}	معدل الحد الأقصى للنمو	1/d
ν	معامل العلاقات التفاعلية	
τ	الزمن المميز (أنظر جدول ١٧–٥)	d
Φ	معامل تيل	-

(١) لاحظ أن معظم الفصل ١٧ لا يتم تحديد نوع المادة الركيزة المحددة والوحدات. ومن أمثلة المواد الركيزة الممكنة نجد مانحات الإلكترونات مثل المواد الركيزة العضوية ($C_{F,S}$)، الأمونيا ($C_{F,NH4}$) أو قابلات الإلكترونات مثل الأوكسجين ($C_{F,O2}$) أو النيترات ($C_{F,NO3}$). ووحدات المادة الركيزة يجب أن تكون متناسقة مع وحدات العلاقات الحركية وثوابت العلاقات التفاعلية.

(٢) نوع الكتلة الحيوية ليس محددًا. والكتلة الحيوية النشطة العامة تحول المادة الركيزة العامة (C_F). مثال أنواع الكتلة الحيوية الممكنة هي البكتيريا عضوية التغذية (X_H) والبكتيريا ذاتية التغذية (X_{Aut}).

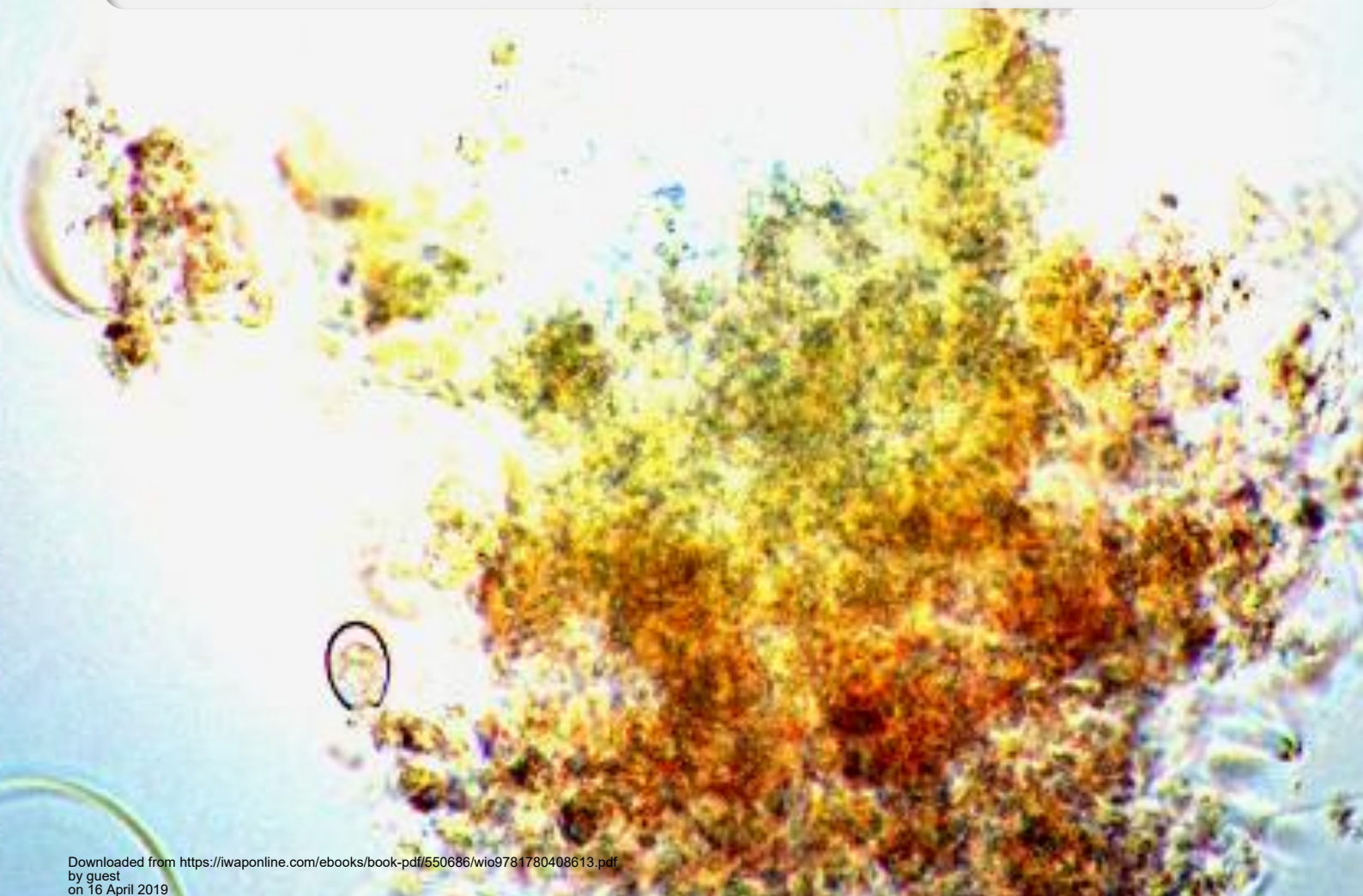
(٣) تعتمد وحدات معامل معدل الانفصال على صيغة التعبير عن معدل الانفصال المختارة (جدول ١٧–٤).

Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest

على مدى العشرون عامًا الماضية، حققت كل من معرفة وتفهم عمليات معالجة مياه الصرف الصحي تقدمًا مكثفًا، مع التحرك بعيدًا عن المناهج القائمة على التجريب إلى منهج قائم مبدئيًا على المبادئ الأساسية التي تضم علوم الكيمياء والبيولوجيا والفيزياء وهندسة العمليات الحيوية والرياضية. والعديد من هذه التطورات نضجت إلى درجة أنها أصبحت مقننة ضمن النماذج الحسابية المستخدمة للنمذجة باستخدام الحاسب الآلي. وبالنسبة للجيل الجديد من شباب العلميين والمهندسين الذين يطرقون مهنة معالجة مياه الصرف الصحي، يمكن أن يكون هذا الكم والتشابك والتنوع في هذه التطورات الجديدة مربكًا أو مبهرًا، خاصة في الدول النامية حيث أن الوصول لهذا فعليًا غير متاح بسهولة في برنامج الدراسة المتقدمة في معالجة مياه الصرف الصحي.

وهذا الكتاب يسعى لمعالجة ذلك النقص. فهو يقدم بصورة متكاملة المادة العلمية لبرنامج دراسات عليا لأكثر من اثني عشر أستاذًا جامعيًا من مجموعات الباحثين حول العالم، من الذين قدموا إسهامات بارزة في تطوير أعمال معالجة مياه الصرف الصحي. ويشكل الكتاب جزء من منهج عن معالجة مياه الصرف الصحي متاح على الشبك العنكبوتية (الإنترنت)، وبهذا فهو يمكن أيضًا أن يستخدم مع المطبوعات المنشورة للمحاضرات أو المحاضرات المصورة في أفلام بواسطة الأساتذة واضعي الكتاب وتمارين البرنامج التعليمي المتاحة للتعليم الذاتي للدارسين.

وبإتمام هذا المنهج التعليمي، فإنه يمكن إدخال المهج الحديث للنمذجة والمحاكاة في تصميم محطات معالجة مياه الصرف الصحي وتشغيلها – سواء كانت بنظام الحمأة المنشطة أو بالإزالة البيولوجية للنيتروجين والفوسفور أو أحواض الترسيب الثانوي أو الأغلفة الحيوية، ضمن ما يتحقق من اكتساب لنظرة أعمق ومعرفة أكثر تقدمًا وثقة أكبر في القدرات.



Downloaded from https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/550686/wio9781780408613.pdf
by guest
on 16 April 2019