



LE TRAITEMENT DES BOUES DE VIDANGE

**UN GUIDE POUR LES PAYS
A REVENUS FAIBLES ET
INTERMEDIAIRES**

KEVIN TAYLER

Le Traitement des boues de vidange

À propos de ce livre

« Dans les villes des pays en développement qui connaissent une croissance rapide, l'importance d'une gestion sans risque de l'assainissement se fait de plus en plus pressante. L'accès universel à l'assainissement par les réseaux d'égouts reste encore un rêve pour une majorité de personnes, et il est largement admis qu'il est nécessaire d'améliorer l'efficacité des filières d'assainissement individuel pour pouvoir les desservir, en complément des filières d'assainissement collectif qui ne desservent qu'une minorité. Pour aborder cette question négligée mais cruciale des services d'assainissement urbain, *Le Traitement des boues de vidange* de Kevin Tayler est une source de renseignements des plus utiles qui apporte aux professionnels du secteur un soutien technique indispensable au diagnostic, à la planification et à la gestion des boues de vidange. »

Dr Darren Saywell, directeur, département Eau, AECOM Développement International, États-Unis.

« Du fait de l'urgence pour des millions de personnes dans les pays du Sud de disposer d'un assainissement sûr et acceptable, il est nécessaire d'aborder le sujet avec un état d'esprit différent des approches traditionnelles. L'urbanisation rapide, le manque d'approvisionnement fiable en eau et en électricité compliquent encore la situation. Cet ouvrage apporte une contribution précieuse à l'ensemble des connaissances techniques destinées aux professionnels de l'assainissement et aux étudiants des pays en développement. À mes yeux, c'est désormais l'ouvrage de référence de tous les cours d'assainissement dans les pays du Sud. »

Professeur Chris Buckley, Groupe de recherche sur la pollution, Université du KwaZulu-Natal, Durban, Afrique du Sud.

« L'une des clefs essentielles de la gestion de l'assainissement en toute sécurité est de traiter correctement les boues de vidange qui sont collectées. Les professionnels et les bureaux d'ingénierie ont besoin des informations et des conseils étape par étape qui sont présentés dans ce livre, pour la planification et la conception des installations de traitement. »

Dr Thammarat Koottatep, professeur associé, School of Environment, Resources and Development, Asian Institute of Technology, Pathumthani, Thaïlande.

Le Traitement des boues de vidange

Un guide pour les pays à revenus faibles
et intermédiaires

Kevin Tayler

**Practical
ACTION
PUBLISHING**

Practical Action Publishing Ltd
27a Albert Street, Rugby, Warwickshire, CV21 2SG, Royaume-Uni
www.practicalactionpublishing.org

© Kevin Tayler, 2018
Publié en anglais en 2018
Cette édition française est publiée en 2020

L'auteur a fait valoir ses droits en vertu des sections 77 et 78 du *Copyright Designs and Patents Act* de 1988 afin d'être identifié comme auteur de ce travail.

Cette publication libre d'accès a été créée sous licence Creative Commons Attribution CC BY-NC-ND non-commerciale sans produits dérivés. Cela permet au lecteur de copier, de redistribuer et de transformer ou de recréer le matériel contenu ici à condition d'en mentionner la source et de préciser que le contenu a été transformé. Pour tout complément d'information, voir <https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/legalcode>

Les noms de produit et les raisons sociales peuvent être des marques commerciales ou déposées et ils sont purement utilisés ici à des fins d'identification et d'explication sans nulle intention d'y porter atteinte.

Une entrée de catalogue pour ce livre est disponible à la British Library.
Une entrée de catalogue pour ce livre a été demandée à la Bibliothèque du Congrès.

ISBN 978-1-788530-798 Livre de poche.
ISBN 978-1-788530-804 Broché.
ISBN 978-1-788530-828 PDF de bibliothèque.
ISBN 978-1-788530-811 Livre numérique.

Citation : K. Tayler (2018) *Le Traitement des boues de vidange - Un guide pour les pays à revenus faibles et intermédiaires*, Rugby, Royaume-Uni, Practical Action Publishing, <http://dx.doi.org/10.3362/9781788530828>

Traduction en français : Cécile Laborderie.
Relecture détaillée : Rebecca Gilsdorf, Clémentine Stip et Jean-Martin Brault, sous la direction de Ndeye Awa Diagne.
Révision orthographique et stylistique : Lucie Patient.

Depuis 1974, Practical Action Publishing publie et distribue des livres et des informations pour soutenir les travaux de développement international dans le monde entier. Practical Action Publishing est un nom commercial de Practical Action Publishing Ltd (enregistrée sous le numéro 1159018), la maison d'édition appartenant en totalité à Practical Action. Practical Action Publishing sert uniquement les objectifs de l'association caritative dont elle est issue, et tout profit est reversé à Practical Action (organisation caritative enregistrée sous le numéro 247257, TVA du groupe : 880 9924 76).

Le contenu et l'exactitude technique de cet ouvrage ont été revus par les personnels de la Banque mondiale et de la Fondation Bill et Melinda Gates. Les analyses, les interprétations et les avis qui y sont exprimés sont celles de l'auteur et ne sont pas forcément ceux de la Banque mondiale, de son conseil d'administration ou des gouvernements qu'elle représente. La Fondation Bill et Melinda Gates et la Banque mondiale ne garantissent pas l'exactitude des données contenues dans cet ouvrage.

Conception de la couverture : Mercer Design.
Imprimé au Royaume-Uni par vPrompt Services, Inde.

Table des matières

Liste des figures, tableaux, photos et encadrés	IX
À propos de l'auteur	XV
Remerciements	XVII
Sigles et abréviations	XXI
1. Introduction au traitement des boues de vidange	1
Le défi de l'assainissement urbain	1
Objectif et public cible de cet ouvrage	2
Définitions et signification des termes	2
La nécessité d'un traitement	5
La chaîne de services d'assainissement	6
Les objectifs du traitement des boues de vidange	7
Indicateurs et mesures clés	9
Comment ce livre se situe-t-il par rapport à d'autres publications ?	11
Structure de l'ouvrage et brève description du contenu	12
Références bibliographiques	13
2. Le traitement des boues de vidange dans leur contexte	17
Introduction - La chaîne des services d'assainissement	17
Solutions potentielles pour la destination finale des boues de vidange	21
Les besoins privés et publics et l'importance de la demande	24
Législation	26
Structures, systèmes et capacités institutionnels	27
Aspects financiers	32
Autres facteurs externes influençant les choix de traitement	34
Évolutions potentielles du contexte de la gestion des boues de vidange	35
Points clés de ce chapitre	36
Références bibliographiques	37
3. Planification en vue d'améliorer le traitement	39
Introduction	39
Aperçu du processus de planification et de conception d'une station de traitement	42

Évaluation initiale	42
Établissement d'un consensus sur la nécessité de traiter les boues de vidange	51
Détermination de la zone de planification du projet, de la zone de desserte de la station et de son emplacement	53
Évaluation de la charge	62
Évaluation de la charge hydraulique	66
Choix technologiques	78
Points clés de ce chapitre	81
Références bibliographiques	83
4. Introduction aux procédés et aux technologies de traitement	87
Objectifs du traitement	87
Le traitement des boues de vidange fortement concentrées et partiellement stabilisées	91
Les unités de traitement et leurs fonctions	94
Cotraitement avec les eaux usées	100
Choix des procédés et des technologies de traitement appropriés	102
Points clés de ce chapitre	104
Références bibliographiques	105
5. Planification et conception d'une exploitation efficace	107
Introduction	107
Évaluation de l'expérience opérationnelle	108
Adaptation de la capacité d'exploitation à la charge de matières à traiter	109
L'influence des ressources sur le choix des technologies	110
Conception des procédés pour une exploitation performante	113
Structures et systèmes de gestion permettant un bon fonctionnement	116
Une conception qui tient compte de l'exploitant	118
Des actions pour assurer une construction soignée et de bonne qualité	125
Développer les compétences du personnel et promouvoir les bonnes pratiques opérationnelles	128
Points clés de ce chapitre	133
Références bibliographiques	135
6. Réception et traitement préliminaire des boues de vidange	137
Introduction	137
La réception des boues de vidange	138
Dégrillage	151

Déshuilage et dégraissage	167
Stabilisation	167
Points clés de ce chapitre	179
Références bibliographiques	181
7. La séparation solide-liquide	185
Introduction	185
Lits de séchage	189
Lagunes anaérobies	190
Bassins de décantation et d'épaississement et chambres de séparation des matières solides	191
Épaississeurs gravitaires	198
Lits de décantation et de séchage	209
Presses mécaniques	211
Points clés de ce chapitre	226
Références bibliographiques	228
8. Le traitement des liquides	231
Introduction	231
Solutions de traitement anaérobie	236
Solutions de traitement biologique aérobie et facultatif	259
Élimination des agents pathogènes	280
Le cotraitement des boues de vidange avec les eaux usées municipales	285
Points clés de ce chapitre	287
Références bibliographiques	289
9. La déshydratation des matières solides	295
Introduction	295
Les lits de séchage non-plantés	297
Les lits de séchage plantés	314
Les presses mécaniques	326
L'utilisation de sacs géotextiles pour faciliter la déshydratation des boues	326
Points clés de ce chapitre	327
Références bibliographiques	328
10. Le traitement additionnel des boues pour la mise en dépôt ou la valorisation	333
Introduction	333
Prérequis et besoins pour la valorisation des boues	336
Méthodes de réduction des concentrations en agents pathogènes	341

Solutions de déshydratation	359
Pyrolyse	370
Traitement à l'aide de mouches soldats noires	372
Points clés de ce chapitre	375
Références bibliographiques	377
Lexique français-anglais	385
Indice	389

Liste des figures, tableaux, photos et encadrés

Figures

Figure 2.1	Systèmes d'assainissement et conséquences sur les solutions de traitement	18
Figure 2.2	Facteurs influençant la performance des institutions	28
Figure 3.1	Étapes du processus de planification	43
Figure 3.2	Image satellite d'une partie de la ville de Dhaka au Bangladesh	45
Figure 3.3	Exemple de graphique EFD, permettant de visualiser les flux d'excreta dans la ville de Moshi en Tanzanie	51
Figure 4.1	Fractions biodégradables et non-biodégradables types des boues de vidange fraîches et digérées ; les chiffres pour la DCO facilement biodégradable sont la somme des chiffres donnés pour les bactéries acidogènes, les matières organiques fermentables et les acides gras volatils	93
Figure 4.2	Étapes et options de traitement des boues de vidange liquides et épaisses	96
Figure 5.1	Illustration des difficultés opérationnelles dans la zone de dépotage située en amont des bassins de décantation	122
Figure 6.1	Les opérations de réception et de prétraitement des boues de vidange	139
Figure 6.2	Plan standard d'une aire de manoeuvre et d'une plateforme de dépotage	141
Figure 6.3	Débit de dépotage en fonction de la hauteur de refoulement d'un camion de vidange et en fonction du diamètre du tuyau d'évacuation	148
Figure 6.4	Dispositif simple permettant d'atténuer les débits après le dépotage des boues	150
Figure 6.5	Plan type d'un dispositif de dégrillage à nettoyage manuel	153
Figure 6.6	Coupe d'un digesteur à dôme fixe	170
Figure 6.7	Schéma de l'unité de traitement par biodigesteurs tubulaires à Tananarive à Madagascar	171
Figure 7.1	Mécanismes de séparation solide-liquide	189
Figure 7.2	Coupe longitudinale d'un bassin de décantation et d'épaississement à Dakar	193

Figure 7.3	Coupe longitudinale de la chambre de séparation des matières solides de Tabanan	194
Figure 7.4	Épaississeur gravitaire conventionnel	199
Figure 7.5	Plan et coupe du réservoir de sédimentation d'un épaississeur statique	200
Figure 7.6	Coupe d'un lit de décantation et de séchage	210
Figure 7.7	Exemple de chambre peu profonde de séparation solide-liquide	211
Figure 7.8	Vue schématique du filtre à bande	215
Figure 8.1	Solutions de traitement du flux liquide	235
Figure 8.2	Configuration typique d'un RAC	245
Figure 8.3	Schéma d'un biofiltre anaérobie	257
Figure 8.4	Comparaison des prévisions de charge admissible dans les bassins facultatifs	262
Figure 9.1	La déshydratation des matières solides en fonction du contexte	296
Figure 9.2	Coupe d'un lit de séchage standard	299
Figure 9.3	Exemple du cycle d'exploitation d'un ensemble de lits de séchage	309
Figure 9.4	Coupe d'un lit de séchage planté	316
Figure 10.1	Aperçu des technologies de traitement et des solutions d'utilisation finale	335
Figure 10.2	Séchage solaire dans une serre	362

Photos

Photo 5.1	Problèmes de gestion des boues dans un bassin anaérobie à Tegal en Indonésie (à noter l'absence de dispositions pour faciliter l'accès des opérateurs aux bassins)	115
Photo 5.2	Dégrilleur vertical sans accès prévu pour l'opérateur	121
Photo 5.3	Dégrilleur incliné et accessible pour l'opérateur	121
Photo 5.4	Colmatage de conduites de raccordement entre deux bassins	123
Photo 5.5	Écoulement non-équilibré causé par un défaut de nivellement du déversoir	127
Photo 6.1	Le dépotage directement dans une fosse Imhoff n'est pas une configuration satisfaisante en raison des projections et des débordements	142
Photo 6.2	Fosse de dépotage, Tegal, Indonésie	143
Photo 6.3	Radier pour le dépotage, qui pourrait être amélioré en faisant en sorte que le niveau du radier soit en dessous du niveau de l'aire de stationnement du camion	144
Photo 6.4	Zone de dépotage avec un couvercle de protection rabattable à Dumaguete (Philippines)	144
Photo 6.5	Zone de dépotage équipée d'un manchon de raccord spécial (bride rapide)	145

Photo 6.6	Dégrilleur incurvé muni d'un mécanisme de raclage rotatif	154
Photo 6.7	Dégrilleur fin horizontal de la station de traitement des boues de Pula Gebang	158
Photo 6.8	Unité combinée de dégrillage et de dessablage à Jakarta	160
Photo 6.9	Canal de dessablage à la station d'épuration de Naivasha au Kenya	164
Photo 6.10	Digester tubulaire à Tananarive à Madagascar	172
Photo 7.1	Épaississeur statique à Sittwe au Myanmar	201
Photo 7.2	Dispositif de retrait de l'écume de l'épaississeur statique de Sittwe	203
Photo 7.3	Presse à vis à Duri Kosambi, Jakarta	214
Photo 7.4	Filtre à bande dans la station de traitement des boues de Duri Suwung à Denpasar en Indonésie	216
Photo 8.1	Bassin facultatif à Tabanan en Indonésie	261
Photo 8.2	Aérateur de surface à grande vitesse à Duri Kosambi à Jakarta	267
Photo 9.1	Lits de séchage en construction	299
Photo 9.2	Couverture d'un lit de séchage à Jombang en Indonésie	302
Photo 10.1	Installation de compostage d'andains Sanergy à Nairobi	346

Tableaux

Tableau 3.1	Influence des scénarios géographiques et administratifs sur la zone de planification	54
Tableau 3.2	Avantages et inconvénients des approches centralisées et décentralisées	56
Tableau 3.3	Données sur la concentration des boues de vidange liquides en plusieurs lieux	74
Tableau 3.4	Débits utilisés dans la conception des différentes unités de traitement	76
Tableau 4.1	Normes de rejet des eaux usées en Malaisie	89
Tableau 4.2	Directives de l'OMS de 1989 pour l'utilisation des eaux usées traitées en agriculture	90
Tableau 6.1	Paramètres de conception des dégrilleurs grossiers	156
Tableau 6.2	Dimensions des canaux pour des largeurs d'étranglement de 152 mm et 228 mm pour les canaux Parshall	166
Tableau 6.3	Caractéristiques des digesteurs à biogaz de petite taille et performance du traitement	175
Tableau 7.1	Résumé des paramètres de conception des bassins de décantation et d'épaississement et des chambres de séparation des matières solides	193
Tableau 7.2	Paramètres de conception d'un épaisseur gravitaire	204
Tableau 7.3	Comparaison sommaire de technologies de déshydratation mécanique	217

Tableau 7.4	Synthèse des paramètres de conception des presses mécaniques	222
Tableau 7.5	Comparaison des technologies de séparation solide-liquide abordées dans ce chapitre	226
Tableau 8.1	Variation de la teneur en matières volatiles des eaux usées et des boues de vidange	233
Tableau 8.2	Relations entre le taux de charge volumétrique de la DBO, l'abattement de la DBO et la température dans une lagune anaérobie	239
Tableau 8.3	Synthèse des paramètres de conception des bassins anaérobies	240
Tableau 8.4	Performances de traitement d'un RAC selon plusieurs études	247
Tableau 8.5	Synthèse des paramètres de conception d'un réacteur anaérobie à chicanes	253
Tableau 8.6	Synthèse des paramètres de conception des bassins facultatifs	262
Tableau 8.7	Solutions d'aération du bassin de lagunage	267
Tableau 8.8	Synthèse des paramètres de conception des bassins de lagunage aérés	269
Tableau 8.9	Paramètres de conception pour les aérateurs à grande vitesse	271
Tableau 9.1	Synthèse des paramètres de conception des lits de séchage non-plantés	307
Tableau 9.2	Performances des lits de séchage plantés	318
Tableau 9.3	Synthèse des paramètres de conception des lits de séchage plantés	323
Tableau 10.1	Recommandations de l'OMS et de l'US EPA relatives aux agents pathogènes pour la valorisation des biosolides	337
Tableau 10.2	Exigences de la partie 503 du règlement sur les biosolides de l'US EPA pour les biosolides de classe A et de classe B	339
Tableau 10.3	Partie 503 du règlement de l'US EPA sur les paramètres de température et de temps pour le compostage des biosolides	347
Tableau 10.4	Exemples de teneurs standards en humidité, de rapports C:N et de densité dans les agents de charge sélectionnés	352
Tableau 10.5	Exigences de la partie 503 du règlement de l'US EPA sur la stabilisation à la chaux	356
Encadrés		
Encadré 2.1	L'enfouissement non-réglémenté à Tamale au Ghana	23
Encadré 3.1	Observations issues des visites des quartiers de Gulshan et Korai à Dhaka au Bangladesh	46
Encadré 3.2	Apprentissages tirés des discussions de groupe avec les transporteurs de boues à Tegal en Indonésie	48
Encadré 3.3	Exemples de distances requises entre les stations de traitement et les habitations	59

Encadré 3.4	Deux exemples d'analyse exploratoire des systèmes existants	60
Encadré 3.5	Étapes de la recherche et de l'évaluation d'un site approprié pour la construction d'une station de traitement	63
Encadré 3.6	Enquête sur la structure de la demande à Palu en Indonésie	65
Encadré 3.7	Informations sur les taux d'accumulation des boues	70
Encadré 3.8	Évaluer la demande future	71
Encadré 3.9	Comparaison des coûts des procédés de traitement mécanisés et non-mécanisés aux Philippines	80
Encadré 5.1	Utilisation de la pression hydrostatique comme alternative au pompage	111
Encadré 5.2	Exemple de problèmes causés par des négligences ou des retards dans le curage des boues	115
Encadré 5.3	Le recours aux contrats-cadres pour faciliter la rapidité des réparations	117
Encadré 6.1	Prévention et élimination de la sédimentation des boues dans les digesteurs tubulaires : procédure d'utilisation standard de <i>Sistema Biobolsa</i>	178
Encadré 7.1	Synthèse des conclusions sur le fonctionnement des bassins d'Achimota à Accra et de Cambéréne à Dakar	195
Encadré 7.2	Exemple de mode opératoire pour les lits de décantation et de séchage	212
Encadré 7.3	Expérience des presses à vis dans le Grand Jakarta, Indonésie	221
Encadré 8.1	Étude de l'impact de la couche d'écume sur les émissions d'odeurs	240
Encadré 9.1	Résultats des travaux de recherche sur la relation entre la teneur en matières sèches des boues humides et la charge massique brute	306
Encadré 9.2	Synthèse des informations provenant d'études sur les charges admissibles dans les lits de séchage plantés	320
Encadré 10.1	Exemples de cocompostage des boues fécales	346
Encadré 10.2	Travaux de recherche sur l'inactivation des œufs d'helminthes à Kumasi au Ghana	348
Encadré 10.3	SOIL – Haïti : une approche simple du compostage en bacs	349
Encadré 10.4	Exemples de réduction des agents pathogènes à l'aide de chaux éteinte	357
Encadré 10.5	Pasteurisation par infrarouge : déshydratation et pasteurisation des boues de latrines (« LaDePa » de l'anglais <i>Latrine sludge dehydration and pasteurization</i>)	360
Encadré 10.6	Exemples d'élimination des agents pathogènes par séchage solaire	363

Encadré 10.7	Utilisation d'un séchoir thermique pour une réutilisation rentable des matières solides au Rwanda	367
Encadré 10.8	Production de biochar par pyrolyse à partir de boues de vidange	372
Encadré 10.9	Traitement des boues de vidange à l'aide de mouches soldats noires : <i>Khanyisa Projects</i> , Durban, Afrique du Sud	375

À propos de l'auteur

Kevin Tayler est un ingénieur civil diplômé d'État avec une grande expérience dans le domaine de la planification et de la conception d'installations de traitement des eaux usées au Royaume-Uni, ainsi que plus de 35 ans d'expérience dans les pays du Sud. Pendant ces 3 décennies, il a été impliqué dans de nombreux aspects du développement urbain, notamment en matière d'infrastructures urbaines et en particulier la prestation de services d'eau et d'assainissement. Au cours des dernières années, son travail a porté principalement sur la gestion des boues de vidange et en particulier sur leur traitement.

Remerciements

L'idée de ce livre a germé en 2010, lorsque la Fondation Bill et Melinda Gates (BMGF) a demandé à l'auteur de réaliser une étude préliminaire pour un manuel sur la gestion décentralisée des boues de vidange. Alyse Schrecongost a piloté ce travail pour le compte de la BMGF. À ce stade, la fondation a décidé de ne pas poursuivre le projet, mais cela a conduit indirectement à un engagement de plusieurs années dans la gestion des boues de vidange en Indonésie, en collaboration avec l'équipe du Programme eau et assainissement de la Banque mondiale (*Water and Sanitation Program* – WSP) à Jakarta. Ce livre s'appuie sur les expériences relatives à cet engagement qui ont été facilitées par de nombreux membres de l'équipe de WSP, en particulier Isabel Blackett, Reini Siregar, Budi Darmawan, Maraita Listyasari et Inni Arsyini. Le livre s'appuie également sur les idées et l'expérience de *Foort Bustraan* et de ses collègues de l'équipe « Eau, assainissement et hygiène en milieu urbain en Indonésie » (IUWASH) de l'Agence des États-Unis pour le développement international (USAID) qui ont collaboré étroitement avec l'équipe de WSP sur les recherches touchant certains aspects de la gestion des boues de vidange. En collaboration avec WSP, Freya Mills a travaillé sur les taux d'accumulation des boues dans les fosses, qui est au centre du chapitre 3 de cet ouvrage.

Andy Peal, Isabel Blackett, Peter Hawkins, Andy Cotton et Rebecca Scott ont revu et commenté l'ébauche préliminaire du livre. Suite à un examen plus approfondi de ce projet par la Banque mondiale et la BMGF, le cabinet de consultants Stantec a été engagé pour contribuer à la rédaction du livre. L'équipe de Stantec a apporté sa connaissance des technologies de traitement conventionnelles et innovatrices et des informations sur les projets réalisés dans plusieurs pays. Stantec a généré la plupart des formules mathématiques et des exemples élaborés qui guident les lecteurs tout au long du processus de conception des installations. Michael McWhirter a assuré la direction générale de l'équipe Stantec, Chengyan Zhang sa coordination, et il a largement contribué au contenu de l'ouvrage. Jeannette Laramée, Jeovanni Ayala-Lugo, Tyler Hadacek et Mengli Shi ont aussi apporté d'importantes contributions ainsi qu'Oliver Tsai, Chris Machado et Charlie Alix, qui ont également contribué ou revu le contenu. L'équipe de Stantec a en outre communiqué avec des spécialistes possédant des connaissances sur des technologies et des initiatives spécifiques. Il s'agit notamment de Nick Alcock sur les mouches soldats noires, de Santiago Septien sur le système LaDePa, tous deux à eThekweni en Afrique du Sud, d'Andreas Schmidt sur l'utilisation et les performances des biodigesteurs, d'Aubrey Simbambi à propos de l'usine de traitement des boues de vidange de Kanyama à Lusaka en Zambie, de Rohini Pradeep sur la

performance de l'usine de traitement des boues de vidange de Devanahalli à Bangalore en Inde et de Stephen Sugden sur le projet de biochar et de pyrolyse conduit par l'ONG *Water for People* au Kenya. Il faut souligner en particulier le travail de Linda Strande et de ses collègues du département Assainissement, eau & déchets pour le développement (Sandec) de l'Institut fédéral suisse des sciences et technologies de l'eau (Eawag) et notamment pour les trois premiers chapitres et celui sur les lits de séchage.

Georges Mikhael a apporté des renseignements sur le biodigesteur en dôme à Lusaka et les biodigesteurs *Sistema Biobolsa* à Tananarive et Kumasi. Les informations sur les biodigesteurs installés dans d'autres endroits proviennent de sources variées. Anthony Kilbride et Max Affre ont fait part d'informations et de leur retour d'expérience sur, respectivement, le compostage en bacs réalisé par SOIL en Haïti et le système de digestion anaérobie *Sistema Biobolsa*. Les informations sur la station de traitement de Sittwe au Myanmar, qui dessert des camps abritant des populations déplacées de Rohingyas, ont été recueillies dans le cadre d'une consultation pour Solidarités International, une ONG basée à Paris. Nous remercions Elio de Bonis, qui en était le consultant principal, Emmett Kearney, qui était le principal point de contact avec Solidarités International au Myanmar pendant la mission de consultation, ainsi qu'Alberto Acquistapace, qui a apporté les informations sur les performances de l'épaississeur gravitaire qui avait été conçu suite aux recommandations des consultants. Teddy Gouden a apporté les informations les plus récentes sur l'installation LaDePa et le traitement à l'aide de mouches soldats noires en Afrique du Sud. Ashley Muspratt a vérifié et corrigé l'encadré sur le projet de *Pivot Works* à Kigali.

La Banque mondiale et la BMGF ont revu le document en détail et émis des suggestions pour l'améliorer à toutes les étapes du projet. Le processus de revue a été dirigé et coordonné par Jan Willem Rosenboom de la BMGF ainsi que Ruth Kennedy-Walker et Rebecca Gilsdorf à la Banque mondiale. Il convient de mentionner tout particulièrement Duncan Mara, professeur émérite à l'université de Leeds, au Royaume-Uni pour sa relecture détaillée de la version finale du livre. Le personnel de la Banque mondiale et de la BMGF, des consultants et des experts externes avaient préalablement formulé leurs commentaires et suggestions sur la version précédente de l'ouvrage. Les relecteurs de la Banque mondiale sont notamment Martin Gambrill, Jean-Martin Brault, Ravikumar Joseph, Srinivasa Podipireddy, Edkarl Galing, Shafick Hoossein, Bill Kingdom et Mutsa Prudence Mambo. Les relecteurs de la BMGF sont notamment Roshan Shrestha, Dennis Mwanza, John Duffy et Doulaye Kone. Dorai Narayana et Dave Robbins ont tous deux fait de nombreux commentaires et suggestions en leur qualité de consultants de la BMGF. Les relecteurs externes sont notamment Linda Strande et l'équipe d'Eawag/Sandec, le professeur Chris Buckley de l'université du KwaZulu-Natal en Afrique du Sud et Dave Wilson du Département eau et assainissement de la municipalité d'eThekweni à Durban en Afrique du Sud.

Cécile Laborderie a traduit l'édition française. Une équipe de la Banque mondiale, dirigée par Ndeye Awa Diagne et comprenant Rebecca Gilsdorf, Clémentine Stip et Jean-Martin Brault, a entrepris une révision détaillée du texte traduit.

Clare Tawney de *Practical Action Publishing* a dirigé le développement du contenu à toutes les étapes de l'élaboration du livre, tandis que Chloé Callan-Foster a supervisé la révision des textes et la production.

En dépit des remerciements adressés à toutes les personnes et organisations susmentionnées, la responsabilité finale du contenu de l'ouvrage, des opinions exprimées et de toute erreur dans le texte incombe à l'auteur.

Sigles et abréviations

AASHTO	<i>American Association of State Highway and Transportation Officials</i>
AOR	Demande réelle en oxygène (<i>actual oxygen requirement</i>)
BM	Banque mondiale
BMGF	Fondation Bill et Melinda Gates (<i>Bill & Melinda Gates Foundation</i>)
BORDA	<i>Bremen Overseas Research and Development Association</i>
C	Carbone
CBS	<i>Toilettes à réservoir amovible (Container Based Sanitation)</i>
CET	Centre d'enfouissement technique
CF	Coliformes fécaux
CFR	Code des règlements fédéraux (<i>US Code of Federal Regulations</i>)
CP	Coefficient de pointe
CRF	Code des règlements fédéraux
DBO	Demande biologique en oxygène
DBO ₅	Demande biologique en oxygène pendant cinq jours
DCO	Demande chimique en oxygène
DO	Demande en oxygène
<i>E. coli</i>	<i>Escherichia coli</i>
EAWAG	Institut fédéral suisse des sciences et technologies de l'eau
EC	<i>Escherichia coli</i>
EFD	Diagrammes de flux des matières fécales (<i>excreta flow diagram</i>)
EQRM	Étude quantitative des risques microbiens
FAO	Organisation des Nations unies pour l'alimentation
FIDIC	Fédération internationale des ingénieurs-conseils
G	Gramme
GBV	Gestion des boues de vidange
H&G	Huiles et graisses
IDP	Personne déplacée (<i>internally displaced person</i>)
IUWASH	Eau, assainissement et hygiène en milieu urbain en Indonésie
IWA	Association internationale de l'eau (<i>International Water Association</i>)
Kg	Kilogramme
kW	Kilowatt
LaDePa	Déshydratation et pasteurisation des boues issues des latrines (<i>Latrine sludge dehydration and pasteurisation</i>)
MBBR	Réacteur de biofilm à lit mobile (<i>moving bed biofilm reactor</i>)
MC	Teneur en humidité (<i>moisture content</i>)
MES	Matières en suspension
MJ	Mégajoule
mm	Millimètre

MO	Matières organiques
MS	Matières sèches
MST	Matières sèches totales
MV	Matières volatiles
MVS	Matières volatiles en suspension
N	Azote
NH ₄ -N	Azote ammoniacal
NO ₃	Nitrates
NPP	Nombre le plus probable
ODD	Objectifs de développement durable
OE	Efficacité d'oxygénation (<i>oxygenation efficiency</i>)
OMS	Organisation mondiale de la santé
ONG	Organisation non-gouvernementale
P	Phosphore
POS	Procédures opérationnelles standards
RAC	Réacteur anaérobie à chicanes
SANDEC	Département Assainissement, eau & déchets pour le développement
SBR	Réacteur biologique séquentiel (<i>sequencing biological reactor</i>)
SFD	Diagrammes de flux des matières fécales (<i>shit flow diagram</i>)
SLR	Charge admissible (<i>solids loading rate</i>)
SOR	Taux de déversement superficiel (<i>surface overflow rate</i>)
SSWM	Gestion durable de l'assainissement et des déchets (<i>Sustainable Sanitation and Waste Management</i>)
STEP	Station d'épuration
TDS	Taux de déversement superficiel
TRH	Temps de rétention hydraulique
UASB	Biofiltration sur boues anaérobies ou filtre anaérobie (<i>up-flow anaerobic sludge blanket</i>)
UFP	Unité de formation de plaque
UPTD	Unité technique locale de mise en œuvre – Indonésie (<i>Unit Pelasana Teknis Daerah</i>)
US EPA	Agence de protection de l'environnement des États-Unis (<i>United States Environment Protection Agency</i>)
USAID	Agence des États-Unis pour le développement international (<i>United States Agency for International Development</i>)
VIP	Latrines à fosse ventilée améliorée (<i>ventilated improved pit latrine</i>)
WEF	Water Environment Federation
WSP	Programme eau et assainissement de la Banque mondiale (<i>Water and Sanitation Program</i>)
WSUP	Water and Sanitation for the Urban Poor

CHAPITRE 1

Introduction au traitement des boues de vidange

Ce chapitre tient lieu de toile de fond pour la suite de ce livre. Il explique l'importance de la gestion des boues de vidange (GBV) dans les zones urbaines où de nombreuses personnes dépendent de dispositifs d'assainissement individuel et décentralisé, et met l'accent sur la place du traitement au sein de la chaîne des services d'assainissement. Il définit les termes utilisés tout au long du livre, explique pourquoi le traitement des boues de vidange est important et détermine les objectifs généraux du traitement. Après une brève explication du positionnement de cet ouvrage par rapport à d'autres publications similaires et d'autres outils de gestion de la planification des boues de vidange, il introduit les chapitres successifs, en synthétisant succinctement leur contenu.

Mots-clés : assainissement urbain, boues de vidange épaisses, boues de vidange liquides, objectifs de traitement, indicateurs.

Le défi de l'assainissement urbain

Le monde actuel est en pleine urbanisation. Entre 2016 et 2045, on estime que le nombre de citoyens devrait augmenter de 50 %, passant de 4 à 6 milliards de personnes. Une grande partie de cette croissance est enregistrée dans les pays à faible revenu et à revenu intermédiaire inférieur (United Nations, 2015 ; World Bank, 2016). Les prestataires de services officiels ont souvent du mal à répondre à la demande en matière de logement, d'infrastructure et de services que suscite cette urbanisation rapide. Ceci est particulièrement vrai pour les services d'assainissement. De nombreuses villes sont dépourvues de réseaux d'égouts et, même lorsque ceux-ci existent, les réseaux sont souvent limités aux quartiers des affaires et aux zones à haut revenu. Les promoteurs et les ménages réagissent à cette situation en se dotant de leurs propres installations sanitaires. Il s'agit généralement de toilettes sèches donnant directement sur la fosse ou de toilettes à chasse reliée à une fosse ou au canal de drainage le plus proche. Lorsque les effluents sont déversés vers un canal d'évacuation, une fosse d'interception peut être installée afin de retenir une partie des matières solides, tout en permettant aux boues digérées et à la fraction liquide de s'écouler. Les installations dotées d'un dispositif de confinement sur place permettent de retirer les excréta des lieux de vie, ce qui a pour effet de réduire l'exposition humaine aux agents pathogènes et de préserver le milieu environnant. Cependant, les boues s'accumulent dans les fosses, exposant ainsi les populations à des conditions insalubres si ces dernières ne sont pas

remplacées ou vidangées. La construction de nouvelles fosses est possible dans les zones rurales et périurbaines à faible densité, mais le manque d'espace exclut souvent cette possibilité dans les zones urbaines à forte densité. La seule solution pour les ménages vivant dans ces zones est de faire vidanger leur fosse ou tout autre dispositif de confinement une fois qu'ils sont pleins. Afin de protéger la santé publique et l'environnement, il est nécessaire de transporter les matières vidangées hors des zones résidentielles et de les traiter ou d'assurer leur prise en charge afin de les réutiliser ou de les rejeter en toute sécurité. Faute de dispositions pour la vidange, le transport et le traitement sans risque des boues de vidange, les conditions d'assainissement ne répondront pas aux exigences de l'objectif de développement durable (ODD) pour une gestion sûre des services d'assainissement, à savoir le traitement des excréta sur place ou le transport et le traitement vers un site approprié.

Objectif et public cible de cet ouvrage

Cet ouvrage est consacré au traitement des excréta et du surnageant retirés des dispositifs et des systèmes d'assainissement individuel et collectif. Il porte essentiellement sur la conception des installations de traitement, tout en sachant que cette question ne peut jamais être appréhendée de façon isolée. En effet, il est nécessaire de tenir compte des conditions locales, de se baser sur une évaluation réaliste de la capacité de la station de traitement et de tenir compte de la destination finale des sous-produits liquides et solides qui résultent du traitement. Dans cette optique, la première partie du livre donne des orientations générales sur la façon dont le contexte est susceptible d'influencer les choix et la conception des stations de traitement, et elle décrit les étapes à respecter lors de la planification d'une nouvelle station ou lorsqu'une réhabilitation est envisagée. Les chapitres suivants portent sur le choix et la conception de systèmes de traitement des excréta issus des dispositifs à la parcelle et des installations décentralisées. Les premiers chapitres s'adressent tout particulièrement aux responsables de la planification au niveau municipal et aux ingénieurs chargés de la conception des stations de traitement. Les derniers chapitres, de nature plus technique, intéresseront surtout les ingénieurs en charge de la conception des ouvrages. Les lecteurs ayant un intérêt plus général trouveront également avantage à lire les synthèses qui clôturent chaque chapitre en dehors de ce chapitre introductif.

Définitions et signification des termes

Avant de poursuivre, il est utile de définir les principaux termes et concepts relatifs à l'assainissement utilisés dans cet ouvrage.

Excréta ou *matières fécales* sont les termes utilisés de façon générique pour désigner les déchets humains. Les excréta se composent des *féces*, à savoir des matières solides et humides à forte teneur en composants organiques, et d'*urine* qui est liquide. Le terme *assainissement* fait référence aux systèmes

de collecte et d'évacuation sans risque des excreta et des eaux usées générés par les ménages, les entreprises et les bâtiments publics, et ne correspond pas à la définition la plus vaste, qui inclut également la gestion des eaux pluviales et des ordures ménagères.

Les systèmes d'assainissement *sans eau* ou *sec* n'utilisent pas d'eau pour évacuer les excreta. Les utilisateurs défèquent dans un trou situé *directement* au-dessus d'une fosse ou d'une chambre de compostage placée sous la cuvette des toilettes. Le contenu de la fosse est donc constitué d'un mélange de fèces, d'urine et des eaux utilisées pour le lavage anal et le nettoyage des toilettes. Dans certains cas, les toilettes sont également utilisées pour la douche et une partie ou la totalité de cette eau est évacuée dans la fosse.

Par le passé, certains systèmes sans eau consistaient à faire ses besoins dans un *seau* situé sous le sol des toilettes, le seau étant remplacé par un seau propre tous les deux ou trois jours. Les seaux pleins étaient acheminés vers un lieu central et vidés, le contenu faisant parfois l'objet d'un traitement mais pas toujours. À partir du milieu du xx^e siècle, l'utilisation de systèmes de seaux a été officiellement découragée parce qu'ils étaient perçus, à juste titre, comme étant peu hygiéniques. Au cours des dernières années, l'on a constaté un intérêt accru pour les *toilettes portatives* (en anglais *container-based sanitation* ou CBS) en tant que solution alternative pour les ménages qui ne peuvent être desservis ni par les égouts ni par un dispositif d'assainissement individuel. La mise en place de toilettes portatives est un service complet qui prend en compte l'intégralité de la chaîne d'assainissement. Il s'agit d'une collecte hygiénique des excreta contenus dans les réservoirs (ou cartouches) situés sous les toilettes. Ces cartouches contenant les excréments sont amovibles et sont régulièrement retirées, scellées et remplacées par un prestataire qui assure également le traitement, la réutilisation ou le rejet des excreta qu'elles contiennent.

Les *systèmes d'assainissement hydrique* dépendent de l'utilisation de l'eau pour évacuer les excreta des toilettes, le plus souvent grâce à un système de siphon dans le tuyau d'évacuation qui forme une *barrière hydraulique*. Le mélange d'excreta, de l'eau de chasse et de lavage anal et des eaux de nettoyage est appelé *eaux noires* ou *eaux-vannes*. Les *eaux grises* sont des eaux usées générées par d'autres activités domestiques, dont la lessive, la douche, le nettoyage et la cuisine. Les ménages qui utilisent des systèmes d'assainissement hydrique produisent à la fois des eaux noires et des eaux grises. Ceux qui ont recours à l'assainissement sans eau ne produisent que des eaux grises. Le mélange des eaux noires et des eaux grises forme les *eaux usées domestiques*.

Les systèmes d'assainissement dit *individuel* ou *à la parcelle*, retiennent la plus grande partie des matières solides dans un dispositif de confinement (fosse simple ou fosse septique) qui permet à la fraction liquide de percoler dans le sol. Dans cet ouvrage, on utilise le terme de *fosse non-étanche* pour désigner une fosse recevant les eaux de chasse manuelle ou mécanique et dont les lixiviats s'écoulent directement dans le *sol*. De nombreux documents font référence à des fosses septiques alors qu'il s'agit en réalité de fosses

non-étanches. Un dispositif de *fosse septique* doit comporter un réservoir étanche généralement suivi d'un puits d'infiltration ou d'un champ d'épandage qui permet l'infiltration des eaux. Un *puits d'infiltration* ou *puits perdu* est un ouvrage qui reçoit les effluents issus de la fosse et leur permet de s'infiltrer dans le sol. Les puits d'infiltration peuvent être constitués d'une fosse remplie de pierres, ce qui en réduit la capacité mais présente l'avantage d'être facile à construire et de limiter les risques d'effondrement. Les puits d'infiltration peuvent également prendre la forme d'une fosse dont les parois sont revêtues de briques non-jointives. Les *champs d'épandage* sont constitués de tranchées dont le fond est garni d'une couche de graviers et de tuyaux d'épandage proches de la surface. Dans les zones où la nappe phréatique est élevée, le champ d'épandage peut être surélevé par un *tertre* artificiel, dans la mesure où les toilettes peuvent également être surélevées. Les puits d'infiltration préfabriqués en forme de dôme à fond ouvert ou de demi-cylindre constituent une autre solution d'épandage. Les *fosses d'aisance* sont un ouvrage étanche qui retient les effluents solides et liquides et nécessitent des vidanges plus fréquentes que d'autres dispositifs de confinement à la parcelle.

Les systèmes d'*assainissement collectif* permettent d'évacuer les effluents solides et liquides vers un site éloigné des toilettes. Les *réseaux d'égouts* permettent d'évacuer les eaux usées des zones résidentielles par un système de canalisations. Les systèmes utilisant des toilettes portatives requièrent un remplacement fréquent des cartouches contenant les excréta, ce qui fait qu'ils sont classés comme faisant partie des systèmes individuels. Ce livre parle de systèmes d'*assainissement hybride* pour désigner des systèmes tels que les égouts décantés qui permettent de retenir les matières solides dans un réservoir ou une fosse et d'évacuer les effluents liquides hors site via des égouts ou des canalisations. Tilley *et al.* (2014) présentent les différents systèmes d'*assainissement* de façon détaillée.

Les opinions sur la différenciation entre les boues de vidange épaisses et les boues de vidange liquides sont partagées. Certains auteurs désignent l'ensemble des matières recueillies dans les fosses simples, les fosses septiques et les cuves étanches par le terme « boues de vidange » et d'autres introduisent une différence pour désigner les boues fécales issues des fosses septiques, en particulier dans le monde anglophone et en Inde où le terme « *septage* » désigne les boues dont la consistance est liquide. Aucun de ces deux partis pris n'est entièrement satisfaisant. La teneur en eau des effluents provenant des fosses dont l'infiltration se fait mal et des fosses septiques est généralement supérieure à 95 %, ce qui en fait des effluents liquides qui ne peuvent pas à proprement parler être décrits comme des boues. La teneur en matières sèches (MS) ou siccité des matières retirées des fosses des toilettes sèches sera normalement plus élevée, sauf si la nappe phréatique est haute et/ou si les eaux de la salle de bains sont évacuées dans la fosse. Dans ce livre, le terme *boues de vidange épaisses* désigne le mélange des matières fécales solides et d'urine, qui s'accumule au fond des fosses non-étanches, des fosses septiques ou des fosses d'aisance. Selon le contexte, l'on pourra également parler de

boues « solides », « sèches » ou « denses ». Les effluents qui s'accumulent dans les fosses qui reçoivent ou retiennent peu ou pas d'eaux usées se composent presque entièrement de boues fécales épaisses. Les matières vidangées des fosses sèches, des cartouches de toilettes portatives et des fosses de systèmes utilisant de l'eau - mais dont l'infiltration par les parois et le fond de la fosse est efficace - ont la consistance de boues. Le terme *boues de vidange liquides* désigne les fractions solide et liquide qui sont retirées d'une fosse non-étanche, d'une fosse septique ou d'une fosse d'aisance dans un système d'assainissement utilisant de l'eau. Les boues liquides comprennent les boues fécales, le *surnageant* qui s'accumule au-dessus des boues et les matières plus légères que l'eau qui forment une couche d'*écume* en surface. Les boues de vidange solides peuvent se comporter comme un *fluide non-newtonien*, s'écoulant mal ou pas du tout jusqu'à ce qu'elles soient bien brassées (Chhabra, 2009). Ceci aura des répercussions sur les possibilités de traitement.

On fait souvent la distinction entre les boues solides à *haute concentration* et les boues liquides à *faible concentration* ou *diluées* ; la concentration étant définie en fonction de la demande en oxygène et de la concentration des matières en suspension. Cette distinction est qualitative plutôt que quantitative et ne doit pas occulter le fait que les boues de vidange épaisses et liquides exercent une forte demande en oxygène, ont une teneur élevée de matières sèches et contiennent un grand nombre d'agents pathogènes. Sans une gestion efficace incluant le traitement, les deux paramètres peuvent nuire à l'environnement, à la santé publique ou aux deux. Le chapitre 3 donne de plus amples informations sur les concentrations types des boues de vidange épaisses et liquides.

D'autres définitions de procédés et de technologies spécifiques sont données lorsque cela s'avère nécessaire dans le présent chapitre et dans les chapitres suivants.

La nécessité d'un traitement

Les ingénieurs et les responsables de la gestion urbaine partent parfois du principe que la construction d'un réseau d'égouts suivi d'un dispositif de traitement des eaux usées est la seule solution envisageable en milieu urbain. Dans certains cas, la construction d'un réseau d'égouts s'avère être effectivement la meilleure solution, en particulier lorsque ceux-ci sont construits en fonction de normes appropriées comme l'illustre le cas du système brésilien d'égouts condominaux (Melo, 2005). En effet, dans de nombreuses villes, les habitants ont pris les choses en main et ont construit des égouts informels pour évacuer les eaux usées de leur quartier. En revanche, il n'existe que peu de villes dont l'assainissement est assuré à 100 % par un système collectif, et il est peu probable que cette situation change dans un proche avenir. Des défauts de construction et d'entretien, des pentes inadéquates et l'absence d'installations de traitement se traduisent souvent par la présence de réseaux d'égouts inadaptés. De ce fait, la plupart des habitants sont tributaires des systèmes d'assainissement individuel. Une étude récente portant sur 12 villes d'Amérique

latine, d'Afrique et d'Asie a montré qu'environ 64 % de l'ensemble des ménages de ces 12 villes dépendaient de l'assainissement individuel (WSP, 2014). Les résultats oscillent entre 51 % pour Santa Cruz (Bolivie) et 72 % pour Phnom Penh (Cambodge), 88 % pour Manille (Philippines), 89 % pour Maputo (Mozambique) et 90 % pour Kampala (Ouganda). Si l'on compare ces chiffres avec des données de l'Organisation mondiale de la santé (OMS) datant du milieu des années 2000, l'on constate que la couverture en assainissement individuel évolue lentement (Eawag/Sandec, 2006) et qu'une forte proportion de citoyens continuera à dépendre de dispositifs d'assainissement à la parcelle pour de nombreuses années à venir. En dépit de l'existence de multiples dispositifs de confinement et de traitement des excréta à la parcelle, ceux-ci n'ont pas encore été généralisés à grande échelle. Dans la réalité, la plupart des villes vont avoir un besoin persistant de dispositifs de vidange des fosses, de transport et de traitement des effluents en vue de leur réutilisation ou leur rejet, tout en protégeant la santé publique et l'environnement. La valorisation et le rejet nécessitent tous deux l'adoption de mesures de traitement efficaces. Des systèmes de transport et de traitement des boues sont également nécessaires lorsque les réseaux d'égouts décentralisés acheminent les eaux usées vers des stations d'épuration locales qui ne disposent pas d'installations de traitement des boues de vidange.

La chaîne de services d'assainissement

Le stockage, la vidange et le traitement du contenu des fosses non-étanches, des fosses septiques et des fosses d'aisance constituent des maillons de la chaîne de services d'assainissement, également appelée « filière d'assainissement ». Les organisations impliquées dans l'assainissement utilisent des versions différentes de la chaîne. La Banque mondiale (BM) identifie cinq maillons : confinement, vidange/collecte, transport, traitement, utilisation finale. La Fondation Bill & Melinda Gates (BMGF) propose cinq maillons différents : collecte (ou interface utilisateur), confinement (ou stockage), transport, traitement et valorisation. L'utilisation de l'expression « chaîne de valeur de l'assainissement » par la BMGF souligne sa conviction que les excréta constituent une ressource potentielle et ne devraient pas être considérés uniquement comme un problème. Aucune des deux chaînes n'est complètement désagrégée. La chaîne de la BM regroupe la réception des excréta et le stockage dans le terme « confinement », tandis que la BMGF fait abstraction de la vidange. Cette dernière fonctionne bien pour les dispositifs d'assainissement individuel qui génèrent des boues de vidange solides et liquides. Ce livre s'appuie donc sur cette chaîne, tout en reconnaissant que la vidange et le transport du contenu des dispositifs de confinement peuvent être entrepris indépendamment les uns des autres. En gardant ces éléments à l'esprit, la chaîne peut se présenter comme suit :

Collecte (ou interface utilisateur) – Confinement – Vidange et transport –
Traitement – Valorisation/rejet sans risque.

Les dispositifs de recueil des excreta peuvent être un simple trou dans une dalle, des toilettes à chasse d'eau manuelle ou mécanique, ou même des toilettes à séparation conçues pour séparer les fèces de l'urine. Le confinement (ou stockage) n'est nécessaire que pour les systèmes d'assainissement individuel et hybride. Le choix de l'interface de l'utilisateur et du dispositif de confinement aura une forte influence sur les maillons suivants de la chaîne, comme nous le verrons plus en détail au chapitre 2. Les systèmes d'assainissement individuel et collectif peuvent inclure des processus de valorisation des produits traités. Sans être essentielle, l'approche de la valorisation permet de préserver les ressources et peut générer des revenus pour compenser partiellement le coût du traitement. Ce livre donne des indications détaillées sur l'étape du traitement dans la chaîne de services d'assainissement individuel, en se référant à d'autres maillons de la chaîne quand cela est nécessaire pour expliquer leur influence sur les choix et les résultats du traitement.

Les objectifs du traitement des boues de vidange

L'objectif global de la gestion des boues de vidange (GBV) est de s'assurer que les matières issues de la vidange des dispositifs d'assainissement à la parcelle et des systèmes décentralisés sont traitées dans un souci de santé publique et environnementale, sans créer de nuisances au niveau local. La vocation du traitement est de transformer les boues de vidange, quelle que soit leur nature, de matières désagréables et potentiellement dangereuses, en produits faciles à manipuler et non-nocifs pour la santé publique et l'environnement. Dans les milieux sensibles, il peut également être nécessaire de réduire la quantité de nutriments (par exemple, d'azote et de phosphore) de tout effluent liquide déversé directement ou indirectement dans un plan ou un cours d'eau.

Excreta et santé publique

Les fèces contiennent de nombreux micro-organismes. Dans le cas où la personne qui a produit les selles est atteinte d'une maladie féco-orale, ces micro-organismes contiendront également des agents pathogènes responsables de la pathologie. Il est difficile et coûteux d'identifier et de mesurer directement les agents pathogènes, c'est pourquoi l'on utilise des indicateurs indirects pour déterminer la présence de ces micro-organismes.

L'urine est principalement constituée d'eau, mais elle contient aussi de l'urée et des oligo-éléments, notamment du sodium, du potassium et du phosphate. Si elle n'est pas contaminée par des matières fécales ou du sang, elle est exempte de la quasi-totalité des agents pathogènes, bien qu'il soit difficile d'empêcher la contamination croisée de l'urine par des agents pathogènes provenant des fèces. La schistosomiase (ou bilharziose), provoquée par le *Schistosoma haematobium*, est une des principales maladies transmissibles par l'urine. Les lixiviats, provenant des fosses simples, des fosses septiques, des puits d'infiltration et des champs d'épandage, peuvent contaminer les eaux

souterraines, particulièrement lorsque la nappe phréatique est élevée ou que le sous-sol est fracturé ou très perméable, posant ainsi un risque sanitaire pour ceux qui utilisent les eaux non-traitées issues des puits ou des forages situés à proximité pour la boisson et pour d'autres usages domestiques. Le niveau de risque dépend de divers facteurs, dont la nature du sous-sol, la présence de fissures dans la roche sous-jacente, les caractéristiques de construction des puits et la profondeur à laquelle l'eau est puisée. Pour plus d'informations sur l'évaluation du risque de contamination des eaux souterraines par l'assainissement individuel, on consultera Lawrence *et al.* (2001). Il est important de noter que même dans le cas où l'on procède à des vidanges régulières des dispositifs de confinement, les risques potentiels sont peu susceptibles d'être totalement éliminés, car la vidange n'empêche pas l'infiltration dans le sol de lixiviats fortement contaminés.

Excreta et environnement

Les fèces sont principalement constituées d'eau et de composés organiques. En présence de bactéries, les composés organiques se décomposent en éléments plus simples, en utilisant d'abord l'oxygène disponible dans l'environnement ambiant. Lorsque des excreta sont rejetés dans un cours d'eau, cet oxygène est initialement disponible dans le milieu récepteur, mais la forte demande en oxygène des excreta réduit rapidement la teneur en oxygène de l'eau. Lorsque la demande en oxygène des excreta dépasse la quantité d'oxygène des eaux réceptrices, il en découle des conditions anaérobies qui génèrent des odeurs, détruisent les organismes aquatiques, dont les poissons, et rendent généralement l'environnement moins agréable. Les systèmes d'assainissement individuel participent à la protection de l'environnement en retenant une grande partie des excreta dans un dispositif de confinement (fosse simple, fosse septique ou fosse d'aisance), mais il est toujours nécessaire de les évacuer par la suite. Les matières vidangées présentent des concentrations élevées en matières organiques (MO), en matières en suspension (MES) et en azote, et nuisent à la qualité des cours d'eau dans lesquels elles sont déversées. Un traitement est par conséquent nécessaire pour réduire leur demande très élevée en oxygène et leur concentration en MES à des niveaux qui n'affectent pas les poissons et les autres organismes vivant dans le milieu aquatique récepteur. Sur la base de ce qui précède, les objectifs spécifiques du traitement des boues de vidange sont les suivants :

- *Réduire la teneur en eau des boues*, facilitant ainsi le traitement et le transport. L'objectif sera normalement de réduire la teneur en eau jusqu'à ce que la boue agisse comme un produit solide et puisse être manipulée avec une pelle ;
- *Réduire la demande en oxygène et la teneur en matières en suspension* de la fraction liquide des effluents qui est rejetée dans l'environnement, pour que le rejet dans les cours d'eau n'épuise pas les niveaux d'oxygène et ne

cause pas une accumulation de matières à des niveaux pouvant nuire aux organismes aquatiques ;

- Réduire la quantité d'agents pathogènes présents dans les effluents liquides afin de permettre le rejet ou la valorisation en toute sécurité. La réduction des agents pathogènes est exigée lorsque l'effluent doit être utilisé pour l'irrigation ou l'aquaculture. Il faut également l'envisager lorsque l'effluent liquide est rejeté dans un cours d'eau en amont de zones de baignade ou de prélèvement des eaux. Dans ce cas, il est toutefois préférable de rechercher d'autres modalités de rejet ; par exemple en déplaçant l'exutoire de la station en aval ;
- Réduire suffisamment les concentrations d'agents pathogènes dans les boues pour permettre la valorisation ou le rejet sans risque dans la filière des déchets solides. La réduction des concentrations d'agents pathogènes dans les boues sera particulièrement importante si la destination finale envisagée est un épandage agricole.

Les boues de vidange épaisses et liquides sont caractérisées par des concentrations élevées en ammoniacque, en composés azotés et en nutriments. Il peut être nécessaire de réduire la concentration de ces composés, en particulier lorsque le rejet des nutriments dans un cours d'eau peut conduire à l'eutrophisation. Le chapitre 8 évoque brièvement ces questions.

Afin d'atteindre l'ensemble de ces objectifs, il est impératif de mettre en place les moyens financiers et organisationnels nécessaires au bon fonctionnement d'une station de traitement. Les projets visant à améliorer le traitement des boues doivent, par conséquent, prévoir les mesures nécessaires pour s'assurer du respect de ces exigences.

Indicateurs et mesures clés

On distingue quatre grands types d'agents pathogènes présents dans les excreta : les virus, les bactéries, les protozoaires et les helminthes. Il existe des tests permettant d'identifier les agents pathogènes individuellement, mais leur dépistage exhaustif requiert des procédés d'analyse qui ne sont disponibles que dans des laboratoires spécialisés et qui demandent des efforts et des dépenses considérables. La procédure la plus courante pour évaluer les risques associés aux agents pathogènes bactériens consiste à utiliser des bactéries témoins comme indicateurs de leur présence. Les plus couramment utilisées sont les coliformes fécaux et *Escherichia coli* (*E. coli*). Ce dernier est un type particulier de coliformes fécaux qui colonisent les intestins humains et dont la grande majorité est non-pathogène. Des études conduites sur des étendues d'eau douce polluées au Brésil ont montré que les concentrations d'*E. coli* représentaient de façon constante environ 80 % des concentrations de coliformes fécaux totaux (Hachich *et al.*, 2012). À partir d'études réalisées dans l'Ohio aux États-Unis, l'*US Geological Survey* a dérivé l'équation $\log EC = 0,932 (\log CF) + 0,101$, où EC est la concentration en *E. coli* et CF est

la concentration en coliformes fécaux. Cette équation donne un rapport EC/CF de l'ordre de 0,4 à 0,5 aux concentrations de coliformes fécaux auxquelles on peut s'attendre pour les eaux usées et les excreta les plus concentrés. Une autre équation, dérivée par l'*Ohio River Valley Water Sanitation Commission*, fait état de rapports EC/CF légèrement inférieurs (Francy *et al.*, 1993). Une personne peut excréter plus de 10^{11} coliformes fécaux en une journée. Les eaux noires provenant des toilettes utilisant de l'eau peuvent contenir jusqu'à 10^9 coliformes fécaux par 100 ml. Par comparaison, les normes nationales standards exigent l'absence totale d'*E. coli* ou de coliformes fécaux dans un échantillon de 100 ml d'eau destinée à la boisson et une concentration maximale de 1 000 NPP/100 ml dans les effluents destinés à traiter les cultures maraîchères consommées crues. Le NPP est le « nombre le plus probable » et constitue un autre moyen de mesurer la concentration de certains micro-organismes lors de l'évaluation des concentrations dans les boues solides ou liquides et les eaux usées. Étant donné que le test standard de recherche des coliformes fécaux identifie certaines bactéries non-fécales qui se développent à la température de 44 °C, à savoir la température utilisée pour le test, la bactérie *E. coli* est dorénavant le marqueur le plus utilisé (Edberg *et al.*, 2000).

De nombreux protozoaires vivent dans le système intestinal humain. Beaucoup sont non-pathogènes, d'autres peuvent causer des maladies bénignes, mais certains d'entre eux, comme *Giardia intestinalis*, *Cryptosporidium parvum* et *Cryptosporidium hominis*, peuvent causer des diarrhées aiguës. Il est possible de détecter des kystes et des oocystes de protozoaires dans les eaux usées et les boues fécales, mais l'approche qui est généralement adoptée est de se concentrer à différentes étapes du traitement sur la détection des œufs de vers (helminthes) comme indicateur de survie protozoaire. Ceux-ci peuvent subsister dans les boues pendant des mois, voire des années, et présentent donc un plus grand risque pour la santé que les (oo)cystes des protozoaires. Des œufs viables d'*Ascaris lumbricoides*, un pathogène helminthique commun, sont le marqueur le plus couramment utilisé pour déceler les infections par les helminthes. Des tests peuvent également être effectués pour établir la présence de *Trichuris trichiura*, un autre helminthique pathogène. Ayres et Mara (1996) fournissent de plus amples renseignements sur les méthodes d'analyse utilisées pour le dénombrement des œufs d'helminthes et des bactéries coliformes fécales dans les échantillons d'eaux usées. À moins que l'organisation responsable de la gestion des boues de vidange liquides ne dispose de son propre personnel de laboratoire spécialisé, il sera nécessaire d'engager une autre organisation ayant des connaissances spécialisées pour planifier et mener des programmes de surveillance des bactéries et des agents pathogènes indicateurs comme *Ascaris* et *Trichuris*.

Les mesures de la demande en oxygène sont :

- La *demande chimique en oxygène (DCO)* : mesure de l'équivalent en oxygène de la matière organique contenue dans les eaux usées, qui peut être oxydée chimiquement en utilisant la méthode au dichromate dans une solution acide. En pratique, il s'agit d'une mesure de la totalité de la matière organique contenue dans les eaux usées ;

- La *demande biochimique en oxygène (DBO)* : mesure de la demande en oxygène exercée par la matière organique facilement bio-oxydable contenue dans un échantillon d'eaux usées pendant une période de temps donnée. La DBO est normalement déterminée sur une période de cinq jours à 20 °C et est appelée « DBO₅ ». Une autre explication de la durée de cinq jours est que le démarrage du processus de nitrification, qui a pour effet de fausser la demande en oxygène carboné, n'intervient normalement qu'après cinq jours.

La DCO et la DBO sont exprimées en milligrammes par litre (mg/l), ce qui équivaut à des grammes par mètre cube.

L'indicateur de la teneur en matières sèches, à savoir les matières en suspension (MES), est également exprimé sous forme de concentration en mg/l. Les eaux usées contiennent elles aussi des matières en suspension et des matières dissoutes qui forment ensemble la teneur totale en matières sèches des eaux usées. Les matières volatiles en suspension (MVS) et les matières volatiles (MV), normalement exprimées en pourcentage, sont des indicateurs des fractions facilement biodégradables des, respectivement, MES et MS.

Les informations sur la teneur en MS des boues de vidange peuvent être présentées en termes de MES ou de MS. Les données relatives aux MS peuvent être trompeuses, car elles peuvent indiquer des niveaux élevés de MES déjà présents dans l'eau non-contaminée, comme la salinité, la dureté ou les deux. Étant donné que ces matières sont à la fois dissoutes et inorganiques, ni la décantation physique ni les processus biologiques ne peuvent les éliminer. De ce fait, l'échantillonnage des eaux usées et des boues liquides doit être principalement utilisé pour la mesure des MES plutôt que des MS.

Comment ce livre se situe-t-il par rapport à d'autres publications ?

Les manuels sur le traitement des eaux usées comprennent des chapitres sur le traitement des boues de vidange liquides mais se concentrent principalement sur les méthodes assez sophistiquées adoptées dans les pays industrialisés (voir par exemple Burton *et al.*, 2013). Le manuel de l'*Environmental Protection Agency* des États-Unis (US EPA) sur le traitement et le rejet des boues de vidange liquides (*Handbook: Septage Treatment and Disposal*, US EPA, 1984) et sa fiche d'information (US EPA, 1999) abordent les mêmes sujets que ce livre, mais remontent à plusieurs décennies et se concentrent sur les besoins des États-Unis plutôt que sur ceux des pays à revenu faible ou intermédiaire inférieur (pour simplifier, on se réfèrera au terme « pays à faible revenu » pour désigner à la fois ces deux catégories). La *Gestion des boues de vidange - Approche intégrée pour la mise en œuvre et l'exploitation* (Strande *et al.*, 2014, édition française 2018) couvre de façon exhaustive le sujet de la gestion des boues de vidange en utilisant une approche théorique et pratique avec de nombreux exemples sur les solutions de traitement. Cet ouvrage s'appuie sur les rapports et les résultats de recherche du département Assainissement, eau et déchets pour le développement (Sandec) de l'Institut fédéral suisse des

sciences et technologies de l'eau (Eawag) et des organisations avec lesquelles il collabore. Sandec/Eawag a également publié un guide détaillé sur les aspects économiques et la gestion à faible coût des boues de vidange (Steiner *et al.*, 2002). Cependant, il n'existe pas de manuel ou de guide orienté principalement sur les aspects techniques du traitement des boues de vidange dans les pays à faible revenu. Cet ouvrage se penche essentiellement sur le choix et la conception des dispositifs de traitement, couvrant à la fois les processus et les détails de conception, dont l'expérience a montré qu'ils sont déterminants pour le bon fonctionnement des stations de traitement dans ces pays. Il offre également une évaluation critique des technologies décrites dans d'autres publications et identifie d'autres solutions technologiques potentielles pour le traitement. Les références aux publications utilisées et aux résultats de recherche pertinents sont incluses tout au long du livre.

Structure de l'ouvrage et brève description du contenu

La suite de cet ouvrage est structurée comme suit.

Le *chapitre 2* étudie le contexte du traitement, qu'il analyse d'abord en tant que composante du cycle de gestion des boues de vidange, pour s'intéresser ensuite aux possibilités de rejet sans risque. Il décrit les trois principales méthodes de traitement des boues, à savoir l'épandage, le cotraitement avec les eaux usées et la mise en place de stations de traitement spécifiques aux boues solides et liquides, sachant que la suite de l'ouvrage se concentre sur ces deux dernières approches. On trouvera ci-après des explications sur les besoins et la demande, ainsi que sur l'importance de les distinguer l'un de l'autre. L'influence du cadre législatif, institutionnel et financier sur le choix des technologies de traitement est ensuite étudiée, en insistant sur la nécessité de s'assurer que les fonds disponibles sont en mesure de couvrir les coûts opérationnels. Enfin, le chapitre aborde la prise en compte du contexte du traitement, qui n'est pas forcément stable et peut évoluer avec le temps.

Le *chapitre 3* traite de la planification du traitement des boues. Il présente les étapes du processus de planification, à savoir : l'évaluation des besoins et de la demande de traitement des boues liquides, la détermination de la zone de planification du projet, les solutions de traitement décentralisé et leur impact sur l'emplacement des stations de traitement et les services qu'elles sont en mesure de proposer, l'évaluation des charges hydrauliques, organiques et des matières en suspension, et enfin les choix technologiques. Ce chapitre contient des références à des ouvrages traitant des aspects plus larges de la planification de l'assainissement et de la gestion des boues de vidange.

Le *chapitre 4* présente les processus et les technologies de traitement. Il décrit en détail les objectifs de traitement énoncés dans ce chapitre ainsi que les technologies de traitement des boues de vidange très concentrées. Les processus complets de traitement sont tout d'abord décrits avant de passer en revue les solutions techniques disponibles à chaque étape du processus.

Les avantages, les inconvénients et les limites du cotraitement des boues avec les eaux usées municipales sont brièvement abordés.

Le *chapitre 5* traite de l'important sujet de la planification et de la conception afin de garantir de bonnes conditions d'exploitation. Il souligne la nécessité de s'assurer de la compatibilité des processus et des technologies retenus avec le système de gestion et les moyens mobilisables, ainsi que l'importance de concevoir les installations en se souciant des opérateurs. En règle générale, les tâches difficiles à accomplir sont susceptibles d'être négligées, ce qui génère des répercussions négatives sur la performance à moyen et à long terme des unités de traitement.

Le *chapitre 6* examine les modalités de réception et de dégrillage des boues et, lorsque cela est nécessaire, d'enlèvement du sable et des graviers. Il se réfère également aux dispositions relatives à l'ajout d'additifs afin de stabiliser les boues et/ou d'améliorer leurs propriétés de décantation.

Le *chapitre 7* traite des solutions de séparation entre les fractions solide et liquide. Il s'agit notamment des technologies qui reposent sur la sédimentation, la percolation, l'évaporation et les presses à boues mécaniques.

Le *chapitre 8* explore la gamme de solutions disponibles pour traiter la fraction liquide des boues suite au processus de séparation. Lorsque les flux sont faibles et qu'il y a de l'espace, les technologies décrites peuvent être utilisées pour traiter la totalité des boues liquides. Des informations sont également données sur les technologies anaérobie et aérobie et la possibilité de les combiner pour atteindre une qualité d'effluents satisfaisante.

Le *chapitre 9* porte sur la déshydratation des boues. Celle-ci a normalement lieu après la séparation des fractions solide et liquide, mais lorsque les charges hydrauliques sont réduites et que les intrants présentent une forte siccité, elle peut se faire immédiatement après le criblage préliminaire et l'extraction du sable et des graviers, comme solution de substitution aux autres méthodes de séparation. Les technologies abordées sont notamment les lits de séchage plantés et non-plantés et les différentes formes de presses à boues.

Le *chapitre 10* étudie les solutions de traitement additionnel nécessaires pour rendre les effluents liquides et les boues séchées propres au rejet en milieu naturel ou à la valorisation finale. Ce chapitre porte principalement sur les possibilités de réutilisation des boues séchées, qui sont en principe mieux valorisées que le faible volume d'effluents liquides produits par les stations de traitement des boues.

Références bibliographiques

- Ayres R.M. et Mara D.D. (1996). *Analysis of Wastewater for Use in Agriculture – A Laboratory Manual of Parasitological and Bacteriological Techniques*, Geneva: WHO <www.who.int/water_sanitation_health/publications/labmanual/en> [Consulté le 14 janvier 2018].
- Burton F.L., Tchobanoglous T., Tsuchihashi R. et Stensel H.D. (2013). *Metcalf & Eddy, Inc.: Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery*, 5th ed., New York: McGraw-Hill Education.

- Chhabra R.P. (2009). *Non-Newtonian Fluids: An Introduction*, Kanpur: Indian Institute of Technology <www.physics.iitm.ac.in/~compflu/Lect-notes/chhabra.pdf> [Consulté le 8 mars 2017].
- Eawag/Sandec (2006). 'Urban Excreta Management: Situation, Challenges, and Promising Solutions', presented by Eawag at the *1st International Faecal Sludge Management Policy Symposium and Workshop, Dakar, Senegal* <<http://siteresources.worldbank.org/INTWSS/Resources/eawag.pdf>> [Consulté le 13 mars 2017].
- Eawag/Sandec (2017). Management of Excreta, Wastewater and Sludge [online] <www.eawag.ch/en/departement/sandec/main-focus/management-of-excreta-wastewater-and-sludge> [Consulté le 17 novembre 2017].
- Edberg S.C., Rice E.W., Karlin R.J. et Allen M.J (2000). 'Escherichia coli: the Best Biological Drinking Water Indicator for Public Health Protection', *Journal of Applied Microbiology Symposium Supplement* 88: 106S–16S <www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/10880185> [Consulté le 13 mars 2017].
- Francy D., Myers D. et Metzker K. (1993). *Escherichia coli and Fecal Coliform Bacteria as Indicators of Recreational Water Quality*, Denver, CO: US Geological Survey <<https://pubs.usgs.gov/wri/1993/4083/report.pdf>> [Consulté le 21 février 2017].
- Hachich E., Di Bari M., Christ A., Lamparelli C., Ramos S. et Sato M. (2012). 'Comparison of Thermotolerant Coliforms and *Escherichia coli* Densities in Freshwater Bodies', *Brazilian Journal of Microbiology* 43(2): 675–81 <<http://dx.doi.org/10.1590/S1517-83822012000200032>> [Consulté le 22 février 2017].
- Lawrence A.R., Macdonald D.M.J., Howard A.G., Barrett M.H., Pedley S., Ahmed K.M. et Nalubega M. (2001). *Guidelines for Assessing the Risk to Groundwater from On-Site Sanitation*, Nottingham: British Geological Survey <<http://nora.nerc.ac.uk/id/eprint/20757/1/ARGOSS%20Manual.PDF>> [Consulté le 14 janvier 2018].
- Melo J.C. (2005). *The Experience of Condominial Water and Sewerage Systems in Brazil: Case Studies from Brasília, Salvador and Parauapebas*, Lima: Water and Sanitation Program Latin America <www.wsp.org/sites/wsp.org/files/publications/BrasilFinal2.pdf> [Consulté le 24 janvier 2018].
- Steiner M., Montangero A., Koné D. et Strauss M. (2002). *Economic Aspects of Low-cost Faecal Sludge Management: Estimation of Collection, Haulage, Treatment and Disposal/Reuse Costs*, Dübendorf: Department of Water and Sanitation in Developing Countries, Swiss Federal Institute for Environmental Science & Technology <www.eawag.ch/fileadmin/Domain1/Abteilungen/sandec/publikationen/EWM/Project_reports/FSM_LCO_economic.pdf> [Consulté le 14 janvier 2018].
- Strande L., Ronteltap M. et Brdjanovic D. (2014). *Faecal Sludge Management: Systems Approach for Implementation and Operation*, London: IWA <www.sandec.ch/fsm_book> [Consulté le 17 novembre 2017].
- Tilley E., Ulrich L., Lüthi C., Reymond Ph. et Zurbrügg C. (2014). *Compendium of Sanitation Systems and Technologies*, 2nd revised ed., Dübendorf: Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag) <www.iwa-network.org/wp-content/uploads/2016/06/Compendium-Sanitation-Systems-and-Technologies.pdf> [Consulté le 27 février 2017].

- United Nations, Department of Economic et Social Affairs, Population Division (2015). *World Urbanization Prospects: The 2014 Revision* (Report No. ST/ESA/SER.A/366) [online] <<https://esa.un.org/unpd/wup/>> [Consulté le 13 mars 2017].
- US EPA (1984). *Handbook: Septage Treatment and Disposal*, Washington, DC: EPA <<https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/30004ARR.PDF?Dockey=30004ARR.PDF>> [Consulté le 19 juin 2018].
- US EPA (1999). *Decentralized Systems Technology Fact Sheet: Septage Treatment/Disposal* (Report No. EPA 932-F-99-068), Washington, DC: EPA <<https://www3.epa.gov/npdes/pubs/septage.pdf>> [Consulté le 15 janvier 2018].
- World Bank (2016). Urban development [online] <www.worldbank.org/en/topic/urbandevelopment/overview> [Consulté le 20 février 2017].
- WSP (2014). *The Missing Link in Sanitation Service Delivery: A Review of Fecal Sludge Management in 12 Cities*, Washington, DC: World Bank <www.wsp.org/sites/wsp.org/files/publications/WSP-Fecal-Sludge-12-City-Review-Research-Brief.pdf> [Consulté le 13 mars 2017].

CHAPITRE 2

Le traitement des boues de vidange dans leur contexte

Il est essentiel de prendre en compte le contexte dans lequel les installations de traitement doivent fonctionner lors des étapes de planification et de conception. Ce chapitre étudie la façon dont les facteurs contextuels peuvent avoir une influence sur ces décisions. Il explore tout d'abord la manière dont les exigences en matière de traitement sont influencées par les dispositions prises plus tôt dans la chaîne des services d'assainissement et les dispositions prévues pour le rejet ou la valorisation finale des produits issus du traitement. Ce chapitre insiste sur la nécessité de conduire une évaluation réaliste de la demande de services et étudie le rôle du cadre législatif et institutionnel pour générer la demande et y répondre de façon efficace. Il met également l'accent sur la nécessité d'adapter les technologies aux ressources financières ainsi qu'aux modes de gestion et aux moyens opérationnels disponibles. Sachant que le contexte est en perpétuelle évolution, la dernière partie du chapitre est consacrée aux différentes mesures envisageables pour créer des conditions plus favorables au traitement.

Mots-clés : chaîne de services d'assainissement, demande, législation, institutions, ressources.

Introduction – La chaîne des services d'assainissement

L'évaluation des besoins en matière de traitement des boues de vidange doit se baser sur une bonne compréhension des principales solutions d'assainissement et de la façon dont celles-ci influencent les maillons de la chaîne d'assainissement. La figure 2.1 présente les solutions existantes et montre de quelle façon le choix du système d'assainissement – hydrique ou sec, individuel ou collectif – et de la destination finale des produits issus du traitement influence le type de traitement qui est approprié. Inévitablement, un tel schéma simplifie la réalité. En particulier, les matières extraites des fosses non-étanches qui peuvent avoir une consistance plus ou moins liquide selon la quantité d'eau retenue dans la fosse. Ce schéma peut être utilisé comme un outil de support à l'évaluation initiale des systèmes d'assainissement et des besoins de traitement, avant de procéder à une recherche plus détaillée de la situation sur le terrain. Tilley *et al.* (2014) donnent de nombreuses informations sur les différents types de toilettes existantes.

La figure 2.1 introduit trois grands types de systèmes pour la vidange, le transport et le traitement des excreta et des eaux usées de la filière eau : les réseaux d'égouts suivis du traitement des eaux usées ; les systèmes d'assainissement hybrides ; et enfin les fosses septiques et les puits d'infiltration.

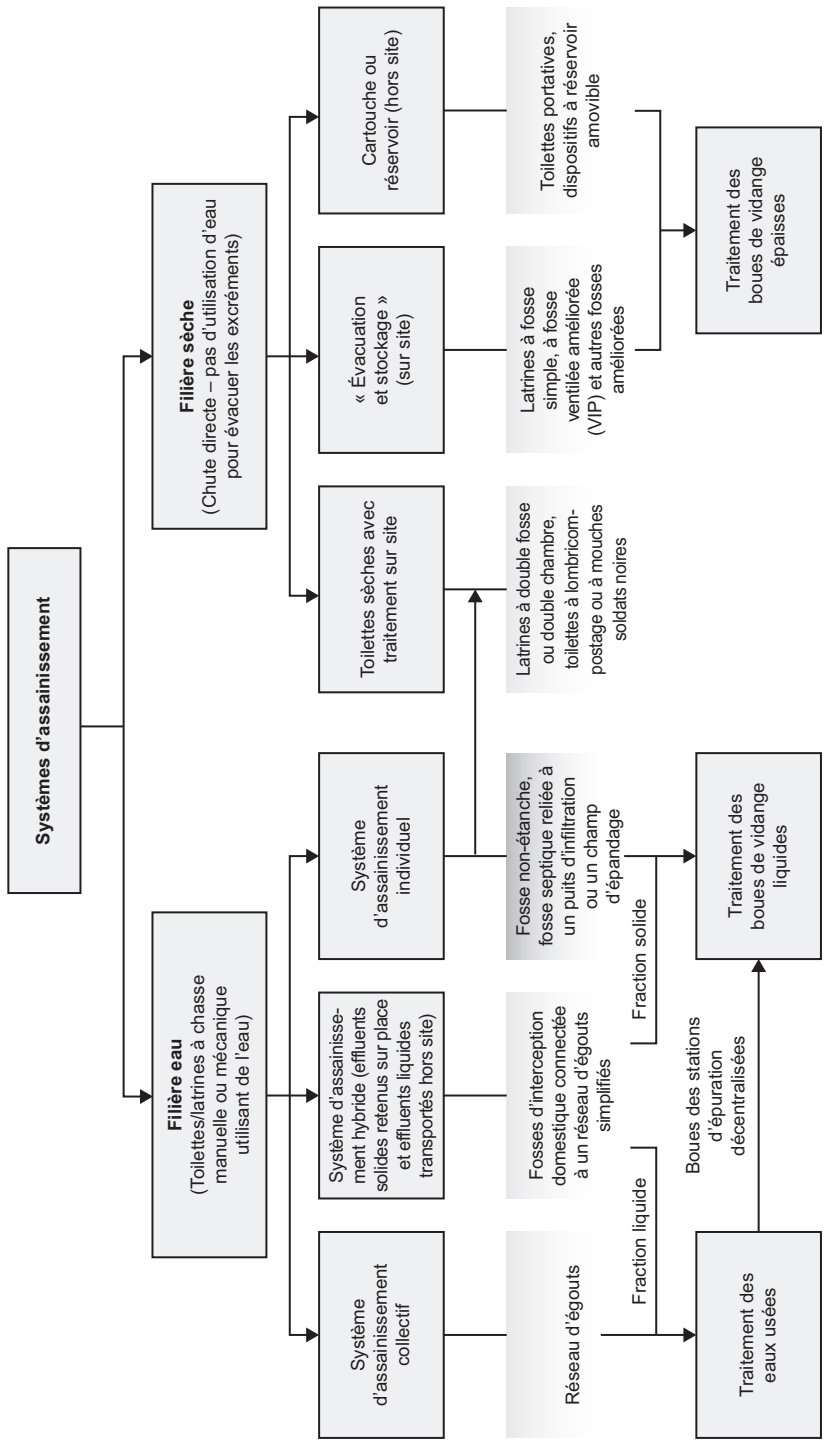


Figure 2.1 Systèmes d'assainissement et conséquences sur les solutions de traitement

Les réseaux d'égouts et le traitement des eaux usées

Les boues produites lors du traitement des eaux usées (ou boues d'épuration) sont normalement traitées en station d'épuration (STEP). Cependant, l'on constate que les stations de traitement locales desservies par un réseau d'égouts décentralisé ne possèdent souvent pas de dispositif de traitement des boues. Dans cette situation, il peut être justifié de procéder à leur traitement dans une installation spécialisée.

Les systèmes hybrides

Les systèmes hybrides permettent de retenir les matières solides dans une fosse d'interception sur site, tout en rejetant les effluents liquides vers un réseau d'égouts afin que ceux-ci soient traités ou rejetés en toute sécurité. Il sera nécessaire de vidanger régulièrement les fosses septiques afin de limiter autant que possible le passage de matières solides dans le réseau. La teneur en matières sèches des produits vidangés régulièrement dépend de plusieurs facteurs tels que la fréquence de vidange, mais le traitement qui s'applique généralement doit être adapté aux BV liquides.

Les fosses septiques et les fosses non-étanches

Les fosses septiques contiennent des matières solides, du surnageant et de l'écume. Elles doivent être régulièrement vidangées. Lorsqu'elles sont bien conçues et entretenues, les fosses septiques sont généralement vidangées tous les 2 à 4 ans mais, dans la pratique, les vidanges peuvent avoir lieu à des intervalles allant de quelques mois à plusieurs décennies. La teneur en matières sèches des matériaux vidangés est normalement inférieure à 5 %, ce qui, dans cet ouvrage, les classe dans la catégorie des BV liquides. Les fosses non-étanches, qui peuvent être très nombreuses, peuvent parfois fonctionner pendant des années sans vidange. Lorsque l'on procède effectivement à la vidange, la nature des matières retirées dépend des conditions qui prévalent dans la fosse. Dans les zones où la nappe phréatique est élevée, où les fosses sont mal drainées et lorsque les eaux ménagères sont rejetées dans la fosse, les matières vidangées peuvent contenir du surnageant et être également classées dans la catégorie des BV liquides. La teneur en MS du contenu des fosses bien drainées qui recueillent les excreta de toilettes à chasse manuelle est probablement beaucoup plus élevée et les matières vidangées seront plutôt classées dans la catégorie des BV épaisses. Les fosses d'aisance retiennent à la fois les effluents solides et liquides dans une cuve ou une fosse étanche, et devront être vidées fréquemment. Il en est de même pour les fosses septiques et les fosses non-étanches, qui peuvent contenir beaucoup d'eau lorsque la nappe phréatique est élevée ou en cas de colmatage des systèmes d'infiltration (à savoir le sous-sol, les puits d'infiltration ou le système d'épandage). Dans ces deux cas, les matières vidangées seront plutôt classées dans la catégorie des BV liquides que des BV épaisses.

Presque tous les systèmes d'assainissement sans eau retiennent les particules solides dans un système de confinement – une fosse ou une chambre de compostage – situé directement sous ou derrière les toilettes, permettant ainsi aux liquides excédentaires de s'infiltrer dans le sol. Ces systèmes se divisent en trois grandes catégories : les systèmes conventionnels d'évacuation et de stockage, les dispositifs d'assainissement à réservoir amovible (toilettes portatives) et les systèmes autonomes à la parcelle. Les deux premiers nécessitent de mettre en place un dispositif de vidange et de traitement des boues épaisses.

Les systèmes conventionnels d'évacuation et de stockage à la parcelle

Ces systèmes comprennent différents types de latrines à fosse. Les latrines à fosse retiennent les matières fécales pendant plusieurs années, pendant lesquelles leur volume et leur concentration en agents pathogènes diminuent. Les vidanges des boues partiellement digérées qu'elles contiennent peuvent être espacées dans le temps. La teneur en MS des boues varie selon les conditions locales. Des études menées à Durban, en Afrique du Sud, où la population a l'habitude de jeter des déchets dans des fosses, ont montré que le contenu en MS pouvait typiquement atteindre 20 % (Nwaneri, 2009). Ceci constitue une limite supérieure en termes de teneur en MS des matières vidangées, mais signifie que le contenu des dispositifs de confinement de ce type de système peut généralement être classé dans la catégorie des BV épaisses. Des exceptions à cette règle générale sont possibles lorsque plusieurs facteurs sont présents en même temps, tels qu'une nappe phréatique élevée, un sol mal drainé et le rejet des eaux grises dans la fosse. Dans ces circonstances, la fosse peut contenir une quantité importante de surnageant, de sorte que les matières vidangées présentent les caractéristiques des BV liquides.

Les toilettes portatives et les dispositifs d'assainissement à réservoir amovible

Ces systèmes nécessitent une vidange fréquente des matières fécales qu'ils contiennent, c'est-à-dire une ou plusieurs fois par semaine. La courte période de rétention dans le réservoir (ou la cartouche) ne laisse que peu de temps pour la digestion, de sorte que le volume et la concentration des boues issues de ces systèmes sont vraisemblablement supérieurs aux boues de vidange des latrines à fosse et des fosses septiques. De plus, il est fréquent que ces systèmes séparent l'urine des excréments et du papier toilette, ce qui a pour effet d'en augmenter davantage la concentration.

Les systèmes autonomes à la parcelle

Les systèmes autonomes sont conçus pour permettre la transformation sur place des matières fécales en un matériau inoffensif et sans danger, assimilable au terreau et qui peut être enlevé manuellement. Il s'agit notamment de doubles fosses pour toilettes à chasse manuelle et de toilettes sèches à séparation et déshydratation ou lombricompostage, pour le traitement des matières fécales.

En théorie, ces dispositifs suppriment le recours au transport et au traitement hors site. En pratique, bien qu'elles soient prometteuses, aucune de ces solutions n'est susceptible de faire disparaître, dans un avenir proche, la nécessité de mettre en place des solutions de gestion des boues de vidange (GBV) plus « traditionnelles », surtout en milieu urbain ou périurbain.

Ce rapide panorama des différents systèmes d'assainissement et de leurs exigences en termes de traitement permet d'aboutir aux conclusions suivantes :

- De nombreuses personnes dans les villes des pays à faible revenu dépendent de systèmes d'assainissement individuel ;
- Bien qu'il existe des solutions à la parcelle pour le traitement des matières fécales, celles-ci sont soumises à des difficultés opérationnelles ou n'ont pour l'instant jamais été appliquées à l'échelle d'une ville ;
- La plupart des villes des pays à faible revenu auront donc besoin, dans un avenir prévisible, de systèmes de GBV couvrant les maillons de la vidange, du transport, du traitement et de la valorisation ou du rejet ;
- Les caractéristiques des matériaux à enlever dépendront du type de toilettes, de la capacité d'infiltration du sol et de la conception de la fosse. Les systèmes secs génèrent habituellement des boues épaisses, bien que les latrines à fosse dont le fond pénètre dans la nappe phréatique et/ou qui reçoivent les eaux de la salle de bains peuvent contenir du surnageant. Il n'est pas recommandé de creuser des fosses dont le fond pénètre dans la nappe phréatique, mais leur éventualité ne peut pas être ignorée. Les dispositifs de la filière eau sont plus susceptibles de produire des BV liquides, et les quantités de boues et d'eau surnageante dépendent du niveau de la nappe ainsi que de l'efficacité du processus d'infiltration au niveau de la fosse.

Solutions potentielles pour la destination finale des boues de vidange

Les matières de vidange des dispositifs d'assainissement individuels, des installations de traitement décentralisées et des fosses d'interception situés en amont des réseaux d'égouts ont un aspect désagréable, une odeur nauséabonde, contiennent un nombre élevé d'agents pathogènes et exercent vraisemblablement une forte demande en oxygène. S'ils font l'objet de vidanges sauvages, ils risquent de causer des dégradations environnementales et de constituer une menace pour la santé publique. Si ces matériaux sont utilisés pour l'épandage agricole sans contrôle suffisant, ils présenteront une menace pour la santé des travailleurs agricoles et des consommateurs des produits cultivés sur les parcelles concernées par l'épandage. Les boues de vidange qui sont évacuées sur les terres agricoles et boisées peuvent contaminer les cours d'eau et avoir des conséquences négatives sur leur état. Les systèmes de traitement et la destination finale de ces matières doivent donc être conçus de manière à protéger à la fois la santé publique et l'environnement. L'agence de protection de l'environnement des États-Unis

définit les orientations générales suivantes pour le traitement des boues de vidange liquides (US EPA, 1984) :

- Traitement séparé des BV liquides ;
- Cotraitement avec les eaux usées ;
- Épandage des BV liquides non-traitées.

Dans les pays à faible revenu, l'absence générale de réseaux d'égouts et de traitement des eaux usées laisse le champ libre à un traitement indépendant des BV dans le cadre des nouveaux projets de GBV. Dans les zones où un réseau d'égouts existe ou est prévu, l'on peut envisager le cotraitement des BV liquides avec les eaux usées municipales, sachant qu'il est toujours recommandé de procéder à un prétraitement pour séparer les fractions solide et liquide des boues. Il est également possible de cotraiter les BV épaisses avec les boues issues du traitement des eaux usées, si possible après une première étape de digestion afin de réduire les odeurs. Lorsque l'on envisage le cotraitement, il est essentiel que la charge des BV épaisses et liquides soit évaluée en fonction de la capacité des installations de traitement des eaux usées. L'évaluation doit porter à la fois sur la charge organique et massique de la fraction liquide des boues (après une première étape de traitement visant à séparer les fractions solide et liquide) et sur le volume de la fraction solide résultant de ce processus. Le cotraitement en station d'épuration de la fraction liquide des BV épaisses et liquides avec les eaux usées est abordé au chapitre 9.

L'épandage des BV non-traitées permet d'enrichir le sol en éléments nutritifs et carbonés, mais crée une menace pour la santé des travailleurs agricoles et des consommateurs. En raison de ses bénéfices, l'épandage était autrefois une pratique courante aux États-Unis et en Europe, comme le montre le manuel de l'US EPA sur le traitement et le rejet des boues de vidange liquides publié en 1984, qui décrit cette pratique comme « la technique la plus fréquemment utilisée pour le traitement et le rejet des boues liquides aux États-Unis ». Depuis lors, l'inquiétude croissante face aux risques a conduit l'ensemble des pays développés à interdire ou à restreindre fortement l'épandage des boues non ou partiellement traitées. L'épandage agricole est encore pratiqué dans de nombreux pays à faible revenu et à revenu intermédiaire inférieur, généralement de manière informelle et avec une réglementation minimale. Les responsables de la planification de projets d'assainissement sont face à un grand défi pour trouver des solutions appropriées à cette situation.

Pour trouver des solutions, l'on peut tirer des enseignements de l'expérience des États-Unis et de l'Europe. Le manuel de l'US EPA précédemment cité recensait trois types de solutions pour le rejet des boues, à savoir : l'épandage, l'enfouissement en surface et l'enfouissement en tranchées profondes. L'épandage y est présenté comme la solution la plus simple, mais qui engendre des problèmes fréquents en raison de la présence d'agents pathogènes, de mouches et d'autres vecteurs de maladies. Le manuel indique que l'enfouissement à faible profondeur des boues dans le sol immédiatement après dépotage constitue une meilleure alternative. Lors de l'évaluation des différentes possibilités,

Encadré 2.1 L'enfouissement non-réglementé à Tamale au Ghana

Les agriculteurs des environs de la ville de Tamale, dans le nord du Ghana, achètent des BV liquides non-traitées auprès des opérateurs de camions de vidange et s'en servent comme amendement ou fertilisant (RUAF, 2003). Les cultures fertilisées ainsi sont principalement des céréales, dont le maïs, le sorgho et le millet. Pendant la saison sèche, les agriculteurs achètent les BV auprès des conducteurs des camions de vidange. La pratique la plus courante consiste à dépoter les boues dans un endroit facilement accessible aux camions et à les laisser telles quelles jusqu'à la fin de la saison sèche. Pendant cette période, les conditions sont favorables au séchage des boues, en raison des températures élevées, du fort rayonnement solaire et du faible taux d'humidité. En fin de saison sèche, les agriculteurs épandent les boues séchées uniformément sur leurs terres. Le temps de séchage prolongé permet de désactiver la plus grande partie des agents pathogènes et donc de réduire les risques pour la santé des travailleurs agricoles, mais les helminthes sont très résistants et peuvent survivre dans les boues déshydratées pendant longtemps, entraînant un risque de contamination. D'ailleurs, les travailleurs agricoles rapportent des problèmes de démangeaisons et de gonflement des pieds lorsqu'ils procèdent à l'enfouissement des boues séchées dans le sol. Ces symptômes sont des signes précurseurs d'une possible infection par l'ankylostome et peuvent également être associés au mycétome, une maladie chronique et progressivement destructrice causée par des champignons et certains types de bactéries qui affectent les travailleurs agricoles vivant sous les climats tropicaux.

Certains agriculteurs compostent les boues dans des fosses. Ils commencent par creuser une fosse, y déposent une couche de paille de riz ou de maïs, puis une couche de boues, puis une autre couche de paille, en répétant le processus alternativement jusqu'à ce que la fosse soit pleine. Le contenu des fosses est ensuite laissé à composter pendant toute la saison sèche, de novembre à fin mars. Les agriculteurs vident ensuite les fosses et appliquent uniformément le mélange sec de boue et de paille dans leurs champs. Cette méthode est moins répandue que la première parce qu'elle nécessite une quantité de résidus de culture dont tous les agriculteurs ne disposent pas et qu'elle exige une main-d'œuvre relativement importante. Ses avantages sont que les boues digérées produites sont faciles à appliquer et améliorent les propriétés du sol, en particulier la densité apparente du sol.

Ces méthodes ne sont viables que pendant la saison sèche et ne permettent donc pas de répondre toute l'année aux besoins de la GBV. Ces méthodes ne sont pas non plus idéales, en raison du risque de transmission des agents pathogènes qu'elles présentent. Néanmoins, elles sont bénéfiques pour les agriculteurs, et l'on peut s'attendre à ce que ceux-ci s'opposent à ce que l'on mette fin à ce type de pratiques.

il est également important d'estimer les risques associés aux pratiques actuelles d'épandage. L'encadré 2.1 donne un exemple des conséquences possibles de la pratique de l'épandage dans le nord du Ghana.

La méthode de compostage dans les fosses décrite dans l'encadré 2.1 est similaire aux méthodes d'enfouissement utilisées en Malaisie (Narayana, 2017). Elle a également été testée en Afrique du Sud, où l'ONG *Partners in Development* et l'université du KwaZulu-Natal ont utilisé cette méthode pour la production forestière et la revalorisation des terres (Still *et al.*, 2012). Les chercheurs ont constaté qu'après 25 mois, les arbres cultivés sur des tranchées remplies de boues contiennent environ 60 % de plus de biomasse que les arbres témoins. Des forages de contrôle ont été pratiqués en aval du site d'enfouissement et ont montré que les concentrations en nitrates et en

phosphore ainsi que le pH sont restés dans des fourchettes acceptables pour l'application agricole. Les tests avaient révélé un nombre important d'œufs d'helminthes dans les boues fraîchement exhumées. Cependant, après presque trois ans d'enfouissement, moins de 0,1 % de ceux-ci étaient viables (c'est-à-dire potentiellement infectieux). L'étude a conclu qu'en prenant les mesures nécessaires pour éviter la contamination du sol superficiel, l'enfouissement en tranchée profonde dans un emplacement approprié peut être une option viable pour le rejet sans risque des boues traitées.

Les travaux menés en Afrique du Sud montrent donc qu'il existe des solutions d'enfouissement potentiellement sans risque. Toutefois, il est nécessaire que le pays ou la région soit doté d'une réglementation rigoureuse pour garantir la mise en œuvre de ces pratiques sans menacer la santé humaine ou l'environnement, ce qui peut être difficile à faire dans les pays qui ne disposent pas de réglementation contraignante. Dans le cas où la législation n'autorise que de faibles taux d'épandage, une grande surface est nécessaire, ce qui requiert généralement la coopération de nombreux propriétaires fonciers. Si les exploitations acceptant les boues fraîches ou traitées sont trop dispersées, des problèmes de logistique et de coût du transport risquent de se poser. Les terres boisées sont souvent plus vastes et beaucoup appartiennent à l'État, mais leur accès peut être problématique. Dans les zones forestières plantées, l'enfouissement peut s'avérer impossible en raison du faible espacement entre les arbres qui empêche l'utilisation des charrues ou du matériel nécessaire. Une solution judicieuse consiste à privilégier les zones qui sont en cours de préparation pour la plantation d'arbres, comme dans l'exemple du KwaZulu-Natal.

Les besoins privés et publics et l'importance de la demande

Comme expliqué dans l'introduction de ce chapitre, il existe un besoin avéré de GBV dans toutes les zones desservies par des dispositifs d'assainissement individuels et décentralisés. Le terme « besoin » est plutôt imprécis et il est légitime de se demander quelle en est la nature et qui en fait l'expérience ? Les ménages dont les fosses débordent en inondant les alentours de leur maison ressentiront le besoin urgent de procéder à la vidange. Si un camion dépose les matières vidangées dans un cours d'eau, cela contribue à la pollution de l'environnement au sens large, d'où la nécessité de prendre des mesures, d'une part pour empêcher le dépotage sauvage et d'autre part pour réparer toute pollution résultant des rejets passés. Il existe une distinction importante entre ces deux impératifs. Le premier se rapporte à un besoin privé qui touche les membres du ménage et leurs voisins immédiats. Le second est une nécessité publique qui touche tous ceux dont la qualité de vie sera affectée par la pollution de l'environnement résultant du dépotage sauvage.

La notion de demande permet de préciser les solutions possibles pour répondre aux besoins privés et publics. Les économistes définissent la demande comme « la volonté et la capacité de payer pour un bien ou un service ». La propension

des individus à payer pour la vidange de leur fosse débordante, mais pas pour le traitement et la destination finale des matières vidangées, démontre que la demande est habituellement plus forte pour les biens et les services privés que pour les services publics. Sans demande, il est très difficile de proposer des biens ou des services de qualité. L'expérience de multiples villes et agglomérations montre que les matières fécales de nombreux ménages sont évacuées dans les caniveaux, les dépressions et les plans d'eau, parfois – mais pas systématiquement – après un temps de rétention dans une petite fosse septique. Ces pratiques diminuent la demande en services de vidange. Lorsque les matières fécales sont directement rejetées, il n'y a pas de boues stockées à évacuer. Lorsque l'évacuation se fait par l'intermédiaire d'un dispositif de confinement fermé, les matières solides sont charriées avec les effluents liquides. Cela permet de prolonger la durée de fonctionnement du dispositif sans vidange, souvent pour une durée illimitée. Même lorsque les matières fécales sont retirées des installations domestiques, elles peuvent être rejetées dans l'environnement ou vendues aux agriculteurs pour servir d'amendement du sol ou d'engrais plutôt que dépotées dans une usine de traitement. Ces pratiques peuvent réduire considérablement la charge des installations de traitement tout en présentant des risques, tant pour la santé publique que pour l'environnement. Ces exemples montrent que l'absence de demande n'indique pas nécessairement l'absence de besoin. Il est probable que les stations de traitement conçues pour répondre aux besoins sans tenir compte de la demande soient sous-utilisées lorsque la demande de traitement est limitée. Cela peut entraîner des difficultés opérationnelles et une diminution des revenus pour l'exploitant de la station, ce qui exacerbe encore plus les difficultés opérationnelles. Dans de telles situations, il est conseillé de prendre les mesures suivantes :

- Adopter ou renforcer et appliquer des règlements visant à prévenir les dommages pour la santé et/ou l'environnement ;
- Informer la demande, en veillant à ce que les individus, et en particulier les personnes décisionnaires, soient conscients de la nécessité de considérer l'ensemble de la chaîne de services d'assainissement et de leur intérêt à le faire ;
- Développer des systèmes de tarification pour les services d'intérêt public. Par exemple, aux Philippines, une petite redevance mensuelle a été ajoutée à la facture d'eau dans le but de couvrir le coût des vidanges programmées, mais aussi le coût du traitement.

L'approche réglementaire peut impliquer de modifier les règlements liés à la construction, en interdisant les raccordements directs des toilettes aux caniveaux et en prescrivant une distance minimale entre les fosses non-étanches, les puits d'infiltration, les champs d'épandage et la nappe phréatique. L'amélioration et la pertinence des dispositions réglementaires exige normalement d'agir par voie législative, comme cela est expliqué ci-dessous. La clé d'une réglementation réussie est la mise en application ; et les responsables de la planification doivent bien comprendre que l'efficacité

de la mise en œuvre dépendra de l'efficacité des systèmes d'inspection des plans et des constructions. De tels systèmes nécessitent des ressources, qui ne sont souvent mises à disposition que lorsque des mesures appropriées de renforcement institutionnel ont été prises. Il est peu probable que ces mesures soient efficaces dans les secteurs « informels », c'est-à-dire ceux qui se sont développés en dehors des systèmes officiels de planification et de réglementation. Le secteur informel du logement représente une forte proportion du marché dans de nombreux pays et, par sa nature intrinsèque, est difficile à réglementer.

L'éducation est nécessaire pour influencer la demande. Il peut s'agir de campagnes de promotion, basées sur des messages clés concernant les avantages publics et privés d'une meilleure gestion des boues liquides et les conséquences du non-respect des bonnes pratiques. Tout comme l'application efficace des règlements, l'éducation requiert des ressources institutionnelles et financières, ce qui donne à penser que le bon fonctionnement des systèmes de GBV est intimement lié à l'existence de systèmes institutionnels et financiers performants. Un point important de la composante éducative concerne le besoin d'améliorer l'accès des opérateurs de vidange aux fosses et de leur permettre d'effectuer leur travail sans casser le couvercle de la fosse. Cette mesure sera d'autant plus efficace qu'elle coïncidera avec l'adoption de règlements et de lois au niveau national et d'un cadre réglementaire municipal prescrivant des dispositions appropriées pour la construction et l'accès des fosses.

Le principal point à retenir de cette discussion sur les besoins et la demande est l'importance de tenir compte de la demande lors de l'évaluation des besoins en matière de traitement des BV. Dans certains cas, cela se traduit par une approche graduelle de l'offre de traitement, en lien avec les efforts visant à accroître la demande au fil du temps. Ce sujet est étudié au chapitre 3.

Législation

La législation apporte le cadre dans lequel s'inscrit la GBV. Elle peut prendre la forme de lois, de directives, de règlements et de normes nationales ou, au niveau local, de directives et de règlements municipaux. Parmi les domaines législatifs susceptibles d'influer sur les initiatives d'amélioration de la GBV en général et du maillon traitement en particulier figurent notamment :

- La *législation environnementale* relative aux normes de qualité de l'air et de l'eau et aux limites en matière de rejet des déchets dans l'environnement ;
- La *législation sur les pouvoirs et les responsabilités institutionnels*, la répartition entre les opérateurs de services ou les organisations de services publics, la possibilité de créer des structures spécialisées chargées de missions spécifiques comme la GBV et enfin les rôles dans lesquels le secteur privé peut s'impliquer ;
- Les *codes, les normes et les directives en matière d'assainissement*, qui précisent les types de systèmes et de technologies d'assainissement autorisés ;

- Les exigences en matière d'octroi de *licences pour les opérateurs* ;
- Les *codes, les normes et les directives* qui font spécifiquement référence au rejet des boues de vidange.
- Toute législation existante sur les tarifs, les redevances, la taxe de dépotage et les questions financières.

La législation est plus efficace si les lois et les normes nationales établissent un cadre dans lequel les collectivités territoriales peuvent élaborer leurs propres règlements et normes. Par exemple, l'article 503 du titre 40 du *Code des règlements fédéraux* (CFR) des États-Unis établit le cadre national pour l'utilisation ou le rejet des biosolides issus des stations de traitement. Les États et les administrations municipales s'y réfèrent lorsqu'ils élaborent leurs propres directives et règlements. Le gouvernement brésilien définit des normes similaires dans sa Résolution 375 (*Conselho Nacional do Meio*, 2006). Lorsque les codes et normes nationaux ne font aucune référence spécifique au rejet en toute sécurité des boues de vidange, il est envisageable de baser les règlements et les normes sur les directives qui régissent les boues d'épuration des STEP. Si ces directives n'existent pas non plus, l'élaboration de directives nationales doit être une priorité. Celles-ci devront comprendre des instructions sur les processus et les normes à respecter en fonction de la destination finale.

La législation ne peut être efficace que dans la mesure où elle est appliquée. La mise en œuvre de la loi dépend des systèmes de contrôle des activités domestiques et des prestataires de services d'assainissement ainsi que des sanctions imposées à ceux qui ne se conforment pas au cadre réglementaire en vigueur. Pour que les sanctions soient mises à exécution, il faut qu'elles soient clairement définies et qu'un dispositif juridique efficace soit créé pour en garantir l'application. L'efficacité du système de contrôle dépendra de la clarté des normes et de la mise en place d'un système d'inspection au niveau institutionnel. Bien que ces conditions soient souvent difficilement réalisables dans la pratique, il est essentiel de mettre tout en œuvre pour les atteindre dans le but d'améliorer la GBV.

Structures, systèmes et capacités institutionnels

Le terme *institution* peut être utilisé pour décrire « une organisation » ou, plus largement, « une pratique, une relation ou une organisation importante dans une société ou une culture » (définition du dictionnaire en ligne Merriam-Webster). Douglass North donne une autre définition à savoir : « des contraintes conçues humainement qui structurent les interactions politiques, économiques et sociales » (North, 1990). Les institutions, au sens donné par North et selon la définition plus large de Merriam-Webster, constituent donc le cadre dans lequel s'inscrivent les activités de GBV. L'existence d'institutions efficaces multiplie les chances de succès des projets de GBV. *A contrario*, des institutions faibles et inadaptées peuvent compromettre les meilleures

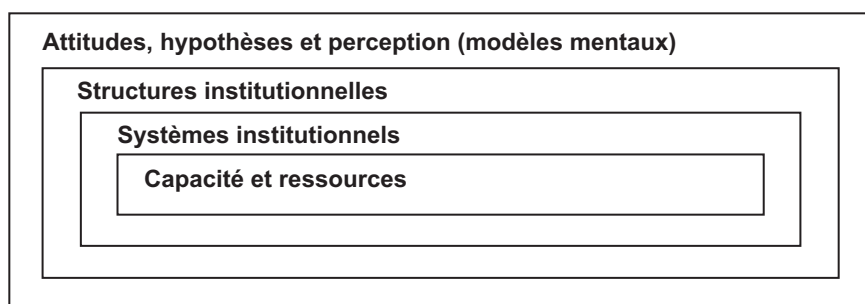


Figure 2.2 Facteurs influençant la performance des institutions

approches techniques de GBV. Il est donc essentiel de déterminer les modes de gestion et les technologies de traitement à la lumière des institutions existantes et futures. La figure 2.2 présente de façon schématique les facteurs qui influencent le fonctionnement des institutions.

Modèles mentaux

La figure 2.2 illustre le fait que les institutions ne peuvent pas être dissociées des attitudes, des hypothèses et des perceptions, appelées collectivement les « modèles mentaux », qui prévalent dans la société. Le concept date des années 1940, mais son utilisation en matière de gouvernance municipale doit beaucoup aux travaux de Douglass North et Elinor Ostrom (World Bank, 2015, chapitre 3).

Les modèles mentaux façonnent les priorités personnelles et collectives qui influencent les objectifs et les méthodes de travail des organisations auxquelles ils appartiennent. L'efficacité de la GBV ne sera assurée que si les principaux décisionnaires et les utilisateurs potentiels des services estiment qu'il est important de gérer les boues de vidange sans générer de risques sur la santé et l'environnement. La demande de traitement dépendra de l'attitude à l'égard des conséquences environnementales des pratiques de dépotage sauvage. Là où l'assainissement et la dégradation de l'environnement n'ont qu'une faible priorité pour les décideurs et le grand public, il faudra prioritairement agir pour sensibiliser les membres de ces deux groupes.

Structures institutionnelles

Les structures institutionnelles influencent la répartition des responsabilités en matière de services d'assainissement, y compris le traitement des boues. La répartition des responsabilités peut être soit géographique – différentes organisations se partageant la responsabilité des services dans des zones différentes –, soit fonctionnelle – la responsabilité étant partagée entre différents types d'activités, par exemple entre les maillons de la chaîne d'assainissement. Dans la pratique, les responsabilités respectives des structures institutionnelles sont

parfois partagées à la fois sur le plan géographique et sur le plan fonctionnel. Dans la plupart des pays, l'on constate que :

- Les échelons gouvernementaux de niveau supérieur fixent des objectifs, allouent les capitaux nécessaires pour permettre la réalisation de ces objectifs et élaborent les lois et les règlements généraux qui régissent les actions des autres intervenants. Les instances nationales et régionales sont également responsables de l'établissement des normes et de la surveillance des rejets ;
- Les services de vidange et de transport des BV sont assurés par les municipalités, le secteur privé ou même les deux à la fois. Les services du secteur privé doivent être réglementés par les municipalités, mais il existe de nombreuses situations dans lesquelles cette réglementation est absente ou inefficace. Dans certaines villes, comme par exemple à Dakar, des opérateurs du secteur privé ont créé des associations de vidangeurs qui assurent un certain degré d'autorégulation ;
- La responsabilité du traitement incombe normalement à la collectivité locale ou à un opérateur de services d'eau et d'assainissement public, bien que l'exploitation soit parfois sous-traitée au secteur privé ;
- Les ménages sont responsables de la construction et de l'entretien de leurs propres installations sanitaires.

Lorsque les opérateurs de services existants n'assurent pas une bonne gestion des BV, il convient d'envisager la possibilité de créer une structure pour la GBV y compris le maillon du traitement, pour gérer les services de plusieurs municipalités, ou bien de donner à un opérateur de services la responsabilité de plusieurs zones administratives. Il peut s'agir d'une entreprise publique, d'un département spécialisé en GBV au sein d'un opérateur de services d'assainissement ou de gestion des déchets ou une structure privée ayant passé un contrat de gestion avec plusieurs municipalités. Cette structure peut être responsable de la prestation de services au niveau régional ou provincial ou bien d'un territoire défini et éventuellement être habilitée à sous-traiter certaines fonctions.

Lorsque les prérogatives des municipalités en matière d'emploi et de rémunération de travailleurs qualifiés sont limitées ou que la GBV est peu prioritaire aux yeux des autorités municipales, cela vaut la peine de se pencher sur des solutions alternatives à la gestion municipale des services de vidange, de transport et de traitement. Plusieurs solutions existent :

- Attribuer la responsabilité de la GBV à une structure gouvernementale d'un échelon supérieur ;
- Confier la gestion à un opérateur public ou privé, conformément à un contrat ou à une convention avec une collectivité locale ;
- Confier la gestion à un opérateur public ou privé, conformément à un contrat ou à une convention avec un groupement de collectivités locales ;
- Recourir à la délégation de services auprès d'une structure *ad hoc* comme un opérateur de services d'eau et d'assainissement.

L'opérateur public peut être un organisme public spécialisé, avec pour mission de gérer les services de GBV pour le compte de la collectivité locale. Lorsque l'on envisage d'autres structures institutionnelles, il est important d'évaluer si elles offrent des possibilités de développer les compétences en matière de gestion simple et d'exploitation nécessaires à la GBV.

Systèmes institutionnels

La qualité des services dépendra de plusieurs facteurs :

- Les mécanismes qui régissent les relations entre les différents groupes et organisations ;
- Les mécanismes internes qui régissent le fonctionnement de chaque groupe ou organisation.

La relation externe entre les opérateurs de vidange et l'exploitant de la station de traitement est déterminante. La qualité de cette relation dépend étroitement des mécanismes permettant de définir les rôles, d'assurer une communication efficace entre les parties et de résoudre tout désaccord éventuel. L'efficacité de ces mécanismes va se répercuter sur les volumes de BV qui seront acheminés vers la station de traitement. La relation entre l'organisation responsable de la planification et de la conception des installations de traitement et l'exploitant futur est également déterminante. Il est impératif que l'exploitant participe dès le début du processus de planification et de conception afin d'intégrer son point de vue, ses préoccupations et son expérience opérationnelle.

Les mécanismes internes définissent les responsabilités en matière de prise de décisions au sein des organisations. Si ceux qui ont la responsabilité officielle des questions opérationnelles négligent cette responsabilité, les décisions opérationnelles courantes seront laissées à un personnel non-formé et possiblement non-motivé. Cela peut se traduire par une différence significative entre les directives officielles, les procédures normalisées d'exploitation et les procédures d'exploitation qui sont appliquées. Parmi les conséquences possibles, l'on peut citer :

- L'incapacité du personnel d'exploitation à tenir des registres précis sur la réception des BV à la station ;
- Un retard ou des négligences dans le curage des boues des unités de traitement, notamment des réservoirs, des bassins et des réacteurs anaérobies, entraînant une accumulation de boues et un mauvais rendement des installations ;
- Une alimentation aléatoire des lits de séchage, ce qui entraîne une mauvaise déshydratation et une augmentation des concentrations d'agents pathogènes dans les boues partiellement séchées.

Ces problèmes seront exacerbés en cas de rotation élevée du personnel opérationnel, puisque beaucoup d'entre eux sont employés avec des contrats temporaires.

Capacités et ressources

La mauvaise tenue des registres et l'alimentation désordonnée des lits de séchage mentionnés précédemment peuvent être imputées, du moins en partie, à un personnel mal formé. Cela montre que le système d'exploitation peut faire défaut si le personnel chargé de sa mise en œuvre ne possède pas les connaissances et les compétences techniques ainsi que les capacités de gestion appropriées. Les ressources financières sont tout aussi importantes. Les retards de curage des bassins anaérobies peuvent s'expliquer par un manque de moyens financiers et/ou par un manque d'équipement. Ces exemples illustrent la nécessité d'accorder une grande importance non seulement à la conception des systèmes de traitement, mais également aux ressources humaines et financières, ainsi qu'à l'ensemble des moyens nécessaires à la mise en œuvre de ces systèmes. Les actions de formation contribuent au renforcement des capacités des ressources humaines, mais elles ne peuvent être efficaces que si elles sont associées à des mesures visant à remédier aux contraintes structurelles et systémiques qui pèsent sur le renforcement des capacités. L'un des problèmes les plus fréquents provient du fait que le personnel qui assume des responsabilités de la GBV est souvent à l'échelon le plus bas, que ce soit au niveau des collectivités locales ou de l'opérateur. Cette situation qui prévaut pour les gestionnaires et les travailleurs se répercute de deux façons :

- Les travailleurs ne possèdent pas toujours les connaissances de base qui leur permettent de tirer profit de la formation. Cela est particulièrement important lorsque les installations de traitement comprennent des unités mécanisées nécessitant un personnel opérationnel qualifié et compétent ;
- Une fois formés, les gestionnaires et les employés risquent de chercher des emplois de meilleure qualité et mieux rémunérés, si bien que les avantages qu'ils ont tirés de leur formation sont perdus.

Ces exemples illustrent le fait que le renforcement des capacités ne doit jamais se limiter à la formation. Il faut aussi prévoir des mesures qui permettent l'application des enseignements de la formation au personnel cadre et non-cadre ainsi que des incitations à rester au sein de la structure. Il peut s'agir de créer des opportunités d'évolution professionnelle et d'accéder à des postes à responsabilité plus élevée.

Dans les pays où les systèmes gouvernementaux sont rigides, le seul moyen de créer ces opportunités est de mettre en place une structure alternative, comme cela est préconisé dans la section précédente sur les structures institutionnelles.

La section suivante, qui traite des possibilités de financement, indique qu'il est préférable d'intégrer tous les aspects de la GBV en attribuant la gestion à un seul opérateur de services, afin d'utiliser les fonds générés par les redevances d'assainissement pour couvrir le coût du traitement. Il est nécessaire de mettre en place une structure efficace pour gérer ce processus intégré, même dans le

cas où certaines tâches sont confiées au secteur privé. Dans de nombreuses villes, le secteur informel contribue largement à l'offre de logements et de services. Il regroupe les ménages et les constructeurs qui réalisent des installations sanitaires sans tenir compte des normes et des codes en vigueur en matière de planification et de construction, ainsi que les vidangeurs et les transporteurs non-agrèés. Par définition, les activités informelles ne sont pas réglementées, ce qui signifie qu'elles échappent en grande partie à l'influence de la loi. Lorsque l'on étudie les solutions institutionnelles, il est important de savoir que toute tentative d'organisation du secteur de la vidange doit impérativement intégrer le secteur informel au sein de la filière formelle.

Aspects financiers

Les responsabilités en matière de financement du capital et des coûts récurrents des services publics sont souvent partagées entre :

- Le gouvernement national et les bailleurs de fonds internationaux, qui financent la construction des stations d'épuration et l'achat de camions de vidange et d'autres véhicules de transport ;
- Les prestataires de services locaux, qui prennent en charge les coûts d'exploitation, y compris les frais de maintenance et, éventuellement, de réparation et de renouvellement ;
- Les ménages, qui sont responsables de l'investissement et de l'entretien de leurs installations et, éventuellement, d'une partie des coûts de collecte et de transport.

La continuité de l'exploitation des services de GBV dépend de la disponibilité des fonds nécessaires pour couvrir les coûts opérationnels. Comme nous l'avons déjà indiqué dans la section consacrée à la demande, les services de vidange bénéficient directement aux particuliers, c'est pourquoi il est relativement facile de convaincre les ménages qui ont un dispositif d'assainissement individuel de payer pour ces services. Même dans ces conditions, les opérateurs de vidange publics et privés peinent parfois à recouvrer leurs coûts lorsque les fosses sont grandes et/ou se remplissent lentement, ce qui a pour effet de réduire la demande (Tayler *et al.*, 2013). Le financement des services de traitement des boues est encore plus difficile. Parce que le traitement constitue un bien public qui protège l'environnement et profite ainsi à l'ensemble de la société, il est difficile d'amener les clients des services de vidange à payer directement pour le traitement. Les sources de financement possibles pour le maillon « traitement » de la chaîne d'assainissement sont décrites ci-dessous.

Règlement de la taxe de dépotage à chaque passage de camion en station de traitement

Ce mécanisme peut représenter une bonne source de revenus lorsqu'il y a une forte demande pour la vidange et qu'il existe des mesures incitatives

pour s'assurer que les matières vidangées sont bien acheminées en station de traitement. Il est particulièrement adapté lorsque les ménages paient une redevance à un opérateur privé ou public, chaque fois que leur fosse est vidangée. Il requiert une bonne organisation du système de calcul et d'enregistrement des volumes déposés et des montants perçus pour la redevance de dépotage. En 2012, une enquête menée dans plusieurs villes indonésiennes a montré que les recettes provenant de la redevance de dépotage ne couvriraient qu'une petite fraction des coûts d'exploitation des stations, en partie à cause du faible nombre de vidanges effectuées (Tayler *et al.*, 2013). Il est possible que l'introduction d'une taxe de dépotage dissuade les opérateurs privés de déposer en station, avec pour conséquence une réduction du volume des BV traitées et une augmentation du dépotage sauvage. Toutefois, des enquêtes menées au Sri Lanka ont démontré que les chauffeurs de camions de vidange se rendaient bien sur les lieux de dépotage bien situés, entraînant ainsi une augmentation du volume des BV liquides destinées au traitement (Ravikumar Joseph – communication personnelle). Le principal point à retenir de cette réflexion est que les recettes provenant du tarif de dépotage sont liées à la situation locale et doivent être analysées en conséquence.

Revenus de la vente des boues traitées

Les boues traitées peuvent être vendues comme amendement de sol, combustible, source de protéines ou matériau de construction. La vente de boues traitées comme amendement organique est historiquement la forme la plus ancienne et la plus courante de valorisation, mais les solutions de valorisation énergétique ont un potentiel plus élevé sur le plan financier (Diener *et al.*, 2014). Lorsque les boues traitées sont destinées à être vendues à des fins agricoles, il est important de s'assurer qu'elles sont exemptes d'agents pathogènes. Quelle qu'en soit l'utilisation prévue, les produits issus du traitement doivent être acceptables sur le plan social et des systèmes de commercialisation et de livraison doivent être mis en place. Le chapitre 10 fournit de plus amples informations sur les efforts déployés pour développer l'utilisation des boues déshydratées.

Transferts financiers des municipalités

Dans la plupart des pays, il est courant d'assurer une partie du financement des coûts de traitement par une allocation budgétaire municipale. Le montant transféré est souvent insuffisant pour couvrir la totalité des coûts d'exploitation, parce que le traitement des boues de vidange est rarement une priorité pour les décideurs municipaux.

Imposition d'une surtaxe sur d'autres services

Dans certaines villes des Philippines, une surtaxe (ou majoration) a été appliquée à la facture d'eau pour couvrir les coûts des vidanges programmées

par l'opérateur, y compris les coûts de transport et le traitement associés. Cette formule a le mérite de la simplicité, mais n'est possible que là où la plupart des gens sont raccordés au réseau d'eau. Il est également possible de majorer la facture d'électricité ou la taxe foncière. Certains États de l'Inde ont conduit une étude pour évaluer la faisabilité de ce montage financier (voir, par exemple, la mission Swachh Maharashtra, 2016).

Les deux solutions sont complexes sur le plan administratif, que ce soit dans le cas de l'électricité – parce qu'il s'agit rarement d'une responsabilité municipale – ou dans le cas de la taxe foncière – car certaines propriétés en sont exonérées. Le rapport de l'étude du gouvernement du Maharashtra cité plus haut indique qu'il serait possible d'introduire une nouvelle taxe sur l'assainissement, compte tenu de la législation existante.

Subvention croisée

La subvention croisée du traitement par les bénéfices réalisés sur les services publics de vidange et de transport des boues est une solution prometteuse, mais elle requiert une approche intégrée pour que la structure responsable financièrement du traitement bénéficie des revenus générés par les services de vidange. Il est également possible de recourir au subventionnement du traitement à partir des redevances d'approvisionnement en eau ou d'assainissement collectif.

Il est peu envisageable de couvrir tous les coûts sur la base de la facturation des services de vidange et de la vente des produits issus du traitement. Des subventions municipales seront donc nécessaires. Ces dernières peuvent à leur tour être subventionnées par des transferts provenant des échelons supérieurs du gouvernement. Même lorsque de telles subventions ne peuvent être évitées, l'objectif visé est de systématiquement développer d'autres sources de financement dans le but de minimiser le recours aux subventions.

L'approche intégrée ne signifie pas qu'une seule organisation s'acquitte de toutes les tâches de la GBV liquides. La structure ayant la responsabilité de la filière d'assainissement peut tout à fait sous-traiter les services de vidange et l'exploitation des usines de traitement. Toutefois, il est essentiel que les prestataires de services du secteur privé travaillent dans un cadre fixé par la structure principale. Celle-ci a pour mission de garantir la disponibilité des fonds nécessaires – en utilisant une ou plusieurs des solutions de financement précitées – pour couvrir le capital ainsi que les coûts d'opération et de maintenance relatifs au traitement.

Autres facteurs externes influençant les choix de traitement

La viabilité des technologies de traitement des BV dépendra de la disponibilité et du coût des éléments externes nécessaires à leur bon fonctionnement. Ces éléments comprennent les pièces de rechange, le foncier, l'eau et l'électricité, ainsi que les connaissances et les compétences opérationnelles spécialisées

requis pour le fonctionnement du procédé de traitement. La connaissance de la situation locale par rapport à chacun de ces éléments est nécessaire pour évaluer la faisabilité des différentes approches et technologies. Les facteurs clés communs à la plupart des technologies de traitement sont examinés plus en détail au chapitre 6. Les facteurs qui influencent les choix de processus sont examinés au chapitre 4.

Évolutions potentielles du contexte de la gestion des boues de vidange

Le contexte dans lequel s'inscrit la GBV est appelé à évoluer au fil du temps. La croissance démographique se traduit à la fois par une augmentation de la population et, potentiellement, par un changement dans la répartition. L'augmentation de la couverture en assainissement collectif peut contribuer à réduire le besoin en stations spécifiques au traitement des boues. Des changements dans les pratiques de GBV peuvent également influencer sur les exigences en matière de traitement. Les exploitants de stations ont une capacité limitée d'influence sur de tels changements, c'est pourquoi l'évolution du contexte doit être anticipée lors de la phase de planification. Cependant, les exploitants peuvent initier et appuyer d'autres évolutions. En effet, certaines modifications sont parfois indispensables pour pallier les contraintes juridiques, institutionnelles et financières identifiées précédemment dans ce chapitre. Lors de l'étape de planification du traitement des BV et de l'analyse du contexte, il faut prendre en considération la façon dont celui-ci pourra évoluer. Il faut notamment se poser les questions suivantes pour évaluer la probabilité et la nécessité d'un changement :

- Quelles sont les évolutions possibles aujourd'hui et quelles en seront les conséquences ?
- Quelles sont les contraintes existantes ?
- Quelles sont les solutions réalistes pour faire face à ces contraintes ?
- Comment les attitudes des usagers et des prestataires de services sont-elles susceptibles d'évoluer avec le temps ?

Par exemple, l'évolution des quantités de BV dépotées en station est susceptible d'évoluer en fonction de l'introduction de vidanges programmées, avec un impact sur les conditions de traitement. Concrètement, l'augmentation de la fréquence des vidanges entraînera notamment une augmentation des quantités de boues traitées et une diminution de leur concentration. Les difficultés relatives à la mise en place d'un système de vidanges régulières à l'échelle de la ville sont notamment : le manque de fonds pour financer le service, le manque d'informations sur les dispositifs d'assainissement individuel pour pouvoir planifier, un nombre insuffisant de camions de vidange et l'absence d'institutions ayant la capacité de gérer un système de vidange et de transport de grande envergure.

Une solution possible pour pallier le manque de ressources financières est de majorer les factures d'eau en introduisant une taxe pour le financement des

services de GBV. Comme nous l'avons déjà indiqué, cette solution a été mise en place dans certaines villes des Philippines pour couvrir le coût des vidanges programmées.

Une autre solution consiste à établir un partenariat public-privé, dans lequel l'opérateur privé se voit confier par contrat la responsabilité de certains maillons de la chaîne de l'assainissement, comme la collecte et/ou le traitement. Cette solution se heurte souvent à la capacité de la structure qui assume la responsabilité globale de la GBV à gérer des opérations beaucoup plus vastes et complexes, mais nécessaires à la mise en œuvre. À cet égard, il convient de noter que les pratiques exigées des opérateurs privés dans le cadre d'un système de vidange programmée géré par une organisation du secteur public seront différentes de celles des opérateurs non-réglémentés opérant sur un marché concurrentiel. Une solution à ces difficultés peut être, dans un premier temps, de réaliser les vidanges programmées par quartier afin de permettre à l'opérateur délégataire de développer progressivement sa capacité.

Les pratiques de valorisation sont susceptibles d'évoluer en raison des efforts entrepris pour surmonter les réticences à l'utilisation des produits issus du traitement. Ceci peut avoir pour effet d'augmenter les revenus, mais nécessite également de modifier le processus de traitement afin de garantir l'innocuité des produits.

Points clés de ce chapitre

Dans le présent chapitre, nous avons examiné la façon dont les décisions relatives aux solutions de traitement doivent tenir compte du contexte dans lequel elles s'inscrivent. Les principaux points qui ressortent de ce chapitre sont les suivants :

- Les caractéristiques des matières à traiter sont influencées par les modalités de collecte et de stockage des effluents au niveau des ménages. Les latrines à fosse non-étanches et les puits d'infiltration bien drainés produisent des boues fécales relativement épaisses, tandis que les fosses septiques, les puits d'infiltration mal drainés et les latrines à fosse qui pénètrent dans la nappe phréatique génèrent habituellement des boues plus liquides ;
- Des stations de traitement spécifiques sont généralement la meilleure solution pour traiter les boues de vidange épaisses et liquides ;
- Lorsque les STEP ont des capacités non-utilisées, il est possible de cotraiter les BV avec les eaux usées. Lorsque l'on étudie cette solution, il faut bien tenir compte des effets de la concentration et des caractéristiques des boues de vidange sur les processus de traitement. La séparation solide-liquide des boues de vidange est systématiquement recommandée avant le cotraitement, la fraction liquide étant traitée avec les eaux usées et la fraction solide des BV avec les boues d'épuration ;

- Le cotraitement des BV et des boues d'épuration est possible, mais il est conseillé de procéder à une digestion biologique (la digestion anaérobie) préalable des BV afin de réduire les problèmes d'odeur ;
- Il existe plusieurs solutions d'épandage des BV, mais elles sont facteurs de risques tant pour la santé publique que pour l'environnement. L'enfouissement ne peut être envisagé que s'il existe des conditions hydrogéologiques et topographiques appropriées et si les systèmes institutionnels pour réglementer efficacement cette activité sont en place ;
- La planification du traitement des BV doit tenir compte à la fois des besoins et de la demande, tant au moment de la planification qu'à un horizon plus lointain. La demande de traitement peut être limitée par la réticence des usagers des services d'assainissement à payer pour un service public plutôt que privé. Lorsque c'est le cas, il faut généralement conjuguer des actions éducatives et réglementaires pour accroître la demande ;
- Les efforts visant à offrir des services améliorés de GBV ne porteront leurs fruits que s'ils sont appuyés par un cadre législatif approprié. Il sera particulièrement important de définir les rôles et les responsabilités en ce qui concerne les divers aspects de la GBV ;
- Les plans d'amélioration de la GBV, y compris le traitement, doivent tenir compte de la disponibilité des ressources et des capacités institutionnelles. Il y a lieu d'accorder une attention particulière aux opportunités et aux limites des systèmes existants. Lorsqu'il est nécessaire de renforcer les institutions, les actions prioritaires doivent se concentrer sur les systèmes institutionnels. À plus long terme, il faudra peut-être envisager de procéder à des changements structurels. Il peut s'agir de la création d'une structure chargée spécifiquement de la GBV dans une ou plusieurs collectivités locales, en fonction du contexte ;
- Les responsabilités en matière de traitement des BV sont souvent partagées, le financement des immobilisations étant assuré par les échelons supérieurs du gouvernement, tandis que les coûts opérationnels sont assumés par les collectivités locales. Si les coûts d'exploitation ne sont pas couverts, les performances de la station sont insuffisantes et peuvent mener rapidement à la panne. Une partie des revenus peut être générée par une taxe de dépotage demandée aux opérateurs de vidange et par la vente des produits issus du traitement. Toutefois, ni l'un ni l'autre de ces revenus n'est susceptible de couvrir le coût total du traitement.

Références bibliographiques

Conselho Nacional do Meio Ambiente (2006). Resolução No. 375 de 29 de Agosto de 2006 : 'Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências.' Diário da União, 28 August 2006, Part 1, 141–146 <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res06/res37506.pdf>> [Consulté le 3 février 2018].

- Diener S., Semiyaga S., Niwagaba C., Muspratt A., Gning J., Mbeguéré M., Ennin J., Zurbrugg C. et Strande L. (2014). 'A Value Proposition: Resource Recovery from Faecal Sludge – Can it Be the Driver for Improved Sanitation?' *Resources Conservation and Recycling* 88: 32–8 <<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2014.04.005>> [Consulté le 11 mai 2018].
- Narayana D. (2017). *Sanitation and Sewerage Management: The Malaysian Experience*, FSM Innovation Case Study, Seattle, WA: Bill & Melinda Gates Foundation <www.susana.org/_resources/documents/default/3-2760-7-1503648469.pdf> [Consulté le 26 octobre 2017].
- North D.C. (1990). *Institutions, Institutional Change, and Economic Performance*, New York, NY: Cambridge University Press.
- Nwaneri C.F. (2009). *Physico-Chemical Characteristics and Biodegradability of Contents of Ventilated Pit Latrines (VIPs) in eThekweni Municipality*, MSc thesis, University of KwaZulu-Natal <<http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.719.9526&rep=rep1&type=pdf>> [Consulté le 25 février 2017].
- RUAF (2003). *Faecal Sludge Application for Agriculture in Tamale, Ghana* <www.ruaf.org/sites/default/files/Faecal%20Sludge%20Application_1.pdf> [Consulté le 13 mars 2017].
- Still D., Louton B., Bakare B., Taylor C., Foxon K. et Lorentz S. (2012). *Investigating the Potential of Deep Row Entrenchment of Pit Latrine and Wastewater Sludges for Forestry and Land Rehabilitation Purposes*, Gezina, South Africa: Water Research Commission <www.susana.org/en/resources/library/details/1679> [Consulté le 13 mars 2017].
- Swachh Maharashtra Mission (Urban) (2016). *Guidelines for Septage Management in Maharashtra*, Urban Development Department, Government of Maharashtra <https://swachh.maharashtra.gov.in/Site/Upload/GR/Septage_Management_Guidelines_UDD_020216.pdf> [Consulté le 26 octobre 2017].
- Tayler K., Siregar R., Darmawan B., Blackett I. et Giltner S. (2013). 'Development of Urban Septage Management Models in Indonesia', *Waterlines* 32(3): 221–36 <<http://dx.doi.org/10.3362/1756-3488.2013.023>> [Consulté le 11 mai 2018].
- Tilley E., Ulrich L., Lüthi C., Reymond Ph. et Zurbrügg C. (2014). *Compendium of Sanitation Systems and Technologies*, 2nd revised edition, Dübendorf, Switzerland: Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag) <www.iwa-network.org/wp-content/uploads/2016/06/Compendium-Sanitation-Systems-and-Technologies.pdf> [Consulté le 27 février 2017].
- US EPA (1984). *Handbook: Septage Treatment and Disposal*, Cincinnati, OH: Municipal Environmental Research Laboratory <<https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/30004ARR.PDF?Dockey=30004ARR.PDF>> [Consulté le 19 juin 2018].
- World Bank (2015). *World Development Report 2015: Mind, Society, and Behavior*, Washington, DC: World Bank <<http://dx.doi.org/10.1596/978-1-4648-0342-0>> [Consulté le 11 mai 2018].

CHAPITRE 3

Planification en vue d'améliorer le traitement

Le présent chapitre traite des décisions et des mesures à prendre avant de commencer la conception détaillée des installations de traitement. Il met l'accent sur la planification du traitement des boues de vidange tout en observant qu'il est souhaitable d'intégrer celle-ci dans les plans généraux d'assainissement. Il souligne l'importance d'identifier les problèmes réels plutôt que supposés, sur la base d'une évaluation bien documentée des conditions existantes. Les méthodes et les procédures d'évaluation initiale sont identifiées et décrites et celles de l'évaluation détaillée sont abordées, en mentionnant les ressources qui pourraient être utiles pour conduire ce type d'évaluation. Ce chapitre décrit également les méthodes permettant de déterminer les zones de planification et de prestation de services du projet ainsi que les méthodes permettant d'évaluer les avantages d'une approche décentralisée du traitement. Le chapitre identifie ensuite les facteurs qui influencent l'emplacement des installations de traitement. Les procédures d'estimation des charges hydraulique et organique ainsi que des matières en suspension y sont également présentées. La dernière section du chapitre explore les facteurs qui influent sur les choix technologiques.

Mots-clés : évaluation initiale, zone de planification du projet, emplacement de la station de traitement, évaluation des charges, choix technologiques.

Introduction

Le présent chapitre traite des décisions de planification qui sont nécessaires à l'élaboration de projets de développement de nouvelles infrastructures ou de l'amélioration d'installations existantes pour le traitement des boues de vidange. Il n'a pas pour objet de donner des indications sur des activités plus vastes de planification en matière de boues de vidange et d'assainissement. Dans la mesure du possible, l'élaboration de plans d'amélioration du traitement doit s'inscrire dans le contexte d'un plan global d'assainissement. Toutefois, ceci n'est pas forcément réalisable car ce type de plan n'existe pas toujours ou parce que les ressources nécessaires à sa réalisation ne sont pas disponibles. Le cas échéant, l'objectif est de recueillir suffisamment d'informations sur les autres maillons de la chaîne des services d'assainissement pour faciliter un choix éclairé des solutions de traitement. L'approche présentée dans ce chapitre s'inspire des concepts énoncés dans l'ouvrage intitulé *Urban Sanitation: A Guide to Strategic Planning* (Tayler et al., 2003). La boîte à outils du site internet « Gestion durable de l'assainissement et des déchets » (en anglais : *Sustainable Sanitation and Waste Management – SSWM toolbox*) comprend une présentation

de la planification stratégique en assainissement (SSWM, non-daté). Une grande partie de l'approche de ce livre s'appuie sur l'ouvrage de Tayler *et al.* qui souligne l'importance de comprendre le contexte initial, d'identifier des objectifs clairs et d'établir un plan d'action progressif entre la situation initiale et les objectifs, en tenant compte des contraintes et des opportunités institutionnelles et financières. D'autres approches de planification donnent des indications sur les implications de l'approche incrémentale et sur la façon de la mettre en œuvre (voir, par exemple, Parkinson *et al.*, 2014 et Lüthi *et al.*, 2011). Les chapitres 14 à 17 de l'ouvrage de Strande *et al.* (2014) donnent des indications détaillées sur la planification de la gestion des boues de vidange, couvrant l'évaluation de la situation existante (chapitre 14), l'analyse et la participation des parties prenantes (chapitres 15 et 16) et la planification des systèmes intégrés de gestion des boues de vidange (chapitre 17). Le présent chapitre n'a pas pour but de reproduire ces indications, mais plutôt de mettre l'accent sur les points qui revêtent une importance particulière pour la planification de nouvelles installations de traitement ou l'amélioration d'installations existantes. Le traitement des boues de vidange est un bien public dont les avantages dépassent les frontières géographiques et sociales de chaque collectivité. Pour cette raison, le chapitre insiste sur la nécessité d'engager un dialogue avec les parties prenantes, tout en reconnaissant qu'il est peu probable que la planification d'un traitement amélioré soit menée par des instances communautaires.

Afin d'évaluer la situation initiale, il est nécessaire de recueillir des informations sur les aspects suivants :

- *La nature et la portée des services d'assainissement existants*, en prenant en compte tous les maillons de la chaîne d'assainissement et en incluant des informations sur les caractéristiques types des matières retirées des fosses ;
- *La façon dont ces services sont susceptibles d'évoluer* à l'avenir ;
- *Les problèmes et les lacunes de ces services*, dont ceux liés aux structures et aux systèmes institutionnels qui déterminent la façon dont les services sont dispensés ;
- *La disponibilité des ressources*, y compris les ressources physiques, telles que les terres et l'approvisionnement en électricité, et les ressources institutionnelles, à savoir les organisations ayant les compétences techniques et managériales nécessaires pour mettre en œuvre des processus de traitement de différents degrés de complexité ;
- *Les débouchés actuels et potentiels* pour les produits issus du traitement.

Il est nécessaire d'obtenir des informations sur les installations d'assainissement existantes, sur la collecte et le transport des boues de vidange et sur les évolutions potentielles futures, afin d'évaluer la charge de matières que les stations de traitement proposées sont appelées à recevoir à court et à long terme. Les évolutions au cours de la période de planification incluent également des changements, comme la croissance démographique, qui sont largement indépendants des projets et des actions visant à modifier et à améliorer les services et les systèmes institutionnels et financiers qui les

soutiennent. On peut citer à titre d'exemple l'augmentation du volume de matières à traiter à la suite de la mise en place d'un service programmé de vidange de fosses. Les informations recueillies sur les problèmes et les lacunes des services existants permettront aux planificateurs et aux concepteurs d'éviter de répéter les erreurs du passé. Les problèmes opérationnels doivent être examinés en relation avec les dispositions institutionnelles et financières, l'accent étant mis en particulier sur l'identification de toute insuffisance au niveau du financement nécessaire pour couvrir les coûts de maintenance opérationnelle, de réparation et de remplacement.

Des objectifs généraux ont été définis au chapitre 1 et seront examinés plus en détail au chapitre 4. Afin de tracer la voie entre la situation initiale et la réalisation des objectifs généraux, les projets doivent étudier plusieurs possibilités, identifier des actions à entreprendre et regrouper ces actions dans un programme global. Il convient de définir dans le programme des objectifs intermédiaires dont la réalisation facilitera la mise en œuvre des activités ultérieures. Ceux-ci doivent notamment s'assurer de la disponibilité des éléments suivants :

- *Une base de données des installations d'assainissement existantes et de leurs besoins en termes de vidange.* Cela est particulièrement important lorsqu'il est prévu de passer d'un système de vidange sur demande à un système programmé ;
- *Des informations sur les caractéristiques des produits à traiter.* En raison de la nature variable des boues, il est nécessaire de mettre en place un programme complet d'échantillonnage et d'analyse, basé sur des échantillons composites prélevés sur des véhicules de transport des boues représentatifs. Cette approche permet d'obtenir des informations sur la situation réelle. Lors de la conception, il est nécessaire d'anticiper les conditions futures, et par là-même l'évolution des caractéristiques des matières à traiter engendrée par des modifications dans la chaîne d'assainissement. Celles-ci sont par exemple provoquées par l'augmentation du nombre de ménages bénéficiant d'un service d'eau à domicile ou par la mise en place d'un système programmé pour la vidange des fosses. Cela peut exiger un certain discernement, mais il peut être possible d'appuyer la détermination prospective en recueillant des données sur le contenu des fosses régulièrement vidangées ;
- *Des systèmes de gestion et des chaînes d'approvisionnement efficaces pour les procédés de traitement proposés.* Il s'agit d'un objectif intermédiaire important dans tous les cas et d'une condition *sine qua non* à la mise en œuvre de technologies de traitement mécanisées.

Dans la mesure du possible, les décisions doivent être fondées sur des données plutôt que sur des hypothèses non-vérifiées. Il faudra faire preuve de discernement en cas de lacunes ou d'incohérences dans les informations disponibles. Afin d'améliorer la pertinence des décisions, il convient de toujours étudier les moyens de collecte et d'analyse de données supplémentaires dans le but de combler les lacunes et de résoudre les incohérences.

Aperçu du processus de planification et de conception d'une station de traitement

La planification est plus efficace lorsqu'elle suit un processus logique dans lequel chaque étape s'appuie sur les résultats opérationnels et stratégiques des étapes précédentes. La figure 3.1 est une représentation graphique du processus décrit dans ce livre. Elle indique les activités requises à chaque étape, ainsi que les besoins en matière d'information et les facteurs qui peuvent influencer les choix de planification. Les flèches de renvoi indiquent que le processus n'est pas linéaire. L'information recueillie et les choix faits à certaines étapes du processus de planification peuvent nécessiter un réexamen des décisions antérieures. Le point clé à retenir est que la planification est souvent un processus itératif plutôt que linéaire.

Les étapes présentées dans la figure 3.1, de l'évaluation initiale à la sélection des technologies, sont ici examinées en profondeur. Le chapitre 4 contient de plus amples renseignements sur les solutions et les choix technologiques.

Évaluation initiale

Aperçu général et premières réunions

La première étape de la planification visant à améliorer le traitement des boues de vidange consiste à réaliser une première évaluation de la situation en vue de :

- Déterminer quelles sont les données existantes ou accessibles ;
- Déterminer les manques et les insuffisances de ces données.

Le point de départ de l'évaluation consiste à rencontrer les personnes officiellement responsables de la gestion et des services de traitement des boues de vidange. Cette réunion permet de se faire une première idée des services existants, de demander l'accès aux informations pertinentes, d'identifier les principaux acteurs de la gestion des boues de vidange et de s'organiser pour les rencontrer. Cette réunion est aussi l'occasion de déterminer si le secteur public participe aux services de vidange des fosses, s'il existe des registres relatifs à ces services et, quand il existe déjà des installations de traitement, si ces registres concernent les données sur la réception des boues.

Les réunions avec les autorités gouvernementales offrent également l'occasion d'explorer les mécanismes institutionnels et de voir dans quelle mesure la législation en vigueur appuie ces mécanismes. Parmi les points à approfondir au cours de ces réunions, figurent la répartition des responsabilités en termes de gestion des boues de vidange et dans quelle mesure celles-ci sont définies par le cadre législatif national et local. Ces réunions avec les autorités permettent également d'obtenir des informations sur les dispositions officielles concernant la réutilisation des boues séchées. Les autorités sont peut-être au courant d'éventuels accords informels sur la réutilisation des boues, mais il faudra en principe continuer d'étudier cette question

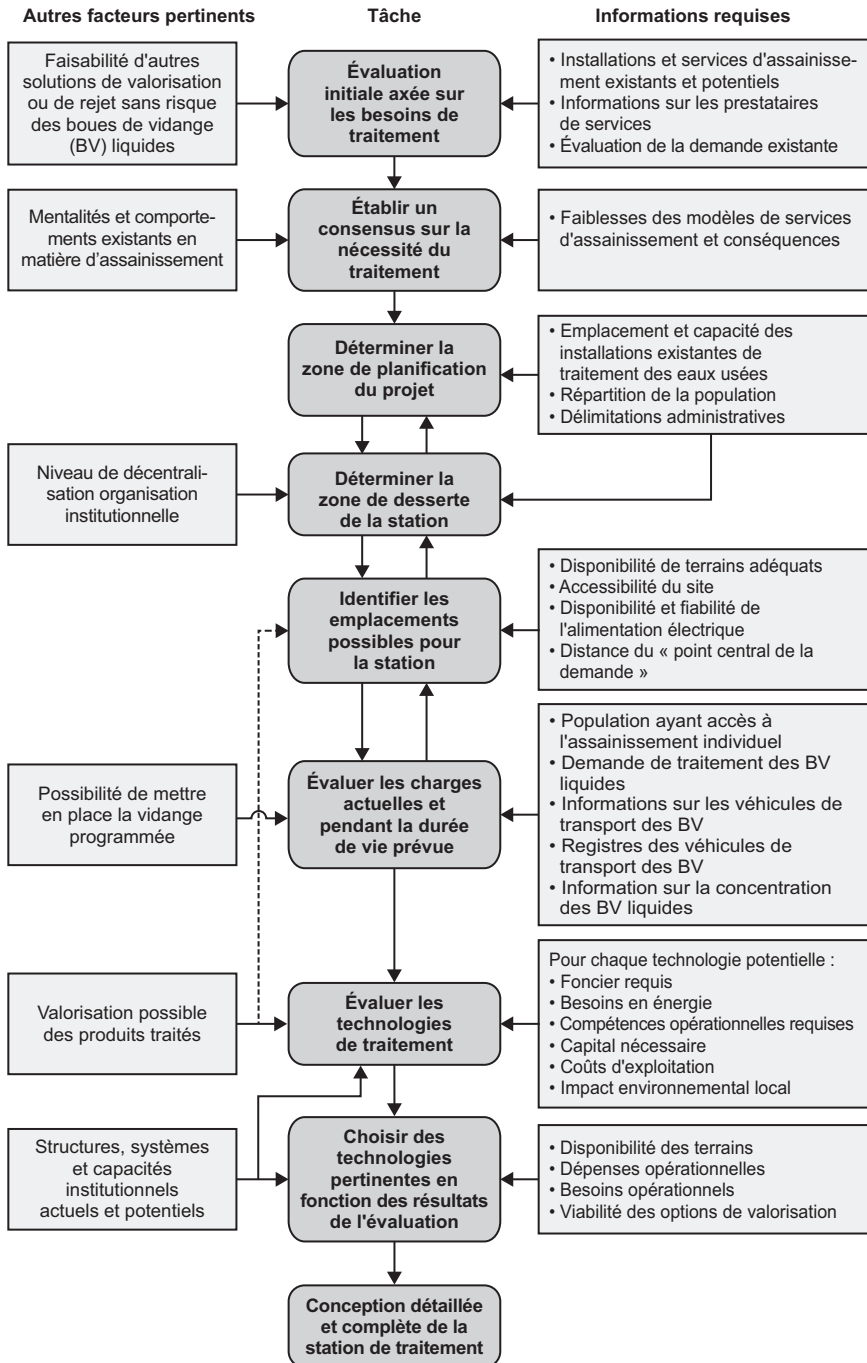


Figure 3.1 Étapes du processus de planification

Note : BV = boues de vidange

avec les opérateurs de camions et les agriculteurs ou d'autres utilisateurs des produits de vidange.

Il est souvent plus difficile d'obtenir des informations fiables sur les activités des vidangeurs privés et des opérateurs de camions de vidange, en particulier lorsque leurs activités ne sont pas réglementées. La première tâche consistera à identifier les opérateurs privés et communautaires. Les autorités gouvernementales peuvent être en mesure de donner des pistes, en particulier lorsque les opérateurs du secteur privé dépotent déjà en station de traitement.

Sources d'informations secondaires

Les sources d'informations éventuellement déjà disponibles sont notamment les plans et les registres, les rapports préparés par le gouvernement et les agences internationales, les études de changement de comportement et de marketing de l'assainissement déjà réalisées, les rapports des consultants et les données du recensement. Des informations supplémentaires peuvent être recueillies en examinant les images satellites, en effectuant des observations sur le terrain et en discutant avec les principaux acteurs, y compris les usagers et les prestataires de services.

Lors de l'analyse de propositions, il est important de se poser les questions suivantes :

- Dans quelle mesure ce projet est-il réaliste et quelle est la probabilité qu'il soit mis en œuvre ?
- Dans le cas où il est mis en œuvre, quel impact aurait-il sur les services de gestion des boues de vidange ?

La première question est importante. Si un projet n'est pas réaliste, les propositions qui se fondent sur les hypothèses et les calendriers établis dans ce projet seront toutes aussi irréalistes.

Les enquêtes officielles peuvent apporter des informations sur les installations d'assainissement existantes. Par exemple, en Indonésie, les services de santé mènent régulièrement des enquêtes qui permettent de connaître le nombre de ménages ayant accès à des dispositifs d'assainissement individuels, mais donnent peu d'informations sur ces dispositifs. Les registres de recensement contiennent souvent des informations sur l'assainissement, mais celles-ci peuvent également être peu détaillées, ce qui ne permet pas d'identifier les différents types d'assainissement.

Utilisation d'images satellites pour préparer les visites sur le terrain

Les images satellites sont une bonne source d'information sur le niveau et la nature de l'aménagement du territoire. La comparaison entre les images satellites et d'autres sources d'information spatiale datant de différentes années est révélatrice de l'ampleur et de la direction des aménagements réalisés. Les renseignements provenant des images satellites peuvent également servir à



Figure 3.2 Image satellite d'une partie de la ville de Dhaka au Bangladesh

déterminer les emplacements et la superficie des différents types d'aménagement du territoire, ce qui permet ensuite d'organiser un programme de visites sur le terrain dans des zones présentant diverses caractéristiques d'occupation des sols. La figure 3.2 est une photo d'une partie du centre de Dhaka au Bangladesh prise par Google Earth.

Les bâtiments les plus grands situés sur le côté droit de l'image se trouvent dans le quartier aisé de Gulshan, tandis que la partie où se trouvent de petits bâtiments serrés dans le coin supérieur gauche de l'image correspond au quartier informel de Korai. L'offre d'assainissement est très différente dans les deux zones, et les conséquences doivent être évaluées lors de la conception de projets de gestion des boues de vidange.

Visites de terrain

Les visites de terrain permettent de mieux comprendre les dispositifs et les services d'assainissement en place, leurs points forts et leurs points faibles, ainsi que les opportunités et les problèmes qu'ils présentent. Le recueil initial d'informations doit inclure des actions d'observation et des entretiens avec les usagers et les prestataires de services d'assainissement, en insistant sur les installations et sur les services existants. Certains aspects sont facilement identifiables depuis la rue, mais d'autres nécessitent de visiter des habitations choisies au hasard tout en étant, dans la mesure du possible, représentatives des habitations du quartier. L'encadré 3.1 fait la synthèse des observations faites lors des visites de terrain des zones identifiées dans la figure 3.2.

L'évaluation initiale peut mener à des conclusions erronées si les informations obtenues sont mal interprétées. Par exemple, la plupart des rapports sur la ville de Dhaka indiquent que les personnes vivant en dehors des zones officiellement raccordées aux égouts dépendent des systèmes d'assainissement individuels. En réalité, comme l'illustrent les exemples donnés dans l'encadré 3.1, la plupart

Encadré 3.1 Observations issues des visites des quartiers de Gulshan et Korai à Dhaka au Bangladesh

La plupart des bâtiments du quartier Gulshan sont des immeubles de plusieurs étages. Les visites des secteurs où des bâtiments similaires sont en construction ont permis de constater l'existence de grandes fosses septiques situées sous les bâtiments et raccordées aux canaux de drainage. Dans le quartier de Gulshan, le système d'évacuation se compose de canaux de drainage et d'égouts enterrés qui rejettent les effluents localement et ne sont pas reliés au réseau d'égouts officiel.

Les bâtiments du quartier de Korai sont généralement de plain-pied ou comportent un étage. De nombreuses personnes y habitent dans des chambres louées, regroupées en « cours ». La plupart des installations sanitaires sont des toilettes à chasse manuelle qui sont généralement raccordées à des canaux de drainage ou à des égouts enterrés grossièrement et qui, comme dans le quartier de Gulshan, rejettent les effluents localement. Dans certains cas, il n'y a pas de siphon sous les toilettes, de sorte que les excréta tombent directement dans une fosse.

Les dispositifs d'assainissement comportant des fosses septiques raccordées aux canaux de drainage et aux égouts continuent plus ou moins à fonctionner, même lorsque les fosses septiques sont saturées. Cela signifie que la pratique courante qui consiste à raccorder directement ou indirectement les installations sanitaires des ménages au système d'évacuation réduit la demande de services de vidange des fosses. Cela a pour effet de réduire le volume de boues acheminées vers les stations de traitement. De ce fait, jusqu'en 2015, il n'y avait pas de service de vidange par camion-citerne à Dhaka, à l'exception de deux petites pompes « Vacutug » de capacité très faible (WSUP, 2017). Les services de vidange manuelle existent, principalement dans les zones à faible revenu, mais la nature informelle de ces services fait que peu d'informations sont disponibles à leur sujet.

des habitants de Dhaka utilisent des systèmes hybrides qui retiennent une partie des matières solides, mais qui sont raccordés à un canal de drainage ou à un réseau d'égouts informel. Comme les matières solides passent dans les effluents, la demande en services de vidange des fosses est beaucoup plus faible que pour les dispositifs à la parcelle.

Cet exemple illustre la nécessité de se baser sur une évaluation précise des conditions locales, plutôt que sur la base d'hypothèses préconçues. Deux autres exemples permettent d'étayer ce propos. En Indonésie, la plupart des toilettes domestiques sont reliées à des fosses grossières à fond perdu qui ne nécessitent pas de vidange fréquente. On pourrait vraisemblablement supposer que la faible fréquence de vidange est due à un raccordement à des canaux de drainage, comme à Dhaka. En réalité, les visites de terrain dans plusieurs villes ont révélé que c'était rarement le cas, de sorte que la faiblesse de la demande en services de vidange doit avoir une autre explication. À Mekelle, en Éthiopie, de nombreux ménages aisés rejettent toutes leurs eaux usées dans de grandes fosses à fond perdu dont les murs sont construits en pierres sèches. À première vue, cette approche est similaire à celle adoptée en Indonésie, mais le rejet des eaux usées dans la fosse augmente la charge hydraulique, si bien que certaines fosses doivent être vidées tous les ans voire plus souvent. Cela se traduit par un volume relativement élevé de boues de vidange liquides. Cependant, les maisons aux revenus modestes utilisent surtout des latrines à

fosse sèche, construisant parfois une nouvelle latrine quand la fosse existante est pleine. Le point important à retenir de ces exemples est que les pratiques d'assainissement varient d'un pays à l'autre, d'une ville à l'autre et d'un quartier à l'autre d'une même ville.

Les premières visites sur le terrain permettent aussi de connaître l'accessibilité des fosses. À cette occasion, il faut se poser les questions suivantes : « Où se trouvent les fosses ? », « À quelle distance sont-elles des voies d'accès ? », « Celles-ci sont-elles assez larges pour que les véhicules puissent les emprunter ? », « Le cas échéant, peut-on utiliser un tuyau d'aspiration ? » Les réponses à ces questions sont essentielles afin de définir les actions nécessaires pour faciliter la vidange des fosses, ce qui aura *in fine* un impact sur la quantité de boues dépotées en station de traitement.

Entretien avec les usagers et les prestataires de services

Les entretiens et l'observation sur site sont souvent révélateurs des inquiétudes, des priorités et des activités des différents acteurs. On peut souligner l'importance de rencontrer les acteurs suivants :

- Les membres du ménage peuvent indiquer la fréquence et les coûts de vidange ainsi que les problèmes qu'ils rencontrent pour accéder aux services. Les discussions initiales peuvent également aider les planificateurs à comprendre les priorités individuelles et à identifier les facteurs possibles de changement ;
- Les entrepreneurs du secteur du bâtiment peuvent donner des renseignements sur la façon dont ils construisent les dispositifs d'assainissement. Ces informations donneront des indications sur les écarts entre les pratiques courantes et les standards de construction réglementaires ;
- Les opérateurs de camions de vidange, tant du secteur public que du secteur privé, et les vidangeurs manuels peuvent donner des informations sur la demande pour leurs services, sur leurs méthodes de travail et les difficultés qu'ils rencontrent lors de la vidange des fosses ;
- Les exploitants de station peuvent fournir des renseignements précieux sur la façon dont ils exploitent les stations existantes, les problèmes opérationnels qu'ils rencontrent et les actions correctives qu'ils ont entreprises pour y remédier ;
- Les utilisateurs de boues séchées pour l'agriculture ou d'autres usages donneront des indications sur les débouchés pour les produits issus du traitement. Si les pratiques actuelles de valorisation ne sont pas sûres, ces discussions feront ressortir la nécessité de réfléchir à la façon dont le traitement nécessaire à la valorisation sans risque des produits peut faire partie du processus de traitement.

Les informations sur les mentalités et les habitudes des ménages, des entrepreneurs du bâtiment et des transporteurs de boues de vidange doivent être

analysées en se référant aux différentes formes de bâti et d'aménagement du territoire identifiées lors de l'évaluation initiale de la zone du projet.

Les discussions informelles et les entretiens formels facilitent le repérage des questions clés et constituent ainsi un point de départ pour une analyse plus approfondie. Lors de la phase d'enquête sur les activités et les procédures existantes, il est important de faire en sorte que les personnes interrogées parlent de leurs activités réelles plutôt que de ce qu'elles pensent que vous attendez d'elles. Cela exige que les sujets soient abordés de manière neutre, en évitant autant que possible toute question tendancieuse. Il est préférable, lorsque vous le pouvez, d'aborder un sujet de plusieurs façons et de comparer les réponses. Par exemple, il est utile de comparer ce que les gens disent qu'ils font avec l'observation de ce qu'ils font réellement. Quand on évalue les méthodes de travail des opérateurs de camions de vidange, des entrepreneurs du bâtiment ou des exploitants de station, il est toujours bon de demander à l'opérateur de montrer comment il s'y prend et de noter toute difficulté à laquelle il fait face dans l'exécution de la tâche qu'il est en train d'accomplir.

Il est recommandé d'organiser des discussions de groupe avec les opérateurs de camions de vidange et/ou les vidangeurs manuels, afin de s'appuyer sur les premières impressions qui ressortent des observations et des discussions informelles avec des prestataires individuels de services. L'encadré 3.2 illustre comment une discussion avec un groupe d'opérateurs de vidange a fait ressortir la sous-utilisation de la capacité des camions, révélant ainsi la faible demande pour les services de vidange. Il est donc essentiel d'évaluer les répercussions de ces constatations lors de l'évaluation de la charge de matières à traiter de la station de traitement dans le court terme.

Encadré 3.2 Apprentissages tirés des discussions de groupe avec les transporteurs de boues à Tegal en Indonésie

Les enquêtes menées par l'auteur de cet ouvrage à Tegal, dans le centre de Java, en Indonésie, ont montré que les services de vidange du secteur public n'étaient pas opérationnels depuis plusieurs mois, mais que plusieurs entrepreneurs du secteur privé proposaient des services de vidange. Tous les entrepreneurs utilisaient de petits camions-citernes d'une capacité maximale de 3 m³, composés d'une pompe et d'une citerne de fabrication locale montées sur l'arrière d'un véhicule de type pick-up. Une discussion de groupe avec les vidangeurs en activité a montré qu'ils étaient passés de trois à sept prestataires sur une période de trois à quatre ans. Au début de cette période, les trois prestataires en activité avaient régulièrement du travail, mais au moment de la réunion du groupe, aucun prestataire ne vidangeait en moyenne plus de trois fosses par semaine. Étant donné l'absence de prestation effective de services de vidange publics, cela signifie que moins de 1 000 fosses étaient vidangées chaque année dans une ville d'environ 250 000 habitants qui ne comprenait quasiment aucun système d'assainissement centralisé. On pouvait donc conclure que la demande de services de vidange était restreinte. Apparemment, les coûts relativement faibles de l'achat d'un pick-up d'occasion et de son aménagement avec une pompe et une citerne avait incité les entrepreneurs à se lancer sur le marché, si bien que la capacité dépassait alors la demande.

Analyse fondée sur des études initiales

L'analyse des registres existants peut fournir des renseignements utiles sur la demande existante de services de vidange et, par conséquent, sur la charge estimée d'une station de traitement existante ou future. L'expérience de l'auteur à Palu, la capitale de la province centrale de Sulawesi en Indonésie, en est un exemple. La population de la ville était estimée à 360 000 habitants en 2013. L'ensemble de la ville était couvert par des dispositifs d'assainissement individuels, sachant que les eaux ménagères étaient évacuées séparément dans des puits d'infiltration ou dans des canaux de drainage publics. Les 70 000 dispositifs d'assainissement individuel et les 45 dispositifs partagés de la ville de Palu n'étaient desservis que par le seul opérateur municipal. L'absence totale d'opérateurs du secteur privé était un indicateur que ce service répondait bien à l'ensemble de la demande existante. Les registres municipaux, bien tenus, indiquaient qu'en moyenne environ 1 400 fosses étaient vidangées chaque année, ce qui équivaut à une fréquence moyenne de vidange d'une fois tous les 50 ans. La faible fréquence de vidange est révélatrice d'une faible demande. De nombreuses visites sur place ont fait état de très peu de raccordements entre les fosses et les canaux de drainage ou les cours d'eau, excluant ainsi la possibilité que la demande soit faible en raison de l'évacuation des matières solides dans le système de drainage. Des recherches plus approfondies ont montré que la faible demande de vidange provenait en partie de la taille relativement importante des fosses et en partie du faible taux d'accumulation des matières solides.

Enquête et analyse détaillées

Une enquête préliminaire telle que décrite ci-dessus peut mener à des conclusions générales, mais des enquêtes plus détaillées seront naturellement nécessaires pour obtenir les informations fiables et précises indispensables à la conception d'une station de traitement. Ces enquêtes doivent inclure une analyse des mentalités et des comportements des utilisateurs potentiels des services de gestion des boues de vidange, une étude des obstacles éventuels à l'évolution de leurs habitudes en matière d'assainissement et un examen des facteurs moteurs ayant entraîné ces changements. La première étape dans la réalisation de ces enquêtes consiste à séparer les usagers potentiels en groupes vivant dans différents types de quartiers. Au sein de ces groupes, une segmentation plus poussée est nécessaire, en fonction de facteurs tels que les conditions de logement, le statut d'occupation, le statut social et le revenu. La sécurité du revenu, le niveau d'instruction, le genre du chef de ménage et le statut foncier sont tous susceptibles d'influencer la capacité et la volonté de payer pour des services de gestion des boues de vidange. Il faut également étudier la volonté de payer pour les services d'assainissement en fonction des mécanismes financiers potentiels, en reconnaissant que différentes approches peuvent être nécessaires pour différents segments de la clientèle potentielle.

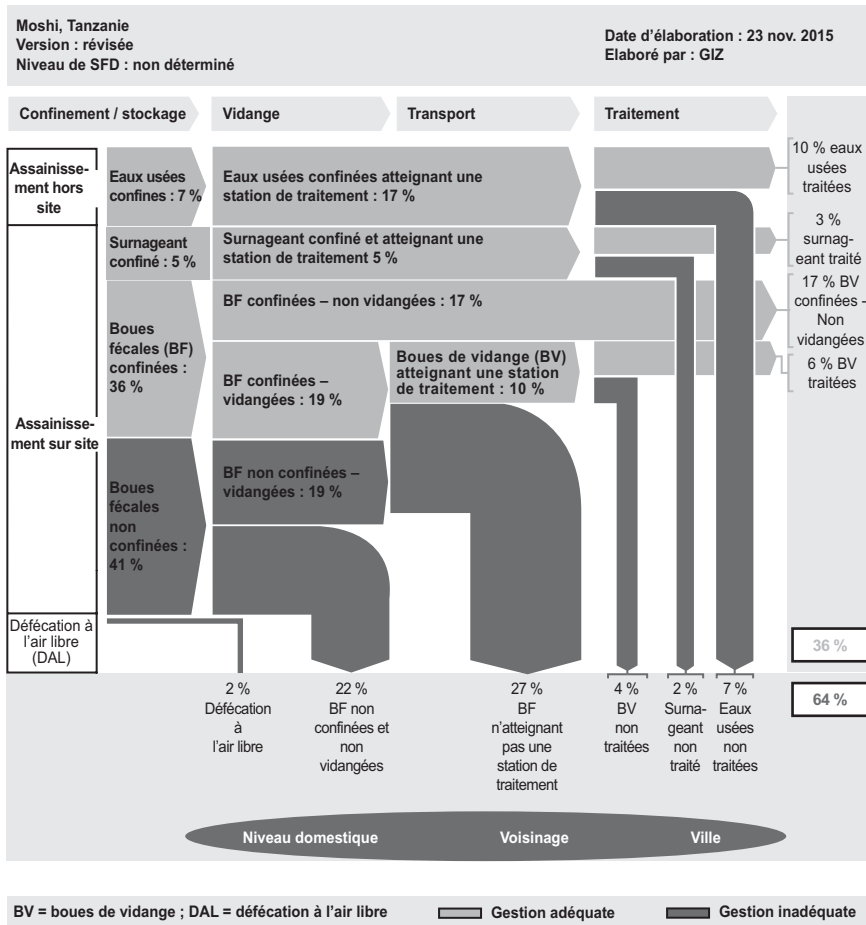
Les outils de planification mentionnés au début du présent chapitre orientent la réalisation de ces enquêtes. Pour en savoir plus sur ces outils de planification et d'autres outils, notamment une évaluation de leur portée, de leurs forces et de leurs faiblesses, on se reportera à WaterAid (2016).

Les enquêtes auprès des ménages constituent une approche plus rigoureuse de l'évaluation des pratiques, des opinions et des priorités de la population en matière d'assainissement. Elles peuvent apporter des informations utiles sur les services d'assainissement existants, les pratiques de gestion des boues de vidange, la sensibilisation aux risques sanitaires associés à de mauvaises conditions d'assainissement et la volonté de payer pour de meilleurs services. Le guide de travail de terrain développé par Oxfam, qui s'inspire des travaux sur les services d'eau et d'assainissement à Juba, au Sud-Soudan (Nichols, 1991), donne une bonne présentation générale des méthodes d'enquêtes sociales. En ce qui concerne la présentation des méthodes participatives, on se reportera à Dayal *et al.* (2000). Le chapitre 14 de Strande *et al.* (2014) donne des indications sur l'évaluation de la situation initiale en matière de gestion des boues de vidange.

Le diagramme de flux des matières fécales (*Excreta Flow Diagram* ou EFD en anglais) est un outil permettant de visualiser les informations sur le flux des matières fécales à travers chaque maillon de la chaîne des services d'assainissement, de quantifier ces flux et d'évaluer leur gestion. L'initiative de promotion des EFD a mis au point une boîte à outils pour guider les professionnels dans la création des EFD (SFD, 2017). Il comprend un générateur de graphique EFD que l'on peut utiliser lorsque l'on dispose des données sur les conditions d'assainissement dans la ville concernée. L'exactitude et la pertinence de l'EFD dépendront de la qualité des informations disponibles sur les dispositifs d'assainissement et sur les flux des excréta ainsi que des hypothèses qui sont formulées dans l'interprétation de ces informations. Lorsqu'il existe des lacunes et des incohérences dans les informations disponibles, ce qui est souvent le cas, l'EFD doit permettre de les repérer et de faciliter la mise en place d'actions pour combler ces manques et clarifier ces incohérences. La figure 3.3 donne un exemple caractéristique d'EFD. Pour plus d'informations sur les EFD et les outils associés, on pourra se référer à Peal *et al.* (2014).

Les ateliers participatifs et les exercices de consultation sont utiles pour évaluer les réactions aux propositions. Ils tendent à être plus efficaces pour aboutir à un consensus que pour négocier les différends, mais ils sont utiles pour identifier les sujets de préoccupation et, par conséquent, les résistances potentielles à ces propositions. Ce n'est que lorsque les sujets d'inquiétude et d'opposition sont identifiés et compris qu'il est possible d'y répondre.

Le principal point à retenir de ce bref panorama des méthodes d'enquêtes sociales et des approches participatives est que les décisions doivent tenir compte à la fois des connaissances des experts et des connaissances locales. Les premières permettent de comprendre les facteurs qui influent sur les décisions relatives à l'assainissement et à la gestion des boues de vidange, tandis que les secondes amènent les professionnels à comprendre comment les facteurs locaux peuvent limiter ou faciliter les actions envisageables.



Elaboré avec le soutien de l'Initiative de promotion des SFD sous financement de la Fondation Bill & Melinda Gates.
L'initiative de promotion des SFD recommande de lire ce graphique tout en consultant le rapport SFD de la ville en question disponible sur : sfd.susana.org

Figure 3.3 Exemple de graphique EFD, permettant de visualiser les flux d'excreta dans la ville de Moshi en Tanzanie

Établissement d'un consensus sur la nécessité de traiter les boues de vidange

Dans les zones où la plupart des ménages et des entreprises dépendent de l'assainissement individuel, la nécessité de gérer les boues de vidange est en principe clairement établie. Malheureusement, le besoin ne conduit pas toujours à l'action. Cela s'explique, du moins en partie, par la distinction entre biens publics et biens privés, identifiée au chapitre 2. La demande de biens qui procurent des bénéfices privés, dont la vidange des boues lorsque les fosses septiques débordent, est en général beaucoup plus importante que la demande

pour les biens publics, comme la protection de l'environnement qui découle du traitement. Cela conduit à des situations dans lesquelles des opérateurs non-agr  s évacuent les boues des fosses, souvent à l'aide de méthodes insalubres, puis les déversent sur le terrain le plus proche, dans une bouche d'égout ou dans un cours d'eau avoisinant. Dans de telles situations, la difficulté consiste à convaincre le public et les décideurs politiques de la nécessité d'agir pour améliorer la situation dans les dernières étapes de la chaîne des services d'assainissement. L'EFD peut constituer un outil de plaidoyer puissant, dans la mesure où il présente les questions relatives au traitement et à l'élimination des excréta à l'aide d'un schéma simple et facile à comprendre.

Les arguments en faveur du traitement doivent être fondés sur des faits et adaptés à la situation locale. Les principaux arguments en faveur de l'amélioration de la gestion des boues de vidange sont les suivants :

- Les boues qui restent dans les fosses pendant de nombreuses années finissent par se solidifier au point qu'il est difficile, voire impossible, de les évacuer.    ce stade, les ménages devront payer une somme importante pour faire enlever les boues ou pour construire une nouvelle installation ;
- Sans vidange régulière, typiquement tous les 3 à 5 ans, les boues solides peuvent migrer hors des fosses septiques, ce qui finit par colmater les champs d'épandage ou les puits d'infiltration et a pour effet de former des mares d'eaux usées près des habitations ;
- De même, le défaut de vidange régulière des fosses à fond perdu et des fosses simples finit par colmater l'espace d'infiltration situé sous la fosse. Aussi, le processus d'infiltration ne se produit plus correctement et la fosse doit être fréquemment vidangée ;
- La viabilité à long terme des stations d'épuration des eaux usées décentralisées desservant les réseaux d'égouts locaux dépend de la mise en place de systèmes efficaces pour évacuer, transporter et traiter les boues. Le fait de négliger les besoins de vidange conduira inévitablement à la défaillance de ces systèmes et au rejet d'effluents non-traités dans les plans et les cours d'eau de la zone ;
- L'évacuation des boues de vidange du milieu environnant et la garantie d'un traitement approprié ou d'une gestion sûre de ces boues auront des effets bénéfiques sur la santé des populations, tant au niveau local qu'à une échelle plus large.

La plupart de ces argumentations se rapportent aux avantages privés ou locaux liés à l'amélioration de la gestion des boues de vidange. Ils n'entraînent pas directement d'accroissement de la demande de traitement, mais augmentent la demande de vidange des fosses et le transfert des boues hors des zones d'habitation. Leur impact est limité lorsque la majeure partie de la population utilise des fosses raccordées à un système de canaux de drainage. Comme nous l'avons d  j mentionné, ces systèmes peuvent tout à fait continuer à fonctionner pendant des années sans avoir recours à la vidange, avec peu ou pas d'impact sur la qualité des effluents, mais au détriment de l'environnement au sens large. Dans les cas où ces systèmes sont la norme, la difficulté consiste

à développer une conscience politique et la volonté d'entreprendre des actions pour changer les pratiques insalubres qui prévalent. Le plaidoyer en faveur du changement peut s'articuler autour des conséquences potentielles de l'absence de vidange régulière, comme par exemple, le colmatage des égouts décantés et l'accumulation de boues dans les égouts à ciel ouvert.

Même si les efforts visant à promouvoir une meilleure gestion des boues de vidange doivent insister autant que possible sur les bénéfices privés, ils ne peuvent pas faire abstraction des bénéfices publics. Il sera toujours nécessaire de sensibiliser les populations aux bienfaits pour la santé et l'environnement de bons systèmes de gestion des boues de vidange qui intègrent un traitement efficace. Au niveau mondial, l'expérience montre qu'il est impossible d'agir pour améliorer la santé publique et les conditions environnementales sans un engagement gouvernemental fort. Par exemple, ce sont les municipalités plutôt que le secteur privé qui ont ouvert la voie en installant des systèmes de traitement des eaux usées dans les villes européennes au cours des ^{xix}^e et ^{xx}^e siècles. Contrairement à l'approvisionnement en eau, qui possède clairement les caractéristiques d'un bien privé, le traitement des eaux usées est avant tout un bien public. Cet exemple fait ressortir la nécessité de s'assurer que les dirigeants politiques et les cadres supérieurs sont convaincus de l'importance du traitement des boues. Cela est grandement facilité par l'existence d'un cadre législatif national visant à soutenir la mise en œuvre de systèmes performants de gestion des boues de vidange.

Détermination de la zone de planification du projet, de la zone de desserte de la station et de son emplacement

Zone de planification du projet

Dans l'idéal, les stations de traitement des boues doivent pouvoir s'intégrer dans les plans directeurs et les stratégies nationales ou régionales. Que ces plans ou stratégies existent ou non, la première étape de la planification au niveau local sera de déterminer la zone concernée par le projet de gestion des boues de vidange proposé. Les facteurs susceptibles d'influencer cette zone sont notamment les suivants :

- Toute disposition existante et déjà prévue pour le traitement des boues de vidange ;
- L'aménagement du territoire ;
- La répartition des dispositifs d'assainissement individuels ;
- Les responsabilités et les limites des circonscriptions administratives.

La planification doit commencer par la prise en compte de la situation existante, mais doit également tenir compte des changements éventuels pendant la période de planification proposée. La plus évidente d'entre elles sera l'évolution de l'aménagement du territoire au fur et à mesure de la croissance des villes et des villages.

Chaque zone de planification peut être desservie par une station de traitement centralisée, deux ou plusieurs stations décentralisées de plus petite taille, ou encore par la coexistence d'une station centrale de plus grande taille

Tableau 3.1 Influence des scénarios géographiques et administratifs sur la zone de planification

<i>Aménagement du territoire</i>	<i>Organisation administrative</i>	<i>Zones de planification du projet et de desserte de la station de traitement</i>
Région essentiellement rurale avec plusieurs petites villes.	Une ou plusieurs circonscriptions administratives.	Une ou plusieurs circonscriptions administratives, en fonction des distances et de la densité de population.
Zone essentiellement rurale dominée par une ville de taille moyenne.	La circonscription administrative inclut la ville.	Circonscription administrative centrée sur la ville.
Zone dominée par une grande ville.	La zone urbaine est administrée séparément des zones environnantes.	La ville et les circonscriptions rurales avoisinantes.
Zone dominée par deux villes moyennes à grandes.	Des administrations municipales séparées pour chaque ville et peut-être une ou plusieurs administrations pour les zones rurales.	Si possible, élaborer un plan intégré pour desservir les deux villes, même si les contraintes administratives exigent que chaque ville ait sa propre installation de traitement.
Grande ville ou agglomération.	Il peut s'agir d'une seule autorité administrative ou bien de plusieurs circonscriptions.	La planification du projet doit prendre en compte l'ensemble de la ville, mais les installations de traitement peuvent être situées de façon à desservir des zones plus petites en fonction des limites administratives.

et d'une ou plusieurs petites stations. Le tableau 3.1 énumère plusieurs modèles d'implantation et identifie les scénarios administratifs ainsi que les zones de planification et de desserte correspondant à chaque modèle.

Lorsque la responsabilité de la gestion des boues de vidange est décentralisée au niveau local, il est souvent supposé par défaut que chaque autorité locale ou service d'eau et d'assainissement doit être responsable du traitement des boues de vidange dans sa propre zone. Dans la pratique, les transporteurs de boues du secteur privé peuvent dépoter dans la station de traitement les boues collectées dans des quartiers n'appartenant pas à la zone de desserte officiellement définie de la station. Par exemple, des enquêtes informelles menées en Indonésie ont révélé que certains opérateurs privés pouvaient acheminer en station de traitement des boues collectées sur des distances supérieures à 50 km. Dans la plupart des cas, la part de ce type d'acheminement est suffisamment faible pour être ignorée au stade de la planification. Ainsi, lors de l'analyse des registres de dépotage de la station de traitement de Palu dans le centre de Sulawesi, en Indonésie, l'auteur a constaté que moins de 3 % des chargements livrés dans cette station provenaient des deux districts ruraux voisins de la zone administrative urbaine du Palu.

Dans certains cas, l'urbanisation s'est développée au-delà des limites officielles des municipalités pour englober des circonscriptions administratives environnantes, qui sont encore officiellement classées comme étant rurales. Dans cette configuration, il est nécessaire de prendre en compte l'ensemble de

la zone urbaine pour évaluer la demande potentielle de services de gestion des boues de vidange, y compris leur traitement.

Le chapitre 2 fait référence à d'éventuelles dispositions institutionnelles qui impliquent qu'une seule entité assume la responsabilité des installations de traitement dans plusieurs zones de desserte. Lorsque de telles dispositions existent ou sont proposées, il peut être nécessaire d'étendre la zone de planification du projet au-delà des limites d'une seule municipalité ou d'une seule circonscription. Les aspects décrits ci-dessus suggèrent l'approche suivante pour déterminer la zone de planification du projet :

- Obtenir le meilleur plan possible en indiquant la zone d'intérêt et les zones environnantes ;
- Identifier les zones bâties et les marquer sur une copie du plan ;
- Si possible, créer un lien vers une base de données sur la population de chaque zone bâtie ;
- Identifier les limites administratives et les tracer sur une copie du plan ;
- Identifier les stations d'épuration ainsi que les stations de traitement des boues existantes et tracer leurs zones de desserte approximatives – en fonction des plans disponibles et des entretiens avec les exploitants des stations de traitement et les vidangeurs ;
- Identifier les zones couvertes par les réseaux d'égouts et vérifier la situation réelle des raccordements (en gardant à l'esprit que la présence d'un réseau ne signifie pas que les ménages y ont été raccordés) ;
- À partir des informations obtenues au cours des étapes précitées, déterminer les zones qui ne sont pas encore pourvues de services de traitement des boues de vidange ;
- Évaluer la taille du marché des services de vidange dans chaque secteur identifié ;
- Analyser les résultats avec les acteurs locaux, en se concentrant particulièrement sur la façon dont les zones ayant accès aux services se rapportent à la structure de l'habitat et aux circonscriptions administratives et s'accorder sur la zone de planification du projet.

Une fois la zone de planification convenue, du moins dans ses grandes lignes, l'attention peut se porter sur la délimitation des zones de desserte de la station de traitement dans la zone de planification du projet.

Détermination de la zone de desserte de la station de traitement

La plupart des usines de traitement des boues de vidange sont actuellement centralisées, c'est-à-dire qu'une usine dessert une ville, une municipalité ou une circonscription. Pourtant, ceci n'est pas obligatoire, et ces dernières années l'on s'est beaucoup intéressé à la possibilité de décentraliser l'offre de traitement, en construisant plusieurs petites installations de traitement réparties dans une zone.

À l'inverse, il existe aussi des situations dans lesquelles plusieurs villes ou circonscriptions peuvent coopérer pour se doter d'une station de traitement commune.

Tableau 3.2 Avantages et inconvénients des approches centralisées et décentralisées

<i>Approche centralisée</i>	<i>Approche décentralisée</i>
<i>Avantages :</i> Des économies d'échelle associées à une usine centralisée de plus grande taille, ce qui se traduit par une réduction des coûts d'immobilisation et potentiellement des coûts d'exploitation. (À noter toutefois que cet avantage est très relatif s'il est possible d'utiliser des technologies de traitement plus simples et moins coûteuses pour les petites installations décentralisées.) Un petit nombre de stations centralisées peut être plus facile à gérer qu'un grand nombre de petites stations décentralisées. Le foncier est potentiellement disponible, par exemple sur une partie d'un site d'enfouissement des déchets existant. Un seul site, situé suffisamment loin des habitations, est moins susceptible d'attirer l'opposition que plusieurs sites situés à proximité des zones loties. <i>Inconvénients :</i> Des distances de transport plus longues, ce qui entraîne une augmentation des besoins en véhicules et des coûts de transport. L'importance des quantités à traiter dans une station de traitement unique requiert d'avoir accès à un terrain de grande superficie ou bien de recourir à des technologies de traitement mécanisées ou électromécanisées. Les terrains d'une grande superficie sont souvent éloignés des centres d'habitation. Les technologies de traitement sophistiquées requièrent d'embaucher des opérateurs qualifiés et peuvent entraîner des coûts d'entretien élevés.	<i>Avantages :</i> Réduction des distances de transport, ce qui se traduit par une réduction des coûts et du temps de transport et, par conséquent, par une augmentation de la capacité de vidange pour chaque véhicule. (Un effet similaire peut être obtenu en mettant en place des stations de transfert.) Les produits traités sont disponibles en de nombreux endroits, entraînant une réduction des distances de déplacement et/ou une augmentation du nombre d'utilisateurs potentiels lorsque l'intention est de vendre les produits liquides et/ou solides traités comme intrants agricoles. Les quantités à traiter étant plus faibles dans les installations décentralisées, ceci permet de réduire le besoin en termes de foncier pour chaque technologie, ce qui rend possible l'utilisation de technologies plus simples et moins coûteuses. <i>Inconvénients :</i> Difficultés potentielles à trouver des terrains appropriés dans plusieurs sites décentralisés. Opposition possible de la part des personnes vivant à proximité des sites proposés pour les stations de traitement. Difficulté potentielle de suivi des performances, du respect des normes de rejet, d'exploitation et de maintenance dans plusieurs sites de traitement dispersés. Incapacité d'atteindre la charge minimale requise pour certaines technologies afin de couvrir leurs coûts. (Ceci peut être particulièrement important dans le cas des approches qui dépendent des revenus provenant de la vente de produits traités – voir chapitre 10.)

Le tableau 3.2 énonce les avantages et les inconvénients possibles des approches centralisées et décentralisées.

Il peut également y avoir des situations dans lesquelles il est pertinent de combiner les deux approches et la notion de centralisation et de décentralisation sera différente pour les grandes villes et les petites villes.

On peut se référer au tableau 3.2 comme point de départ pour évaluer les avantages et les inconvénients des approches plus ou moins centralisées. On peut ensuite procéder à des évaluations détaillées, en s'appuyant sur des facteurs géographiques, techniques et institutionnels.

Une variante des approches décrites au tableau 3.2 consiste à combiner une station de traitement centralisée avec des stations de transfert locales. En théorie, cette approche facilite l'efficacité des petits véhicules de vidange et de transport, conçus pour fonctionner là où l'accès est restreint, et des camions-citernes plus gros, qui sont adaptés au transport des boues sur de longues distances.

Il est particulièrement important de réduire la distance moyenne de transport :

- Dans les grandes villes, où les distances moyennes de transport jusqu'à une station centralisée sont longues et où les embouteillages peuvent rallonger considérablement la durée du transport ;
- Là où les travailleurs pratiquent la vidange manuelle et acheminent les boues vers le site de traitement à l'aide d'une charrette à bras, comme c'est le cas pour certains systèmes en Afrique.

Mukheibir (2015) propose plusieurs solutions relatives aux stations de transfert, comme par exemple :

- Les stations de transfert simples qui collectent à la fois des déchets solides et liquides ;
- Les stations qui permettent une certaine séparation solide-liquide avant de rejeter la fraction liquide dans un égout, un puits d'infiltration ou un filtre planté ;
- Les stations de transfert mobiles.

Les propositions de conception des stations de transfert doivent tenir compte des principes énoncés dans le présent ouvrage. Lorsque l'objectif est de séparer les fractions solide et liquide, il est recommandé de prévoir une pente raide pour que les boues s'accumulent en un seul endroit et pour faciliter leur évacuation sans retirer le surnageant. Le chapitre 7 aborde ce point plus en détail.

Mukheibir souligne l'importance de faciliter l'accès aux stations de transfert et d'avoir suffisamment d'espace pour que les petits véhicules de collecte et les camions citernes qui transportent les boues liquides vers la station de traitement centralisée puissent se garer. Dans la pratique, comme pour les stations d'épuration décentralisées, le plus grand problème est souvent de trouver un terrain qui soit à la fois le plus proche possible de la zone que la station de transfert doit desservir et acceptable pour la population locale. L'expérience de la gestion des ordures ménagères montre que les gens s'opposent souvent aux projets de construction de stations de transfert à proximité de leur habitation par crainte, souvent justifiée, d'une mauvaise gestion des installations susceptibles de détériorer l'environnement local. Une des solutions possibles consiste à installer des stations de transfert mobiles, composées chacune d'un grand réservoir monté sur une remorque. Chaque réservoir doit être assez grand pour contenir les matériaux retirés de plusieurs fosses. Il est conseillé de maximiser

la taille des citernes, tout en prenant en compte la capacité des véhicules de transport ainsi que la taille et l'état des routes locales. Ces réservoirs de transfert ne restent au même endroit que pour une période limitée et sont donc plus facilement tolérés par les habitants de la zone. Pendant cette période, l'objectif consiste à vider plusieurs fosses de la zone et à en décharger le contenu dans le réservoir de transfert. Une fois plein, un véhicule tracteur peut remorquer le réservoir et en acheminer le contenu à l'installation de traitement.

Il existe des méthodes d'évaluation pour déterminer l'emplacement le plus économique d'une station de traitement, mais en réalité le choix de l'emplacement des stations est souvent déterminé par la disponibilité du foncier. Ceci influence grandement la démarche de décentralisation. Alors que chaque installation décentralisée exige moins de terrain qu'une seule installation centralisée, l'acquisition de terrains à des fins publiques est rarement simple. Les résidents locaux sont enclins à s'y opposer, et le coût élevé ainsi que les processus complexes d'acquisition du foncier peuvent restreindre le choix de l'emplacement des usines de traitement aux sites qui appartiennent déjà au gouvernement.

L'approche décentralisée peut nécessiter de nouvelles installations au fil du temps. Ce scénario suppose que l'on construise d'abord une seule station de traitement dans un emplacement raisonnablement central, puis d'autres stations à des endroits stratégiques, en fonction de l'augmentation de la demande de services de gestion des boues de vidange. L'un des avantages de cette démarche est qu'elle permet d'appuyer le développement progressif de la capacité de gestion en utilisant une approche « d'apprentissage par l'expérience ».

Emplacement de la station

Idéalement, l'usine de traitement devrait être située au centre de la zone de desserte. Dans la pratique, d'autres critères influencent le choix de l'emplacement. Le critère principal consiste à éloigner l'emplacement de la station des zones habitées. Dans certains pays, les directives nationales encadrent rigoureusement cette question, comme par exemple en Indonésie où la distance minimale est de 2 km. Des recommandations similaires s'appliquent à l'emplacement des bassins anaérobies de lagunage pour lesquelles une distance d'au moins 500 m et de préférence de 1 km est recommandée (Arthur, 1983). Dans la pratique, de nombreuses stations de traitement sont situées à moins de 500 m des maisons, comme l'illustrent les exemples donnés dans l'encadré 3.3. Il ressort de ces exemples parmi d'autres que si certains problèmes tels que les odeurs impliquent d'éloigner au maximum les stations de traitement des zones d'habitation, il y a peu de sens à fixer des normes de séparation qui ne peuvent pas être appliquées dans la réalité.

Même si les distances entre les zones d'habitation et les installations de traitement sont totalement souples, les communautés locales peuvent résister aux tentatives d'implantation d'une station de traitement dans

Encadré 3.3 Exemples de distances requises entre les stations de traitement et les habitations

La station desservant la ville de Palu dans le centre de Sulawesi, en Indonésie, est située sur un terrain surélevé à une certaine distance de la ville, mais les habitations les plus proches y sont néanmoins situées à moins de 200 m.

Des zones développées, en partie résidentielles, entourent les deux stations de traitement de Jakarta, la capitale indonésienne, et la station de traitement de Keputih à Surabaya, la deuxième ville du pays.

Le dispositif de réception des boues de Kingtom à Freetown, en Sierra Leone, est situé au centre de la ville et est entouré d'une zone résidentielle et comprend même quelques maisons à l'intérieur de son enceinte. Comme beaucoup d'usines de traitement des boues de vidange, la station de Kingtom est située sur le même emplacement qu'un site d'enfouissement des déchets solides.

Les stations de traitement décentralisées de Lusaka, en Zambie, qui assurent un traitement partiel, sont situées dans les zones d'habitat informel qu'elles desservent. Les travailleurs acheminent les boues de vidange vers les usines de Lusaka à l'aide de charrettes à bras, ce qui limite la distance entre les stations de traitement et les zones qu'elles desservent et rend donc presque inévitable la proximité des zones d'habitation.

leur voisinage. Ces résistances peuvent être atténuées par des mesures d'accompagnement en promettant certains avantages à la communauté si elle accepte le projet de construction de la station. Cette approche a été fructueuse à Dumaguete, aux Philippines, où la communauté locale a été incitée à accepter l'implantation de la station de traitement en échange de la mise en œuvre d'un programme d'amélioration des routes, de promesses d'emplois pour les résidents locaux, de l'ouverture d'un centre de santé et de la mise en place d'un programme de bourses (David Robbins, communication personnelle). Le coût des mesures d'incitation a été financé par le tarif appliqué pour les vidanges programmées et ne constituait qu'une faible partie du coût total du programme.

Le prix élevé des terrains autour des agglomérations influence également le choix du site. Lors de l'évaluation des sites potentiels, il faut tenir compte de la possibilité que des terrains qui se trouvent actuellement au-delà de la limite urbaine soient aménagés au cours de la vie de la station de traitement envisagée.

Une solution courante à ces difficultés est de reconnaître que les stations de traitement doivent être situées à une certaine distance des zones bâties, souvent sur des terrains adjacents à ceux déjà occupés par une décharge destinée aux déchets. Dans certains pays, il est nécessaire de tenir compte des accords de propriété coutumière lors de l'évaluation des sites potentiels. Une autre possibilité consiste à centraliser les stations de traitement, tout en réduisant les besoins en espace et les problèmes d'odeurs en adoptant une approche plus mécanisée et en optant pour des procédés motorisés et confinés qui ne génèrent pas d'odeur. Cette approche convient mieux aux grandes villes, où les moyens requis pour mettre en place ce type de traitement sont généralement plus accessibles.

Le temps de trajet des camions-citernes est un facteur déterminant dans l'évaluation de la viabilité des sites potentiels. Les temps et les vitesses de

déplacement sont évidemment très dépendants des conditions locales. Si l'on tient compte du temps nécessaire pour récupérer les boues auprès du client, les transporter et les dépoter en station, il faut compter en moyenne 45 minutes pour un aller simple, soit environ trois voyages aller-retour par jour. Il s'agit d'un chiffre subjectif, mais donne une idée du niveau d'activité réalisé dans les lieux où la demande existe et où les conditions de circulation ne sont pas trop contraignantes. Si l'on considère que la vitesse moyenne de déplacement est de 20 km/h, cela signifie que le trajet ne devrait pas dépasser 15 km, cette distance étant réduite si la circulation ou les conditions routières ralentissent la vitesse moyenne de déplacement. Il est préférable de raccourcir la durée du trajet aller-retour, ce qui permet d'augmenter le volume des boues transportées par un seul camion-citerne. Ces chiffres peuvent être utilisés dans le cadre de l'évaluation initiale. Toutefois, chaque situation est différente et une évaluation détaillée doit permettre de collecter des informations sur les vitesses de déplacement et les temps de chargement et de déchargement obtenus grâce une observation des activités des opérateurs de vidange et de transport sur le terrain (voir encadré 3.4). L'analyse doit tenir compte de la capacité des camions les plus grands, qui devraient pouvoir desservir plusieurs fosses par trajet.

D'autres points sont à prendre en compte lors de l'évaluation des emplacements potentiels des stations de traitement, notamment :

- *L'accès.* La voie d'accès entre la voie publique et le site de la station de traitement doit être asphaltée et sans pentes trop prononcées. Il est préférable qu'elle soit suffisamment large pour permettre à deux camions-citernes de se croiser. Lorsque cela n'est pas possible, il faut

Encadré 3.4 Deux exemples d'analyse exploratoire des systèmes existants

Les registres de livraison des camions vidangeurs à Palu, en Indonésie, ont montré qu'un camion d'une capacité de 4 m³ pouvait desservir trois à quatre fosses par jour, nécessitant un temps moyen de transport aller-retour d'environ deux heures, y compris la vidange des fosses et le dépotage en station. Une analyse approximative, à l'aide d'images satellites, indique que la distance moyenne de transport est de l'ordre de 8 km, ce qui équivaut à une vitesse moyenne de 16 km/h si l'on suppose que la durée du trajet représente environ la moitié du temps nécessaire pour un aller-retour. L'analyse des registres d'opérations d'un tracteur à remorque desservant les toilettes communales dans les camps de personnes déplacées à Sittwe au Myanmar a montré que les tracteurs faisaient en moyenne trois ou quatre allers-retours par jour. Dans ce cas, l'analyse de la cartographie des images satellites indique que la distance moyenne parcourue est de l'ordre de 5 km. La vitesse inférieure à celle constatée à Palu s'explique par l'utilisation de tracteurs-remorques plutôt que de camions-citernes et par le mauvais état des routes qui desservent les camps de personnes déplacées. De plus, le système de vidange consiste à pomper le contenu des latrines dans des fûts et à les transporter à l'aide de charrettes à bras vers les points de ramassage à l'intérieur des camps de déplacés. Les fûts sont ensuite chargés sur les camions-remorques. Dans les deux cas, l'analyse présentée ici est grossière, mais elle pourrait être affinée avec d'autres données sur le temps de chargement réel des boues, sur les distances de transport et les temps de trajet aller-retour.

prévoir plusieurs points de croisement. Idéalement, le site doit être situé dans une zone dans laquelle la circulation sur les voies publiques ne posera pas de problème aux camions-citernes. Il convient d'éviter autant que possible tout accès par des zones résidentielles. La hauteur des ponts situés le long des voies d'accès doit être suffisante pour permettre le passage des camions ;

- *Le prix des terrains.* Le prix du foncier a pour effet d'augmenter le coût d'investissement des systèmes « extensifs » comme les lits de séchage des boues, les étangs de stabilisation et les filtres plantés de roseaux, à moins de disposer de terrains publics adaptés. Toutefois, le prix des terrains dans les zones périurbaines tend à augmenter avec le temps. Si un terrain est acquis pour permettre l'aménagement de lits de séchage, d'étangs et de filtres plantés dont aucun ne nécessite de travaux de génie civil lourds, le terrain est un bien qui peut être vendu ultérieurement lorsque la station de traitement est relocalisée ou que des installations plus vastes sont remplacées par des installations moins étendues, confinées et mécanisées ;
- *La disponibilité des services d'utilité publique et en particulier de l'électricité et de l'eau.* Pour l'eau, il peut être possible d'alimenter un site éloigné à partir d'une source d'eau souterraine ;
- *La topographie.* Idéalement, le site devrait avoir une pente suffisante pour permettre au traitement de la filière eau de la station de fonctionner en grande partie par gravité. Une pente douce est préférable pour l'implantation des procédés de traitement tels que les étangs de stabilisation, tandis qu'un terrain plat convient à de nombreux procédés de traitement des fractions solides. Les unités ayant une plus petite superficie au sol peuvent être situées sur des terrains plus en pente si elles sont conçues avec soin. Toutefois, il est préférable d'éviter les emplacements à forte pente, qui peuvent être sensibles aux glissements de terrain et nécessiter des travaux de génie civil coûteux et des routes d'accès pentues ;
- *La géologie et l'hydrogéologie.* Il faut éviter les endroits où la roche est proche de la surface et/ou la nappe phréatique est élevée, ce qui peut se répercuter sur les coûts de construction. Une nappe phréatique élevée aura également des répercussions sur les solutions de rejet des effluents liquides, car ceci limite les solutions telles que les puits d'infiltration et les champs d'épandage qui pourraient affecter la qualité des eaux souterraines. Il est recommandé de consulter les organisations pertinentes pour s'assurer qu'un site proposé ne fait pas partie d'une zone écologiquement sensible ;
- *Le risque d'inondation.* Les stations de traitement ne doivent pas être implantées sur des terrains susceptibles d'être inondés. Un critère de conception classique appliqué dans les pays développés est qu'un site de traitement ne doit pas être exposé aux inondations plus d'une fois tous les 50 à 100 ans. Lorsqu'il est impossible d'éviter le

choix d'un site occasionnellement inondable, il faut veiller, lors de la conception, à ce que les unités de traitement soient surélevées pour qu'elles ne soient pas exposées au niveau le plus élevé des crues prévues ;

- *La proximité d'un plan ou d'un cours d'eau.* La fraction liquide des boues est généralement rejetée dans un plan d'eau après avoir été traitée. Pour les petites stations, il est possible de rejeter les liquides traités via un champ d'épandage ou un puits d'infiltration, dans la mesure où la nappe phréatique se trouve à une certaine distance sous la surface et où le sol présente de bonnes caractéristiques de percolation ;
- *La couverture végétale.* Pour éviter de bloquer le rayonnement solaire, il faut éviter de placer les arbres près des étangs et des lits de séchage. Ils peuvent être situés en bordure du site, à une distance appropriée des installations, pour protéger la station de la vue du public.

L'objectif est d'identifier les sites disposant d'une superficie suffisante pour répondre aux besoins de traitement pour une période d'au moins 30 ans. Lorsque les systèmes de planification sont robustes et que les décisions de planification se traduisent par des actions, il est possible de retenir les sites les plus appropriés dans le cadre d'une stratégie globale de planification de l'aménagement du territoire. Cependant, ces conditions ne s'appliquent pas dans de nombreux pays et il est rarement possible de rattacher le choix du site de traitement à un cadre général de planification. Lorsque les systèmes de planification sont faibles et qu'il existe un développement informel généralisé, il est peu probable qu'un site réservé à un usage particulier reste inexploité pour une période indéterminée.

L'encadré 3.5 dresse la liste des mesures à prendre pour identifier un site approprié pour une station de traitement.

L'absence de terrain approprié et/ou l'opposition de la part des résidents locaux peut rendre difficile la recherche d'un site raisonnablement central, doté d'une superficie suffisante pour y implanter des technologies de traitement non-mécanisées et suffisamment éloigné des zones d'habitation pour éviter les contestations des résidents locaux. Dans de telles circonstances, deux solutions sont possibles :

- Choisir un site moins central et accepter des distances plus grandes pour le transport des boues de vidange ;
- Choisir une technologie mécanisée et confinée.

Évaluation de la charge

Il est essentiel d'évaluer de façon réaliste la charge de boues prévisible à la station de traitement. La station ne peut pas fonctionner correctement si la charge de boues est plus élevée que la charge nominale. Inversement, si les quantités de boues sont peu importantes, cela peut engendrer des problèmes hydrauliques et biologiques, ce qui rend difficile la gestion des installations

Encadré 3.5 Étapes de la recherche et de l'évaluation d'un site approprié pour la construction d'une station de traitement

1. Élaborer une carte de la meilleure qualité possible indiquant l'ensemble de la zone de planification, de préférence sous forme électronique afin de pouvoir en faire d'autres copies.
2. Sur cette carte, tracer les principales routes, les zones bâties ainsi que l'emplacement des décharges et des sites d'enfouissement des déchets, des stations d'épuration des eaux usées et des stations de traitement des boues. Indiquer la topographie, de préférence à l'aide de courbes de niveau ou, à défaut, en délimitant de façon approximative les zones à forte pente. Indiquer également les limites approximatives des zones inondables.
3. Identifier les zones propices à la mise en place de sites de traitement appropriés, en se concentrant particulièrement sur la distance des centres de population, l'éloignement des zones d'habitation existantes et planifiées, et la proximité d'une route principale.
4. Se renseigner sur les prix du foncier dans ces zones et identifier les terrains publics encore inutilisés.
5. À ce stade, l'objectif est d'identifier des zones adaptées à l'implantation d'une ou de plusieurs stations de traitement. La prochaine étape est de rechercher et d'étudier en détail les emplacements potentiels de stations de traitement dans ces zones. Pour ce faire, il faudra discuter avec les propriétaires fonciers afin de leur demander s'ils sont disposés à vendre ou, dans le cas des ministères, à transférer le foncier.
6. Sur la base des discussions et de l'évaluation des prix des terrains, identifier les sites qui feront l'objet d'une enquête plus approfondie et plus détaillée.

par le personnel en charge de l'exploitation. L'évaluation de la charge doit prendre en compte :

- La charge hydraulique de la station, exprimée comme étant le volume de boues de vidange livré en station sur une période donnée ;
- La charge organique de la station, exprimée soit en DCO soit en DBO_5 , des matières livrées à la station sur une période donnée ;
- La charge en matières sèches, c'est-à-dire la masse de MES livrée à la station sur une période donnée.

Les responsables de la planification fondent souvent les estimations de la charge de boues sur l'évaluation des besoins. Toutefois, comme nous l'avons expliqué au chapitre 2, lorsque le besoin objectif de vidange des dispositifs d'assainissement et de traitement des boues dépasse la demande des utilisateurs pour ces services, une station de traitement conçue sur cette base est susceptible d'être en surcapacité, du moins à court terme. Dans certains cas, une grande partie des boues qui s'accumulent dans les fosses demeurent *in situ* et, dans d'autres cas, les matières vidangées n'atteignent pas l'installation de traitement. Les proportions diffèrent d'un endroit à l'autre, en fonction du type d'assainissement individuel, de la façon dont les ménages gèrent ces installations et de l'efficacité des services de vidange et de transport. Cependant, en règle générale, la situation qui prévaut est plutôt liée à l'incapacité de vidanger l'ensemble des dispositifs et de transporter les boues en station. Les raisons qui expliquent cette situation

varient selon les circonstances locales, mais les scénarios les plus courants sont les suivants :

- Les ménages disposent de toilettes à chasse manuelle raccordées à des fosses de grande dimension qui fonctionnent pendant de nombreuses années sans vidange, et parfois ne sont jamais vidangées, peut-être en raison l'infiltration des digestats dans la nappe phréatique avoisinante ;
- Certaines fosses sont reliées à des canaux de drainage ou des plans d'eau qui permettent aux boues digérées de s'écouler et de réduire ainsi la demande de services de vidange ;
- Les dispositifs de confinement sont inaccessibles, ce qui rend la vidange difficile, voire impossible. L'inaccessibilité peut être due à l'emplacement – par exemple, un propriétaire peut avoir construit un bâtiment au-dessus de la fosse et être très réticent à briser un sol joliment carrelé pour accéder à un réservoir situé sous une cuisine – ou à l'absence d'accès ou de couvercle. La seconde situation est plus facile à gérer, mais elle dissuade néanmoins les ménages de procéder à la vidange jusqu'à ce qu'ils ne puissent plus faire autrement ;
- Les équipements de vidange disponibles ne parviennent pas à évacuer les boues épaisses, ce qui fait que lors de la vidange le contenu consiste en majorité de surnageant. Ce problème se pose tout particulièrement lorsque les boues se solidifient au point de ne pouvoir être enlevées qu'à la main, ce qui est une pratique extrêmement désagréable et dangereuse pour les opérateurs. Sans surprise, les opérateurs négligent ces boues solidifiées pour ne retirer que le liquide surnageant. Finalement, les boues solidifiées s'accumulent de telle sorte que la seule solution est d'abandonner la fosse et d'en construire une autre ;
- Les équipes des camions vidangeurs vendent les boues directement aux agriculteurs ou les déversent illégalement, ce qui réduit encore la quantité de boues transportées à la station de traitement.

Ces situations et ces pratiques sont, à des degrés divers, indésirables, mais elles sont répandues et ne se limitent pas aux pays à faible revenu. Par exemple, les registres officiels de Floride, aux États-Unis, indiquent qu'environ 100 000 fosses septiques sont vidangées chaque année. Ce chiffre représente moins de 4 % des 2,6 millions de fosses septiques de l'État, soit un taux de vidange moyen d'une fois tous les 25 ans (*Florida Department of Health, Bureau of On-site Sewage Programs*, 2011).

Les responsables de la planification doivent identifier et, dans la mesure du possible, quantifier les pratiques existantes, déterminer comment ces pratiques affectent la demande à court terme et évaluer l'impact probable des changements futurs sur la quantité et la qualité des matières devant faire l'objet du traitement. Ces données peuvent être obtenues en conduisant des entretiens avec les exploitants de camions de vidange et en analysant les registres de dépôtage des boues en station. Toute différence entre la quantité de boues vidangées et celle de boues livrées en station donne une indication

sur le besoin immédiat de traitement. La demande future dépend de la façon dont les projets gèreront les pratiques indésirables : vont-ils tolérer la situation actuelle et réduire en conséquence les estimations de la charge de boues des stations de traitement ou vont-ils prendre des dispositions concrètes pour réduire et éventuellement éliminer ce type de pratiques comme la vidange sauvage ? Il vaut toujours mieux envisager d'éliminer les pratiques indésirables, mais, dans la mesure du possible, les projets doivent être souples pour tenir compte de l'incertitude liée à l'ampleur et au rythme des changements futurs. Ils doivent notamment prendre en compte :

- La situation à court terme dans laquelle la demande de services peut être limitée ;
- Un scénario futur dans lequel des actions positives vont créer une prise de conscience et introduire des mesures incitatives pour encourager la vidange et le dépôtage en station, avec pour conséquence l'augmentation de la charge de boues à traiter.

Comme pour tous les aspects de la planification, les initiatives destinées à créer une demande de bonnes pratiques de gestion des boues de vidange seront plus efficaces si elles commencent par l'analyse des informations disponibles. L'encadré 3.6 illustre ce que ceci peut signifier concrètement.

L'analyse de cet encadré indique que tout effort visant à promouvoir l'augmentation de la fréquence des vidanges, y compris les vidanges programmées,

Encadré 3.6 Enquête sur la structure de la demande à Palu en Indonésie

Comme décrit plus haut dans ce chapitre, l'analyse des opérations de vidange des fosses à Palu, en Indonésie, a montré que celles-ci n'étaient vidangées en moyenne que tous les 50 ans. Le faible niveau de la demande semblait donc exclure la possibilité d'introduire des vidanges programmées sur l'ensemble de la ville. Cependant, le chiffre d'une fois en 50 ans est manifestement un chiffre moyen qui occulte les variations entre les ménages. Afin de mieux comprendre cette situation, les registres municipaux ont été analysés minutieusement pour déterminer où se situait la plus forte demande pour les services de vidange. Cet exercice a révélé que près de 30 % des fosses vidangées se situaient dans seulement 4 sous-districts sur 44, soit 9 %, et que plus de 58 % d'entre eux se trouvaient dans 11 sous-districts, soit environ 25 % de tous les sous-districts. Les sous-districts concernés par la demande sont ceux dans lesquels tous les ménages sont desservis par le réseau municipal ou par leurs propres sources d'eau souterraine. Par contre, les registres n'ont révélé presque aucune demande de services de vidange dans les sous-districts périphériques, dont la densité de population et la fréquence des branchements domestiques sont plus faibles.

Une explication possible de la variation de la demande est que les *cubluk*s (fosses septiques) des zones périphériques étaient plus récents et n'avaient pas encore été remplis. Une autre explication, étayée par une enquête ultérieure, est que, dans les zones où la demande était plus forte, l'utilisation de l'eau était plus élevée et les zones d'infiltration situées sous les *cubluk*s avaient tendance, avec le temps, à se colmater, entraînant une surcharge hydraulique et donc une nécessité de vidanger plus fréquemment. Le processus de colmatage des zones d'infiltrations est similaire à celui qui est observé lorsque l'évacuation des boues de fosses septiques est négligée, entraînant la défaillance des puits d'infiltration et des champs d'épandage.

doit se concentrer sur les sous-districts dont la demande est la plus importante. Il faut tenir compte de cette approche échelonnée visant à augmenter la fréquence des vidanges lors de l'évaluation de l'augmentation progressive des charges de boues acheminées en station.

Évaluation de la charge hydraulique

Cette section décrit trois méthodes d'évaluation de la charge hydraulique sur une station de traitement. La première utilise des données sur les activités de vidange des fosses et est la mieux adaptée à l'évaluation de la charge à court terme. La deuxième utilise des données liées au nombre total de dispositifs d'assainissement individuels, tandis que la troisième s'appuie sur les données relatives à la population nominale et au taux d'accumulation des boues. Toutes les méthodes présentent des contraintes. Lorsque les données recueillies sont suffisantes, il est recommandé de calculer la demande future à l'aide de plus d'une méthode et de revoir la validité des hypothèses qui sous-tendent chaque méthode si les résultats sont très différents.

Évaluation des activités de vidange des fosses

La méthode la plus simple pour évaluer la charge hydraulique réelle d'une usine de traitement existante ou future consiste à recueillir des données sur les activités de vidange des fosses.

Le volume (V) à traiter dans une année est donné par l'équation :

$$V = nt_c$$

Où V est exprimé en m^3 par an, n est le nombre de chargements de camions-citernes qui dépotent en station au cours d'une année, et t_c est la capacité moyenne des camions-citernes en m^3 .

Il s'agit d'une méthode simple et facile à mettre en œuvre là où les registres des services de vidange et de transport des boues sont bien tenus. Quand la recherche montre que la capacité moyenne des camions-citernes est supérieure au volume moyen des fosses, un facteur supplémentaire doit être inclus pour tenir compte du fait que les camions-citernes ne sont pas pleins. Les données sur le nombre de fosses vidangées annuellement doivent se trouver dans les registres, mais ceux-ci sont parfois incomplets, si bien qu'il faut toujours en vérifier l'exactitude et la fiabilité en menant une enquête directement auprès des opérateurs. En l'absence de registres, il est essentiel d'obtenir des informations sur les services existants en suivant les étapes décrites ci-dessous :

- Identifier tous les opérateurs de camions de vidange qui travaillent dans la zone de planification du projet ;
- Préparer une simple feuille d'enregistrement ;
- Rencontrer tous les opérateurs, si possible lors d'une réunion de groupe ;

- Demander aux opérateurs de remplir la fiche d'enregistrement sur une période d'au moins deux semaines, et de préférence sur une durée supérieure ;
- Collecter les fiches d'enregistrement et les analyser pour obtenir des informations sur le nombre moyen de fosses vidangées par semaine et le volume moyen de boues retirées.

Si possible, il est préférable de répéter cet exercice pendant deux saisons distinctes, afin de mieux comprendre la façon dont les charges varient au cours d'une année. Il est utile d'encourager les opérateurs à continuer d'enregistrer leurs activités, en soulignant les avantages potentiels de cet exercice pour améliorer leur efficacité et leur rentabilité.

Éléments à prendre en compte lors de l'analyse des résultats de cet exercice :

- Il est possible que le manque de capacité freine la demande. Pour savoir si c'est bien le cas, il convient de vérifier dans quelle mesure les services de vidange et de transport existants fonctionnent à pleine capacité. Inversement, il se peut que la demande soit entravée par l'inaccessibilité des fosses. L'exemple de la Malaisie (encadré 3.8) fait ressortir l'importance de tenir un registre des tentatives de vidange réussies et non-réussies ;
- Il se peut que les camions-citernes ne transportent pas toujours à plein, de sorte que les estimations fondées sur le nombre de voyages seront trop élevées. Cela a plus de chances de se produire lorsque la capacité des citernes est généralement supérieure à la capacité moyenne des fosses ;
- Pour prévoir la charge hydraulique future, il est nécessaire d'estimer l'augmentation des capacités de chargement.

Lorsque la demande est réduite et que des mesures sont envisagées pour la faire augmenter, cette méthode peut sous-estimer la charge à l'horizon de conception et il est conseillé de choisir plutôt une des méthodes décrites ci-dessous pour évaluer la charge hydraulique.

Charge hydraulique future basée sur les dimensions moyennes des fosses et sur la fréquence de vidange supposée

La charge hydraulique d'une station de traitement peut être évaluée en se basant sur le nombre de fosses simples et de fosses septiques à vidanger dans sa zone de desserte, sur la taille moyenne de ces fosses et sur la fréquence de vidange présumée. En utilisant cette approche, l'équation permettant de calculer la charge hydraulique est la suivante :

$$V = \frac{Nv_f c_r}{t}$$

Avec : V = le volume livré à la station d'épuration en m^3 par an ;

N = le nombre de fosses dans la zone de desserte ;

v_f = la capacité moyenne d'une fosse en m^3 ;

c_r = la proportion de dispositifs d'assainissement individuel qui sont régulièrement vidangés ;

t = le temps moyen entre les vidanges en années.

Cette équation repose sur l'hypothèse que la fosse est complètement vidée à chaque opération de vidange. Lorsque les dimensions habituelles des fosses sont supérieures à la capacité moyenne des citernes des camions de vidange, il est vraisemblable que le volume de matières vidangées dépende de la capacité du camion plutôt que du volume de la fosse. Dans ce cas, t_c devrait remplacer v_f dans l'équation. Lorsque plusieurs types d'installations sont présents dans une même zone, par exemple des latrines à fosses sèches et des fosses septiques de plus grandes dimensions, il est nécessaire d'évaluer séparément les charges de chaque type d'installation.

Cette méthode de calcul fonctionne bien dans les zones où des services de vidange sont programmés. La principale difficulté consiste dans ce cas à identifier toutes les installations d'assainissement individuel existantes et d'estimer les volumes moyens des fosses. Les entreprises de construction et les acteurs impliqués dans la construction des fosses doivent être en mesure de donner des renseignements sur les dimensions des dispositifs qu'ils construisent, mais il sera toujours préférable de vérifier leurs dires en observant la construction de nouvelles infrastructures sur le terrain. Les zones où il n'y a pas de services programmés de vidange se heurtent à la difficulté supplémentaire de déterminer les fréquences moyennes de vidange. Dans de nombreux endroits, comme le montre le cas de Palu, la fréquence moyenne de vidange peut être beaucoup plus élevée que les 3 à 5 ans généralement considérés comme optimaux. Le défi pour les planificateurs et les concepteurs est d'attribuer une valeur réaliste à la fréquence de vidange et d'anticiper des évolutions éventuelles dans le temps. Ceci est particulièrement difficile lorsque les fosses sont raccordées aux canaux de drainage ou aux égouts pour que les matières solides puissent passer dans le réseau, ce qui diminue la demande en service de vidange. Les activités des vidangeurs informels qui sont susceptibles de déverser les boues hors des sites de traitement ou de dépotage légaux ont aussi une incidence sur la charge hydraulique.

Charges futures en fonction du taux d'accumulation des boues par habitant

Une autre possibilité pour évaluer la charge volumétrique future consiste à baser les calculs sur le taux d'accumulation de boues par habitant. L'équation de calcul du volume V (m^3) est la suivante :

$$V = \frac{Pqc_d c_r}{1\,000}$$

Avec : P = la population estimée de la zone de desserte, compte tenu de la croissance démographique et, le cas échéant, de toute population passagère comme les touristes et les travailleurs migrants ;

q = le volume moyen prélevé par personne chaque année (litres par habitant et par an), y compris le taux d'accumulation des boues épaisses et une estimation de la quantité de surnageant retiré en même temps ;

c_d = la proportion de la population disposant de dispositifs d'assainissement individuel ou décentralisé nécessitant des services de vidange, de transport et de traitement des boues de vidange liquides, exprimée en fraction ;

c_r = la proportion des installations d'assainissement individuel qui sont régulièrement vidangées. La population de la zone de desserte peut être estimée à l'aide des données du recensement.

Une autre méthode consiste à multiplier le nombre de ménages par la taille moyenne des ménages. Les données sur le nombre de ménages peuvent provenir d'enquêtes sociales. Par ailleurs, lorsqu'un ménage occupe un seul bâtiment, il est possible d'estimer le nombre de bâtiments à partir d'images satellites. Cette méthode ne doit pas être utilisée lorsque plusieurs ménages occupent un même bâtiment ou lorsqu'un ménage occupe plus d'un logement. Dans la plupart des cas, la meilleure solution est de partir des données du recensement, en utilisant d'autres méthodes pour vérifier et confirmer les estimations si nécessaires. Les estimations démographiques futures doivent tenir compte de la croissance démographique.

Le taux d'accumulation des boues dépend d'un certain nombre de facteurs, dont la température, la possibilité d'ajouter des corps étrangers dans les fosses et le temps de rétention avant la vidange. L'encadré 3.7 récapitule les données sur les taux d'accumulation des boues provenant de plusieurs sources et de plusieurs types d'assainissement individuel. On remarquera que, dans la majorité des cas, ceux-ci sont peu élevés par rapport aux valeurs habituellement constatées.

Cette approche convient mieux aux zones où les fosses simples et les fosses à fond perdu sont la forme la plus courante d'assainissement individuel. Elle sous-estime le volume de matières à retirer et à traiter lorsque celles-ci contiennent le surnageant des fosses septiques et des fosses humides à fond perdu, qui est parfois important. Par exemple, le volume estimatif de boues pompées dans les fosses à Dakar, au Sénégal, atteint environ 6 000 m³/jour (Bäuerl *et al.*, 2014). Les calculs basés sur les services de vidange réguliers montrent que cela équivaut à près de 600 litres par habitant et par an. Cette valeur élevée implique que le volume du surnageant doit être très important, ce que confirment les résultats d'analyses avec 4,5 g/litre de matières sèches, soit une teneur en eau de 99,55 %. Lorsque les calculs montrent que le volume de boues retirées est bien supérieur à la fourchette suggérée en fin d'encadré 3.7, l'objectif à long terme est sans doute d'améliorer les dispositifs d'assainissement à la parcelle pour réduire l'infiltration des eaux souterraines dans la fosse et favoriser l'exfiltration des eaux de la fosse dans le sol. L'une des principales difficultés des méthodes de calcul basées sur le nombre de dispositifs d'assainissement individuel et sur le taux d'accumulation des boues

Encadré 3.7 Informations sur les taux d'accumulation des boues

Une étude réalisée sur 107 fosses dans six villes d'Indonésie a révélé des taux moyens et médians annuels d'accumulation de boues de, respectivement, 25 litres et 13 litres par habitant et par an. La différence entre le taux moyen et le taux médian s'explique par des taux d'accumulation élevés dans un petit nombre de fosses. Parmi les installations étudiées, seulement 8 % comprenaient des fosses septiques classiques, 83 % étaient des fosses uniques en briques ou en ciment (*cubluk*s) et 6 % étaient de petites fosses en fibre de verre. 22 % des installations testées disposaient d'une sortie vers un canal de drainage, ce qui a pour effet de réduire quelque peu le taux d'accumulation des boues. Néanmoins, les résultats montrent des taux d'accumulation généralement faibles (Mills *et al.*, 2014).

Une compilation de données sur les taux de remplissage des latrines à fosse dans les localités en Afrique australe a montré que les taux d'accumulation se situaient généralement entre 10 et 70 litres par personne et par an. Une étude plus poussée a révélé des taux de remplissage des latrines par habitant compris entre 21 et 64 l/an et que les fosses étaient généralement remplies à un niveau se situant entre 200 et 500 l/an, quel que soit le nombre d'usagers. Sur la base de ces résultats, le rapport d'étude préconisait que les fosses soient conçues en se basant sur un chiffre de 40 litres par habitant et par an, tandis que les programmes de vidange des fosses devraient être conçus sur la base de 60 litres par habitant et par an (Still et Foxon, 2012).

Les taux d'accumulation des boues obtenus à partir d'études réalisées en Amérique du Nord se situent généralement entre 60 et 125 litres par habitant et par an pour des temps de rétention supérieurs à trois ans, avec une réduction du taux d'accumulation moyen en cas d'augmentation du temps de rétention (voir par exemple Brandes, 1977, et le résumé du chapitre 3 de Lossing, 2009). Les taux d'accumulation dans les fosses septiques dans les climats plus chauds sont susceptibles d'être plus faibles. Des études menées en Afrique du Sud ont révélé des taux de 27 à 54 litres par habitant et par an (Norris, 2000).

Le point clé à retenir de ces chiffres est que les taux d'accumulation des boues sont généralement de l'ordre de 25 à 70 litres par personne et par an. Des taux apparemment plus élevés incluent vraisemblablement le surnageant et ne représentent donc pas le taux réel d'accumulation des boues.

par habitant est de calculer c_i , soit la proportion des dispositifs individuels qui seront régulièrement vidangés. Cela est particulièrement vrai lorsqu'il existe une demande initiale restreinte en services de vidange, de transport et de traitement des boues.

Par exemple, l'expérience en Indonésie montre que l'absence de demande pour ces services a entraîné une situation dans laquelle presque toutes les stations de traitement des boues fonctionnent en sous-régime. On peut comparer les données de vidange des fosses avec le nombre total de dispositifs d'assainissement individuel pour évaluer la situation existante. Toutefois, il est également nécessaire de réfléchir à la croissance potentielle de la demande au fil du temps. L'encadré 3.8 dresse la liste de certains des facteurs qui influenceront sur la demande future. Étant donné la difficulté d'évaluer l'effet combiné de ces facteurs, les projections de charge seront toujours prévisionnelles. Cela va dans le sens de la recommandation d'adopter une approche progressive pour la mise en place des installations de traitement, avec la possibilité d'amender les projets en fonction de l'expérience opérationnelle. Le chapitre 5 aborde ce point plus en détail.

Encadré 3.8 Évaluer la demande future

Les points à prendre en compte lors de l'évaluation de la demande future sont les suivants :

- *Les tendances historiques.* Les registres disponibles indiquent-ils une augmentation de la demande au fil du temps ? Dans l'affirmative, dispose-t-on de suffisamment d'informations pour permettre une analyse plus détaillée afin de déterminer : a) les endroits où la demande augmente et b) les raisons de cette augmentation ?
- *Des évolutions probables dans l'offre des services d'assainissement.* Est-il prévu d'étendre le réseau d'égouts à de nouvelles zones et, dans l'affirmative, combien de personnes sont susceptibles d'y être raccordées ?
- *Des changements dans les pratiques de gestion des boues de vidange.* Est-il prévu d'introduire un système de vidange programmée ? Il est évident que la demande augmentera après l'introduction de ce type de vidange. D'autres évolutions auront également une incidence sur l'augmentation des matières livrées en station de traitement, telles que l'amélioration de l'équipement utilisé pour la vidange, les efforts visant à améliorer l'accessibilité des fosses et l'application de la réglementation qui interdit certaines pratiques, dont le raccordement des fosses septiques individuelles aux canaux de drainage ;
- *Une réglementation plus stricte.* Les dispositions législatives visant à décourager le dépôtage illégal de boues de vidange hors des lieux officiels de traitement auront tendance à accroître la charge sur ces sites. L'impact du cadre législatif dépendra des systèmes et des ressources disponibles pour le faire appliquer. Faute de moyens d'application, ses effets seront limités ;
- *Mesures visant à favoriser une vidange plus fréquente des fosses.* Il y a lieu de supposer que les initiatives visant à promouvoir la vidange des fosses entraîneront une augmentation de la demande. Pour les planificateurs, la difficulté consiste à estimer l'ampleur de cette augmentation ;
- *Des changements dans les pratiques d'assainissement résultant de l'augmentation de la densité urbaine.* La subdivision des parcelles et l'augmentation de la densité des habitations qui en résulte auront tendance à empêcher la construction de nouvelles fosses lorsque les anciennes sont pleines, ce qui fait de la vidange la seule option viable ;
- *Le déblocage de la demande non-satisfaite.* La demande inactive est attribuable à l'absence de véhicules de vidange et de transport des boues en état de fonctionnement. L'un des indicateurs d'un possible refoulement de la demande est la pleine utilisation des camions-citernes, avec 3 à 4 voyages par jour et même éventuellement le week-end. Si la demande est freinée par le manque de capacité de transport, il faudra prendre des mesures pour augmenter aussi bien la capacité de transport que celle de traitement. Un autre indicateur est la part élevée de tentatives infructueuses de vidange. Les données recueillies en Malaisie montrent qu'au cours des dernières années, seulement 40 % des demandes spontanées de vidange ont pu être réalisées (Narayana, 2017, figure 7). La raison principale est probablement que les fosses sont soit introuvables, soit inaccessibles. Le pourcentage de tentatives réussies était inférieur à 30 % lorsque la vidange programmée était la norme ;
- *La diminution de la demande pour une installation donnée en raison de la construction de nouvelles installations dans les environs.* Il est possible que, même lorsque la demande reste élevée, l'augmentation de la circulation automobile allonge les temps de transport, de sorte que le volume de boues livré dans une station de traitement donnée se trouve réduit.

En raison des nombreuses incertitudes associées à chaque méthode de calcul de la charge hydraulique, il sera toujours utile de vérifier les résultats obtenus en les recoupant avec différentes méthodes. L'évaluation de la croissance de la demande exige de faire preuve de discernement et les évaluations seront toujours sujettes à l'incertitude. Le rapport de conception doit clairement énoncer les hypothèses formulées lors de l'évaluation du potentiel de croissance de la demande. Des hypothèses claires constituent une base pour la modification future des procédés opérationnels en fonction des résultats obtenus. Lorsque la densification et l'augmentation de la circulation automobile risquent d'affecter la capacité de transporter les boues vers un site donné, le rapport de conception doit y faire référence et mentionner la construction éventuelle de nouvelles stations de traitement plutôt que l'agrandissement de la station existante.

Cette discussion fait bien ressortir la nécessité de fonder les estimations des charges hydrauliques sur une évaluation aussi précise que possible de la demande et, pour ce faire, de prendre en compte les points suivants :

- Lorsque la nappe phréatique est élevée et/ou que les mécanismes de percolation des fosses et des puits sont colmatés, la demande de vidange est susceptible d'être élevée ;
- Lorsqu'une proportion élevée de fosses rejette le surplus de liquide dans le système de drainage, la demande initiale pour des services de vidange est susceptible d'être faible. L'évolution de cette situation dépendra de la capacité du gouvernement à faire appliquer les règlements et les arrêtés qui interdisent le rejet d'effluents partiellement traités dans le réseau de drainage ;
- Il faudra de nombreuses années pour remplir une fosse de grande taille et un très grand laps de temps peut s'écouler avant qu'elle ne contribue à la demande. Lorsque la rétention de la fraction liquide dans les fosses et les puits d'infiltration ne pose pas de problèmes aux usagers, la demande de services de vidange risque d'être faible.

Évaluation des charges de matières organiques et de matières en suspension

Il est possible de calculer la charge organique d'une future station d'épuration des eaux usées en multipliant la population desservie par une estimation appropriée de la DBO ou de la DCO par habitant et des charges en MES. Cette approche ne convient pas au calcul de la charge des stations des boues de vidange, car la digestion et la déperdition des matières dissoutes dans les lixiviats entraînent avec le temps des changements significatifs des valeurs en DCO, DBO et MES du contenu des fosses.

L'autre méthode de calcul de la charge organique et de MES consiste à multiplier la charge hydraulique estimée par la concentration estimée en DBO ou en DCO de l'influent. La charge en DBO est donc :

$$\lambda_{DBO} = \frac{QL_i}{1\,000}$$

Avec : λ_{DBO} = la charge en DBO exprimée en kg/jour ;
 Q = le débit quotidien en m³/jour ;
 L_i = la concentration en DBO de l'influent en mg/l.

Des équations similaires s'appliquent aux charges de DCO ou de MES, en remplaçant la concentration en DBO par les taux de DCO et de MES.

La précision de l'estimation de la charge dépend de la précision des données sur la charge hydraulique et la concentration de l'affluent. Les difficultés rencontrées par les concepteurs de stations de traitement des boues de vidange sont les suivantes :

- La grande variabilité de la concentration des boues de vidange d'un endroit à l'autre ;
- La grande variabilité de la concentration des échantillons individuels de boues prélevés à des endroits précis ;
- La probabilité que la concentration des matières à traiter évolue en fonction des pratiques de vidange.

Le tableau 3.3 illustre le premier élément. Le large éventail des concentrations répertoriées dans le tableau montre à quel point il est important d'obtenir des données spécifiques au site dès la phase de conception.

Un indicateur utile du degré de biodégradabilité des boues de vidange est le rapport DCO/DBO₅. En règle générale, plus le rapport est bas, plus la biodégradabilité du matériau est élevée. Les rapports DCO/DBO des matières répertoriées dans le tableau 3.3 varient entre environ 2,5 – selon l'étude indonésienne – et presque 10 pour Manille. Pour avoir une échelle de comparaison, un ratio type DCO/DBO₅ est d'environ 2 pour les eaux usées domestiques. Il s'agit de chiffres moyens et les ratios enregistrés à partir d'échantillons individuels peuvent varier considérablement. Par exemple, les rapports DCO/DBO₅ enregistrés pour des charges individuelles à une station de traitement aux États-Unis allaient de 2,7 à 8,4 (US EPA, 1977). Néanmoins, les rapports moyens DCO/DBO₅ obtenus à partir d'un certain nombre d'échantillons donnent une bonne indication de la présence de boues digérées dans la matière à traiter, les rapports plus élevés indiquant la présence de davantage de matières digérées.

La meilleure façon de composer avec la grande variabilité des caractéristiques des boues sur un site particulier est d'obtenir des données provenant d'échantillons composites. Ceux-ci doivent avoir les caractéristiques suivantes :

- Être prélevés à partir de camions-citernes ou d'autres véhicules utilisés pour le transport des boues de vidange ;
- Inclure des échantillons du plus grand nombre possible de chargements de camions ;
- Comprendre des échantillons prélevés à intervalles réguliers au cours du dépotage, soigneusement mélangés entre eux.

La qualité des échantillons composites individuels est certes supérieure à celle des échantillons non-mélangés, mais il n'en reste pas moins qu'ils n'apportent des informations que sur une infime partie des matières livrées

Tableau 3.3 Données sur la concentration des boues de vidange liquides en plusieurs lieux

<i>Lieu et type de boues de vidange</i>	<i>DBO</i>	<i>DCO</i>	<i>MES</i>	<i>Commentaires</i>
Accra : boues de vidange	600 à 1 500	7 800	4 760	MES sur la base de 40 % de matières sèches non-volatiles Koné et Strauss (2004).
Accra : boues de toilettes publiques.	7 600	49 000	52 500	Koné et Strauss (2004).
Boues de vidange provenant de plusieurs sites.	840 à 2 600	1 200 à 7 800	12 000 à 35 000	Koné et Strauss (2004), résumé dans Strande <i>et al.</i> (2014).
Kampala : boues de vidange	–	24 962	19 140	Analyse par l'auteur de la moyenne de 56 échantillons aux concentrations très différentes répertoriées dans Schoebitz (2016) : les concentrations médianes étaient significativement plus faibles.
Manille : boues de vidange liquides.	3 800	37 000	72 000 (valeur en MS)	Cité dans Heinss <i>et al.</i> (1999).
Indonésie : échantillons prélevés sur des boues de vidange livrées dans huit stations de traitement.	5 000	12 700	18 000	Résultats moyens de l'analyse de 160 échantillons de boues de vidange déposées dans 8 stations de traitement (IUWASH, 2016, document non-publié).
Maximo Paz, Argentine.	2 800	Non-enregistré	11 500	Les chiffres de Fernández <i>et al.</i> (2004) semblent être la moyenne obtenue à partir de plusieurs échantillons, chacun composé de trois sous-échantillons prélevés dans un camion de transport des boues.
Albireh, Palestine	434 (165 à 1 107)	1 243 (181 à 9 315)	3 068 (76 à 13 044)	Extrait d'Al Sa'ed et Hithnawi (2006), « grand nombre d'échantillons » sur une période de quatre mois.
Ouagadougou, Burkina Faso (fosses septiques)	1 453	7 607	7 077	Chiffres pour les fosses septiques et les latrines à fosse tirés d'un papier de Bassan <i>et al.</i> (2013), indiquant également d'importantes variations autour des chiffres cités ici.
Ouagadougou, Burkina Faso (latrines à fosse)	1 480	12 437	10 982	

Note : Toutes les valeurs sont en mg/l

pour le traitement. Afin de s'assurer que les résultats d'échantillonnage sont représentatifs de l'ensemble des flux, il faut prélever au moins 20 échantillons, de préférence en majorité des échantillons composites, répartis sur plusieurs jours. La moyenne des résultats obtenus dans le cadre de cet exercice doit fournir une estimation suffisamment précise et acceptable de la concentration des boues de vidange à une période donnée de l'année. En effet, les caractéristiques des boues de vidange sont susceptibles de varier tout au long de l'année. Dans cette optique, il est préférable de prélever et d'analyser des séries d'échantillons composites à intervalles réguliers au cours de l'année.

Lorsqu'une station de traitement reçoit des matières provenant de différents types de dispositifs d'assainissement individuel, par exemple de latrines à fosse sèche, de fosses humides à fond perdu et de fosses septiques, il sera nécessaire d'étudier séparément la charge hydraulique, organique et de MES pour chacun d'eux. Pour ce faire, il faudra procéder à un échantillonnage composite ainsi qu'à une analyse des charges et des quantités provenant de chaque type de dispositif d'assainissement. La charge de la station est alors la somme des charges de l'ensemble de ces procédés d'assainissement. L'équation permettant de calculer la charge organique (DBO) des boues provenant des fosses est alors :

$$\lambda_{DBO} = \frac{(QL_i)_{Fosses} + (QL_i)_{Fosses\ septiques}}{1\,000}$$

Les caractéristiques des intrants peuvent changer au fil du temps en fonction de l'évolution des dispositifs d'assainissement ou des pratiques de vidange. On notera en particulier :

- Que la concentration des boues de vidange liquides entrantes aura tendance à diminuer avec l'augmentation de la fréquence de vidange des fosses et la diminution du rapport entre les boues accumulées et le surnageant ;
- Que la concentration des boues de vidange épaisses et liquides est susceptible d'augmenter si l'amélioration des procédés de vidange des boues permet de récupérer davantage de boues décantées accumulées au fond des fosses.

Il est difficile de déterminer précisément l'effet de ces changements, mais on peut avoir une certaine idée des différences potentielles de concentration en comparant les matières prélevées des dispositifs fréquemment et rarement vidangés. Quoi qu'il en soit, les personnes en charge de la conception doivent être conscientes que les charges hydrauliques et organiques ainsi que les MES qui seront constatées lors de l'exploitation peuvent être différentes des données utilisées pour la conception. Les résultats obtenus lors de l'exploitation doivent être pris en compte afin de :

- Recommander la modification de certaines pratiques opérationnelles pour s'assurer qu'elles répondent à la situation réelle plutôt qu'à la situation supposée ;
- Modifier les hypothèses de conception utilisées lors de la phase de planification de nouvelles installations de traitement.

Prise en compte des variations de débits

Le débit des boues acheminées vers une usine de traitement varie selon les jours et les mois, en fonction du nombre de camions-citernes réceptionnés. Celui-ci peut aussi fluctuer au cours de la journée, notamment parce que le dépotage n'est possible que pendant les heures d'ouverture de la station. Les débits maximums entrant dépendent de la vitesse de dépotage la plus élevée de chaque camion-citerne et du nombre de véhicules qui peuvent être réceptionnés simultanément. L'approche habituelle pour faire face aux variations de débits au sein d'une même journée, entre plusieurs jours et entre plusieurs mois, consiste à estimer le débit moyen annuel d'une station et à appliquer les coefficients de pointe (CP) appropriés pour calculer les charges maximales par mois, par jour ou par heure. Le débit instantané maximal peut être évalué en enregistrant la vitesse de dépotage des camions.

Le tableau 3.4 indique les débits pertinents à utiliser lors de la conception des installations de traitement des boues.

L'analyse des registres de dépotage en station de traitement peut renseigner sur les coefficients de pointe mensuel et journalier. Pour évaluer le coefficient mensuel, il est nécessaire d'analyser l'ensemble des données contenues dans les registres. Ceci permet de calculer le débit moyen de dépotage de boues en station, de déterminer le mois au cours duquel le nombre de dépotages est le plus élevé et de calculer le débit moyen durant le mois de pointe. En divisant le chiffre du mois de pointe par le débit moyen de l'ensemble de l'année, on obtient le coefficient de pointe du mois. L'approche utilisée pour calculer

Tableau 3.4 Débits utilisés dans la conception des différentes unités de traitement.

<i>Unité</i>	<i>Débit à utiliser pour la conception</i>
Installations de réception et de dégrillage.	Débit instantané maximal des camions – lorsque la citerne est pleine –, éventuellement régulé pour tenir compte des fluctuations au moment du dépotage.
Unités de rétention des boues de vidange liquides pour une durée inférieure à un jour (bassins de décantation et d'épaississement gravitaire).	Débit maximal par heure.
Unités dont le temps de rétention est compris entre un jour et une semaine (réacteurs anaérobies à chicanes, chambres de séparation des solides et des liquides de type indonésien).	Débit maximal quotidien.
Unités dont le temps de rétention est compris entre une semaine et deux mois (lagons, bassins de décantation et d'épaississement typiques de l'Afrique de l'Ouest, lits de séchage conventionnels).	Débit maximal mensuel.
Unités dont le temps de rétention est supérieur à deux mois (lits de séchage plantés).	Débit moyen.

le coefficient de pointe journalier est similaire, si ce n'est que la recherche portera sur la fréquentation la plus importante enregistrée sur une journée ou éventuellement sur la moyenne des 10 jours dont les débits ont été les plus importants, et ce divisé par la moyenne du débit quotidien. Lorsque l'on utilise cette méthode, il faut se rappeler que la capacité limitée de vidange et de transport des boues peut réduire la demande maximale.

Si l'on ne dispose pas de données fiables ou s'il y a lieu de croire qu'il existe effectivement un manque de capacité limitant la demande, il sera nécessaire de faire une estimation des coefficients de pointe mensuels et journaliers. L'analyse des données provenant de neuf stations de traitement, dont cinq aux États-Unis et quatre en Norvège, a fait apparaître des coefficients mensuels de pointe allant de 1,3 à 2,5, alors que 10 des 16 résultats enregistrés étaient compris entre 1,7 et 2,1 (US EPA, 1984). L'analyse des registres de dépotage de la station de traitement des boues de vidange liquides de Devanahalli dans l'État du Karnataka, en Inde (d'après les informations fournies dans Pradeep *et al.*, 2017) affiche un coefficient de pointe mensuel de 1,61. Le plus grand nombre de dépotages sur une période d'un mois a été enregistré en août, mois au cours duquel les précipitations ont été les plus abondantes. Sur la base de ces chiffres, on pourra utiliser un coefficient de pointe mensuel de 2 lorsque l'on ne dispose pas de données propres au site du projet. Les coefficients des jours de pointe pour les quatre usines norvégiennes susmentionnées ont varié de 2,94 à 4,88 (US EPA, 1984). Ce sont probablement des résultats classiques pour les climats tempérés. Les données sur les coefficients des jours de pointe dans les pays à faible revenu aux climats chauds et aux variations pluviométriques saisonnières marquées sont limitées. Il est peu probable que la fréquentation quotidienne de pointe soit 1,5 fois plus élevée que la fréquentation moyenne du mois de pointe. Pour un coefficient de 2 pour un mois de pointe, le coefficient de pointe pour un jour serait de 3. Dans tous les cas, la seule façon fiable de calculer les coefficients de pointe journaliers est de recueillir quotidiennement les données relatives aux quantités de boues livrées et au nombre de dépotages sur une période d'au moins un an.

La façon la plus simple de calculer le coefficient de pointe pour une heure est de diviser le débit journalier total par le nombre d'heures pendant lesquelles la station est ouverte, en augmentant éventuellement légèrement le chiffre obtenu, pour tenir compte du fait que certaines périodes de la journée sont plus chargées que d'autres. Par exemple, si une station reçoit 120 m^3 de boues de vidange au cours d'une période de huit heures d'ouverture, le débit moyen pendant cette période est de $15 \text{ m}^3/\text{h}$, soit trois fois plus que le débit de $5 \text{ m}^3/\text{h}$ calculé sur l'ensemble de la journée. Si l'on applique un coefficient de pointe supplémentaire de 1,33 pour tenir compte des variations de la vitesse de dépotage des camions au cours de la période de huit heures, le débit nominal passe à $15 \times 1,33 \text{ m}^3/\text{h}$, c'est-à-dire $20 \text{ m}^3/\text{h}$, ce qui représente quatre fois le débit moyen sur toute la journée.

L'autre option pour évaluer le débit aux heures de pointe est d'estimer le débit de dépotage maximal en fonction de la capacité standard d'un camion et

du temps nécessaire pour effectuer l'opération, à savoir : reculer jusqu'au point de réception des boues, vider le contenu et laisser la place au prochain camion. Pour utiliser cette méthode de calcul, il faut effectuer une observation sur le terrain dans une usine de traitement des boues en fonctionnement. Le débit de pointe calculé à l'aide de cette méthode constitue la limite supérieure de l'éventail des débits maximums qu'il est possible de réceptionner par heure, en partant de l'hypothèse que le dépotage des boues fonctionne sans interruption et sans aucun « temps mort ». Par « temps mort » on entend les moments où aucun camion n'est en train de se mettre en place, de dépoter ou de manœuvrer pour sortir de la zone de réception des boues. Le chapitre 6 contient de plus amples informations sur les possibilités de calcul des débits instantanés de pointe.

Choix technologiques

Cette évaluation repose sur le recueil de données pour chacune des technologies sur les aspects suivants :

- Les besoins en termes de foncier ;
- Les besoins en énergie ;
- Les connaissances et les compétences requises pour l'exploitation, l'entretien et la réparation ;
- La pertinence de la chaîne d'approvisionnement pour les matériaux et les pièces de rechange indispensables ;
- Le coût global, dont les coûts d'investissement et les coûts récurrents actualisés ;
- Le coût d'exploitation ;
- L'impact environnemental potentiel, en particulier tout impact local sur la qualité de l'air ou de l'eau.

Ces aspects sont liés entre eux de plusieurs façons. Par exemple, il peut y avoir des liens entre le coût des pièces de rechange et l'inadéquation de la chaîne d'approvisionnement. Les causes profondes du manque de connaissances et de compétences opérationnelles peuvent être institutionnelles, auquel cas les efforts visant à former le personnel sans modifier les structures et les systèmes institutionnels dans lesquels il opère seront inefficaces.

Deux questions sont importantes lors de l'évaluation d'une technologie ou d'un procédé :

- Dans quelle mesure cette technologie permet-elle de résoudre le problème ?
- Dans quelles conditions pourrait-elle arrêter de fonctionner ?

Poser ces questions permet d'éliminer les technologies et les approches inadéquates, soit parce qu'elles ne répondent pas au problème à résoudre, soit parce que les conditions nécessaires à leur bon fonctionnement ne peuvent pas être garanties.

Comme indiqué au chapitre 2, aucune situation n'est statique et les conditions sont susceptibles d'évoluer. Les stratégies destinées à améliorer la gestion des boues de vidange doivent intégrer des mesures pour pallier, entre autres, les contraintes institutionnelles et financières. En procédant ainsi, elles peuvent instaurer des conditions qui permettront d'élargir l'éventail des technologies potentielles. Il est important de s'assurer que les mesures prévues dans la stratégie sont réalistes, en partant de la situation existante et en identifiant clairement les actions requises pour créer les conditions propices à la bonne implantation des technologies proposées.

Après avoir écarté les technologies inadéquates ou inutilisables, on peut alors se pencher sur l'évaluation comparative des technologies restantes. Ceci comprend l'évaluation de leurs coûts d'investissement et de fonctionnement. L'approche standard de comparaison des coûts consiste à actualiser l'ensemble des coûts et des revenus pour les ramener à un seul coût net actuel. Le taux d'actualisation appliqué est essentiel pour calculer ce coût net actuel. Par exemple, si l'on compare deux technologies, l'une ayant un coût en capital élevé et un faible coût d'exploitation et l'autre ayant un coût en capital faible et un coût d'exploitation élevé, un taux d'actualisation élevé favorisera l'option ayant un coût en capital élevé, tandis qu'un taux d'actualisation faible favorisera celle ayant un coût d'exploitation élevé. Il vaut mieux prendre conseil auprès d'économistes et de spécialistes financiers au moment de déterminer le taux d'actualisation. Les coûts d'investissement et d'exploitation des procédés de traitement mécanisés sont généralement plus élevés que ceux des procédés non-mécanisés. Ceci est illustré par l'exemple des Philippines présenté dans l'encadré 3.9.

Les comparaisons figurant dans cet encadré indiquent que les procédés de traitement non-mécanisés seront moins coûteux que les procédés mécanisés, sauf lorsque le prix du foncier est très élevé. Les comparaisons établies par USAID ne prennent en compte que les coûts de traitement et, comme indiqué au chapitre 2, il est nécessaire de tenir compte des coûts relatifs aux autres maillons de la chaîne d'assainissement pour effectuer un travail de comparaison exhaustif.

On peut imaginer des situations où le choix de technologies mécanisées permettrait de rapprocher la station de traitement des centres de population, ce qui entraînerait une réduction des coûts de transport permettant de compenser le surcoût technologique. Si les premières investigations indiquent que cette hypothèse est plausible, il convient alors d'inclure les coûts de transport des boues de vidange dans l'analyse comparative.

Une autre raison en faveur du choix d'une installation mécanisée peut provenir du fait que les emplacements disponibles et situés à proximité immédiate sont de trop petite taille pour convenir à un système non-mécanisé. Cette constatation est probablement plus pertinente pour les stations d'épuration des eaux usées que pour les stations de traitement des boues. Les quantités de boues de vidange sont bien inférieures aux quantités d'eaux usées, et leur traitement requiert généralement beaucoup moins de place que le traitement des eaux usées d'un système d'assainissement centralisé desservant

Encadré 3.9 Comparaison des coûts des procédés de traitement mécanisés et non-mécanisés aux Philippines

Un exercice de comparaison entrepris aux Philippines a fait ressortir que les coûts d'investissement pour les installations non-mécanisées et mécanisées étaient de l'ordre de 1 à 2,5 pour une capacité de 15 m³/jour et de 1 à 1,25 pour une capacité de 380 m³/jour (USAID, 2013). Les coûts intègrent le coût du foncier, de la station de traitement et des camions de vidange. Les coûts de l'installation entièrement mécanisée incluent une séparation automatique des boues et des déchets solides, la déshydratation des boues par presse mécanique ou centrifugeuse et un taux d'aération élevé des filtrats. Les systèmes non-mécanisés incluent le criblage mécanique, les bassins de lagunage et les lits de séchage. Le coût du terrain retenu est de 46 \$ US par mètre carré. Pour une capacité de 70 m³/jour, le coût d'investissement d'une station mécanisée était donc moins élevé que celui d'une station non-mécanisée à partir d'un coût de 350 \$ US par mètre carré de terrain.

Un exercice similaire portant sur les coûts d'exploitation a montré que les coûts estimatifs du système mécanisé étaient légèrement plus élevés que ceux du système non-mécanisé pour une station de capacité de 15 m³ par jour. Les coûts d'exploitation augmentent avec la capacité de la station pour atteindre un ratio d'environ 2,35 à 1 pour une station de traitement d'une capacité de 380 m³/jour. La méthode de comparaison comprenait les coûts de personnel, les frais de bureau, les analyses de la qualité de l'eau et les coûts directs de traitement. Le personnel comprenait le directeur de l'usine, les opérateurs, le technicien d'entretien, le chimiste, le secrétaire, le gardien de sécurité, le conducteur et les ouvriers. En pratique, tout ce personnel n'est pas nécessaire pour les installations de petite taille. Les mêmes coûts ont été pris en compte pour l'analyse de la qualité de l'eau, le personnel et les bureaux des stations mécanisées et non-mécanisées d'une capacité de 60 m³/jour. Dans le cas des stations de grande taille, la comparaison a pris en compte des coûts plus élevés pour les stations mécanisées que pour les stations non-mécanisées, mais sans aller au-delà de 10 % de différence. Les coûts de traitement englobent les dépenses en énergie et en produits chimiques (polymères pour le traitement mécanique des boues et chlore pour la désinfection des effluents).

la même population, même si les boues de vidange des systèmes individuels sont bien plus concentrées que les eaux usées municipales. L'enquête conduite par USAID, résumée dans l'encadré 3.9, a estimé que la superficie nécessaire pour construire une station recevant une charge de 70 m³/jour était de 1 100 m² pour des technologies mécanisées et de l'ordre de 4 000 m² pour des systèmes non-mécanisés. Il est tout à fait envisageable et pas particulièrement onéreux d'obtenir une surface de 4 000 m², ce qui correspond par exemple à un terrain de 100 mètres de long sur 40 mètres de large. L'utilisation de procédés anaérobies pour traiter la fraction liquide des boues de vidange permet de réduire la superficie nécessaire pour la conception d'une installation non-mécanisée. Les stations de traitement peuvent également combiner les technologies. Par exemple, en présence d'une alimentation en énergie correcte et de systèmes de gestion satisfaisants, on peut utiliser des presses à vis pour séparer les fractions solide et liquide, puis traiter les eaux surnageantes sans avoir recours aux procédés mécaniques.

Un autre élément entre en ligne de compte dans toute discussion sur les coûts d'investissement et d'exploitation. Dans de nombreux pays, les dépenses

d'investissement sont financées par les échelons supérieurs du gouvernement, parfois avec l'appui d'organisations internationales, tandis que les structures locales en assument les coûts opérationnels. Les collectivités locales et les autres acteurs locaux sont souvent contraints financièrement, ce qui signifie qu'ils peuvent peiner à trouver les financements nécessaires à la mise en œuvre de services performants. Cela est particulièrement vrai en ce qui concerne le traitement des boues de vidange, qui est essentiellement un bien public, pour lequel les populations sont peu enclines à payer directement et qui ne fait pas souvent partie des priorités des décideurs. Lorsque les fonds destinés à couvrir les coûts récurrents sont limités, le choix de technologies dont les coûts opérationnels sont faibles est plus adapté que celui dont les coûts opérationnels sont élevés, même si le coût net actuel de la seconde option est inférieur à celui de la première. Dans cette optique, l'analyse comparative des coûts doit inclure aussi bien les coûts nets actuels que les coûts opérationnels, ces derniers étant évalués en fonction d'une estimation précise du budget opérationnel disponible.

Points clés de ce chapitre

Le présent chapitre a traité des différentes étapes à respecter avant de débiter la conception détaillée. Il a notamment étudié les facteurs déterminants pour le choix de l'emplacement de la station de traitement et les méthodes de calcul des charges hydraulique et organique ainsi que des matières en suspension (MES) de la station. Les points clés à retenir de ce chapitre sont les suivants :

- La planification doit toujours partir de la collecte de données et de l'évaluation de la situation initiale. Une évaluation rapide, fondée sur les registres existants, l'observation sur le terrain et les entretiens avec les usagers et les prestataires de services peut apporter des informations utiles sur les installations et les services existants. L'évaluation permet d'identifier les aspects nécessitant une étude plus approfondie avant de passer à la conception détaillée ;
- La première étape est de déterminer la zone de planification du projet. Celle-ci dépend des réalités physiques, en particulier des modes d'habitat et des circonscriptions administratives. Elle doit être déterminée en concertation avec les autorités locales et les prestataires de services ;
- L'emplacement des stations de traitement est fonction de leur zone de desserte, laquelle, à son tour, dépend du niveau de décentralisation du traitement ;
- L'approche décentralisée du traitement permet de réduire les distances de transport des boues de vidange non-traitées et des produits traités en vue de leur valorisation. Inversement, elle entraîne une augmentation des besoins en main-d'œuvre pour l'exploitation et l'entretien des installations de traitement. Là où les compétences opérationnelles

sont limitées, les solutions décentralisées fonctionneront mieux en utilisant des technologies relativement simples, en raison de la nécessité de déployer le personnel sur plusieurs sites ;

- Indépendamment des considérations théoriques, des facteurs tels que la disponibilité de terrains publics déterminent souvent le choix de l'emplacement des stations de traitement ;
- Les facteurs à prendre en compte lors de la détermination de la charge reçue par l'unité de traitement comprennent la part de la population desservie par des systèmes d'assainissement individuel et décentralisé, les types de dispositifs d'assainissement dans la zone de desserte, la demande pour les services de vidange et de transport des boues ainsi que la nature et les performances de ces services dans cette zone. Les données provenant de Malaisie citées dans ce chapitre montrent que l'accessibilité des fosses peut également avoir une incidence importante sur la charge de matières à traiter ;
- En l'absence de projets visant à accroître le nombre de raccordements au réseau d'égouts, la demande de services de vidange augmente proportionnellement à l'augmentation de la population. S'il existe une réglementation efficace sur l'obligation de déposer les boues en station de traitement, l'augmentation du nombre de vidanges se traduit donc par une augmentation constante de la charge des stations de traitement des boues. Lorsque la demande existante de services de vidange est faible, il faut souvent recourir à une évolution du système de vidange, d'un système à la demande à un système programmé, pour accroître considérablement la charge reçue par l'unité de traitement.
- La charge en matières organiques et en MES dans les installations de traitement dépend de la concentration des matières à traiter. Pour les besoins de conception, les calculs de charge doivent utiliser les valeurs moyennes de charge en matières organiques et en MES obtenues, en faisant la moyenne des résultats du plus grand nombre possible d'échantillons. Pour tenir compte de la grande diversité des boues de vidange, il est recommandé d'utiliser des échantillons composites ;
- Le choix entre des techniques de traitement plus ou moins mécanisées doit tenir compte des exigences de gestion de chaque technologie, y compris les compétences requises pour l'exploitation et le suivi des performances, la nécessité d'avoir une chaîne logistique pour assurer la disponibilité des pièces détachées et la nécessité de réaliser de temps à autre des interventions difficiles pour assurer le fonctionnement et la maintenance ;
- Les choix sont également influencés par les coûts et notamment les coûts récurrents ;
- Lorsque les ressources financières sont limitées, il est parfois préférable de choisir des technologies dont les coûts d'exploitation sont moins élevés, même si leur coût actualisé est supérieur à celui des technologies dont les coûts d'exploitation sont élevés.

Références bibliographiques

- Al Sa'ed R.M.Y. et Hithnawi T.M. (2006). 'Domestic Septage Characteristics and Cotreatment Impacts on Albireh Wastewater Treatment Plant Efficiency', *Dirasat Engineering Sciences* 33(2): 187–97, Amman: University of Jordan <<https://journals.ju.edu.jo/DirasatEng/article/view/1430>> [Consulté le 26 janvier 2018].
- Arthur J.P. (1983). *Notes on the Design and Operation of Waste Stabilization Ponds in Warm Climates of Developing Countries*, World Bank Technical Paper Number 7, Washington, DC: World Bank <<http://documents.worldbank.org/curated/en/941141468764431814/pdf/multi0page.pdf>> [Consulté le 26 janvier 2018].
- Bassan M., Tchonda T., Yiougo L., Zoellig H., Mahamane I., Mbéguéré M. et Strande L. (2013). 'Characterization of Faecal Sludge During Dry and Rainy Seasons in Ouagadougou, Burkino Faso', paper presented at the 36th WEDC International Conference, Nakuru, Kenya, Loughborough: Water, Environment and Development Centre, University of Loughborough <<https://wedc-knowledge.lboro.ac.uk/resources/conference/36/Bassan-1814.pdf>> [Consulté le 7 février 2018].
- Bäuerl M., Edthofer M., Prat M-A., Trémolet S. et Watzal M. (2014). *Report on the Financial Viability of Faecal Sludge End-Use in Dakar, Kampala and Accra*, London: Trémolet Consulting <www.tremolet.com/publications/report-financial-viability-faecal-sludge-end-use-dakar-kampala-and-accra> [Consulté le 26 janvier 2018].
- Brandes M. (1977) *Accumulation Rate and Characteristics of Septic Tank Sludge and Septage*, Research Report W63, Toronto, Canada: Applied Science Section, Pollution Control Branch, Ministry of the Environment <https://ia802708.us.archive.org/32/items/accumulationrate00bran/ACCUMULATIONRATE_00_BRAN_07915.pdf> [Consulté le 26 janvier 2018].
- Dayal R., Wijk-Sijbesma C.A. van et Mukherjee N. (2000). *Methodology for Participatory Assessments With Communities, Institutions and Policy Makers: Linking Sustainability with Demand, Gender and Poverty* [pdf], METGUIDE, Washington, DC: World Bank – Water and Sanitation Program <www.ircwash.org/sites/default/files/Dayal-2000-Metguide.pdf> [Consulté le 27 février 2017].
- Fernández R.G., Inganllinella A.M., Sanguinetti G.S., Ballan G.E., Bortolotti V., Montangero A. et Strauss M. (2004). *Septage Treatment Using WSP, Proceedings, 9th International IWA Specialist Group Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control and 6th International IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilization Ponds, Avignon, France, 27 September – 1 October 2004*.
- Florida Department of Health, Bureau of Onsite Sewage Programs (2011). *Report on Alternative Methods for the Treatment and Disposal of Septage* <www.flori-dahealth.gov/environmental-health/onsite-sewage/_documents/septage_alternatives.pdf> [Consulté le 18 novembre 2017].
- Heinss U., Larmie S.A. et Strauss M. (1999). *Characteristics of Faecal Sludges and their Solids–Liquid Separation*, Eawag/Sandec <https://www.sswm.info/sites/default/files/reference_attachments/HEINSS%20et%20a%201994%20Characteristics%20of%20Faecal%20Sludges%20and%20their%20Solids-Liquid%20Separation.pdf>.

- Indonesia Urban Water, Sanitation, and Hygiene (IUWASH) (2016). *IPLT Technology Options Section Guide*, Appendix B, Jakarta, Indonesia: IUWASH (document non-publié).
- Koné D. et Strauss M. (2004). 'Low-cost Options for Treating Faecal Sludges (FS) in Developing Countries: Challenges and Performance', paper presented at the 9th International IWA Specialist Group Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control and the 6th International IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilization Ponds, Avignon, France, 27 September – 1 October <https://www.eawag.ch/fileadmin/Domain1/Abteilungen/sandec/publikationen/EWM/Journals/FS_treatment_LCO.pdf> [Consulté le juillet 2018].
- Lossing H.A. (2009). *Sludge Accumulation and Characterization in Decentralized Community Wastewater Treatment Systems with Primary Clarifier Tanks at Each Residence*, MSc thesis, Kingston, Ontario: Department of Civil Engineering, Queen's University <<https://qspace.library.queensu.ca/handle/1974/1854>> [Consulté le 26 janvier 2018].
- Lüthi C., Morel A., Tilley E. et Ulrich L. (2011). *Community-led Urban Environmental Sanitation Planning: CLUES*, Dübendorf: Eawag <www.eawag.ch/en/departement/sandec/projects/sesp/clues> [Consulté le 4 octobre 2017].
- Mills F., Blackett I. et Tayler K. (2014). 'Assessing On-site Systems and Sludge Accumulation Rates to Understand Demand for Pit Emptying in Indonesia', in *Proceedings of 37th WEDC International Conference, Hanoi, Vietnam*, Loughborough: Water, Engineering and Development Centre, University of Loughborough <<https://wedc-knowledge.lboro.ac.uk/resources/conference/37/Mills-1904.pdf>> [Consulté le 26 janvier 2018].
- Mukheibir P. (2015). *A Guide to Septage Transfer Stations*, report for SNV Netherlands Development Organisation by Institute for Sustainable Futures, University of Technology, Sydney, Australia <www.snv.org/public/cms/sites/default/files/explore/download/a_guide_to_septage_transfer_stations_-_october_2016.pdf> [Consulté le 11 janvier 2018].
- Narayana D. (2017). *Sanitation and Sewerage Management: The Malaysian Experience, FSM Innovation Case Study*, Seattle, WA: Bill & Melinda Gates Foundation <www.susana.org/_resources/documents/default/3-2760-7-1503648469.pdf> [Consulté le 4 février 2018].
- Nichols P. (1991). *Social Survey Methods: A Field Guide for Development Workers*, Oxford: Oxfam GB <<https://policy-practice.oxfam.org.uk/publications/social-survey-methods-a-field-guide-for-development-workers-115403>> [Consulté le 15 février 2018].
- Norris G.A. (2000). *Sludge Build-Up in Septic Tanks, Biological Digesters and Pit Latrines in South Africa*, South Africa: Water Research Commission <www.wrc.org.za/Knowledge%20Hub%20Documents/Research%20Reports/544-1-00.pdf> [Consulté le 26 janvier 2018].
- Parkinson J., Lüthi C. et Walther D. (2014). *Sanitation 21: A Planning Framework for Improving City-wide Sanitation Services*, IWA/Eawag/GIZ <www.iwa-network.org/filemanager/uploads/IWA-Sanitation-21_22_09_14-LR.pdf> [Consulté le 4 octobre 2017].
- Peal A., Evans B., Blackett I., Hawkins P. et Heymans C. (2014). 'Fecal Sludge Management: Analytical Tools for Assessing FSM in Cities', *Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development* 4(3), 371–83 <<http://dx.doi.org/10.2166/washdev.2014.139>>.

- Pradeep R., Sarani S. et Susmita S. (2017). 'Characteristics of Faecal Sludge Generated from Onsite Systems Located in Devanahalli', paper presented at the 4th FSM Conference, Chennai, India <www.susana.org/_resources/documents/default/3-2741-7-1488813934.%20et%20al.pdf> [Consulté le 3 novembre 2017].
- Schoebitz L., Bischoff F., Ddiba D., Okello F., Nakazibwe R., Niwagaba C.B., Lohri C.R. et Strande L. (2016). *Results of Faecal Sludge Analyses in Kampala, Uganda: Pictures, Characteristics and Qualitative Observations for 76 Samples*, Dübendorf: Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag) <www.eawag.ch/fileadmin/Domain1/Abteilungen/sandec/publikationen/EWM/Laboratory_Methods/results_analyses_kampala.pdf> [Consulté le 7 février 2018].
- SFD (2017). *SFD Toolbox*, Eschborn, Germany: Sustainable Sanitation Alliance (SuSanA), Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH <<http://sfd.susana.org/toolbox>> [Consulté le 4 février 2018].
- SSWM (non-daté) 'City sanitation plans' [online] <www.sswm.info/content/city-sanitation-plans-csp> [Consulté le 18 novembre 2017].
- Still D. et Foxon K. (2012). *Tackling the Challenges of Full Pit Latrines Volume 2: How Fast Do Pit Toilets Fill Up? A Scientific Understanding of Sludge Build Up and Accumulation in Pit Latrines*, WRC Report No. 1745/2/12, Gezina, South Africa: Water Research Commission <www.wrc.org.za/Pages/DisplayItem.aspx?ItemID=9759&FromURL=%2fPages%2fKH_DocumentsList.aspx%3fdt%3d%26ms%3d2%3b67%3b%26d%3dTackling+the+challenges+of+full+pit+latrines+Volume+2%3a+How+fast+do+pit+toilets+fill+up%3f+A+scientific+understanding+of+sludge+build+up+and+accumulation+in+pit+latrines%26start%3d121> [Consulté le 26 janvier 2018].
- Strande L., Ronteltap M. et Brdjanovic D. (2014). *Faecal Sludge Management: Systems Approach for Implementation and Operation*, London: IWA <www.sandec.ch/fsm_book> [Consulté le 17 novembre 2017].
- Tayler K., Parkinson J. et Colin J. (2003). *Urban Sanitation: A Guide to Strategic Planning*, Rugby: Practical Action Publishing <<https://doi.org/10.3362/9781780441436>> [Consulté le 7 février 2018].
- USAID (2013). *Philippine Water Revolving Fund Follow-up Program: Business Case and Model Contract for a Septage Management Project under a Public Private Partnership Agreement*, Manila, Philippines: USAID <<https://smartnet.niua.org/sites/default/files/resources/PA00J MVP.pdf>> [Consulté le 26 janvier 2018].
- US EPA (1977). *Feasibility of Treating Septic Tank Waste by Activated Sludge*, Cincinnati, OH: Municipal Environmental Research Laboratory, EPA <<https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/9101BHQM.PDF?Dockey=9101BHQM.PDF>> [Consulté en juin 2018].
- US EPA (1984). *Handbook: Septage Treatment and Disposal*, Cincinnati, OH: Municipal Environmental Research Laboratory.
- WaterAid (2016). *Comparison of Tools & Approaches for Urban Sanitation*, September 2016 <<https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/30004ARR.PDF?Dockey=30004ARR.PDF>> [Consulté le 19 juin 2018].
- WSUP (2017). *From Pilot Project to Emerging Sanitation Service: Scaling up an Innovative Public Private Partnership for Citywide Faecal Waste Collection in Dhaka* <<https://www.wsup.com/content/uploads/2017/08/05-2017-From-pilot-project-to-emerging-sanitation-service.pdf>> [Consulté le 5 octobre 2017].

CHAPITRE 4

Introduction aux procédés et aux technologies de traitement

Ce chapitre présente les technologies de traitement des boues de vidange et décrit les possibilités de les combiner pour atteindre les objectifs de traitement, qui sont souvent définis en fonction de normes nationales et internationales. Il souligne que les solutions proposées pour le traitement doivent tenir compte de leur forte concentration et du niveau de digestion qui les caractérise. Ce chapitre détaille les unités de traitement ainsi que leurs fonctions et fait le lien avec les principales étapes du traitement, à savoir la réception et le prétraitement, la séparation solide-liquide, le traitement de la fraction liquide, la déshydratation des boues (fraction solide) et, enfin, le traitement permettant une utilisation finale en toute sécurité. Les avantages de la séparation des fractions solide et liquide afin de les traiter indépendamment sont soulignés. Le chapitre porte principalement sur les dispositifs de traitement spécifiques aux boues de vidange, mais les solutions de cotraitement avec les eaux usées sont également discutées. La dernière section du chapitre décrit le processus de conception des procédés de traitement ainsi que le choix des technologies pertinentes.

Mots-clés : objectifs de traitement, procédés de traitement, concentration élevée, intrants partiellement stabilisés, cotraitement, unités de traitement.

Objectifs du traitement

Comme indiqué au chapitre 1, l'objectif primordial du traitement est de faire en sorte que les matériaux traités puissent être valorisés ou rejetés dans l'environnement en toute sécurité. Les procédés de traitement des boues de vidange et des boues fécales visent à atteindre cet objectif en « stabilisant » les excréta. Ceci consiste à les transformer de leur état non-traité, dans lequel ils sont incommodants, instables, fortement chargés en organismes pathogènes et ont une demande en oxygène élevée, en produits stables, faiblement concentrés en agents pathogènes et présentant une faible demande en oxygène. Tous les procédés de traitement des boues de vidange liquides et la plupart des procédés de traitement des boues de vidange plus épaisses produisent un effluent liquide et un résidu de boue. Les objectifs spécifiques du traitement sont alors les suivants :

- Réduire la demande en oxygène, les matières en suspension et la concentration en nutriments dans la fraction liquide de l'effluent, conformément à la réglementation nationale en matière d'environnement ;
- Réduire les concentrations d'agents pathogènes dans la fraction liquide à des niveaux qui permettent un rejet ou une valorisation en toute sécurité ;

- Réduire la teneur en eau des boues jusqu'au point où elles se comportent comme des matières sèches, où leur volume est très réduit et où leur manipulation et leur transport sont plus faciles et moins coûteux ;
- Réduire le nombre d'agents pathogènes dans les boues à des niveaux qui permettent leur réutilisation ou leur mise en décharge en toute sécurité. Les boues traitées destinées à la valorisation sont généralement appelées « biosolides ».

Afin de s'assurer que les objectifs relatifs au rejet et à la réutilisation des effluents et au recyclage des biosolides soient atteints, les pays et les organisations internationales fixent des normes en la matière.

Normes de rejet des effluents

La plupart des pays ont établi des normes nationales pour les rejets dans les cours et les plans d'eau. Celles-ci englobent généralement la demande en oxygène, les matières en suspension et les nutriments. Les normes nationales concernant les agents pathogènes sont moins courantes, mais des organisations internationales comme l'Organisation mondiale de la santé (OMS) et l'Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO) définissent des teneurs acceptables pour les effluents liquides et les biosolides destinés aux usages agricoles.

Dans de nombreux pays, les normes de rejet des effluents sont proches de celles qui ont été élaborées à l'origine par la « Commission royale » au Royaume-Uni au début du xx^e siècle. Ces normes fixent les valeurs maximales des paramètres de la demande biochimique en oxygène sur cinq jours (DBO_5) et les concentrations en matières en suspension (MES) à, respectivement, 20 mg/l et 30 mg/l. Dans les régions où le milieu récepteur est particulièrement sensible, des normes de DBO_5 et de MES plus strictes seront requises, ainsi que des normes maximales admissibles pour les nutriments, y compris l'azote ammoniacal, les nitrates, l'azote total et le phosphore. Certains pays spécifient des normes minimales en termes de demande chimique en oxygène (DCO) plutôt que de DBO_5 . Le tableau 4.1 synthétise les normes en vigueur en Malaisie, qui couvrent à la fois la DBO et la DCO, ainsi que l'azote ammoniacal (NH_4-N), les nitrates (NO_3), le phosphore (P) et les huiles et graisses (H&G).

La norme B est la norme généralement applicable, tandis que la norme A s'applique à des points précis en amont des sources d'approvisionnement en eau potable. À cet égard, et en définissant des normes pour NH_4-N , NO_3 , P et H&G plus strictes pour les effluents rejetés dans les eaux stagnantes, les normes malaisiennes illustrent l'importance de définir des normes de rejet en fonction de la nature du plan d'eau récepteur et des utilisations potentielles de l'eau en aval du point de rejet.

Les normes font également la distinction entre un chiffre absolu, qui ne doit jamais être dépassé, et un chiffre de conception inférieur, fixé à un niveau qui devrait garantir que la norme absolue sera toujours respectée.

Tableau 4.1 Normes de rejet des eaux usées en Malaisie

Para- mètres	Rejet des effluents dans une rivière ou un cours d'eau				Rejet des effluents dans un milieu stagnant (étangs et lacs)			
	Norme A		Norme B		Norme A		Norme B	
	Absolue	De conception	Absolue	De conception	Absolue	De conception	Absolue	De conception
DBO ₅	20	10	50	20	20	10	50	20
MES	50	20	100	40	50	20	100	40
DCO	120	60	200	100	120	60	200	100
NH ₄ -N	10	5	20	10	5	2	5	2
NO ₃	20	10	50	20	10	5	10	5
P	N/A	N/A	N/A	N/A	5	2	10	5
H&G	5	2	10	5	5	2	10	5

Source : SPAN (2009)

La distinction entre les normes absolues et les normes de conception reconnaît et tient compte de la variation inévitable des résultats de l'échantillonnage des effluents. La pratique la plus courante consiste à spécifier une norme qui ne doit pas être dépassée dans plus d'une petite proportion, généralement autour de 5 %, de tous les échantillons prélevés. Comme nous l'avons déjà mentionné au chapitre 1, l'approche la plus courante pour évaluer la probabilité de la présence d'agents pathogènes consiste à rechercher les bactéries témoins. Les normes nationales sur les rejets d'effluents ne limitent normalement pas le nombre de bactéries témoins dans les effluents rejetés dans les cours d'eau. Elles visent plutôt à assurer des résultats acceptables, en spécifiant des niveaux admissibles de présence de ces bactéries et, dans certains cas, d'organismes pathogènes spécifiques, dans l'eau potable traitée et dans les eaux récréatives (voir, par exemple, *Government of South Africa*, 1996). Le tableau 4.2 reproduit les directives de l'OMS de 1989 concernant l'utilisation des eaux usées traitées en agriculture. Les nématodes intestinaux incluent les *Ascaris*, les *Trichuris* et les ankylostomes *Ancylostoma* et *Necator*.

Reconnaissant que ces directives sont inutilement strictes, les recommandations ultérieures de l'OMS (2006) recommandent une méthode d'évaluation quantitative des risques microbiens (EQRM) pour déterminer les niveaux acceptables d'agents pathogènes dans l'eau d'irrigation (*World Health Organization*, 2006). Les données requises pour l'application de la méthode EQRM ne sont pas systématiquement disponibles au niveau local, de sorte que les responsables de la planification doivent souvent se baser sur les directives plus rigoureuses de 1989. Blumenthal *et al.* (2000) apportent de plus amples informations sur la réflexion théorique qui sous-tend les recommandations de 2006.

La production de boues de vidange par habitant est généralement de l'ordre de 100 litres par personne et par an, contre 50 à 150 litres par personne et par

Tableau 4.2 Directives de l'OMS de 1989 pour l'utilisation des eaux usées traitées en agriculture

<i>Catégorie</i>	<i>Conditions de réutilisation</i>	<i>Groupe(s) exposé(s)</i>	<i>Nématodes intestinaux (moyenne arithmétique, nombre d'œufs par litre)</i>	<i>Coliformes fécaux (moyenne géométrique, nombre par 100 ml)</i>
A	Irrigation des cultures susceptibles d'être consommées crues, terrains de sport, parcs publics.	Travailleurs Consommateurs Public	≤ 1	≤ 1 000
B	Irrigation des cultures céréalières, des cultures industrielles, des cultures fourragères, des pâturages et des arbres.	Travailleurs	≤ 1	Aucune limite
C	Irrigation localisée des cultures de la catégorie B en l'absence d'exposition des travailleurs et du public.	Aucun	Sans objet	Sans objet

jour pour les eaux usées, selon les installations d'alimentation en eau et les réseaux de canalisations domestiques.

Bien que ces chiffres varient grandement selon les circonstances locales, ils illustrent le fait que le volume d'effluent liquide produit par une usine de traitement des boues sera beaucoup plus faible que celui associé à un réseau d'égouts desservant la même population. Étant donné le volume relativement faible d'effluents liquides produits par les usines de traitement des boues de vidange et la difficulté de produire un effluent conforme aux lignes directrices de l'OMS sur l'irrigation sans restriction, une bonne solution de rejet des effluents liquides consiste à les utiliser localement pour l'irrigation d'arbres ou d'autres cultures qui requièrent très peu de contact entre les eaux traitées et le personnel employé.

Normes et lignes directrices sur la mise en décharge et le recyclage des boues (fraction solide)

Les lignes directrices nationales et internationales imposent des restrictions sur les concentrations d'agents pathogènes dans les biosolides destinés à un usage en agriculture et en aquaculture. De même que pour le recyclage des effluents traités pour l'irrigation, les recommandations de l'OMS couvrent à la fois les agents pathogènes, représentés par les coliformes fécaux, ou *Escherichia coli*,

et les nématodes intestinaux. L'US EPA établit une distinction entre les biosolides de classe A (qui comportent peu de restrictions d'usage) et ceux de classe B (qui ont d'importantes contraintes). Il existe peu, voire pas, de lignes directrices sur l'utilisation des biosolides à des fins autres qu'agricoles. Dans ce cas, les utilisations non-agricoles devront se concentrer sur l'élimination de tout risque pour la santé des travailleurs. Le chapitre 10 contient de plus amples informations sur les directives de l'OMS et d'autres normes internationales pertinentes. Lorsqu'il n'est pas possible d'atteindre les normes requises pour la réutilisation, les boues issues des procédés de traitement doivent être mises en décharge dans un centre d'enfouissement technique (CET).

Le traitement des boues de vidange fortement concentrées et partiellement stabilisées

Bon nombre des procédés de traitement décrits dans ce livre sont semblables aux procédés utilisés pour le traitement des eaux usées municipales. Toutefois, les boues de vidange diffèrent des eaux usées municipales à deux égards importants. Premièrement, elles sont beaucoup plus concentrées et, deuxièmement, comme nous l'avons déjà mentionné, le volume des intrants reçus par les stations de traitement est beaucoup plus faible que le volume des eaux usées produites par une population équivalente. Ces différences sont examinées ci-après.

Les chiffres cités dans le tableau 3.3 montrent que les concentrations en DCO et en MES dans les eaux usées dépassent souvent 5 000 mg/l et peuvent atteindre 50 000 mg/l. Les boues fécales sèches peuvent être encore plus concentrées. Des études réalisées en Afrique du Sud ont montré que le taux d'humidité du contenu des latrines à fosse se situe généralement entre 60 et 80 %, ce qui donne des teneurs en matières sèches comprises entre 20 et 40 % et des concentrations en MES supérieures à 200 000 mg/l (Bakare *et al.*, 2012, figure 4). À titre de comparaison, les concentrations types en DCO et en MES dans les eaux usées municipales se situent dans des fourchettes de, respectivement, 500 à 1 200 mg/l et 200 à 600 mg/l (Henze et Comeau, 2008). Les concentrations en azote dans les boues de vidange sont également élevées, les concentrations en azote ammoniacal ($\text{NH}_4\text{-N}$) se situant généralement entre 300 et 2 000 mg/l. On peut comparer ces chiffres avec des concentrations de 40 mg/l pour les eaux usées municipales.

La forte concentration des boues fécales et des boues de vidange entraîne les difficultés de traitement suivantes :

- Leur teneur élevée en matières sèches entraîne des taux élevés d'accumulation des boues dans les bassins et les lagunes. Les concepteurs doivent en prévoir les répercussions opérationnelles ;
- Leur forte concentration en matières organiques augmente leurs besoins de traitement bien au-delà de ceux des eaux usées conventionnelles. Ceci crée souvent une obligation d'appliquer plusieurs procédés de traitement en série ;

- La concentration élevée en azote ammoniacal peut inhiber les processus biologiques, réduisant l'efficacité du traitement et entraînant des concentrations en azote dans les effluents liquides supérieures aux normes de rejet ;
- Des concentrations élevées en nutriments dans l'effluent traité peuvent rendre difficile le respect des normes de rejet. La plupart des nutriments présents dans les boues de vidange le sont sous forme dissoute et demeurent dans la fraction liquide après sédimentation (Henze et Comeau, 2008). Cela signifie que des niveaux élevés en nutriments dans les effluents peuvent créer des difficultés, en particulier pour le cotraitement avec les eaux usées. Ceci est vrai même après la séparation solide-liquide initiale dans la fosse septique.

Pour illustrer les différences en termes de volume, on peut comparer la production totale d'eaux usées par habitant avec les taux d'accumulation des boues individuelles. La première peut dépasser 100 litres par personne et par jour, tandis que, comme le montrent les chiffres de l'encadré 3.7, il est peu probable que la seconde dépasse 100 litres par personne et par an. Même si l'on tient compte du fait que les boues accumulées et l'eau surnageante font partie des boues de vidange, le volume des boues de vidange sera inférieur à 1 % du volume des eaux usées produites par un réseau d'égouts desservant la même population. Cela a des répercussions sur le choix de la technologie de traitement, point qui sera abordé plus en détail dans les chapitres 6 à 10.

La biodégradabilité des matières à traiter influe également sur les choix de traitement. Les boues de vidange diffèrent des eaux usées et varient entre elles sur le plan de la biodégradabilité de leurs fractions liquide et solide. La figure 4.1 illustre ce point. Elle est adaptée du tableau 9.3 de l'ouvrage *Faecal Sludge Management: Systems Approach for Implementation and Operation* (Lopez-Vazquez *et al.*, 2014), qui s'appuie sur des données tirées de plusieurs sources.

Les fractions données dans la figure 4.1 se rapportent à des cas particuliers et les fractions réelles varieront en fonction des circonstances locales. Néanmoins, il est possible de s'appuyer sur cette figure pour tirer les conclusions suivantes :

- *Les boues de vidange fraîches contiennent une forte proportion de matières biodégradables.* La figure 4.1 montre que, en moyenne, la fraction de DCO biodégradable est de 84 %, dont environ un cinquième est « facilement biodégradable » et le reste « lentement biodégradable » ;
- *Les boues digérées contiennent une proportion beaucoup plus élevée de matières non-biodégradables.* La figure 4.1 montre une moyenne de 56 %, dont près 85 % sous forme de particules, et donc potentiellement décantables ;
- *La proportion biodégradable des boues de vidange digérées, bien que plus faible que celle des boues de vidange brutes, est encore vraisemblablement significative.* La moyenne indiquée à la figure 4.1 est de 44 %, dont environ 30 % est facilement biodégradable.

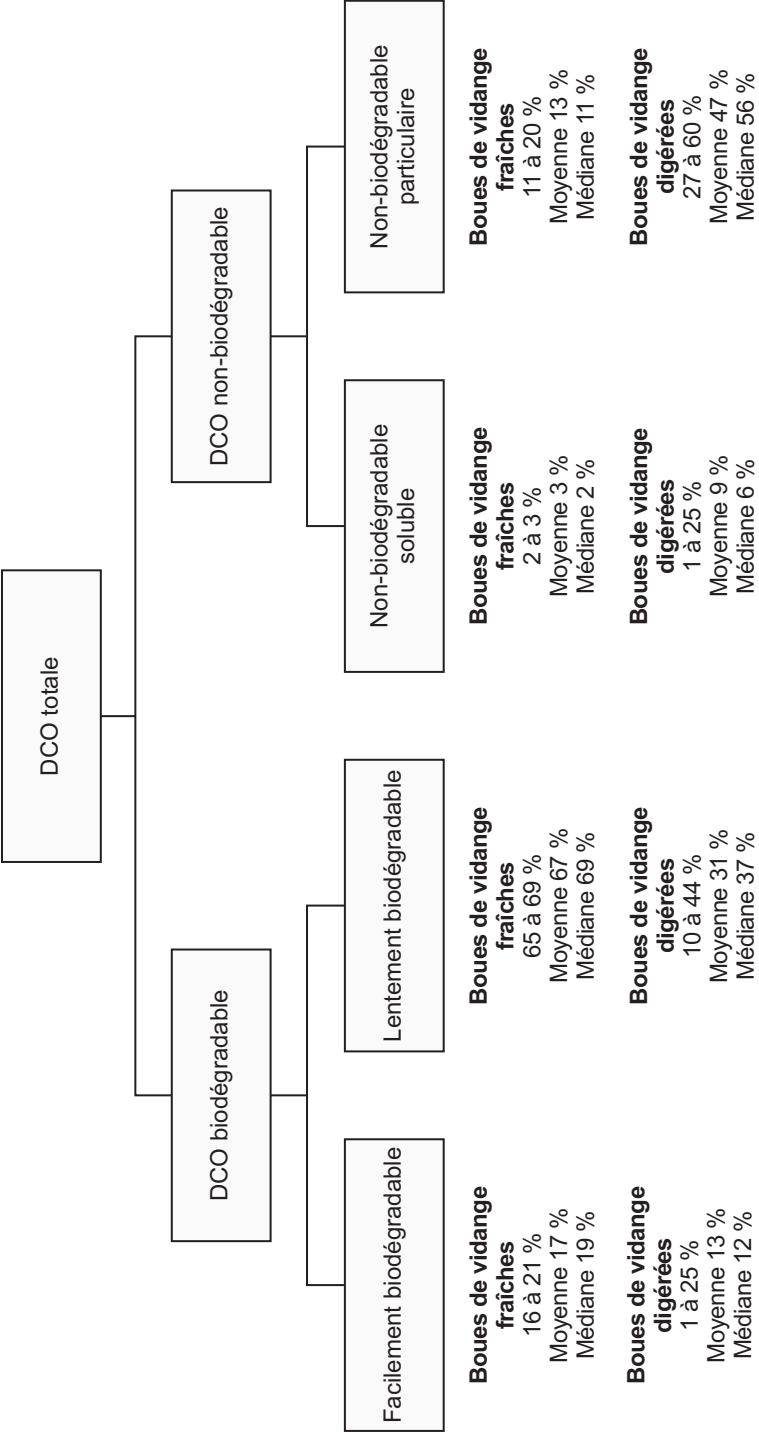


Figure 4.1 Fractions biodégradables et non-biodégradables types des boues de vidange fraîches et digérées ; les chiffres pour la DCO facilement biodégradable sont la somme des chiffres donnés pour les bactéries acidogènes, les matières organiques fermentables et les acides gras volatils
Source : Lopez-Vazquez *et al.*, 2014 (tableau 9.3)

La biodégradabilité moindre des boues de vidange digérées provient du fait qu'elles sont partiellement stabilisées, ayant connu des conditions anaérobies dans les fosses pendant plusieurs années. Des recherches menées en Afrique du Sud ont révélé qu'il existe des matières facilement biodégradables dans une couche assez mince dans la partie supérieure des fosses sèches, mais que la majeure partie de leur contenu est peu biodégradable (Bakare *et al.*, 2012). Comme nous l'avons déjà indiqué au chapitre 3, le rapport DCO/DBO₅ des boues est un bon indicateur de stabilisation. Pour les boues de vidange fraîches, il sera normalement d'environ 2, ce qui est similaire à celui des eaux usées municipales. Pour les boues entièrement digérées, il peut atteindre 10 ou plus.

Les différences de biodégradabilité des boues de vidange épaisses et des boues de consistance liquide ont des répercussions sur les choix de traitement, en particulier :

- Les boues des toilettes publiques fréquemment vidangées et des toilettes portatives offrent des possibilités considérables de traitement biologique poussé. La biodigestion est une solution pour ce type de boues. Elle permet de réduire les odeurs, tout en préparant les boues pour un traitement biologique ultérieur ;
- Les boues retirées des latrines à fosse sèche sont peu susceptibles d'être adaptées à un traitement biologique. Il est généralement préférable de les considérer comme des matières sèches nécessitant une déshydratation supplémentaire plutôt que comme un liquide à traiter ;
- Les boues issues de fosses septiques rarement vidangées, des fosses à fond perdu et des fosses de latrines humides sont également peu adaptées au traitement biologique. La majeure partie de leur DCO non-biodégradable est associée à des matières particulières, tout comme une proportion élevée de leur DCO biodégradable. L'élimination de ces matières facilitera le traitement des liquides, ce qui signifie que le traitement des boues de consistance liquide doit en principe comprendre une séparation initiale.

Une forte proportion des nutriments contenus dans les boues de vidange est présente sous forme dissoute et demeure dans la fraction liquide après sédimentation (Henze et Comeau, 2008). La présence de ces nutriments, en particulier l'azote total et l'azote ammoniacal, doit être prise en compte lors de l'évaluation des procédés de traitement de la fraction liquide.

Il convient de tenir compte de l'ensemble des éléments susmentionnés lors de l'évaluation des possibilités de coupler les technologies afin d'atteindre les objectifs définis au début du présent chapitre.

Les unités de traitement et leurs fonctions

Aucun procédé de traitement ne peut atteindre seul tous les objectifs énumérés précédemment. Les stations de traitement de boues de vidange doivent donc comporter un certain nombre d'unités de traitement, reliées entre elles de

manière à assurer la réalisation des objectifs. Ces unités doivent remplir partiellement ou en totalité les fonctions suivantes :

- *La réception des boues de vidange* déversées par les camions-citernes ainsi que les autres véhicules de plus petite taille ou les charrettes à bras utilisés pour la vidange manuelle ;
- *La séparation des particules grossières, du sable, des graisses et des huiles ainsi que des objets flottants*. Si ces matières ne sont pas retirées, elles risquent de boucher les canalisations et/ou de se déposer dans les unités de traitement qui suivront, entraînant des colmatages et l'altération des performances ;
- *La stabilisation des boues de vidange fraîches*, qui permet de réduire les odeurs et de rendre les boues plus aptes aux processus de traitement en aval ;
- *La séparation des fractions solide et liquide*, qui permet de réduire la taille des unités ultérieures de la station de traitement des boues ;
- *Le traitement de la fraction liquide des boues de vidange*, qui a pour effet de réduire la charge organique, la concentration en azote ammoniacal et en organismes pathogènes, conformément aux dispositions requises pour la réutilisation ou le rejet des effluents liquides ;
- *La déshydratation des boues* ;
- *La réduction de la quantité d'agents pathogènes contenus dans la fraction liquide traitée et dans les boues après séparation*. La concentration en organismes pathogènes doit être compatible avec les dispositifs de rejet ou de recyclage proposés.

La figure 4.2 montre les différentes possibilités de combiner les procédés de traitement en vue d'atteindre les objectifs généraux.

Toutes les chaînes de traitement illustrées dans la figure 4.2 comprennent la réception des boues ainsi qu'un criblage grossier pour éliminer les particules les plus volumineuses. Selon la nature des matières à traiter et les exigences des procédés de traitement ultérieurs, il peut s'avérer nécessaire de retirer le sable et les graviers, les huiles et les graisses et de stabiliser les boues fraîches. Une fois le traitement préliminaire terminé, la figure 4.2 indique trois possibilités :

1. *Prévoir une séparation des fractions solide et liquide* de l'intrant, suivie d'un traitement séparé de chacune des fractions ;
2. *Traiter l'intrant comme un liquide en mettant l'accent sur la réduction de la charge organique*, comme dans une station d'épuration conventionnelle. Ce processus produit des boues, qui doivent ensuite être traitées comme telles ;
3. *Traiter l'intrant comme une boue*, à savoir procéder à une déshydratation suffisante pour lui permettre d'être manipulée comme un matériau sec. Les eaux excédentaires retirées des boues doivent ensuite être traitées comme un liquide.

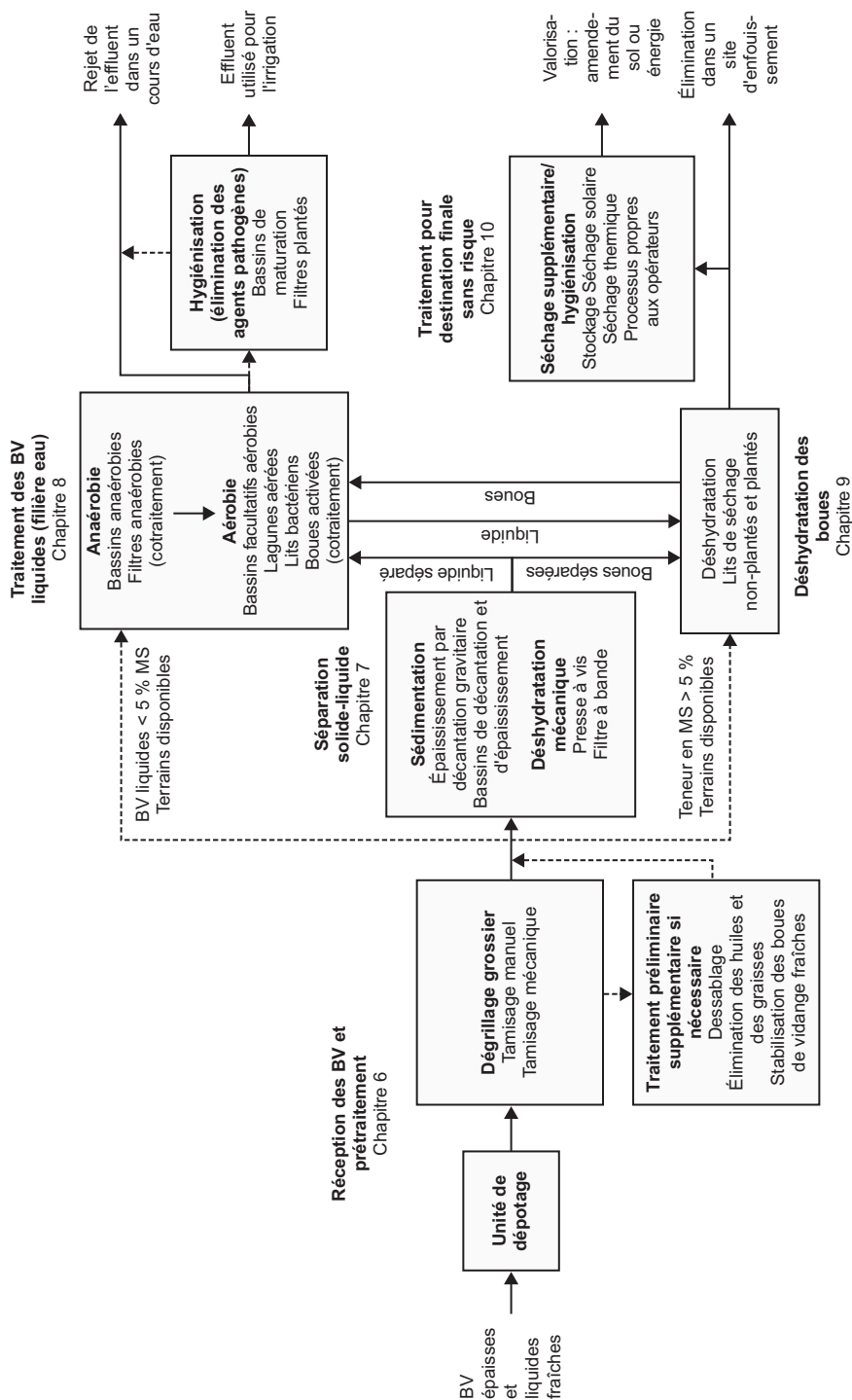


Figure 4.2 Étapes et options de traitement des boues de vidange liquides et épaissées
Note : Les lignes en pointillés indiquent le parcours suivi parfois, mais pas systématiquement

Les deux premières options conviennent pour le traitement des boues de fosses septiques et des autres boues liquides, tandis que la troisième est davantage appropriée pour le traitement des boues plus épaisses. La séparation solide-liquide est l'option la plus appropriée pour les boues liquides, sauf pour les petites stations de traitement dans les zones où les compétences en gestion et en exploitation sont limitées.

L'effluent liquide issu de la séparation doit être traité pour réduire la demande en oxygène et la charge en MES dans la partie liquide, et les boues issues de ce traitement doivent également être déshydratées. Il est parfois nécessaire de poursuivre le traitement pour ramener le nombre d'agents pathogènes à des niveaux sûrs, en particulier lorsque l'effluent traité est destiné à une irrigation « sans restriction ». De même, les matières déshydratées peuvent nécessiter un traitement supplémentaire pour éliminer les agents pathogènes, réduire davantage la teneur en eau, ou les deux.

La sous-section suivante fournit de plus amples informations sur les différentes étapes du traitement illustrées à la figure 4.2. Les chapitres 7 à 10 donnent des informations détaillées sur les options pour chaque étape.

Réception et prétraitement

Chaque station de traitement doit comporter des installations pour la réception des matières entrantes. Un criblage grossier est essentiel pour retirer les gros objets tels que les détritiques et les textiles, faute de quoi ceux-ci peuvent obstruer ou endommager les processus de traitement ayant lieu en aval. Dans les stations qui reçoivent à la fois des boues de vidange liquides et des boues plus épaisses, il est conseillé de mettre en place des installations de réception séparées et donc des chaînes de traitement partiellement ou totalement distinctes. Lorsque les boues de fosses septiques et les autres boues liquides doivent être cotraitées avec les eaux usées, il est possible de mélanger les flux (c'est-à-dire d'ajouter les boues liquides) en amont des dégrilleurs de la station de traitement. Néanmoins, il est toujours préférable de retirer les matières solides des boues liquides avant le cotraitement avec les eaux usées, ce qui nécessite normalement des installations de réception et de traitement préliminaire séparées.

Le dessablage est souvent omis, en partant du principe que le sable ne représente qu'une faible proportion des matières solides qui s'accumulent dans les bassins et les lagunes. L'hypothèse est qu'une légère augmentation de l'accumulation de boues ne justifie pas la complexité supplémentaire associée à l'enlèvement du sable. Cette hypothèse est valable dans le cas des petites installations qui reçoivent les boues de vidange de fosses maçonnées. Par contre, elle n'est pas justifiée lorsqu'une proportion importante des matières vidangées provient de fosses non-maçonnées. Il est essentiel de retirer le sable et les graviers lorsque les stations de traitement comportent des équipements mécaniques qui sont susceptibles d'être endommagés.

Les huiles et les graisses peuvent entraîner le colmatage des tuyaux et diminuer l'efficacité des procédés de traitement en aval. Ceci est particulièrement vrai

lorsque ces dernières s'accumulent dans la couche d'écume à la surface des bassins et des réacteurs anaérobies, ce qui peut affecter leur performance si elles ne sont pas régulièrement enlevées. Lorsque les boues liquides ou épaisses sont envoyées dans des lits de séchage sans traitement préalable, les huiles et les graisses peuvent freiner l'évaporation et donc ralentir le processus de séchage. La difficulté, comme nous l'expliquerons au chapitre 6, est de mettre en place des moyens efficaces et simples pour éliminer les huiles et les graisses.

La digestion partielle et l'ajout de chaux permettent de stabiliser les boues fraîches, de limiter les problèmes d'odeur et la présence de vecteurs de maladie. En revanche, ces deux procédés de traitement posent certains problèmes et ne sont généralement ni appropriés ni recommandés pour le traitement des boues épaisses et liquides bien digérées. Le chapitre 6 est consacré aux modalités de réception et de prétraitement.

Séparation solide-liquide

La séparation solide-liquide avant le traitement distinct des fractions liquide et solide des boues présente les avantages suivants :

- Elle diminue la charge organique exercée par le composant liquide, réduisant ainsi la surface du foncier et/ou l'énergie nécessaire au traitement de ce composant ;
- Elle retire les matières décantables du flux de liquide, ce qui réduit le taux d'accumulation des boues et, par conséquent, le besoin de curage des unités de traitement liquide ultérieures ;
- En éliminant la matière décantable, qui contient une grande quantité de matières solides non-biodégradables, elle augmente la part biodégradable du flux liquide.

Ces avantages signifient que le procédé de traitement des boues liquides doit comprendre une étape de séparation solide-liquide dédiée, sauf lorsque la teneur en matières sèches des boues est faible, que la station proposée est petite, que la capacité de gestion est limitée ou que la surface disponible de terrain ne constitue pas une contrainte. Dans ces circonstances, l'une des solutions consiste à déverser directement les boues dans des bassins anaérobies, ce qui implique un curage régulier. La séparation solide-liquide est toujours préférable avant le cotraitement avec les eaux usées.

Les principaux mécanismes utilisés pour la séparation solide-liquide sont la sédimentation, la filtration et la compression. Les boues séparées par sédimentation physique ont généralement une teneur en matières sèches de l'ordre de 5 à 10 % et doivent être encore déshydratées. La teneur en matières sèches du gâteau produit par les presses mécaniques, qui combinent les procédés de compression et de filtration, se situe généralement entre 15 et 30 %. Cela signifie que les besoins ultérieurs de déshydratation seront soit réduits, soit, dans certains cas, complètement éliminés. Le chapitre 7 étudie les différents

procédés de séparation solide-liquide, en identifiant les conditions préalables à leur utilisation et en soulignant leurs avantages et leurs inconvénients.

Traitement de la fraction liquide

Comme nous l'avons déjà mentionné, les boues de vidange sont beaucoup plus concentrées que les eaux usées municipales, et ce même après la séparation solide-liquide. L'une des conséquences de cette situation est que le traitement du flux liquide requiert souvent plusieurs phases de traitement. Il est possible de réduire les besoins en énergie ou en surface de terrain en mettant en place des procédés anaérobies en amont des procédés aérobies. Étant donné que les processus anaérobies sont tributaires de la température, cette solution est particulièrement intéressante dans les climats chauds. Une deuxième conséquence de la concentration élevée des boues de vidange est que le taux d'accumulation des boues dans les unités de traitement anaérobie et les bassins de sédimentation y est plus élevé que pour les eaux usées, en particulier pour les boues de consistance épaisse. Si les bassins et les lagunes ne sont pas nettoyés régulièrement, les boues s'y accumulent rapidement, ce qui a pour effet de réduire leur capacité (réduction du temps de rétention hydraulique) et de bloquer l'écoulement des eaux. Cela se traduit par des faibles performances de traitement pour la station, voire par une défaillance complète du système. Un troisième point à considérer est l'inhibition éventuelle des procédés de traitement en raison de la concentration des boues en azote ammoniacal. Ce point est examiné plus en détail au chapitre 8.

Comme le montre la figure 4.2, les procédés de traitement liquide produisent des boues qui doivent être retirées périodiquement, puis déshydratées en même temps que les boues issues de la séparation solide-liquide. Inversement, les procédés de déshydratation des boues produisent un filtrat liquide, qui doit être traité si aucune autre solution de rejet en toute sécurité n'est disponible. Le volume du filtrat est généralement faible, mais sa concentration est toujours forte.

Le chapitre 8 est consacré aux différentes méthodes de traitement de la fraction liquide.

Déshydratation des boues

En fonction de la technologie utilisée pour la séparation solide-liquide, il est parfois nécessaire de réduire davantage la teneur en eau des boues résiduelles. Suite aux procédés de sédimentation, celle-ci est en principe à 90 %. Aussi, il est nécessaire de les assécher davantage avant de pouvoir les traiter comme une matière solide. La siccité du gâteau provenant des presses à boues est plus élevée et celui-ci se comporte normalement comme un produit solide. Néanmoins, il est parfois opportun de réduire davantage son volume, en particulier lorsque la destination finale se trouve à une certaine distance de la station de traitement. Le chapitre 9 est consacré aux procédés de déshydratation.

Exigences de traitement supplémentaires pour la valorisation des boues

Il est nécessaire de réduire davantage la quantité d'agents pathogènes et/ou la teneur en eau pour que les biosolides puissent être utilisés comme amendement du sol ou comme combustible solide. Lors de l'analyse des possibilités de traitement, il est important de tenir compte des coûts, en particulier des coûts opérationnels, et de la capacité d'hygiénisation du procédé (réduction des agents pathogènes). Les filières de valorisation ne seront financièrement viables que si :

$$R_{PT} = C_{PT} - C_D$$

Avec : R_{PT} = le revenu généré par la vente des produits traités ;

C_{PT} = le coût du traitement supplémentaire requis pour assurer la valorisation des produits ;

C_D = le coût de la mise en dépôt si aucun traitement n'est appliqué.

Le coût du traitement pour atteindre les standards de rejet (par exemple pour la mise en décharge en centre technique) n'apparaît pas car il est le même des deux côtés de l'équation.

Dans la plupart des cas, R_{PT} ne dépasse pas $(C_{PT} - C_D)$, ce qui conduit à un manque à gagner de $[(C_{PT} - C_D) - R_{PT}]$. Dans de tels cas, pour que la valorisation des biosolides soit financièrement viable, il est nécessaire d'obtenir une subvention, de sorte que l'équation devienne :

$$R_{PT} + S = C_{PT} - C_D$$

Avec : S = toute subvention destinée à promouvoir la réutilisation des produits traités.

En raison des coûts environnementaux, le coût économique de l'enfouissement peut dépasser son coût financier, de sorte qu'une certaine forme de subvention peut se justifier. Toutefois, lorsque l'on envisage d'utiliser des subventions, il est essentiel de s'assurer que le gouvernement est disposé à prendre un engagement prolongé pour soutenir la valorisation des ressources. La génération de revenus dépend des conditions du marché et de la capacité de l'organisation en charge de la commercialisation des produits issus du traitement. Le chapitre 10 étudie les différentes destinations finales des biosolides issus du traitement des boues. Certaines utilisations des boues sont bien connues, à défaut d'être largement appliquées, d'autres en sont encore au stade expérimental ou en phase d'essai.

Cotraitements avec les eaux usées

Le cotraitement des boues de vidange et des eaux usées en station d'épuration est une pratique courante quand la quasi-totalité des ménages sont raccordés aux égouts. Le volume de boues de vidange est donc faible par rapport à celui des eaux usées. La situation est plus compliquée lorsque

les réseaux d'égouts sont limités et que de nombreux ménages utilisent des dispositifs d'assainissement individuel, comme c'est le cas dans la plupart des pays à faible revenu. En raison de leur forte concentration, les boues de vidange peuvent avoir un impact important sur les charges organiques, les matières en suspension (MES) et les charges en azote des eaux usées si elles sont déversées en station d'épuration, et ce même en quantités relativement faibles. Parmi les conséquences possibles, l'on peut citer l'accroissement du volume de détrit, de sable et de gravier à éliminer, l'augmentation des émissions d'odeurs dans les installations de tête, une plus forte accumulation d'écume et de boues, l'augmentation des charges organiques entraînant une surcharge et une défaillance du procédé, et la démultiplication des odeurs et de la mousse dans les bassins d'aération. En raison de leur nature partiellement digérée, les boues de vidange se dégradent habituellement à un rythme plus lent que les eaux usées municipales et leur présence est susceptible d'avoir un impact négatif sur l'efficacité des procédés de traitement.

La nature épisodique du dépôtage des boues de vidange se traduit par de fortes charges instantanées et amplifie ainsi les problèmes identifiés ci-dessus. En dépit de ces contraintes, les installations de traitement des eaux usées disposant de capacités inutilisées sont une source potentielle à étudier. Même dans les cas où il n'est pas envisagé de faire un cotraitement, les stations d'épuration peuvent éventuellement fournir un terrain lorsqu'elles sont situées à des lieux stratégiques, à proximité des zones d'assainissement individuel.

Certains procédés de traitement des eaux usées peuvent s'appliquer au traitement des boues de vidange, à savoir :

- Déverser les boues de vidange issues de fosses septiques et les autres boues liquides dans le réseau des eaux usées dans un regard ou dans les ouvrages de réception de la station d'épuration. Cette option considère ces boues comme un effluent liquide. Elle convient aux boues liquides peu concentrées dont le taux d'humidité dépasse 95 %. Le prétraitement est systématiquement préconisé pour les boues de vidange fortement concentrées ;
- Déshydrater les boues de vidange avec les boues issues du processus de traitement des eaux usées (boues d'épuration). Pour utiliser cette solution sans prétraitement, la teneur en matières sèches des boues de vidange doit être d'au moins 5 % ;
- Prétraiter les boues de vidange, quelle que soit leur nature, afin de traiter la fraction liquide avec les eaux usées et la fraction de boues en même temps que les boues d'épuration.

Le mélange de boues liquides fortement concentrées avec des eaux usées municipales moins chargées peut entraîner les risques suivants :

- La dégradation de la qualité des effluents et la non-conformité aux normes de rejet, ce qui est particulièrement problématique lorsque celles-ci comprennent des exigences strictes en matière d'azote ammoniacal ;
- L'augmentation du volume de boues générées au-delà de la capacité des installations de traitement des boues de la station d'épuration.

Pour réduire ces risques, un prétraitement est toujours recommandé, quel que soit le point de déversement des boues de vidange dans la filière de traitement des eaux usées. L'opération doit systématiquement inclure le dégrillage et, dans le cas des boues des latrines à fosse, d'élimination des détritiques et d'autres matières grossières. La séparation solide-liquide est également nécessaire pour les boues de vidange liquides. Elle permet d'abaisser les concentrations en matières organiques et en MES dans la fraction liquide des boues et, par conséquent, de réduire la charge des stations d'épuration. Après la séparation, la fraction liquide doit être déversée dès le début du processus de traitement des eaux usées, tandis que les boues sont dirigées vers les installations de séchage des boues de la station.

En général, il est plus approprié de procéder à la déshydratation des boues épaisses en même temps que les boues d'épuration, mais il est parfois nécessaire de procéder à une biodigestion préalable des boues de vidange fraîches des toilettes publiques et des latrines portatives.

Choix des procédés et des technologies de traitement appropriés

La sélection des procédés de traitement généraux et des technologies spécifiques dépend de plusieurs facteurs :

- Les caractéristiques du matériau à traiter ;
- Les modalités proposées pour la valorisation ou le rejet des produits du traitement ;
- Les coûts des diverses options ;
- Les facteurs contextuels tels que la disponibilité des terrains et de l'électricité ainsi que les capacités de l'exploitant futur.

Il sera préférable d'adopter une approche par étapes pour sélectionner les procédés de traitement les plus appropriés. Les étapes proposées sont listées ci-dessous et brièvement expliquées :

1. *Identifier les emplacements potentiels de construction d'installations de traitement.* Il convient de tenir compte des facteurs identifiés au chapitre 3, tout en gardant à l'esprit la possibilité de recourir à des technologies partiellement couvertes, dont les procédés mécaniques intégrés qui peuvent faciliter l'usage de sites relativement petits et proches des ensembles immobiliers ;
2. *Évaluer les charges hydraulique, organique et en matières sèches.* Il s'agit d'utiliser les méthodes décrites au chapitre 3, en tenant compte des conditions de charge existantes et futures et en tenant dûment compte des variations de débit ;
3. *Choisir la méthode de séparation solide-liquide et choisir une technologie appropriée.* Cette étape est prioritaire parce que la méthode et la technologie choisies influenceront à la fois les choix relatifs au prétraitement et aux étapes suivantes de la filière eau de la station

ainsi que les exigences en termes de déshydratation des boues générées. Le chapitre 7 traite des différentes possibilités de séparation solide-liquide ;

4. *Évaluer les différentes possibilités de traitement des liquides et choisir la solution la plus appropriée.* Il faut tenir compte du volume et des caractéristiques des matières déversées en station, de l'approche choisie pour la séparation solide-liquide, de l'emplacement, de la qualité requise des effluents et des ressources nécessaires pour chacune des solutions de traitement. En ce qui concerne les ressources, il est particulièrement important d'analyser les financements essentiels pour couvrir les coûts d'exploitation, les besoins opérationnels et les besoins en matière de gestion. Le chapitre 8 est consacré aux technologies et aux procédés de traitement des liquides ;
5. *Évaluer les besoins et les possibilités de déshydratation des boues.* Les besoins dépendent des caractéristiques des boues et de la siccité attendue après traitement. Les dispositifs mis en place pour la séparation solide-liquide ont une forte influence sur les caractéristiques des boues destinées à la déshydratation, tandis que la siccité requise dépend des modalités de recyclage ou de rejet. Comme pour le choix des solutions du traitement des effluents liquides, les solutions de déshydratation des boues doivent être évaluées en fonction de leur emplacement, de leurs coûts et des ressources et capacités de gestion nécessaires à leur bon fonctionnement. Le chapitre 9 est consacré aux techniques et aux procédés de déshydratation des boues ;
6. *Déterminer les exigences et les possibilités en matière de réception et de prétraitement.* Le but principal du prétraitement est de protéger les processus de traitement ultérieurs. Cela signifie que les exigences de prétraitement dépendront des technologies choisies pour la séparation solide-liquide, le traitement de la fraction liquide et la déshydratation des boues. L'évaluation des exigences et des possibilités de prétraitement doit donc se faire en fonction des choix technologiques des étapes ultérieures du processus de traitement. Comme pour les autres étapes, les choix doivent tenir compte des coûts et de l'emplacement ainsi que de la disponibilité des ressources matérielles et institutionnelles. La décision d'inclure ou non des dispositions spécifiques pour le retrait du sable, des huiles et des graisses ainsi que pour la stabilisation des boues fraîches dépendra des caractéristiques des intrants dans la station et de la capacité institutionnelle d'exploitation et de maintenance des installations. Le chapitre 6 est consacré aux technologies de prétraitement et aux cas dans lesquels il convient de les utiliser ;
7. *Déterminer la nécessité d'appliquer un traitement supplémentaire pour s'assurer que les produits traités sont sûrs et conviennent à toute utilisation finale proposée.* En cas de valorisation agricole, les produits traités doivent en particulier respecter les normes relatives aux organismes

pathogènes. Celles-ci dépendent du type de culture et de l'accès potentiel du public à la zone d'utilisation des produits traités. Les exigences les plus strictes concernent la présence d'helminthes. Les boues destinées à être utilisées comme biocarburants ou comme aliments pour animaux doivent être séchées de manière à obtenir la siccité minimale correspondant à l'utilisation proposée. Les procédés qui reposent sur l'incinération et la pyrolyse ne seront financièrement viables que s'ils prévoient au préalable une réduction de la teneur en eau. Le chapitre 10 est consacré aux technologies de préparation des biosolides en vue de leur utilisation finale.

Il peut arriver qu'il soit nécessaire de revoir les étapes précédentes à la lumière des décisions prises concernant les étapes ultérieures du processus. En gardant cela à l'esprit, les lecteurs sont invités à considérer la liste ci-dessus comme un guide plutôt que comme une succession d'étapes fixes qui doit être systématiquement suivie à la lettre.

Points clés de ce chapitre

Ce chapitre a présenté les technologies de traitement et a examiné les possibilités de combiner des processus de traitement individuels dans le cadre d'un processus de traitement global. Les points clés à retenir de ce chapitre sont les suivants :

- Bon nombre des processus utilisés dans le traitement des boues de vidange s'inspirent ou appliquent des principes similaires à ceux employés dans les stations d'épuration municipales. Toutefois, le choix et la conception des processus spécifiques au traitement des boues de vidange doivent tenir compte de leur forte concentration, de leur composition variable et de leur nature partiellement stabilisée ;
- Le faible volume des boues de vidange par rapport à celui des eaux usées peut également influencer les choix technologiques ;
- Toutes les stations de traitement doivent être dotées d'un dispositif de réception et de criblage grossier des intrants. Lorsqu'une usine reçoit à la fois des boues de vidange de consistance épaisse et des boues liquides, il est souvent justifié de prévoir deux parcours de traitement distincts pour chaque type d'intrant. Les exigences de prétraitement dépendent des conditions locales et des technologies utilisées lors des étapes ultérieures du processus de traitement ;
- Lorsque la disponibilité des terrains n'est pas une contrainte et que la capacité de gestion est restreinte, il est parfois possible d'acheminer les boues liquides, après dégrillage, dans de simples unités de traitement des effluents liquides, comme les bassins anaérobies. Les boues plus épaisses peuvent être déversées, après dégrillage, dans des lits de séchage soit directement, soit après passage dans un biodigesteur de petite taille ;

- Dans tous les autres cas, il est recommandé de mettre en place des installations de séparation solide-liquide avant le traitement séparé des fractions solide et liquide. La séparation est particulièrement importante lorsque les plans prévoient le cotraitement des boues de vidange liquides avec les eaux usées municipales ;
- Les exigences de traitement ultérieures dépendent du procédé de séparation adopté. La teneur en matières sèches du gâteau issu des presses à boues peut dépasser 20 %, tandis que celle obtenue par sédimentation dans les épaisseurs gravitaires est vraisemblablement de l'ordre de 5 %. Les procédés discontinus, tels que les bassins de décantation et d'épaississement et les lits de séchage des boues, produisent des matières dont la siccité est fonction du temps de rétention dans l'unité ;
- En raison de la concentration élevée des boues de fosses septiques et autres boues liquides, et ce même après la séparation solide-liquide, le traitement aérobique de l'effluent liquide requiert soit un grand espace, soit beaucoup d'énergie (et donc un coût important), soit les deux. Effectuer un traitement anaérobique avant un traitement aérobique permet de réduire la charge sur les unités de traitement aérobique ultérieures et donc de réduire les coûts et/ou la superficie au sol nécessaire pour le traitement des effluents liquides ;
- Un traitement spécialisé supplémentaire est encore nécessaire avant que les biosolides issus du processus de traitement puissent être valorisés ou rejetés. Les exigences en matière de traitement dépendent de l'utilisation finale prévue.

Références bibliographiques

- Bakare B.F., Foxon K.M., Brouckaert C.J. et Buckley C.A. (2012). 'Variation in VIP Latrine Sludge Contents', *Water SA* 38(4) [online] <<https://pdfs.semanticscholar.org/2e0e/a4ed1dae179c069acf4d9c22d0ba8a82ed3d.pdf>> [Consulté le 6 novembre 2017].
- Blumenthal U., Mara D.D., Peasey A., Ruiz-Palacios G. et Stott R. (2000). 'Guidelines for the Microbiological Quality of Treated Wastewater Used in Agriculture', *Bulletin of the World Health Organization* 78(9), 1104–16 <[www.who.int/bulletin/archives/78\(9\)1104.pdf?ua=1](http://www.who.int/bulletin/archives/78(9)1104.pdf?ua=1)> [Consulté le 29 janvier 2018].
- Government of South Africa (1996). *South African Water Quality Guidelines, Volume 2 Recreational Use* [pdf], Department of Water Affairs and Forestry <www.iwa-network.org/filemanager-uploads/WQ_Compendium/Database/Future_analysis/082.pdf> [Consulté le 4 novembre 2017].
- Henze M. et Comeau Y. (2008). 'Chapter 3 – Wastewater Characterization', in M. Henze, M. van Loosdrecht, G. Ekama et D. Brdjanovic (eds.), *Biological Wastewater Treatment: Principles Modelling and Design*, London: IWA Publishing <https://ocw.un-ihe.org/pluginfile.php/462/mod_resource/content/1/Urban_Drainage_and_Sewerage/5_Wet_Weather_and_Dry_Weather_Flow_Characterisation/DWF_characterization/Notes/Wastewater%20character-ization.pdf> [Consulté le 13 janvier 2018].

- Lopez-Vazquez C., Dangol B., Hooijmans C. et Brdvanovic D. (2014). 'Co-treatment of Faecal Sludge in Municipal Wastewater Treatment Plants', in L. Strande, M. Ronteltap, et D. Brdjanovic (eds.), *Faecal Sludge Management: Systems Approach for Implementation and Operation* [pdf], London: IWA Publishing <www.unesco-ihe.org/sites/default/files/fsm_ch09.pdf> [Consulté le 15 mars 2017].
- SPAN (National Water Services Commission) (2009). *Sewage Characteristics and Effluent Discharge Requirements*, Cyberjaya: SPAN <www.span.gov.my/files/MSIG/MSIGVol4/04_Sec._3_Sewage_Characteristics_and_Effluent_Discharge_Requirements.pdf> [Consulté le 21 novembre 2017].
- World Health Organization (1989). *Health Guidelines for the Use of Wastewater in Agriculture and Aquaculture*, World Health Organization Technical Report Series 778, Geneva: World Health Organization <http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/39401/1/WHO_TRS_778.pdf> [Consulté le 12 janvier 2018].
- World Health Organization (2006). *Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater, Volume 2 Wastewater Use in Agriculture*, Geneva: World Health Organization <www.who.int/water_sanitation_health/wastewater/wwuvol2intro.pdf> [Consulté le 12 janvier 2018].

CHAPITRE 5

Planification et conception d'une exploitation efficace

Ce livre met l'accent sur les procédés de traitement, mais la conception d'un procédé, même le meilleur, ne peut pas garantir son efficacité si les opérateurs ne sont pas en mesure de faire fonctionner la station. Ce chapitre se penche sur les différents moyens permettant aux concepteurs d'assurer le bon fonctionnement des stations. Il souligne la nécessité d'adapter la capacité de traitement à la charge de la station, de tenir compte de la disponibilité des ressources dans le choix des technologies et de concevoir des procédés souples qui permettent de poursuivre le traitement lorsque les installations sont momentanément arrêtées dans le cadre des travaux de réparation ou de maintenance. Il insiste sur la nécessité de mettre en place des systèmes de gestion efficaces et présente les dispositions institutionnelles nécessaires à cet effet. Il contient des informations sur la conception afin d'assurer la sécurité de l'opérateur et de promouvoir de bonnes pratiques d'exploitation. Il met en avant l'importance de la précision et de la qualité de construction sur les opérations. Enfin, il apporte des précisions sur les moyens de s'assurer que les exploitants comprennent et appliquent les procédures et les pratiques opérationnelles appropriées.

Mots-clés : procédures opérationnelles, ressources, capacité, sécurité, accès des opérateurs.

Introduction

En règle générale, tout procédé de traitement doit fonctionner efficacement et atteindre ses objectifs de conception de façon constante. Cette exigence a plus de chances d'être satisfaite si les responsables de la planification et les concepteurs procèdent à une évaluation des expériences opérationnelles passées et présentes et en tirent des leçons. Il est également nécessaire de s'assurer des points suivants :

- La capacité de traitement de la station correspond à la charge existante ;
- Le choix des technologies tient compte des ressources disponibles ;
- La conception du procédé facilite l'efficacité du fonctionnement ;
- Les systèmes de gestion appuient et facilitent les procédures opérationnelles ;
- Les caractéristiques de conception permettent à l'opérateur d'effectuer ces opérations en toute sécurité ;
- Les installations sont construites de façon rigoureuse et selon les normes minimales requises pour assurer un fonctionnement efficace ;
- Le personnel de gestion et le personnel opérationnel connaissent bien les exigences opérationnelles du processus de traitement.

Cette dernière condition est plus susceptible d'être remplie s'il existe des procédures opérationnelles standards (POS) écrites et si celles-ci sont régulièrement suivies par le personnel. Le terme « procédures d'exploitation » englobe toutes les tâches requises pour exploiter et entretenir les installations, en suivre les performances ainsi que réparer et remplacer les composants du système quand cela est nécessaire.

Évaluation de l'expérience opérationnelle

Lors de l'analyse des expériences passées et du fonctionnement actuel des stations de traitement, il est recommandé de se poser les questions suivantes :

- Quelles étaient les hypothèses de conception des stations actuellement en service et en quoi la pratique opérationnelle actuelle diffère-t-elle de ces hypothèses ?
- L'expérience opérationnelle a-t-elle révélé des difficultés et des problèmes par rapport à la conception ?
- Dans l'affirmative, quelles solutions peut-on tirer de la pratique opérationnelle pour résoudre ces problèmes et traiter les enjeux qu'ils soulèvent ?

L'observation des stations de traitement actuellement en service et les discussions avec les exploitants permettent de commencer à répondre à ces questions. Il est possible de procéder de façon informelle, mais il est préférable de mettre en place des systèmes de suivi systématique des performances des installations et de connaître l'opinion des exploitants sur les problèmes opérationnels qu'ils rencontrent. En plus de mieux comprendre ce qui fonctionne et ce qui ne fonctionne pas, ainsi que la nature et la cause des problèmes, l'existence d'un suivi de routine apporte des informations sur la concentration des boues et les performances du système. Cela permet de déterminer les hypothèses de conception future.

Il est plus facile et plus efficace d'analyser les pratiques opérationnelles si les procédures d'exploitation effectives peuvent être comparées aux POS. En tout état de cause, il convient de formaliser ces procédures par écrit car elles constituent le référentiel qui permet aux opérateurs d'accomplir les tâches qui leur sont confiées. Elles sont particulièrement pertinentes lorsque les opérateurs manquent de formation et de qualifications formelles. Toutefois, il est nécessaire de vérifier le contenu des POS, faute de quoi elles peuvent s'avérer irréalisables ou, pire encore, aboutir à des résultats non-prévus lors de la conception. Cela souligne encore une fois la nécessité de mener une réflexion sur la conception en tirant les leçons de l'expérience opérationnelle.

Lorsque des équipements électromécaniques sont installés dans une station de traitement, il est toujours utile de vérifier la façon dont les opérateurs les utilisent. Par exemple, une étude pourrait montrer que, pour réduire les factures d'électricité, les aérateurs des lagunes aérées ne sont utilisés que pour des périodes limitées, voire pas du tout. Dans de nombreux cas, les lagunes

anaérobies, qui nécessitent une superficie similaire ou légèrement supérieur à une lagune aérée, fonctionneront tout aussi bien.

Toutes les affirmations qui précèdent se rapportent à des technologies et des pratiques existantes, de sorte qu'il existe une expérience opérationnelle sur laquelle s'appuyer. Ceci n'est cependant pas toujours le cas. Le traitement des boues de vidange est un domaine en pleine évolution et certaines des technologies décrites dans cet ouvrage n'ont pas été mises en œuvre à grande échelle. Des initiatives pilotes peuvent fournir des informations sur les performances de ces technologies et permettre au personnel opérationnel d'acquérir de l'expérience dans leur utilisation. Il est important d'évaluer les difficultés qu'il faudra surmonter pour généraliser l'utilisation de ces technologies à plus grande échelle et mettre en place un suivi de l'exploitation pilote afin d'ajuster les méthodes et les détails de conception en conséquence.

Adaptation de la capacité d'exploitation à la charge de matières à traiter

L'exploitation d'une station se révélera difficile si la capacité de traitement ne correspond pas à la charge de matières à traiter. De toute évidence, la station ne fonctionnera pas efficacement si la charge reçue dépasse la capacité de traitement existante, mais il peut également y avoir des difficultés opérationnelles si la station est en surcapacité. La seconde situation survient lorsque la demande existante pour les services de vidange des fosses est faible, mais que la station de traitement est conçue pour un débit prévu beaucoup plus élevé pendant sa durée d'exploitation. Dans de telles circonstances, il est probable que les exploitants auront des difficultés à faire fonctionner la station de la manière prévue par ses concepteurs. Par exemple, la charge dans les bassins anaérobies peut être insuffisante pour assurer des conditions entièrement anaérobies, et les écoulements dans les épaisseurs gravitaires et les réacteurs anaérobies à chicanes peuvent être insuffisants pour maintenir des vitesses de conception, entraînant une sédimentation supérieure aux taux prévus. Pour remédier à cette situation il faudrait :

- Échelonner la phase de construction de sorte que la capacité de la station augmente progressivement à mesure que sa charge augmente ;
- Construire la station de manière à pouvoir faire face aux charges prévues lors de son exploitation future, mais échelonner la mise en service des unités de traitement, de sorte que la capacité opérationnelle corresponde à la charge reçue.

En théorie, construire de façon échelonnée a un meilleur rapport coût-efficacité. Ceci permet de réaliser des investissements uniquement en fonction des besoins et n'utilise donc pas de ressources limitées pour financer des actifs non-productifs. Ceci permet également d'intégrer les leçons tirées de l'exploitation des premières unités dans la conception des unités ultérieures.

Dans la pratique, la construction est souvent financée par des programmes du gouvernement et des organisations internationales. Aussi, ce financement n'est disponible que pour des initiatives limitées dans le temps. Dans un tel cas, la mise en service échelonnée peut être plus réaliste, malgré son coût financier théoriquement plus élevé.

Une approche modulaire comprenant de petites unités de traitement plutôt qu'une seule grande unité est donc préférable si l'on opte pour une construction et une mise en service échelonnées. Certaines technologies sont plus adaptées que d'autres. Par exemple, les lits de séchage sont intrinsèquement modulaires. À capacité égale, le coût de construction d'un grand nombre de lits de séchage de petite taille ne sera pas plus élevé que celui d'un petit nombre de lits de grande taille. La construction d'un plus grand nombre de lits peut dans ce cas faciliter l'exploitation. D'autres technologies (par exemple les presses mécaniques) ont une charge minimale de fonctionnement et sont plus chères, c'est pourquoi elles sont moins susceptibles d'être montées et mises en service de façon échelonnée. Il est malgré tout recommandé de toujours prévoir un nombre suffisant d'unités individuelles pour permettre des parcours alternatifs dans le processus de traitement. Nous reviendrons sur ce point dans la section relative à la conception des procédés ci-dessous.

Même lorsque la construction et/ou la mise en service sont échelonnées, il y a des situations où la charge reçue par une unité de traitement individuelle est moins élevée que la charge nominale. Il est nécessaire que les POS contiennent des indications pour aider les exploitants à faire face à cette situation.

L'influence des ressources sur le choix des technologies

Une technologie de traitement ne peut fonctionner efficacement que si les ressources nécessaires à son utilisation continue sont disponibles. En conséquence, les choix technologiques doivent tenir compte de la disponibilité des ressources, faute quoi celle-ci ne sera pas viable. Il convient alors de recourir à une technologie différente ou de prendre des mesures pour sécuriser l'approvisionnement en ressources nécessaires au bon fonctionnement de cette technologie sur le long terme. Les points spécifiques qui doivent être pris en compte sont étudiés ci-après.

Disponibilité de l'énergie

La fiabilité de la ressource en énergie est essentielle pour les technologies qui en sont tributaires, comme les pompes, les dégrilleurs mécaniques et les réacteurs à boues activées. La meilleure solution consiste toujours à utiliser l'alimentation d'un réseau public triphasé. Toutefois, l'efficacité du fonctionnement dépend de la fiabilité de l'alimentation, de la rareté des pannes et de la tension nominale. Ces conditions ne sont pas toujours remplies dans les pays à faible revenu. Des coupures de courant fréquentes engendrent la nécessité d'utiliser d'autres sources d'énergie et une basse

Encadré 5.1 Utilisation de la pression hydrostatique comme alternative au pompage

Les pompes ont besoin d'une source d'énergie fiable, d'un entretien régulier et de systèmes efficaces pour l'approvisionnement en pièces de rechange, ce qu'il n'est pas toujours possible de garantir. La pression hydrostatique offre une alternative au pompage lorsque les boues qui contiennent suffisamment d'eau pour agir comme un liquide doivent être retirées du fond d'un réservoir. La figure 7.5 montre comment ce principe est utilisé pour retirer les boues des trémies dans les réservoirs. L'évacuation des boues se fait à l'aide d'un tuyau dont l'extrémité inférieure est située au fond du réservoir et dont l'extrémité supérieure est raccordée à une chambre positionnée sous le niveau du liquide dans le réservoir. Une vanne est placée au niveau du raccordement à la chambre. L'ouverture de la vanne entraîne une différence de pression entre l'extrémité inférieure et l'extrémité supérieure du tuyau. Les boues provenant de la partie inférieure du tuyau s'écoulent ainsi à travers le tuyau et dans la chambre. Les stations d'épuration des eaux usées européennes utilisent couramment ce mécanisme pour éliminer les boues des bassins de décantation, en utilisant de petites différences de pression. Une plus grande différence de pression est parfois nécessaire pour les boues plus épaisses issues du traitement des boues de vidange des fosses septiques ou d'autres boues liquides. Le mécanisme ne sera efficace que si l'extrémité inférieure du tuyau est contenue dans une trémie dont les côtés sont fortement inclinés. Comme dans le cas du pompage, il est essentiel de procéder régulièrement à l'évacuation des boues, faute de quoi, le processus de solidification dans le fond du réservoir rendra l'écoulement difficile, de sorte qu'il sera nécessaire de les retirer manuellement.

tension dans le système d'alimentation peut entraîner de fortes intensités avec un risque de surchauffe, voire le grillage du moteur. Les sources d'énergie alternatives sont notamment les générateurs diesel et les panneaux solaires. Le coût de fonctionnement des générateurs est élevé et leur durée de vie est parfois limitée par la pénurie ou le prix inabordable du carburant. L'énergie solaire peut constituer une option pour les systèmes à faible consommation, mais elle nécessite un stockage sur batterie et peut se révéler inadaptée pour répondre à la demande en énergie lors de périodes nuageuses de longue durée. Ces points indiquent que les technologies tributaires de l'énergie ne sauraient être envisagées en l'absence d'une source d'alimentation fiable et économiquement abordable. L'encadré 5.1 présente une alternative au pompage pour retirer les boues qui s'accumulent au fond des réservoirs et qui nécessitent de fréquentes opérations de vidange.

Systèmes de gestion et de support

- *Disponibilité des consommables et des pièces de rechange.* Le fonctionnement ininterrompu d'une technologie ou d'un procédé n'est possible que s'il existe de bonnes chaînes d'approvisionnement pour assurer la livraison en temps voulu des consommables et des pièces de rechange nécessaires. Lors de l'évaluation de la viabilité des technologies, il est donc important de se renseigner sur ce point. Dans le cas où l'approvisionnement des consommables ou des pièces ne peut pas être garanti, les difficultés opérationnelles et les interruptions de service seront inévitables.

- *Service après-vente du fabricant.* Il est probable qu'il existe de bonnes chaînes d'approvisionnement pour les pièces de rechange si le fabricant est local ou s'il a un représentant ou un agent dans le pays. Celui-ci doit en outre posséder les connaissances techniques appropriées, être en mesure de s'approvisionner en pièces de rechange, de remplacer les équipements et de livrer les clients sur site. Certains fabricants proposent des contrats de service pour une période déterminée, ce qui permet de garantir la disponibilité des pièces et des services de maintenance. Dans tous les cas, et même en l'absence de contrat de maintenance, la préférence va aux équipements dont on pourra se procurer localement des pièces de rechange, à condition que cela ne se fasse pas au détriment de la qualité.
- *Moyens disponibles pour la gestion et l'exploitation.* Aucune technologie ne peut continuer à fonctionner si les activités essentielles que sont l'exploitation et l'entretien sont négligées. Chaque solution technologique doit donc être évaluée en fonction de la capacité des systèmes existants et futurs à assurer une gestion et un entretien aussi bien rapides qu'efficaces. La section ci-dessous traite de cette question et apporte de plus amples informations sur l'évaluation des structures et des systèmes de gestion. Les solutions permettant de les consolider sont présentées un peu plus loin dans le chapitre.
- *Information et systèmes d'information.* Lors de la réflexion sur les procédés potentiels, il est important d'identifier leurs exigences en matière d'information et d'évaluer la capacité des systèmes de gestion actuels et futurs à y répondre. Par exemple, pour fonctionner efficacement, les procédés de traitement par boues activées et aération prolongée ont besoin de données sur les MES dans la liqueur mixte présente dans le réacteur. De même, des informations sur le dosage des polymères et la teneur en eau des tourteaux sont nécessaires pour optimiser la performance des presses à boues.

Ressources financières

Un procédé ne peut pas fonctionner correctement si les fonds disponibles sont insuffisants pour couvrir les coûts opérationnels. Lors de l'évaluation des solutions technologiques, il est par conséquent nécessaire d'évaluer les coûts d'exploitation de chaque technologie par rapport aux ressources financières *a priori* disponibles pour les activités d'exploitation et de maintenance. Deux aspects entrent en ligne de compte : premièrement, la disponibilité des fonds pour couvrir les tâches courantes d'exploitation et d'entretien et, deuxièmement, les possibilités de financement des réparations majeures et de renouvellement des équipements. Le financement de l'exploitation et de la maintenance courantes doit couvrir les coûts de main-d'œuvre, d'électricité et de tous les matériaux nécessaires à l'exploitation routinière, comme par exemple les polymères qui sont essentiels au bon fonctionnement des presses mécaniques. Il est important que les concepteurs et le responsable de

l'exploitation de la station se concertent sur la disponibilité des financements nécessaires pour couvrir ces coûts. Le rapport de conception doit inclure une évaluation des coûts opérationnels globaux des technologies préconisées, y compris une provision pour les coûts de réparation et de renouvellement des actifs, et comparer ces coûts avec l'estimation la plus juste du budget opérationnel. Le cas échéant, il convient de souligner la nécessité d'augmenter le budget de fonctionnement ainsi que d'identifier et d'évaluer les possibilités de mobiliser les fonds nécessaires à cette fin. Lors de l'analyse des besoins de réparation et de renouvellement des équipements, il faut tenir compte de la nécessité potentielle de faire le règlement en devises étrangères.

Il est essentiel que les contrats d'achat d'équipement mécanique stipulent une obligation, pour le fabricant ou son agent, de fournir des manuels d'instruction dans la langue locale ainsi qu'une formation au personnel du client. Lorsque le personnel d'exploitation n'est pas familiarisé avec l'équipement nouvellement installé, le contrat doit idéalement comporter une phase de transfert prolongée après la mise en service, pendant laquelle les employés du fournisseur travaillent avec les équipes opérationnelles. Ceci permet à la fois d'identifier et de traiter tout problème opérationnel inattendu et de former le personnel d'exploitation au bon fonctionnement et à l'entretien de l'équipement.

Conception des procédés pour une exploitation performante

La pérennité du fonctionnement de certaines technologies ne peut être garantie que si celles-ci sont précédées d'unités qui les protègent des dommages potentiels. Par exemple, les presses mécaniques peuvent être vulnérables aux dommages causés par de petits objets présents dans les boues entrantes et doivent donc être précédées d'un criblage fin pour les retirer. D'autres technologies dépendent d'une certaine forme de prétraitement. Par exemple, les presses mécaniques utilisées pour la déshydratation ne sont efficaces que si les boues entrantes sont d'abord dosées avec un polymère. Ces exemples soulignent la nécessité de considérer les solutions de traitement comme faisant partie d'un processus global plutôt que comme des technologies autonomes.

Les responsables de la planification et de la conception doivent également reconnaître que même la technologie la plus simple est vouée à l'échec si les activités essentielles d'exploitation et de maintenance ne peuvent pas être exécutées ou sont négligées. La conception globale du procédé doit donc tenir compte des besoins d'exploitation et d'entretien. Les points à prendre en considération sont les suivants :

- *La nécessité de maintenir le flux tout en exécutant des tâches d'entretien et de réparation.* Dans la mesure du possible, il est important de prévoir des circuits de traitement parallèles de sorte qu'au moins un circuit puisse continuer à fonctionner pendant qu'un autre est hors service pour entretien ou réparation. Il s'agit d'une exigence essentielle pour les installations telles que les bassins anaérobies et les réacteurs anaérobies à chicanes, qui doivent être

périodiquement mis hors service pour en évacuer les boues. De même, des pièces de rechange doivent être stockées pour les composants mécaniques tels que les pompes, les dégrilleurs et les aérateurs ;

- *La nature des tâches indispensables d'exploitation et d'entretien ainsi que le calendrier d'intervention.* Le personnel opérationnel est susceptible d'accomplir plus volontiers des opérations fréquentes mais relativement faciles que des opérations occasionnelles qui demandent des efforts ou posent des difficultés importantes. Par exemple, les particules solides qui s'accumulent dans les réservoirs à trémie décrits au chapitre 7 doivent être retirées plusieurs fois par jour. Ceci peut être réalisé en utilisant la pression hydrostatique plutôt qu'en utilisant des pompes, ce qui élimine le besoin d'entretenir ces dernières. Les bassins de décantation et d'épaississement, qui sont également décrits au chapitre 7, et les bassins anaérobies ne nécessitent pas de vidanges aussi fréquentes, et ont généralement recours à des équipements mécaniques ;
- *Les conséquences si les tâches essentielles d'exploitation et d'entretien sont négligées.* Lors de l'évaluation de ces conséquences, il est important de se poser les questions suivantes : « Comment cette technologie peut-elle tomber en panne ? » et « Quelle sera sa robustesse si les tâches opérationnelles courantes sont négligées ? » ;
- *La sensibilité des technologies aux fluctuations des charges hydrauliques et organiques.* Les stations de traitement des boues de vidange sont plus exposées aux fluctuations de charge à court terme que les stations d'épuration des eaux usées en raison de la grande variabilité de la concentration des matières à traiter et du fait de l'intermittence de leur alimentation. Lors du choix des technologies, il convient de tenir compte des éventuelles difficultés d'exploitation engendrées par les fluctuations de charge, en privilégiant les technologies qui sont les mieux à même d'y faire face. En règle générale, plus le temps de rétention hydraulique d'une unité est important, plus sa capacité à faire face aux fluctuations de charge est élevée ;
- *La nécessité de gérer les boues et l'écume.* La teneur en matières sèches des boues de vidange liquides est élevée et celle des boues épaisses l'est souvent encore plus. Comme nous l'avons déjà mentionné, cela se traduit par une accumulation beaucoup plus rapide des boues et de l'écume dans les étangs et les réservoirs que dans le cas des eaux usées municipales. Lorsque les boues et l'écume ne sont pas retirées, elles s'accumulent dans les unités de traitement, réduisant ainsi leur volume effectif. Elles peuvent également obstruer les arrivées, les sorties et les conduites de raccordement des unités de traitement. Si le curage des boues est totalement négligé, celles-ci finiront par envahir les unités de traitement, avec pour conséquence leur défaillance complète. La négligence dans l'élimination de l'écume peut entraîner l'obstruction des canalisations et accélérer la défaillance du système. L'encadré 5.2 donne des exemples de problèmes découlant d'une mauvaise gestion des boues et la photo 5.1 en illustre l'un d'eux.

Encadré 5.2 Exemple de problèmes causés par des négligences ou des retards dans le curage des boues

Une étude conduite à la station de traitement d'Achimota à Accra au Ghana au début des années 2000 a montré que les bassins de séparation des boues étaient vidés tous les 4 à 5 mois au lieu d'une fréquence de 7 à 8 semaines préconisée au niveau de la conception. Immanquablement, cette situation a entraîné une altération importante des performances de séparation des fractions solide et liquide (Montangero et Strauss, 2004).

En 2014, moins de deux ans après la mise en fonctionnement, les boues et l'écume posaient déjà des problèmes opérationnels dans la station de traitement de Tegal dans la partie centrale de l'île de Java en Indonésie. De petits buissons s'étaient développés sur la couche d'écume des bassins anaérobies et les conduites d'interconnexions étaient colmatées, conduisant ainsi les camions de vidange à déposer directement dans les bassins facultatifs plutôt que dans la zone de réception (voir photo 5.1).

Les opérateurs en Indonésie font souvent part de leurs difficultés à vidanger les tanks Imhoff. La teneur élevée en matières sèches des boues entrantes entraîne leur accumulation rapide. Les opérateurs sont souvent contraints d'ajouter de l'eau dans les fosses pour en faciliter la vidange, ce qui va à l'encontre de l'objectif du traitement qui consiste à séparer les fractions solide et liquide. Une étude sur les biofiltres anaérobies (UASB) installés en Amérique latine et en Inde dans le cadre des plans d'action Ganga et Yamuna a conclu que le défaut de curage des boues accumulées dans les filtres avait un impact important sur leurs performances (Chernicharo *et al.*, 2015 ; Khalil *et al.*, 2006).



Photo 5.1 Problèmes de gestion des boues dans un bassin anaérobie à Tegal en Indonésie (à noter l'absence de dispositions pour faciliter l'accès des opérateurs aux bassins)

Les concepteurs doivent être prudents lorsqu'ils envisagent des solutions automatisées. Les coûts de main-d'œuvre dans les pays à faible revenu sont généralement bien inférieurs à ceux des pays industrialisés, de sorte que l'un des éléments qui incite à l'automatisation, à savoir la nécessité de réduire les effectifs afin de réduire les coûts, y est moins pertinent. Le personnel peut être confronté à des problèmes opérationnels en cas de panne des systèmes automatisés. Par exemple, lors d'une visite sur site, l'auteur de ce livre a pu constater que les équipements coûteux des stations de traitement des boues Pula Gebang et Duri Kosambi à Jakarta ne fonctionnaient pas correctement en dépit de leur bon état, et ce en raison de la panne du système de contrôle automatique.

Comme pour les autres types d'équipements mécaniques, les systèmes de contrôle automatique ne peuvent être envisagés que si le fabricant peut garantir la disponibilité des systèmes locaux d'entretien et de réparation à un coût abordable.

Un point important souvent occulté est la nécessité de se prémunir contre le vol et le vandalisme. Le vol peut concerner tout matériel qui est susceptible d'être vendu ou utilisé autrement.

Structures et systèmes de gestion permettant un bon fonctionnement

Même la technologie la plus simple est vouée à l'échec si elle n'est pas gérée correctement, comme le montrent les résultats de l'analyse des performances de stations d'épuration en Inde, qui ont fait apparaître que les simples bassins de stabilisation des boues comptaient parmi les unités les moins performantes. On peut supposer que les responsables ont confondu un faible entretien avec l'absence d'entretien, de sorte que les bassins ont reçu très peu d'attention opérationnelle (analyse de l'auteur basée sur le rapport du *Central Pollution Control Board*, Inde, 2007). Les structures et les systèmes de gestion existants doivent donc être évalués dans la phase de planification afin d'identifier et de corriger toute faiblesse ou contrainte qui pourrait empêcher l'exploitation et la maintenance efficaces de la station.

Certaines questions doivent être posées au sujet des structures et des systèmes institutionnels :

- *Quelles sont les responsabilités institutionnelles en matière de gestion des boues de vidange ?* Les municipalités assument souvent la responsabilité de la gestion des boues de vidange, mais ne lui accordent pas une place prioritaire. Les décideurs considèrent souvent qu'il s'agit d'une activité sans importance, annexe aux activités d'un autre service municipal (souvent le service en charge de la gestion des ordures ménagères) ;
- *Qui a la responsabilité officielle des décisions opérationnelles et qui prend ces décisions dans la pratique ?* Des problèmes sont susceptibles de se poser s'il existe un écart important entre les responsabilités officiellement consenties et les responsabilités réelles ;

- *Qui a le pouvoir d'approuver les dépenses d'exploitation, d'entretien et de réparation ?* Dans le cas où le budget est insuffisant, ce qui restreint la capacité de l'exploitant à exécuter convenablement les opérations essentielles, quelles sont les procédures à suivre pour accroître le financement ?
- *En ce qui concerne ce dernier point, quels sont les systèmes en place pour assurer l'approvisionnement en temps utile des matériaux et des pièces détachées, ainsi que le renouvellement complet des unités en panne ou vétustes ?* Existe-t-il des systèmes pour garantir la disponibilité des pièces détachées et des pièces de rechange essentielles ? Les personnes ayant des responsabilités opérationnelles ont-elles les pouvoirs exécutifs et financiers nécessaires pour s'assurer que les achats indispensables sont effectués rapidement ? L'encadré 5.3 décrit une solution permettant de faciliter la passation rapide des marchés ;
- *Existe-t-il des contraintes institutionnelles au déblocage des financements nécessaires aux travaux occasionnels de réparation et d'entretien ?* Si des pièces de rechange doivent être importées, quelle est l'efficacité des systèmes de commande et de paiement de ces pièces ? Les procédures douanières sont-elles susceptibles de prolonger le délai requis pour importer ces pièces et celles-ci sont-elles soumises à des droits de douane qui augmenteraient leur coût ?
- *Dans quelle mesure les systèmes organisationnels existants permettent-ils de recruter et de fidéliser un personnel suffisamment qualifié ?* Cette question est particulièrement importante lorsqu'il s'agit d'envisager des solutions technologiques et des procédures sophistiquées.

Le personnel affecté aux opérations de gestion des boues de vidange est souvent composé d'employés peu qualifiés ou de personnel contractuel employé sur une base temporaire. Beaucoup d'entre eux sont des travailleurs journaliers sans sécurité d'emploi et sans aucune couverture de retraite ou de maladie. Ce type de contrat est peu favorable au recrutement et au maintien de personnel possédant les connaissances, l'expérience et les compétences nécessaires à l'utilisation de technologies élaborée et est donc cantonné aux technologies les plus élémentaires. Dans ce contexte, les responsables de la planification doivent réaliser une évaluation réaliste des mesures à prendre pour renforcer les capacités du personnel avant de tenter d'introduire des

Encadré 5.3 Le recours aux contrats-cadres pour faciliter la rapidité des réparations

Pour faciliter les interventions en temps et en heure en cas de panne d'équipement, il est possible d'élaborer des contrats-cadres avec des fournisseurs et des ateliers locaux, selon une liste établie des réparations et des travaux nécessaires ainsi que de leurs coûts. L'exploitant peut donc faire appel au fournisseur pour recourir aux services figurant sur cette liste, au fur et à mesure des besoins. Ainsi, il n'est plus utile de lancer un processus d'achat détaillé chaque fois qu'une réparation ou une pièce de rechange est nécessaire. Cette approche ne dispense pas d'un bon système de stockage, avec un inventaire de tous les articles et pièces couramment utilisés et tenus en stock.

procédés et des technologies de traitement nouveaux et plus perfectionnés. Il peut s'agir notamment de :

- *Créer de nouveaux postes au sein de la municipalité.* La latitude nécessaire à cette fin dépend de la répartition des pouvoirs entre les collectivités territoriales et le gouvernement central. Si les décisions en matière de dotation sont centralisées, il est préférable de privilégier l'introduction de systèmes qui s'appliquent à toutes les municipalités ;
- *Introduire de nouveaux dispositifs institutionnels* qui permettent d'accroître les possibilités de recrutement de personnel spécialisé lorsque cela est nécessaire. Les dispositifs institutionnels possibles sont notamment les suivants :
 - La mise en place d'un organisme semi-autonome au sein de la municipalité avec la responsabilité spécifique de la gestion des boues de vidange. L'Indonésie suit cette approche avec un système d'unités techniques locales de mise en œuvre (*Unit Pelasana Teknis Daerah* ou UPTD en indonésien). L'expérience indonésienne montre les limites de cette approche, les UPTD ayant des pouvoirs financiers et de recrutement limités (Tayler *et al.*, 2013) ;
 - L'attribution de la responsabilité opérationnelle à un service spécialisé existant, comme par exemple l'organisme en charge de la distribution de l'eau potable ;
 - La création d'une entreprise publique ayant pour mission la gestion des boues de vidange pour le compte des municipalités. Celle-ci peut avoir la compétence au niveau national, provincial, régional ou bien à un niveau plus local. La contractualisation avec l'entreprise publique peut être obligatoire ou volontaire ;
 - Le recours à des entreprises privées dans le cadre d'un partenariat public-privé. Les entreprises privées peuvent être responsables de l'ensemble de la gestion des boues de vidange ou d'aspects particuliers, comme la vidange des fosses et le transport des boues, le traitement ou la prestation de services de laboratoire.

À l'exception du premier cité, tous ces dispositifs institutionnels permettent d'étendre les compétences de l'organisme chargé de l'exploitation par l'apport d'équipements et de personnel spécialisés, ce qui est rarement possible dans les services municipaux, sauf dans les villes les plus grandes. Lors de l'étude des dispositifs institutionnels, il faut tout d'abord convaincre les décideurs de haut niveau de la nécessité d'un changement, puis réformer la législation pour permettre l'application des réformes institutionnelles envisagées.

Une conception qui tient compte de l'exploitant

Lorsque l'on conçoit en gardant à l'esprit l'exploitant ou les opérateurs, deux aspects sont particulièrement importants. Le premier est d'assurer la sécurité des opérateurs et des citoyens. Le second est de veiller à ce que la

conception serve l'exécution des tâches opérationnelles, notamment en facilitant l'accès des opérateurs pour leur permettre de conduire les opérations dont ils ont la charge. C'est dans cette optique que nous allons aborder la conception d'installations de traitement, à savoir dans l'objectif d'assurer la sécurité des opérateurs et de faciliter les procédures opérationnelles.

Conception privilégiant la sécurité

Les stations de traitement doivent toujours être conçues de manière à assurer la sécurité des travailleurs et du grand public. Ceci implique de respecter les conditions suivantes :

- Les stations de traitement doivent être clôturées, avec des barrières conçues pour empêcher ou du moins dissuader tout accès non-autorisé par le public ;
- Les installations doivent être conçues de manière à réduire au minimum le contact des travailleurs avec les boues de vidange. Lorsque ce contact ne peut être évité, les travailleurs doivent recevoir des vêtements de protection appropriés et être encouragés à en faire usage ;
- Dans la mesure du possible, il convient d'éviter les espaces clos dans lesquels les gaz générés par la biodigestion anaérobie risquent de s'accumuler. Lorsque le fonctionnement l'exige, comme c'est le cas pour les réacteurs à biogaz en forme de dôme, la conception doit minimiser la nécessité pour les travailleurs d'entrer dans cet espace. Lorsque l'on ne peut éviter la présence occasionnelle d'employés dans un espace clos, la conception générale doit favoriser l'espacement des visites de l'ordre de plusieurs semaines. Les procédures à respecter avant de pénétrer un espace clos doivent faire partie des POS. Un équipement de sécurité approprié doit être fourni et les travailleurs concernés doivent avoir l'obligation de le porter ;
- Les câbles électriques doivent être encastrés dans des saignées découpées dans les murs ou solidement fixés au mur. La pose suspendue de câbles doit être évitée, de même que les passages de câbles qui traversent des zones avec un risque d'inondation. Tous les raccords doivent être solidement fixés à un mur ou à un plafond ;
- Des rampes ou des murs surélevés doivent être installés autour des réservoirs jusqu'à une hauteur d'au moins 1 067 mm au-dessus du niveau du sol environnant (*US Department of Labor*, non-daté). Lorsqu'un accès fréquent est nécessaire, des garde-corps et des barrières refermables ou des chaînes de sécurité doivent être installés ;
- Des surfaces antidérapantes doivent être prévues dans certaines zones, comme les zones de manipulation des polymères, où les éclaboussures risquent de rendre les sols glissants. Les surfaces carrelées peuvent devenir glissantes lorsqu'elles sont mouillées et doivent être évitées ;
- Il faut prévoir de mettre en place des panneaux de signalisation pour identifier les bassins recouverts d'écume. En effet, la croissance de

végétation potentielle dans un bassin recouvert d'écume peut rendre difficile la distinction entre un tel milieu et un sol dur ;

- Lorsque la taille et la profondeur des bassins le justifient, il est recommandé de prévoir un petit bateau. Des gilets de sauvetage devraient également être accessibles lorsqu'il y a un risque de chute dans un bassin.

Conception pour faciliter l'exploitation

Les unités de traitement fonctionnent mal et cessent éventuellement de fonctionner si les opérateurs négligent les tâches essentielles d'opération et de maintenance. La probabilité de voir les opérateurs exécuter ces tâches en temps voulu est fortement réduite si ceux-ci trouvent la tâche difficile, dangereuse ou désagréable. Les concepteurs doivent donc toujours examiner leurs propositions du point de vue de l'opérateur. Les exemples ci-dessous ont pour but d'illustrer concrètement ce point, en mettant en évidence des difficultés opérationnelles et des défauts de conception courants, tout en proposant des solutions face à ces difficultés, et rectifier les fautes de conception.

Accéder aux bassins et aux réservoirs pour les opérations de curage. Les bassins et les réservoirs anaérobies et facultatifs doivent être régulièrement curés, sachant que les boues sont souvent trop épaisses pour être pompées. Dans ce cas, les seules possibilités sont de retirer les débris manuellement ou à l'aide d'un tracteur équipé d'une pelle mécanique. Ces deux solutions supposent que l'on puisse accéder aux bassins après avoir drainé ou pompé le liquide surnageant. Généralement, les bassins sont équipés de rampes d'accès pour les véhicules. Pour les bassins plus petits, que l'on trouve la plupart du temps dans les stations de traitement des boues, la conception doit permettre l'accès des opérateurs par des escaliers ou par un pan incliné prévu à cet effet. Sur la photo 5.1 on constate que ces aménagements n'ont pas été prévus. Pour rentrer dans le bassin et procéder au curage, l'opérateur doit utiliser une échelle appuyée contre le mur, puis faire remonter les boues vers ses collègues travaillant au niveau du sol, probablement à l'aide de seaux. Ce processus est lent et difficile et a sans doute contribué à négliger les opérations d'entretien, ce qui apparaît clairement sur la photo. Une fois les bassins remplis de boues, leur efficacité de traitement est faible voire inexistante.

Concevoir le dégrilleur pour en faciliter le nettoyage. La photo 5.2 illustre un défaut de conception courant, à savoir l'installation d'un dégrilleur vertical sans accès, ce qui oblige l'opérateur à escalader le réservoir pour pouvoir en retirer les résidus. Dans ces conditions, l'opérateur sera peu enclin à faire cette opération, qui sera par conséquent très certainement négligée.

La photo 5.3 montre un dégrilleur situé à la station d'épuration qui dessert la ville de Naivasha au Kenya. C'est une bien meilleure conception. On y observe une légère inclinaison de la grille, un espace en contrebas dans lequel les opérateurs peuvent ratisser les résidus et une plateforme sur un côté de la grille sur laquelle ils peuvent se tenir pour effectuer l'opération de nettoyage. Ce modèle aurait pu



Photo 5.2 Dégrilleur vertical sans accès prévu pour l'opérateur



Photo 5.3 Dégrilleur incliné et accessible pour l'opérateur

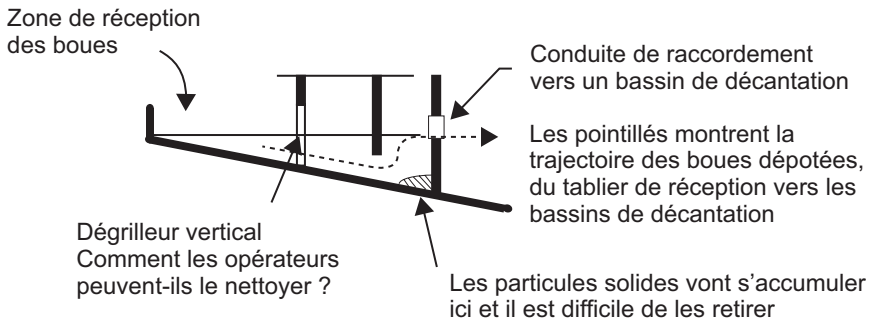


Figure 5.1 Illustration des difficultés opérationnelles dans la zone de dépotage située en amont des bassins de décantation

être amélioré davantage en remplaçant la partie en contrebas située en amont du flux par une rigole vers le côté permettant de pousser les détritiques dans une brouette. Le chapitre 6 donne plus de détails sur ce dispositif.

Éviter le risque de décantation dans des espaces peu accessibles. La figure 5.1 est une coupe longitudinale de la zone de dépotage et de raccordement aux bassins de décantation de la station de traitement des boues de Tabanan en Indonésie (voir le chapitre 7 pour une description plus détaillée). Les camions de vidange dépotent au niveau du tablier situé sur la gauche. Les matières à traiter passent ensuite à travers le dégrilleur situé sous le mur de séparation et dans une série de conduites menant vers les bassins de décantation. Nous avons déjà noté les difficultés rencontrées par les opérateurs pour nettoyer un dégrilleur vertical. Ici un problème supplémentaire se pose au niveau de la décantation des particules solides. Celles-ci auront tendance à se déposer au point indiqué par la flèche sur le schéma et seront difficiles à retirer. Cet exemple particulier illustre bien la problématique plus générale de décantation non-intentionnelle des matières solides dans des endroits souvent inaccessibles. Lors de la conception, il faut donc toujours prendre en compte le processus de décantation et tenter de le minimiser, sauf lorsque cela fait partie du procédé de traitement. Dans le cas où l'on ne peut pas empêcher un certain niveau de décantation, il faut alors prévoir un accès pour que les opérateurs puissent retirer les particules décantées.

Accéder aux conduites pour les déboucher. Les concepteurs ne peuvent ignorer le risque de colmatage des canalisations. Il est possible de réduire ce risque en posant des conduites de taille adéquate et en respectant une pente suffisante pour assurer le transport des particules solides, mais il est difficile à éliminer complètement. Les colmatages se produisent le plus souvent dans les coudes et les changements de direction des canalisations, et il est important d'anticiper, dès la conception, la façon de les éliminer. La photo 5.4 montre le raccordement entre deux bassins et illustre ce point. Un tuyau horizontal, à peine visible sur la photo, assure la liaison entre les deux bassins. Il est raccordé aux tubes verticaux des deux côtés, qui s'étendent en dessous de la profondeur maximale supposée



Photo 5.4 Colmatage de conduites de raccordement entre deux bassins

de la couche d'écume. Le niveau de liquide dans le bassin du côté amont est monté de telle sorte que le tube est presque submergé, ce qui suggère qu'il est au moins partiellement bouché. Les tubes verticaux ont été prolongés jusqu'au-dessus du niveau de l'eau du réservoir, ce qui permet d'y introduire une sonde pour dégager les obstructions éventuelles. La photo illustre cette opération de sondage. Ce détail de construction est similaire au détail normalisé utilisé pour les entrées et les sorties des fosses septiques. Sa faiblesse réside dans le fait qu'il est difficile de faire face aux colmatages qui se produiraient dans la conduite horizontale. Un meilleur détail serait de réaliser une ouverture dans le mur situé entre les deux bassins et de la protéger des deux côtés par des panneaux anti-écume. Cela réduirait la longueur de la connexion à l'épaisseur du mur et faciliterait l'accès dans le cas peu probable où cette ouverture se boucherait.

Bien penser les possibilités d'accès des véhicules de livraison. Le colmatage qui apparaît dans la photo 5.4 est en réalité la conséquence directe d'une lacune au niveau de la conception pour répondre de façon adéquate aux exigences d'accès à la station des camions de vidange. En théorie, les conduites qui apparaissent sur la photo raccordent un bassin facultatif à un bassin de maturation. En pratique, les opérateurs de camions de vidange déversent les boues dans le premier bassin, ce qui a pour conséquence de court-circuiter le bassin anaérobie qui apparaît sur la photo 5.1. En alourdissant ainsi la charge sur le bassin facultatif, une couche d'écume s'est formée, accélérant ainsi l'apparition du problème de colmatage. Le problème aurait pu être évité ou atténué par la conception d'une rampe d'accès moins raide pour accéder à la zone de dépotage et en configurant le bassin facultatif de façon

à empêcher l'accès aux camions et le dépotage de leur chargement. Cet exemple met en évidence la nécessité de considérer la conception comme un moyen d'encourager les bonnes pratiques opérationnelles et de décourager les pratiques néfastes au fonctionnement d'une station.

D'autres points à considérer lors de la conception sont répertoriés et brièvement expliqués ci-dessous :

- Les vannes doivent être installées avec suffisamment d'espace pour faciliter l'utilisation du levier ou du volant à main, et pour permettre l'utilisation d'une clé adaptée lorsque la vanne doit être enlevée/remplacée ;
- Les canalisations ne doivent pas être installées au niveau ou au-dessus du niveau du sol sur des emplacements qui entravent les accès. Ceci est particulièrement important le long des itinéraires empruntés par les opérateurs pour déplacer les brouettes et les bacs ;
- Les voies d'accès à l'intérieur de la station de traitement, en particulier celles qui sont conçues pour les véhicules et pour permettre le déplacement des brouettes et des bacs, doivent être asphaltées ;
- Des colliers de démontage doivent toujours être prévus sur les conduites à brides linéaires, en particulier celles situées à l'intérieur des bassins et des stations de pompage ;
- Les vannes enterrées doivent être installées dans des regards afin qu'elles puissent être localisées et actionnées. Les regards sont plus coûteux mais sont plus visibles, c'est pourquoi ils sont habituellement recommandés ;
- Les pompes et autres équipements doivent être posés avec des dégagements suffisants afin de permettre le démontage pour l'entretien et la réparation. Les fabricants de pompes peuvent normalement donner des informations sur l'espacement requis entre et autour des pompes ;
- Les points de lubrification ou de réglage doivent être facilement accessibles, faute de quoi ces opérations risquent d'être négligées ;
- Les interrupteurs et les commandes doivent être facilement accessibles. Il est recommandé de les regrouper dans des panneaux de commande situés dans des bâtiments dont les portes sont verrouillables. La fonction de chaque interrupteur et de chaque commande doit être clairement identifiée. Dans la mesure du possible, la conception du système doit permettre de déconnecter l'alimentation électrique de certaines commandes pour en assurer l'entretien et la réparation pendant que d'autres commandes continuent de fonctionner ;
- La conception doit prévoir un accès sans danger pour le prélèvement d'échantillons et l'évaluation des procédés. Cela est particulièrement important pour les réacteurs confinés tels que les réacteurs anaérobies à chicanes (en anglais ABR) et les biofiltres anaérobies (en anglais UASB) ;
- La qualité des équipements complémentaires nécessaires à l'entretien des installations mécaniques doit être adéquate. Par exemple, les presses à boues nécessitent une alimentation en eau de lavage à haute pression. Le système simple d'alimentation en eau de nettoyage installé pour

desservir les presses à vis dans les deux usines de traitement des boues de vidange de Jakarta s'est avéré inadapté. De ce fait, le personnel rencontrait des difficultés pour garder ces presses propres, avec des conséquences négatives sur la performance (observation de l'équipe Stantec).

Des actions pour assurer une construction soignée et de bonne qualité

Le rôle d'une bonne documentation contractuelle et d'une supervision efficace du chantier

Une construction de mauvaise facture peut nuire aux performances opérationnelles. Les entrepreneurs sont directement responsables de la construction, mais la qualité de leur travail est fortement influencée par l'information qui leur est donnée et par le niveau de la supervision pendant la phase de construction. Une construction de bonne qualité dépend de plusieurs éléments :

- Une définition claire des devoirs, des responsabilités et des droits de chacune des parties du contrat ;
- Des dessins et un cahier des charges précis qui contiennent tous les renseignements dont l'entrepreneur a besoin pour exécuter les travaux ;
- La supervision du travail de l'entrepreneur par un personnel expérimenté et bien informé, qui se rend régulièrement sur le chantier afin de pouvoir signaler les erreurs et les défauts dès qu'ils surviennent ;
- Une exigence contractuelle selon laquelle l'entrepreneur doit remplacer à ses frais les matériaux et les travaux inacceptables.

L'approche standard en matière de supervision consiste pour le client (désigné en français par le terme « maître d'ouvrage ») à nommer un ingénieur/gestionnaire de projet, qui est officiellement responsable de tous les aspects de la supervision, comme indiqué dans les documents contractuels - en anglais on utilise le terme « *engineer* » ; voir, par exemple, FIDIC (1999) et en français on se réfère au terme « maître d'œuvre ». Lorsque la conception a été effectuée par un consultant, le contrat de ce dernier peut également prévoir la mise à disposition de l'ingénieur ou du chef de projet et d'autres personnels de supervision. Quelle que soit la situation, il est souhaitable de prévoir formellement la participation des bureaux d'études en charge de la conception de la station de traitement et, le cas échéant, des équipementiers aux principales étapes de la phase de construction. Pour ce faire, il est possible d'inclure dans le cahier des clauses administratives spéciales des clauses concernant les conditions contractuelles qui ne s'appliquent qu'au contrat particulier auquel elles se rapportent.

Le contrat doit prévoir une période de garantie d'au moins six mois, et de préférence un an, à compter de l'achèvement officiel de la construction, au cours de laquelle l'entrepreneur ou l'équipementier doit réparer ou remplacer toute exécution, matériau ou équipement défectueux. Il est toujours souhaitable que le futur exploitant soit impliqué dans la supervision, même lorsqu'une autre entreprise est responsable de la conception et de la

construction. Cela permettra d'éviter les situations dans lesquelles l'exploitant refuse de réceptionner les installations fournies par des tiers en raison de défauts de construction.

Des actions pour assurer une construction de qualité

Cet ouvrage ne peut prétendre couvrir l'ensemble des bonnes pratiques de construction de façon exhaustive. Néanmoins, certains points présentent un intérêt particulier en ce qui concerne la conception des installations de traitement des boues de vidange. Ils sont énumérés et brièvement examinés ci-après.

Gestion de la corrosion. Les matériaux et les équipements des stations de traitement sont souvent soumis à des conditions très corrosives, ce qui entraîne une oxydation rapide des pièces en acier. Il convient d'en tenir compte dans la conception en utilisant, dans la mesure du possible, d'autres matériaux. Lorsque cela n'est pas possible, les composants en acier doivent être revêtus d'un matériau approprié pour prévenir la corrosion. La galvanisation constitue une solution, bien qu'il soit difficile de s'assurer que les plus grandes pièces soient entièrement galvanisées, surtout lorsqu'un assemblage de composants est requis sur place. Dans de nombreux cas, la meilleure solution consiste à appliquer un revêtement époxy ou une peinture bitumineuse.

La corrosion est particulièrement problématique lorsque le sulfure d'hydrogène gazeux, produit pendant les procédés de traitement anaérobie, s'accumule dans des espaces confinés et entre en contact avec de l'eau pour former de l'acide sulfurique. Dans ce type de situation, il faut utiliser du ciment résistant aux sulfates pour la fabrication du béton et du mortier.

Construction étanche. Les bassins en béton risquent de se fissurer s'ils ne contiennent pas suffisamment de ferrailage et le béton aura tendance à s'effriter si l'eau atteint le ferrailage et le fait rouiller. Les réservoirs en béton armé doivent être conçus conformément aux codes régissant la construction des ouvrages de retenue d'eau. Ceux-ci exigent la mise en place d'un minimum d'armatures en acier, avec un espacement des armatures de l'ordre de 150 mm, un recouvrement minimum et des joints de retrait bien situés. Il est généralement possible de combiner ces derniers avec des joints de construction. Les joints de dilatation ne seront normalement pas nécessaires pour les structures relativement petites utilisées dans les stations de traitement des boues. Toutes les structures doivent être soumises à des tests d'étanchéité dès que possible après la construction et ne doivent être acceptées que si les fuites ne dépassent pas les limites spécifiées qui, à leur tour, doivent se baser sur les codes et les directives applicables. L'ouvrage *The Constructor: Civil Engineering Home* (non-daté) contient de plus amples informations sur les joints dans les structures en béton destinées à la rétention des matières liquides.

Qualité du béton et des autres matériaux. Dans la mesure du possible, le personnel de supervision du site doit prendre des dispositions pour que des



Photo 5.5 Écoulement non-équilibré causé par un défaut de nivellement du déversoir

cubes de béton soient testés afin de s'assurer que la qualité du béton est conforme aux spécifications. Lorsque l'absence de centres de contrôle rend cela difficile, les superviseurs devraient s'assurer que le mélange de béton est conforme aux spécifications et que les matériaux, en particulier le ciment, sont stockés correctement. Les échantillons d'autres matériaux, notamment le sable, le gravier et les briques, doivent être inspectés et, au besoin, soumis à des tests pour s'assurer qu'ils sont conformes aux exigences du cahier des charges.

L'importance d'une construction soignée et précise

La photo 5.5 montre en partie un déversoir de trop-plein sur un clarificateur de la station d'épuration de Keputih à Surabaya, en Indonésie. En raison d'une légère variation de la hauteur du déversoir, l'écoulement ne se produit pas sur la partie du déversoir que l'on aperçoit au premier plan de la photo.

Ainsi, une légère erreur de construction a entraîné un déséquilibre du débit dans le clarificateur et aura certainement une incidence sur sa performance. C'est un problème courant pour les clarificateurs et les bassins de décantation. En général, on peut éviter ce problème en installant une plaque métallique, fabriquée avec des encoches en V, à l'intérieur du déversoir en béton. Ceci améliore la précision du nivellement tout en réduisant la longueur effective du déversoir. Cette technique de construction permet d'augmenter la profondeur de l'écoulement à travers les encoches en V, ce qui facilite la régularité du flux. Le déversoir de Keputih est équipé de ce type de plaque métallique, mais, comme le montre clairement la photo 5.5, il n'a pas été mis à niveau correctement.

Les niveaux des conduites et des canaux doivent être spécifiés sur les plans et les superviseurs de chantier doivent vérifier que les ouvrages sont construits à ces niveaux. Les chutes doivent être évitées et les niveaux doivent toujours permettre un écoulement libre. Pour ce faire, il faudra que les puits de rétention de la station de pompage assurent le stockage sous le niveau de l'inversion de la conduite d'arrivée la plus basse et que les exploitants empêchent la surcharge des puits humides.

Développer les compétences du personnel et promouvoir les bonnes pratiques opérationnelles

La formation

Les personnels ne peuvent pas faire fonctionner une station de traitement des boues s'ils n'ont pas les connaissances ni les compétences nécessaires à leur poste et au fonctionnement de l'équipement dont ils ont besoin. Il est important que le contenu de toute formation destinée au personnel dirigeant d'une station de traitement englobe à la fois les procédés de traitement et les aspects logistiques qui garantissent une exploitation sans risque et performante. La formation doit également couvrir le sujet des données nécessaires au fonctionnement des technologies et la mise en place de systèmes d'information comprenant la collecte, la saisie, l'analyse et l'utilisation des données. Il est possible que les ressources internes soient limitées. Par exemple, les stations de traitement des boues de petite taille sont rarement dotées de laboratoires permettant de mesurer la demande chimique en oxygène (DCO), la demande biochimique en oxygène (DBO), les matières en suspension (MES) et les concentrations de coliformes fécaux. Dans ce type de situation, le personnel dirigeant doit être informé des ressources externes auxquelles il peut recourir, et avoir à sa disposition des procédures claires qui lui permettent de faire appel aux services d'organisations extérieures. Les opérateurs doivent avoir une connaissance suffisante des procédés de traitement pour comprendre ce qu'ils sont tenus de faire et pourquoi. Toutefois, la formation des opérateurs doit avant tout viser à s'assurer qu'ils possèdent les connaissances et les compétences nécessaires pour exécuter

toutes les opérations essentielles à la bonne exploitation de la station de traitement. Lorsqu'un procédé de traitement fait appel à du matériel mécanique ou électrique, il est conseillé de prévoir dans le contrat de vente l'organisation d'une formation par le fabricant pour former tout le personnel opérationnel qui sera chargé de l'exploitation et de la maintenance du matériel. En outre, il faut également définir les procédures à suivre en cas d'événements imprévus tels que des coupures de courant involontaires.

La formation du personnel dirigeant et des opérateurs doit également couvrir tous les aspects relatifs à la sécurité, y compris la prévention des situations dangereuses, l'utilisation sans risque des équipements mécaniques et électriques, le port de vêtements de protection, la prévention des accidents et, le cas échéant, les interventions en cas d'incendie et toute autre situation d'urgence. Une formation aux premiers soins doit également être dispensée, l'accent étant mis en particulier sur l'intervention en cas de blessures et les affections liées à l'environnement de travail. Pour que cette formation puisse être mise en pratique, du matériel approprié, notamment des extincteurs à incendie et des équipements de premiers secours, doivent être disponibles sur les lieux. Lorsque des produits chimiques sont utilisés dans le processus de traitement, il est également nécessaire de dispenser une formation sur le mode opératoire en cas de fuite de produits chimiques.

Les supports de formation doivent être les plus simples possibles, en utilisant autant que faire se peut des supports visuels. Ils doivent clairement expliquer ce qui constitue une bonne et une mauvaise pratique et dissuader les participants d'utiliser les pratiques néfastes. Le ministère de l'Eau et des forêts d'Afrique du Sud (*Department of Water Affairs and Forestry*, 2002) dispose d'un bon exemple de manuel de formation bien conçu. Ce document est destiné aux exploitants de stations d'épuration des eaux usées, mais le style employé et une partie de son contenu peuvent servir de modèle pour l'élaboration d'un guide similaire pour le fonctionnement des stations de traitement des boues de vidange. Les sections sur le dégrillage, le dessablage, les bassins anaérobies et les lits de séchage sont particulièrement pertinentes pour les technologies abordées dans cet ouvrage. Le matériel de formation et le contenu de la formation devraient être rattachés aux POS.

Lorsque cela est possible, il est utile de dispenser une formation pratique au sein d'installations en service utilisant des technologies et des procédés similaires. Quoi qu'il en soit, il est toujours indispensable de faire une formation opérationnelle du personnel sur le site où il sera déployé, dès que la station est en service. Cette formation pratique doit être considérée comme un moyen d'évaluer la pertinence et la validité des procédures standards. Si nécessaire, ces procédures seront revues à la lumière des enseignements tirés de la formation.

Il est toujours préférable que la formation soit dispensée par des personnes ayant une expérience opérationnelle. Lorsqu'un pays manque de personnel expérimenté, il est parfois nécessaire de recourir à des formateurs extérieurs, mais il est toujours préférable que les capacités de formation soient développées

au niveau national. Cela signifie que les programmes de formation doivent d'abord se concentrer sur la formation des formateurs nationaux et sur le suivi de leur capacité à transmettre ce qu'ils ont appris aux autres. Les actions de formation doivent être régulièrement évaluées pour s'assurer qu'elles ne sont pas figées ni dissociées de la réalité des situations dans lesquelles se trouve le personnel opérationnel.

L'exploitant doit tenir un registre de toute formation dispensée en matière de traitement des boues. Il est recommandé de noter dans les dossiers de tous les employés le détail de l'ensemble des formations auxquelles ils ont participé.

Procédures opérationnelles standards (POS)

Présentation générale. Les POS sont un ensemble de consignes écrites qui identifient et décrivent les opérations récurrentes nécessaires au bon fonctionnement d'un procédé de traitement. Elles procurent aux opérateurs les informations indispensables à l'exécution de ces opérations et contribuent ainsi à leur bonne exécution et à l'obtention de résultats tangibles. Les POS doivent être disponibles pour toutes les opérations courantes d'exploitation et d'entretien et doivent également indiquer les procédures à suivre en cas de panne critique de l'équipement.

Il est primordial que les informations contenues dans les POS soient correctes. Cela peut sembler évident, mais il existe de nombreux exemples de POS et de documents explicatifs qui contiennent des informations incorrectes. Une fois écrits, ces documents risquent d'être largement reproduits et utilisés par des personnes dont les connaissances sont limitées et qui supposent qu'ils sont exacts. Il est également important que les POS intègrent les retours d'expérience opérationnelle. En règle générale, le bureau d'études chargé de la conception d'une station de traitement a l'obligation de produire des POS. Si celui-ci manque d'expérience directe dans l'exploitation des stations de traitement, les POS ainsi rédigées peuvent s'avérer inutilisables ou même pire, aboutir à des résultats non-prévus par le concepteur. Lors de l'élaboration des POS, il est donc important de consulter les personnes qui ont une expérience directe des procédures opérationnelles.

Les POS doivent être accessibles aux personnes chargées d'exécuter les opérations qu'elles décrivent. Cela suppose qu'elles soient compréhensibles pour les utilisateurs auxquels elles sont destinées et accessibles dans les lieux où ces utilisateurs effectuent leur travail. Pour être compréhensibles, elles doivent être rédigées simplement, dans la langue habituellement utilisée par les opérateurs. Elles doivent être spécifiques à chaque structure et comporter des informations claires et simples, étape par étape. Dans la mesure du possible, on privilégiera l'utilisation d'organigrammes, de photographies et de diagrammes plutôt que de textes. Chaque opération doit avoir sa propre POS. Afin de garantir leur accessibilité aux opérateurs, les POS concernant des opérations spécifiques devraient être tenues ou affichées sur les lieux où

ces opérations sont effectuées, la meilleure façon étant de disposer de POS décrivant des tâches spécifiques sous forme de fiches plastifiées.

Dans la pratique, les personnes chargées de rédiger les POS sont souvent des ingénieurs ayant une connaissance théorique des processus, mais relativement peu d'expérience opérationnelle. Dans ce cas, il est recommandé que la personne en charge de rédiger les procédures passe du temps avec des opérateurs de technologies similaires afin de tirer des leçons de leur expérience, et que celui-ci effectue une recherche en ligne des exemples de POS pour des procédés identiques.

Structure et contenu des POS. Toutes les opérations à entreprendre dans une usine de traitement peuvent être présentées sous la forme d'une fiche structurée de la façon suivante :

- Page de titre ;
- Table des matières ;
- Définitions ;
- Une brève description de l'ensemble du processus de traitement, y compris un diagramme montrant les unités de traitement et les flux dans le système ;
- Un bref énoncé des dispositions réglementaires qui régissent l'exploitation de la station et les normes qu'elle doit respecter ;
- Un aperçu des rôles et des responsabilités en matière d'exploitation, d'entretien et de réparation. Ces rôles et responsabilités sont habituellement définis par rapport aux titres et aux descriptions de poste plutôt que par rapport aux personnes nommées ;
- Une déclaration relative aux questions de santé et de sécurité sur la station de traitement dans son ensemble ;
- Des informations sur chaque technologie entrant dans le processus de traitement global, comprenant une brève description de la technologie, de son objectif, de sa relation avec les autres unités de traitement et une liste des opérations nécessaires pour la faire fonctionner et l'entretenir. Pour chaque opération énumérée, la procédure d'exploitation standard doit inclure les informations suivantes :
 - Une description des responsabilités (définies en termes de fonction plutôt qu'en termes de personne) pour l'exécution et la supervision de chaque opération ;
 - Une description étape par étape des procédures opérationnelles à suivre, y compris des informations sur les méthodes, les matériaux et l'équipement requis. Le cas échéant, la description doit inclure les procédures de mise en route ;
 - Des informations sur les procédures d'entretien standards. Comme pour les procédures opérationnelles, cette information doit être présentée sous la forme de guide étape par étape ;

- S'il y a lieu, des renseignements sur les procédures à suivre pour la mise à l'arrêt ou le contournement d'installations ;
- Le cas échéant, une liste des matériaux et des pièces de rechange à avoir en stock ;
- La liste des risques liés aux opérations et les mesures à prendre pour assurer la sécurité de l'opérateur et du public ;
- Des exemples de listes de contrôle et tout formulaire que l'exploitant est tenu de remplir dans le cadre de la procédure opérationnelle standard ;
- Une liste des problèmes potentiels, y compris des instructions étape par étape sur les mesures à prendre pour y remédier.

Il est également recommandé d'appuyer la compréhension et la mise en œuvre des consignes écrites par des photographies, des diagrammes et de courtes vidéos explicatives, enregistrées sur DVD.

Par ailleurs, les responsables des opérations doivent également disposer des informations suivantes :

- Le volume et les caractéristiques de l'affluent prévu, ainsi qu'une liste des critères de conception pour chaque procédé de traitement ;
- Une liste des coordonnées des fournisseurs, des fabricants, des autres opérateurs qualifiés travaillant sur des installations de référence ou de tout autre contact utile qui pourrait être en mesure d'aider l'opérateur ;
- Des copies des manuels techniques, dessins et autres documents d'orientation technique fournis par les équipementiers ;
- Des informations sur les systèmes et les activités de suivi des performances de la station.

Style rédactionnel. Les rédacteurs des POS doivent s'efforcer de les écrire comme s'ils parlaient à la personne qui va effectuer les opérations. Aussi, il est important qu'ils aient une idée claire de l'identité de l'opérateur, de son niveau d'éducation et de ses connaissances initiales. Les consignes doivent être écrites en utilisant la voix active, les instructions relatives à chaque étape opérationnelle doivent débiter par un verbe actif tel que « lever », « allumer » ou « ouvrir ». Un langage clair et simple doit être utilisé tout au long du document. L'objectif est de n'inclure que les faits pertinents pour les tâches opérationnelles à accomplir. Des documents supplémentaires peuvent être inclus, au besoin, dans les manuels de formation. Lorsqu'une opération ou une procédure comporte plusieurs étapes, on pourra présenter chaque étape en utilisant des tirets ou des puces.

Une erreur courante dans la rédaction des POS et du matériel de formation est de supposer que le lecteur possède les mêmes connaissances de base que l'auteur. Or, force est de constater que ceci est rarement le cas. Lors de la rédaction des POS, il est donc important de s'assurer que tous les concepts, les idées et les termes sont bien expliqués lorsqu'ils sont présentés pour la première fois.

Les étapes de la préparation d'une série de POS. Comme nous l'avons déjà mentionné, la première étape de la préparation de POS pour une installation

donnée consiste toujours à recueillir et à analyser des informations sur les performances d'installations de ce type. L'étape suivante consiste à préparer une représentation graphique simple décrivant les procédures à suivre et définissant leurs responsabilités d'exécution. Ce diagramme peut ensuite servir de guide lors de la rédaction d'une première version des POS.

La partie concernant la description des POS doit être élaborée en même temps que l'avant-projet détaillé (APD) et doit faire l'objet du même processus d'évaluation technique que les dessins, les spécifications et les calculs.

Avant de finaliser les POS, il est conseillé de demander à un ou plusieurs utilisateurs potentiels de les lire et d'expliquer avec leurs propres mots leur compréhension du contenu de ces procédures. Toute explication incomplète ou inexacte indiquera qu'un travail supplémentaire est nécessaire pour s'assurer que les POS couvrent toutes les étapes à suivre pour accomplir une opération ou une procédure et peuvent être comprises par leurs destinataires.

Les POS doivent être réexaminées périodiquement et modifiées au besoin pour tenir compte des enseignements tirés de l'exploitation. Le premier examen doit avoir lieu dès que possible après la mise en service d'une technologie ou d'un procédé. En principe, cela se produit lorsque toutes les unités de traitement fonctionnent normalement, que les effectifs opérationnels sont stables et que le personnel permanent occupe des postes clés. L'US EPA (2007) donne de plus amples renseignements sur la préparation des POS.

Points clés de ce chapitre

Les personnes en charge de la conception doivent toujours tenir compte des conséquences opérationnelles de leur travail. Au niveau de la conception, la performance des opérations est largement influencée par le respect des recommandations suivantes :

- La conception doit s'appuyer sur l'expérience de l'exploitation des stations de traitement qui sont déjà en service. Il est important que les concepteurs visitent ces installations et prennent le temps d'échanger avec les opérateurs sur les problèmes qu'ils rencontrent. Lorsque l'expérience opérationnelle en la matière fait défaut, l'on pourra envisager de lancer des initiatives pilotes à petite échelle afin de recueillir des informations opérationnelles pertinentes ;
- Dans la mesure du possible, les installations doivent être conçues de façon modulaire. Ceci permet d'augmenter la capacité de la station par la construction et la mise en service progressives d'unités supplémentaires en réponse à l'augmentation de la charge ;
- Les choix technologiques doivent tenir compte de l'impact que peut avoir la disponibilité des ressources sur la viabilité de chaque technologie. L'approvisionnement en électricité, la capacité opérationnelle et de gestion de l'exploitant ainsi que la capacité financière face aux coûts d'exploitation et d'entretien sont particulièrement importants à cet

égard. Si l'on envisage d'utiliser des systèmes mécanisés, il convient de tenir compte de la disponibilité des pièces de rechange et des consommables ainsi que du service après-vente des fabricants ;

- Les contraintes institutionnelles doivent être prises en compte pour déterminer dans quelle mesure les besoins opérationnels des solutions technologiques sont susceptibles d'être satisfaits. Dans le cas où il n'est pas possible de mettre en place les systèmes institutionnels nécessaires au fonctionnement d'une technologie particulière, cette dernière ne doit pas être considérée comme une solution viable ;
- Lorsque l'on choisit une technologie, il est important d'analyser quelles en sont les conséquences sur les types de technologies utilisées en aval dans le processus de traitement global ;
- La conception doit tenir compte de la protection de la santé et de la sécurité des travailleurs, tout en facilitant l'exécution des opérations essentielles d'exploitation et de maintenance ;
- Certaines unités de traitement doivent régulièrement être mises hors service pour l'entretien, la réparation et l'exécution d'opérations indispensables telles que le curage des boues. Il faut prévoir des parcours de traitement alternatifs pour tenir compte des périodes où ces unités sont hors service. Pour ce faire, il est normalement recommandé de prévoir deux ou plusieurs parcours dans le processus de traitement, afin que le flux ne soit pas interrompu lors de la mise hors service temporaire de ces unités ;
- De même, les pompes de secours et les canaux de déviation sont nécessaires pour permettre un fonctionnement continu lorsque les unités de traitement et les dispositifs mécaniques doivent être mis hors service afin que les opérations essentielles, l'entretien et les réparations puissent être effectués ;
- Il est primordial de faciliter la tâche des opérateurs pour éviter qu'ils négligent les opérations difficiles à exécuter. Les personnes en charge de la conception doivent toujours se poser les questions suivantes : « Quelles sont les tâches d'exploitation et d'entretien requises pour cette installation ? » et « Est-ce que la conception facilite l'accès des opérateurs ? » Inversement, les plans et les détails de conception doivent rendre difficile toute pratique qui pourrait nuire aux performances de la station ;
- Le soin apporté et la qualité de la construction sont des conditions fondamentales au bon fonctionnement d'une station de traitement. Il est essentiel de disposer de documents contractuels complets et de veiller à ce que le chantier soit bien supervisé pour garantir un bon niveau de qualité de la construction. Il est toujours préférable que les futurs responsables de l'exploitation et de la maintenance participent aux décisions de conception et à la supervision de la construction ;
- Le bureau d'études responsable de la préparation des plans et des détails de conception d'une station de traitement est généralement tenu de préparer les procédures opérationnelles standards (POS). En plus d'une brève description de la technologie, ces documents sont principalement

axés sur la description des opérations, de l'entretien et des réparations ainsi que de leurs exigences et de leur fréquence ;

- Les POS doivent également donner des consignes sur les mesures à prendre dans le cas où les conditions d'exploitation, en particulier la charge, diffèrent des conditions nominales prévues au niveau de la conception de l'installation.

Références bibliographiques

- Central Pollution Control Board, India (2007). *Evaluation of Operation and Maintenance of Sewage Treatment Plants in India*, Delhi: CPCB.
- Chernicharo C., van Lier J., Noyola A. et Ribeiro T. (2015). 'Anaerobic Sewage Treatment: State of the Art', *Reviews in Environmental Science and Bio-Technology* 14(4): 649–79 <<http://dx.doi.org/10.1007/s11157-015-9377-3>> [Consulté le 17 mai 2018].
- Department of Water Affairs and Forestry (2002). *An Illustrated Guide to Basic Sewage Treatment Purification Operations* [online], Pretoria <www.dwaf.gov.za/Dir_WQM/docs/sewage/BasicSewageGuide2002_1.pdf> [Consulté le 1^{er} janvier 2018].
- Fédération Internationale des Ingénieurs-Conseils (FIDIC) (1999). *Conditions of Contract for Construction for Building and Engineering Works Designed by the Employer* [online], 1st edition, Geneva: FIDIC <<http://site.iugaza.edu.ps/kshaath/files/2010/12/FIDIC-1999-RED-BOOK.pdf>> [Consulté le 15 février 2018].
- Khalil N., Mittal A., Raghav A. et Rajeev S. (2006). 'UASB Technology for Sewage Treatment in India: 20 Years' Experience', *Environmental Engineering and Management Journal* 5(5): 1059–69 [online] <www.academia.edu/7422241/UASB_TECHNOLOGY_FOR_SEWAGE_TREATMENT_IN_INDIA_20_YEARS_EXPERIENCE> [Consulté le 4 mars 2017].
- Montangero A. et Strauss M. (2004). *Faecal Sludge Treatment* [online], Dübendorf, Switzerland: Eawag/Sandec <www.sswm.info/sites/default/files/reference_attachments/STRAUSS%20and%20MONTANEGRO%202004%20Fecal%20Sludge%20Treatment.pdf> [Consulté le 4 mars 2017].
- Taylor K., Siregar R., Darmawan B., Blackett I. et Giltner S. (2013). 'Development of Urban Septage Management Models in Indonesia', *Waterlines* 32(3): 221–36 <<http://dx.doi.org/10.3362/1756-3488.2013.023>> [Consulté le 17 mai 2018].
- The Constructor: Civil Engineering Home* (non-daté). 'Joints in Liquid Retaining Concrete Structures' [online] <<https://theconstructor.org/structural-engg/joints-concrete-water-tanks/6723/>> [Consulté le 16 février 2018].
- US Department of Labor (non-daté). 'Occupational Safety and Health Administration: Fall Protection Systems Criteria and Practices', Clause 1926.502(b) (1), [online] <www.osha.gov/pls/oshaweb/owadisp.show_document?p_table=STANDARDS&p_id=10758> [Consulté le 15 février 2018].
- US EPA (2007). *Guidance for Preparing Standard Operating Procedures (SOPs)* [online], Washington, DC: Office of Environmental Information, United States Environmental Protection Agency <<https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/P1008GTX.PDF?Dockey=P1008GTX.PDF>> [Consulté le 28 décembre 2017].

CHAPITRE 6

Réception et traitement préliminaire des boues de vidange

Ce chapitre examine les solutions de réception et de prétraitement des boues de vidange. Le terme prétraitement (ou traitement préalable) désigne les processus conçus pour éliminer les matériaux grossiers, les graviers ainsi que les huiles et les graisses afin de ne pas entraver le fonctionnement des processus ultérieurs. Après une brève introduction, le chapitre donne des indications sur les modalités de dépotage et de réception des boues de vidange. Il étudie la façon dont les unités de réception peuvent être conçues pour atténuer les débits de pointe et insiste sur l'importance du dégrillage grossier. Il traite ensuite d'autres étapes nécessaires au prétraitement, notamment le dégrillage fin, l'extraction des sables, la digestion partielle et l'élimination des huiles et des graisses. Il indique à quel moment il convient de prévoir des dispositifs pour chacune de ces opérations, ainsi que les différentes possibilités de les mettre en œuvre. Il décrit ensuite chaque technologie assortie de conseils de conception adaptés.

Mots-clés : accès, réception, prétraitement, dégrillage, stabilisation.

Introduction

Les installations de réception des boues de vidange constituent l'interface entre les camions de vidange et les unités de traitement ultérieures. La réception des boues de vidange nécessite :

- De faciliter l'accès des camions de vidange, en prévoyant un espace suffisant pour permettre aux véhicules de dépoter et de quitter la station sans encombre ;
- De contenir les boues de vidange lors du dépotage, de manière à éviter les éclaboussures et les débordements ;
- De diriger les boues vers l'unité de traitement suivante.

Lorsqu'une installation reçoit à la fois des boues de vidange épaisses et liquides, il est généralement indiqué d'avoir deux zones de réception séparées.

Après réception, il faut effectuer un traitement préalable pour protéger les processus de traitement ultérieurs et, dans certains cas, en améliorer l'efficacité. Le prétraitement doit toujours inclure un dégrillage grossier pour enlever les chiffons et autres détritiques de taille importante qui pourraient causer des blocages ou perturber les opérations ultérieures. Le prétraitement peut également comporter d'autres opérations, telles que l'élimination des graviers, ainsi que des huiles et des graisses, et la stabilisation des boues fraîches pour en réduire les odeurs et les rendre plus faciles à traiter. Lorsque la performance des unités de

traitement suivantes risque d'être affectée par la variabilité des débits, le prétraitement doit également permettre d'atténuer les débits de pointe.

La figure 6.1 est une représentation schématique de l'articulation entre les opérations de prétraitement. Elle différencie les opérations toujours nécessaires et celles qui dépendent de la taille de la station, des caractéristiques des matières à traiter et des processus de traitement suivants envisagés.

Lorsque les boues de vidange proviennent de fosses septiques desservant des établissements commerciaux qui produisent de grandes quantités d'huiles et de graisses, comme des restaurants, il y a lieu de prévoir une fosse de réception séparée munie d'une chicane et d'une sortie située vers le haut. La chicane retient les huiles et les graisses, qui peuvent ensuite être retirées de la surface. Le reste du contenu du réservoir peut alors être renvoyé vers la file de traitement principale, de préférence par gravité ou éventuellement à l'aide de la pompe d'aspiration d'un camion-citerne.

Les informations contenues dans ce chapitre s'appliquent aux stations de traitement des boues de vidange autonomes et aux stations d'épuration municipales. Pour ces dernières, il est possible de déverser les boues de vidange dans un regard en tête de la station d'épuration mais, pour des raisons qui ont déjà été expliquées, il est toujours préférable de prévoir des dispositifs séparés de réception et de prétraitement des boues, avant la séparation solide-liquide et le cotraitement des fractions solide et liquide préalablement séparées.

La réception des boues de vidange

Accès des véhicules et fluidité du trafic routier

La première exigence pour toute station de traitement des boues de vidange est d'assurer un bon accès aux véhicules. Dans le chapitre 3, nous avons insisté sur l'importance de l'emplacement de la station, en mettant l'accent sur l'avantage d'avoir une position centrale et proche du réseau routier principal. Au-delà de ces exigences, les responsables de la planification doivent s'assurer que l'accès au site de traitement est sécurisé et adapté aux types de véhicules qui acheminent les boues. Il faut en l'occurrence éviter les côtes abruptes et faire en sorte que les routes d'accès soient bien goudronnées et suffisamment larges pour permettre le passage des camions de vidange. De plus, la conception de la zone de dépotage doit permettre aux camions soit d'avancer après avoir évacué leur chargement, soit de manoeuvrer facilement pour atteindre la zone de dépotage en marche arrière. Pour les stations de grande taille, on peut aussi envisager d'aménager une zone de parking et de lavage pour les véhicules. Lorsque les boues sont acheminées par charrettes tractées manuellement ou par des animaux, il est particulièrement important d'éviter les pentes abruptes.

Lorsque les boues sont amenées par camion de vidange, la voie d'accès entre la route et la station de traitement doit être idéalement assez large pour permettre à deux camions de se croiser. Cela nécessite une largeur minimale de 6,8 m et idéalement de deux voies de 3,65 m chacune, soit une largeur

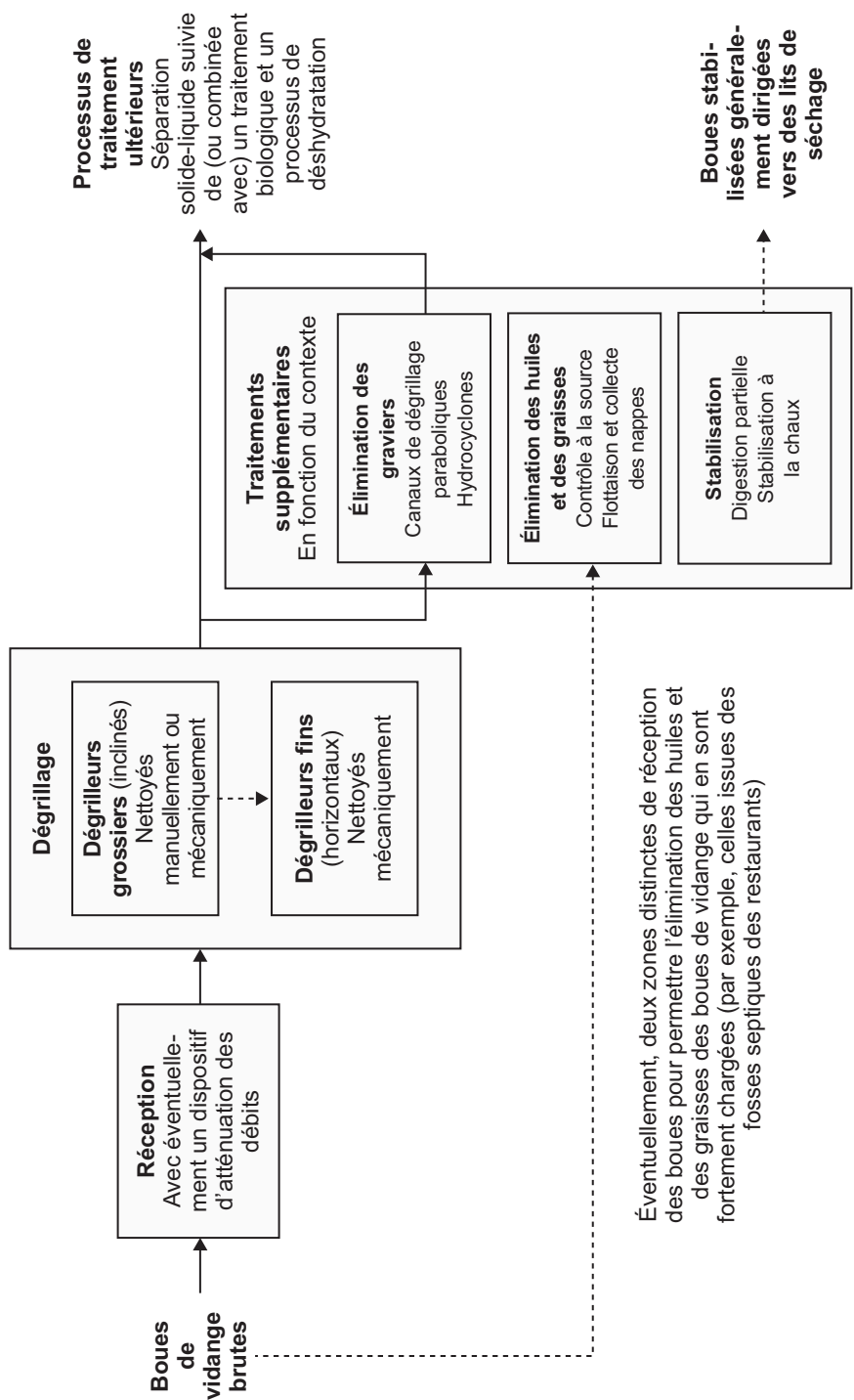


Figure 6.1 Les opérations de réception et de prétraitement des boues de vidange

totale de 7,3 m (voir par exemple les directives du gouvernement britannique, UK Government, 2012). Pour les petites stations, il est possible de prévoir une seule voie goudronnée de 3,5 m de largeur au minimum, avec des points de croisement toujours visibles espacés de 200 m au maximum.

La pente ne devrait normalement pas dépasser 8,33 % (1 sur 12), bien qu'il soit possible d'admettre des pentes plus raides si elles sont limitées à de courtes sections (voir, par exemple, East Sussex County Council, non-daté). La zone de parking du camion pour le dépotage des boues doit être horizontale sur une longueur équivalente, au moins, à celle du camion le plus long et la jonction entre la rampe et la zone de parking doit se faire en douceur par une courbure et non par un changement brusque de la pente. Il est conseillé d'installer des barrières et des zones de séparation pour décourager le dépotage en dehors de la zone conçue à cet effet.

Il est recommandé d'installer une barrière et un petit bureau à l'entrée du site, afin de noter les informations utiles sur les véhicules entrants et leur charge approximative. Si l'entrée du site est équipée d'un pont-bascule, il est possible d'estimer précisément le volume transporté en soustrayant le poids à vide du véhicule. Le calcul de cette estimation peut être établi sur la base d'une densité de boues de vidange égale à 1. Le bureau doit être équipé d'un lavabo pour le lavage des mains et d'un cabinet de toilette.

La conception des aires de manœuvre, de stationnement et des zones de dépotage doivent tenir compte du type et de la taille des véhicules entrant dans la station de traitement. La longueur des camions oscille entre environ 7,5 m pour un camion d'une capacité de 3 000 litres à une dizaine de mètres pour un camion de 10 000 litres. La largeur des camions varie jusqu'à un maximum d'environ 2,6 m. Sur la base de ces chiffres, une aire de stationnement standard pour camions de vidange doit mesurer entre 8 et 11 m de long par 3,5 m de large, en prenant en compte la longueur du plus gros véhicule utilisant l'installation. Les normes de l'association américaine des autoroutes et des transports officiels (AASHTO – *American Association of State Highway and Transportation Officials*) recommandent un rayon de braquage intérieur d'au moins 8,6 mètres pour un camion à empattement fixe (AASHTO, 2004). Sur cette base, le rayon intérieur minimal d'une aire de manœuvre doit être de 10 m. En utilisant ce rayon intérieur, la figure 6.2 donne un exemple de conception d'une aire de manœuvre et de dépotage pour une petite station de traitement. La largeur de 5 m que l'on voit en haut du schéma est prévue pour laisser passer les roues avant du véhicule lorsqu'il recule vers le point de dépotage.

Le radier doit être incliné vers la fosse de dépotage des boues afin que les éclaboussures puissent être lessivées et entraînées dans la fosse. Au besoin, il faut prévoir de construire de petits murets de protection autour de la zone de dépotage pour empêcher tout débordement éventuel des boues déversées.

La voie d'accès et l'aire de manœuvre doivent avoir un revêtement dur. Le gravier et le macadam à liant aqueux coûtent moins cher qu'un revêtement dur, mais se détériorent rapidement sous les roues des camions

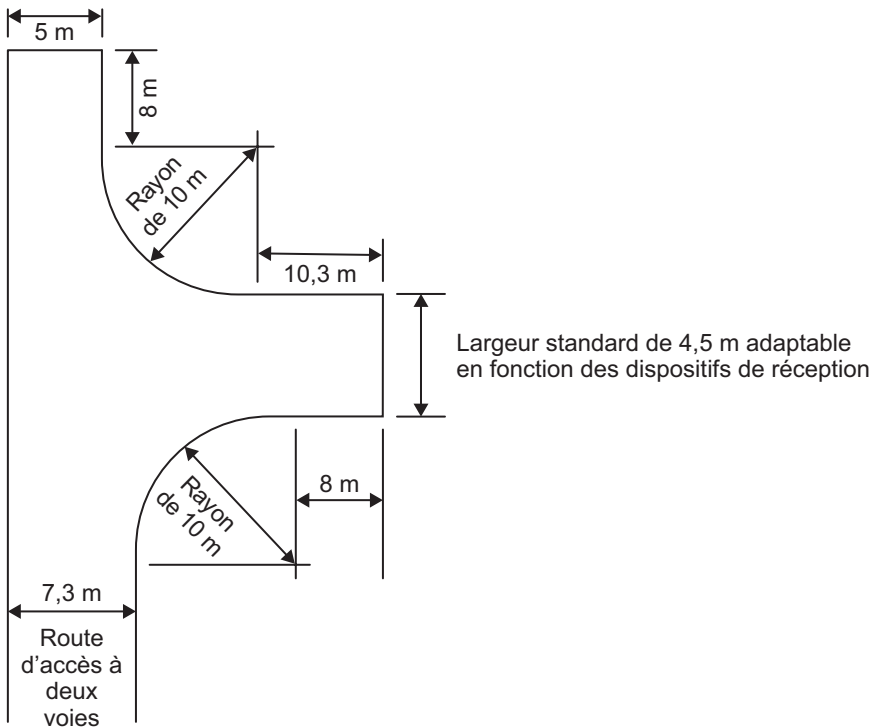


Figure 6.2 Plan standard d'une aire de manœuvre et d'une plateforme de dépotage

lourdemment chargés. Un revêtement bitumineux sur une couche et une sous-couche granulaires aura lui aussi tendance à se détériorer lors du passage de véhicules fortement chargés, ce qui occasionnera des travaux de réhabilitation répétés. C'est pourquoi la meilleure solution consiste à appliquer, sur la sous-couche et la couche granulaires, un revêtement de béton bitumineux. L'épaisseur du revêtement doit être d'au moins 50 mm et de préférence de 100 mm. Il est recommandé de prendre conseil auprès d'un ingénieur en voirie et/ou en structure, en particulier là où la couche du sous-sol est faible. Un revêtement en béton est également possible, mais il s'agit d'une solution relativement coûteuse. Le surcoût lié au revêtement en béton peut être justifié pour les tronçons de la voie d'accès qui sont régulièrement inondés.

Si le courant électrique est disponible, il est conseillé d'installer un système d'éclairage dans la zone de réception des véhicules pour faciliter le dépotage des camions une fois la nuit tombée.

Installations de réception des boues

Comme indiqué dans l'introduction de ce chapitre, les installations de réception doivent recueillir les boues de vidange pendant le dépotage et les

acheminer de manière contrôlée vers l'étape suivante du traitement, sans débordements ni projections. Il est en effet particulièrement important d'éviter ces nuisances lorsque les boues sont manipulées à la main. Il existe plusieurs types de configurations pour la réception des boues :

- Des dégrilleurs intégrés dans la première unité du processus de traitement ;
- Des fosses de dépotage dotées de revanches et équipées d'une berme ;
- Des radiers bordés d'un muret de protection ;
- Des conduites dotées de manchons de raccord spéciaux, conçus pour se raccorder à l'extrémité d'un tuyau de vidange du camion-citerne.

La première solution est simple, mais n'empêche pas les débordements ni les projections lors du dépotage. La photo 6.1 illustre bien cette situation. Elle montre des projections importantes lors du dépotage des boues dans un tank Imhoff par le biais d'un dégrilleur. Un autre point faible de cette configuration est que la pression de dépotage peut entraîner le passage de matériaux solides à travers le dégrilleur. C'est pourquoi il est déconseillé de recourir à cette solution.



Photo 6.1 Le dépotage directement dans une fosse Imhoff n'est pas une configuration satisfaisante en raison des projections et des débordements



Photo 6.2 Fosse de dépotage, Tegal, Indonésie

Fosse de dépotage dotée de revanches et équipée d'une berme. La photo 6.2 en montre un exemple. Les murs ont une profondeur d'environ 1 m, ce qui est en principe suffisant pour éviter les éclaboussures au-delà de la fosse. La conduite d'évacuation vers les unités de traitement suivantes est située dans la paroi latérale de droite. Le sol de ce type de fosse doit être incliné pour diriger le flux vers la conduite de sortie et avoir une pente suffisante pour éviter l'accumulation de boues dans le fond de la fosse. Comme nous l'expliquons plus loin, un dégrillage grossier est nécessaire. Pour ce faire, il est possible de rallonger suffisamment la fosse pour permettre l'installation d'un dégrilleur, comme le montre la figure 6.5. Une autre possibilité, particulièrement appropriée s'il est nécessaire de réduire le débit, consiste à étendre la superficie de la fosse et de placer en sortie une conduite de petit diamètre suivie d'une chambre de dégrillage, comme le montre le schéma de la figure 6.4.

Radier bordé d'un muret de protection. La photo 6.3 montre un exemple de dépotage sur un radier. Dans ce cas, les matières de vidange sont évacuées sur un radier incliné qui dirige le flux vers un dégrilleur grossier. Sur la photo, on peut voir que le flux s'échappe du radier et passe par les ouvertures pratiquées dans le muret.

Ces ouvertures sont conçues pour que les projections et les eaux de nettoyage de l'aire de parking du camion ruissellent vers le radier. Le problème du ruissellement du radier vers l'aire où se trouve le camion peut être facilement résolu en ajustant les hauteurs, de sorte que le radier soit plus bas que l'aire de stationnement du camion. Une différence de hauteur de 150 mm est suffisante. Les murets de protection et les murs latéraux doivent être au moins 150 à 200 mm plus haut que le niveau de l'aire de stationnement et le mur du fond doit avoir une hauteur égale ou supérieure à 600 mm.



Photo 6.3 Radier pour le dépotage, qui pourrait être amélioré en faisant en sorte que le niveau du radier soit en dessous du niveau de l'aire de stationnement du camion



Photo 6.4 Zone de dépotage avec un couvercle de protection rabattable à Dumaguete (Philippines)

Source : Photo d'Isabelle Blackett

La photo 6.4 montre un dispositif qui permet d'éviter les projections pendant le dépotage. Celui-ci consiste à introduire le tuyau du camion dans une ouverture située dans un couvercle en plastique qui peut être rabattu pour protéger l'opérateur des éclaboussures. Il serait possible de modifier la fosse illustrée sur la photo 6.2 pour y intégrer un dispositif similaire. Dans l'exemple de Dumaguete, la conception aurait pu être encore améliorée en abaissant davantage le niveau du point d'insertion du tuyau afin que celui-ci ne s'affaisse pas. Compte tenu des niveaux visibles sur la photo, il est impossible de vider complètement le tuyau. Aussi, les matières de vidange contenues dans le tuyau

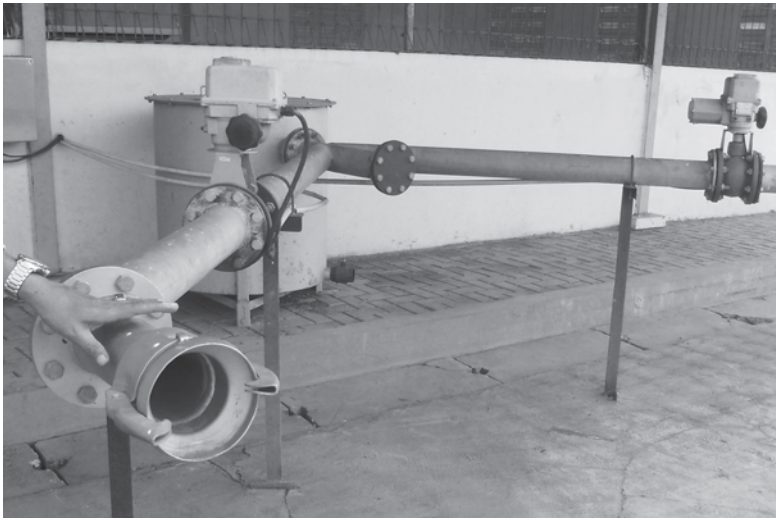


Photo 6.5 Zone de dépotage équipée d'un manchon de raccord spécial (bride rapide)

s'écoulent sur le sol au moment du retrait. En plus du désagrément occasionné par cet écoulement, l'opérateur est exposé au risque de contact avec les boues.

Conduite dotée d'un manchon de raccord spécial. La photo 6.5 montre un dispositif de raccordement à l'aide d'un raccord rapide à l'usine de traitement des boues de Pula Gebang à Jakarta, en Indonésie. Le camion de vidange fait marche arrière vers la conduite, connecte son tuyau au manchon de raccord et procède au dépotage des matières de vidange. Celles-ci sont acheminées vers un dispositif de dégrillage et de dessablage mécanisé, qui est décrit plus loin. La station de Pula Gebang comporte deux points de dépotage pour chaque unité de dégrillage et de dessablage, l'écoulement en fonction de l'un ou l'autre des points étant commandé par des vannes actionnées manuellement.

Avec ce dispositif, le point de dépotage doit être situé à une hauteur autorisant un écoulement gravitaire du camion vers l'unité de dégrillage et de dessablage. Dans le cas de la station de traitement en Indonésie, un problème s'est posé, à savoir qu'après le déchargement partiel des matières de vidange, le niveau dans la citerne n'est plus assez élevé pour permettre un écoulement gravitaire, rendant nécessaire le pompage des matières restantes. Les opérateurs ont indiqué que cette situation avait engendré des difficultés au niveau de l'utilisation des dispositifs de dégrillage et de dessablage. En effet, afin d'économiser du temps et du carburant, les opérateurs avaient pris l'habitude de décharger les boues dans un canal situé en aval des unités de dégrillage et de dessablage, conduisant directement vers les installations de traitement suivantes. À Manille, les deux opérateurs de service *Manila Water* et *Maynilad Water Services* utilisent un dispositif de raccordement des tuyaux

des camions de vidange avec une entrée automatique des données dans laquelle des informations sur la charge peuvent être saisies. De tels dispositifs sont adaptés aux villes de grande taille, à condition qu'il existe des systèmes permettant d'utiliser les données recueillies et de garantir le fonctionnement du système automatisé de saisie des données.

Lorsqu'il s'agit de plus petites stations de traitement des boues et qu'un système d'enregistrement automatisé des données ne peut être installé, il est tout à fait possible de mettre en place un système manuel de saisie des données.

Ce paragraphe a décrit plusieurs solutions possibles au niveau de la réception des boues de vidange. Les points à prendre en compte lors de l'évaluation de ces solutions sont notamment les caractéristiques du site, la topographie, les propriétés des boues de vidange et le type de véhicule de transport. Lors de la conception, il faut absolument :

- S'assurer que les matières vidangées sont bien confinées ;
- Minimiser les débordements ;
- Faciliter le lavage de l'aire de réception et renvoyer les eaux de nettoyage dans la filière de traitement ;
- Concevoir des pentes appropriées pour diriger les écoulements vers un dispositif de dégrillage grossier ;
- Calculer la hauteur de l'aire de réception de façon à ce que le dépotage puisse s'effectuer jusqu'en bas de la citerne du camion de vidange ;
- Minimiser le contact entre les opérateurs et les matières de vidange.

Parmi tous les dispositifs décrits ci-dessus, seul celui illustré sur la photo 6.3 permet de repousser les liquides déversés autour du camion dans la fosse de réception. Dans le cas contraire, il faut quand même prévoir un dispositif de collecte des matières ayant débordé afin de les acheminer par des canaux ou des canalisations peu profondes vers une unité de traitement située en aval. Lors de la conception du dispositif de réception, il faut tenir compte des points suivants :

- Le dépotage des boues sur un radier est souvent la meilleure solution en ce qui concerne les camions-citernes de grande capacité ;
- Le dépotage directement dans une fosse de réception peut être une bonne solution pour les camions de vidange dont la charge est plus faible et dont la capacité est de l'ordre de 4 m³ maximum ;
- Lorsque le choix se porte sur une fosse de réception, il est important de mettre en place un dispositif similaire au modèle de Dumaguete afin de limiter les projections (photo 6.4) ;
- Certains dispositifs mécaniques de dégrillage et de dessablage nécessitent la mise en place d'un dispositif de raccordement du tuyau du camion à l'aide d'une bride rapide. Lorsqu'il est possible de se procurer des tuyaux et des manchons de raccord rapide adéquats, cette solution est également adaptée pour acheminer la charge vers la fosse de dépotage.

Dimensionnement des installations de réception des boues

Les ouvrages de réception doivent être dimensionnés en fonction du débit instantané de pointe afin d'éviter tout débordement. Pour ce faire, il y a deux solutions :

- Soit l'ouvrage de réception des boues a la capacité de stocker temporairement les matières de vidange qui s'accumulent parce que le débit du camion est supérieur au débit d'évacuation vers les unités de traitement situées en aval ;
- Soit la capacité d'évacuation est suffisante pour supporter le débit de pointe.

L'avantage de la première solution est qu'elle permet d'atténuer le débit de pointe dans les unités de traitement suivantes. Ce sujet est abordé plus en détail dans le paragraphe consacré à la réduction du débit, dans la suite du présent chapitre.

Estimation du débit de pointe et du temps nécessaire au dépotage. Les ouvrages de réception doivent être conçus pour absorber le débit de pointe, qui se produit normalement en début de dépotage. Dans le cas des plus grandes stations de traitement qui sont équipées pour recevoir simultanément plusieurs camions dans la zone de réception, le débit de pointe est fonction du nombre de camions et de leur capacité.

Lorsque le dépotage se fait directement sans passer par un tuyau d'évacuation, comme le montrent les photos 6.1 et 6.3, la situation se rapproche du cas théorique d'une évacuation par un orifice immergé avec une sortie tubulaire courte. Cette situation est représentée par l'équation :

$$Q = 1\,000\,C_d S_{\text{tuyau}} \sqrt{2gh}$$

Avec : Q = le débit (l/s) ;

C_d = le coefficient de dépotage (déterminé de façon empirique, voir Dally *et al.*, 1993) ;

S_{tuyau} = la surface de tuyau d'évacuation (m²) ;

g = la constante gravitationnelle (9,81 m/s²) ;

h = la hauteur de refoulement, soit la hauteur (en m) entre le liquide dans la citerne et le point de rejet (sortie du tuyau d'évacuation).

La valeur de C_d donnée dans les textes de référence pour un orifice immergé avec une sortie de tube courte, sans surcharge en aval, est de 0,8 (Dally *et al.*, 1993). La pression au niveau du point de rejet dépend de la profondeur des matières de vidange dans la citerne, variant d'un maximum, lorsque la citerne est pleine, à zéro lorsque qu'elle est vide. Le diamètre de la citerne du camion est habituellement de 1 à 2 m.

La figure 6.3 illustre les débits prévus par l'équation pour des tuyaux de vidange de 75 mm et de 100 mm de diamètre, dimensions habituelles pour les petits et les gros camions de vidange.

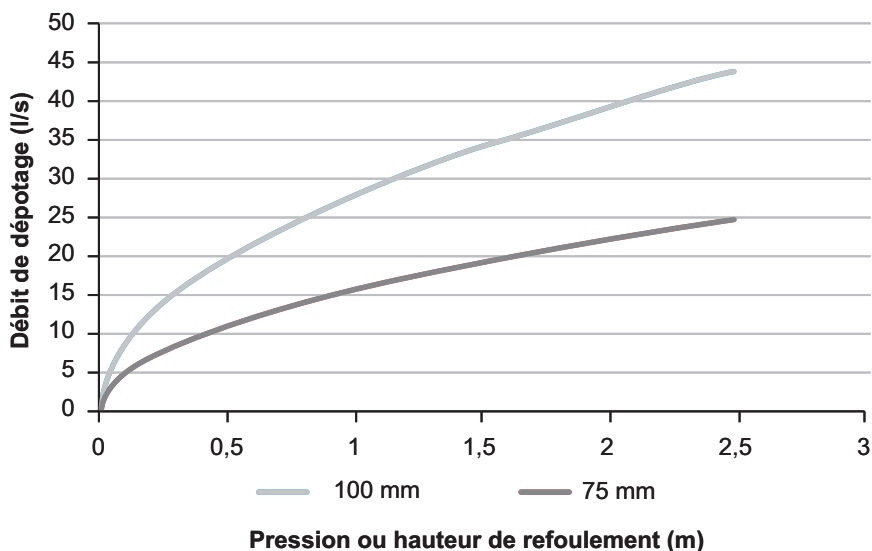


Figure 6.3 Débit de dépotage en fonction de la hauteur de refoulement d'un camion de vidange et en fonction du diamètre du tuyau d'évacuation

Si le dépotage est effectué à partir d'un tuyau court, comme on peut le voir sur la photo 6.4, le frottement entraînera une légère perte de charge lors du passage des matières dans le tuyau. Inversement, la pression au point de rejet, et donc le débit, augmentera si le point de rejet est situé sous le niveau du fond du réservoir. L'impact net sur le débit est limité. Dans la pratique, les opérateurs de camions de vidange réduisent souvent le débit de dépotage en n'ouvrant que partiellement la vanne sur le tuyau d'évacuation de la citerne. Il est difficile de prévoir une telle situation de façon théorique. De ce fait, il est généralement préférable de mesurer directement le débit de dépotage et de le comparer aux résultats de la figure 6.3. La façon la plus simple de mesurer le débit est de déverser le contenu de la citerne dans un réservoir ou une fosse dont les dimensions et la capacité sont connues, de mesurer la vitesse à laquelle le niveau des boues augmente et de calculer le débit à partir de ces informations. Les résultats obtenus renseignent alors sur le débit à une hauteur de chute donnée. Le débit de dépotage diminue au fur et à mesure que le niveau de liquide dans la citerne descend, comme l'illustre la figure 6.3.

Il est possible de calculer le temps nécessaire au dépotage du camion en intégrant les débits théoriques calculés sur la durée du test, au fur et à mesure de la baisse du niveau dans la citerne. Une variante plus simple consiste à enregistrer le temps nécessaire au dépotage complet du camion. Les observations de l'auteur portant sur un camion d'une capacité de 4 000 litres équipé d'un tuyau de 75 mm de diamètre ont fait apparaître un temps de vidange total d'environ 200 secondes, soit un débit moyen de 20 litres/s. Ceci est

conforme aux valeurs indiquées à la figure 6.3, bien que les chiffres ne puissent être comparés directement, dans la mesure où le dépotage a été effectué au moyen d'un tuyau flexible raccordant la sortie de la citerne à un regard de visite.

Les commentaires d'un échange sur le forum de discussion de l'Alliance pour l'assainissement durable (SuSanA, 2016) donnent à penser que les temps de dépotage réels sont souvent plus longs que ne le suggèrent les calculs. Comme nous l'avons vu au paragraphe précédent, ceci s'explique probablement par le fait que les opérateurs de camions de vidange n'ouvrent pas complètement la vanne au moment du dépotage afin d'éviter les projections et les débordements.

Atténuation du débit

Le débit entrant dans les stations de traitement des boues de vidange est généralement limité à une période de 8 à 10 heures, qui correspond aux heures d'ouverture de la station. Au cours de cette période, le débit est intermittent, avec des pointes au démarrage du dépotage de chaque camion et des temps morts à d'autres moments. Les variations de débit qui en résultent peuvent avoir une incidence négative sur le rendement des unités de traitement suivantes. En théorie, il est possible de réguler le débit par le biais d'un bassin de rétention situé après les dispositifs de dégrillage et de dessablage et avant les principales unités de traitement. Ce bassin permet de relâcher le flux en douceur pour les étapes ultérieures du traitement. Ce procédé est parfois utilisé dans les grandes stations d'épuration municipales, qui utilisent des pompes pour acheminer l'eau du bassin de rétention aux unités de traitement suivantes (Ongerth, 1979). Une autre option consiste à utiliser un bras d'aspiration à pression constante commandé par flotteur pour permettre au liquide d'être aspiré à un débit constant quelle que soit sa hauteur dans le réservoir. Malheureusement, ces pompes et bras d'aspiration sont vulnérables aux colmatages, notamment lorsque ces équipements sont de petite taille, comme cela est souvent le cas lorsque l'on veut atténuer les faibles débits dans les stations de traitement des boues de vidange. Par conséquent, il est difficile d'obtenir des flux constants sur une période de 24 heures, sauf peut-être dans le cas des plus grandes stations de traitement. Il est donc préférable d'atténuer les débits de pointe à l'aide de méthodes relativement simples.

Un certain degré d'atténuation de débit se produit dans une fosse de dépotage, comme on peut le voir sur la photo 6.2, lorsque le diamètre de la conduite de sortie de cette fosse est égal ou inférieur à celui du tuyau d'évacuation du camion. Cependant l'effet sera limité, à moins que la taille de la fosse ne soit augmentée pour réduire au minimum la profondeur du liquide. La figure 6.4 montre comment modifier la fosse de dépotage de façon à atténuer les variations de débit du liquide sortant.

Cet aménagement est recommandé pour le dépotage des camions de vidange. Il est moins approprié lorsque les boues proviennent de fosses simples,

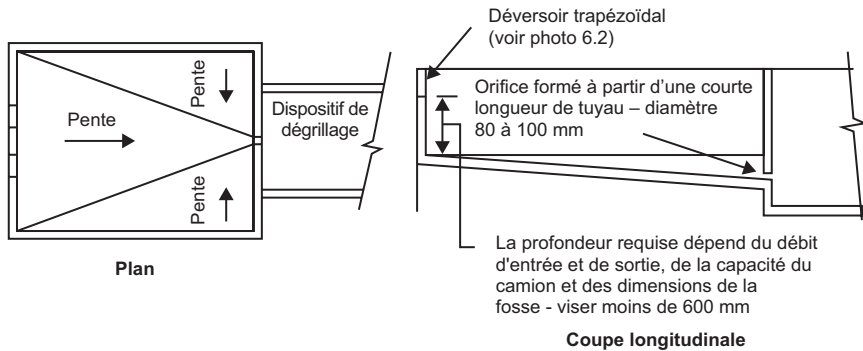


Figure 6.4 Dispositif simple permettant d'atténuer les débits après le dépotage des boues

qui sont acheminées dans des fûts et déversées manuellement, car elles peuvent contenir des débris volumineux et potentiellement obstruer la sortie de la fosse.

Les principales caractéristiques de la conception sont : a) l'augmentation des dimensions en plan de la fosse de dépotage, qui permet le stockage, et b) un exutoire de faible diamètre qui a pour effet de limiter le débit de sortie. Celui-ci ne doit néanmoins pas être inférieur à 75 mm. La grande dimension en plan de la fosse permet d'en réduire la profondeur, limitant ainsi la hauteur de chute et donc le débit à travers l'orifice.

Pour concevoir une fosse permettant de réduire le débit de sortie à l'image de l'exemple illustré à la figure 6.4, il est recommandé de procéder ainsi :

1. Déterminer le volume maximum qui peut être déversé dans la fosse à tout moment. Celui-ci est en principe équivalent à la capacité du plus gros camion de vidange susceptible de se rendre à la station. Pour les installations de grande taille, il faut prévoir le dépotage éventuel de plusieurs camions en même temps ;
2. Calculer la surface de la fosse de dépotage pour contenir le volume maximal, en veillant à ce que la hauteur des matières vidangées ne dépasse pas 0,5 m. La figure 6.3 montre que, si le diamètre de l'exutoire de la fosse est égal au diamètre du tuyau d'évacuation du camion, une profondeur de 0,5 m permet de réduire le débit de sortie de pointe de plus de 50 % par rapport au débit de dépotage d'un camion dont la hauteur de refoulement est de 2 m ;
3. Calculer les dimensions de la fosse pour atteindre la surface nécessaire, avec un ratio longueur/largeur généralement compris entre 2 et 3 pour 1 ;
4. Déterminer les niveaux de fond de la fosse afin de garantir une pente longitudinale et transversale suffisante pour diriger l'écoulement vers l'exutoire. Les chutes sont habituellement d'environ 1 pour 40, voire plus pour les boues épaisses ;

5. Recalculer la profondeur requise aux extrémités amont et aval de la fosse, en tenant compte des variations du niveau du sol. À ce stade de la conception, il faut recalculer les dimensions du plan pour maintenir la profondeur maximale du liquide en sortie en dessous de 0,5 m ;
6. Veiller à ce que le regard ou le tuyau utilisé par les camions pour le dépotage soit situé au moins 200 mm au-dessus du niveau maximum de remplissage calculé précédemment ;
7. Veiller à ce que les revanches soient suffisamment hautes pour éviter les projections lors du dépotage ;
8. Prévoir une prise d'eau et un tuyau d'arrosage pour laver la fosse après utilisation.

Cette procédure a pour effet de surestimer la profondeur maximale de la fosse, car elle exclut tout débordement lors du dépotage du camion. Il est possible d'effectuer une évaluation plus précise en simulant par ordinateur les débits entrants et sortants lorsque le niveau de liquide dans la chambre augmente ; toutefois, la procédure simple décrite ici donne une bonne idée initiale de la dimension nécessaire. La profondeur suggérée de 0,5 m est une valeur arbitraire. Si une plus forte atténuation du débit est nécessaire, les dimensions du plan peuvent être encore augmentées.

Dégrillage

Présentation générale

Les besoins de dégrillage dépendent à la fois de la composition des boues de vidange et des exigences des procédés de traitement ultérieurs. La composition des matières à traiter est fortement influencée par le type de toilettes. Les boues issues de toilettes à chute directe dans la fosse peuvent contenir des matériaux durs utilisés pour le nettoyage anal, comme des épis de maïs, et d'autres objets jetés dans la fosse par le trou de défécation. Une étude menée au Malawi a recensé dans les fosses de vieux vêtements, des chaussures, des bouteilles, des sacs en plastique, des épis de maïs, des linges menstruels et des bouteilles de médicaments. S'y trouvaient également du gravier et des pierres, dont certaines de grosse taille, qui s'étaient détachées des parois de la fosse (WASTE, non-daté). Les opérateurs de vidange peuvent éventuellement retirer certains objets encombrants avant d'acheminer les boues en station, mais d'autres ne peuvent pas être retirés. *A contrario*, lorsqu'un siphon est utilisé dans les toilettes à chasse manuelle ou mécanique, il est beaucoup plus difficile d'y faire passer des objets encombrants, de sorte que les boues de vidange qui en résultent en sont souvent exemptes. Il est toutefois possible que ces boues contiennent des sacs en plastique et d'autres déchets. L'élimination d'éléments volumineux est cruciale, sous peine de boucher les conduites et de perturber les processus de traitement. Des particules solides plus petites n'altèrent pas forcément les procédés non-mécanisés, mais elles nuisent aux performances de certains procédés

mécanisés. Pris dans leur ensemble, tous ces aspects permettent de formuler les recommandations suivantes :

- Pour toutes les stations de traitement, il est nécessaire de mettre en place des dégrilleurs grossiers pour éliminer les chiffons et les débris solides de la charge des matières à traiter ;
- Il est parfois utile de prévoir des râteliers pour recueillir les chiffons et les plus gros détritrus lorsque les boues de vidange proviennent de toilettes à chute directe dans la fosse. Ces râteliers doivent être installés en amont des dégrilleurs ;
- Un dégrillage fin peut s'avérer nécessaire lorsque les procédés de traitement comportent des équipements mécaniques susceptibles d'être endommagés par des matériaux solides passant à travers un dégrilleur grossier. Les dégrilleurs fins peuvent être disposés après les dégrilleurs grossiers, mais, dans certains cas, les dégrilleurs fins mécaniques sont situés de façon à recevoir l'affluent directement des camions de vidange.

Lorsqu'il est prévu de valoriser les biosolides, le dégrillage permet également d'en améliorer la qualité en retirant les éléments non-organiques du flux des déchets.

Dégrillage grossier

Le dégrillage peut être réalisé à l'aide de dégrilleurs manuels, de dégrilleurs horizontaux et de divers types de dégrilleurs mécaniques, dont certains retiennent également le sable. En raison de leur simplicité, de leur robustesse et de leur coût relativement faible, les dégrilleurs manuels sont en général les plus adaptés aux petites stations de traitement desservant les villes petites et moyennes, d'environ 400 000 habitants. Pour les installations plus grandes, les dégrilleurs mécaniques sont plus appropriés. Cependant, il est toujours préférable d'évaluer les besoins et les coûts d'exploitation et d'entretien avant d'opter pour une solution mécanique. Un dispositif de dérivation manuel doit toujours être installé pour les dégrilleurs mécaniques. Les principes de conception de base sont les mêmes pour les dégrilleurs manuels et mécaniques.

Dégrilleurs manuels. Pour faciliter le nettoyage, ce type de dégrilleur doit prendre la forme de barres parallèles plutôt que d'une grille. L'écartement des barreaux doit être supérieur ou égal à 25 mm et se situe en règle générale entre 40 et 50 mm. La figure 6.5 donne un exemple de dégrilleur manuel bien conçu dans une fosse de dépotage en béton ou en briques. Ce dispositif peut être intégré à une unité de dépotage similaire à celle qui figure sur la photo 6.2, ce qui limite toutefois les possibilités d'atténuation du débit.

Dégrilleurs mécaniques. Il s'agit d'une solution adaptée aux grandes stations de traitement, où l'utilisation de dégrilleurs manuels nécessiterait une main-d'œuvre importante. Les dégrilleurs mécaniques sont plus coûteux que les dégrilleurs

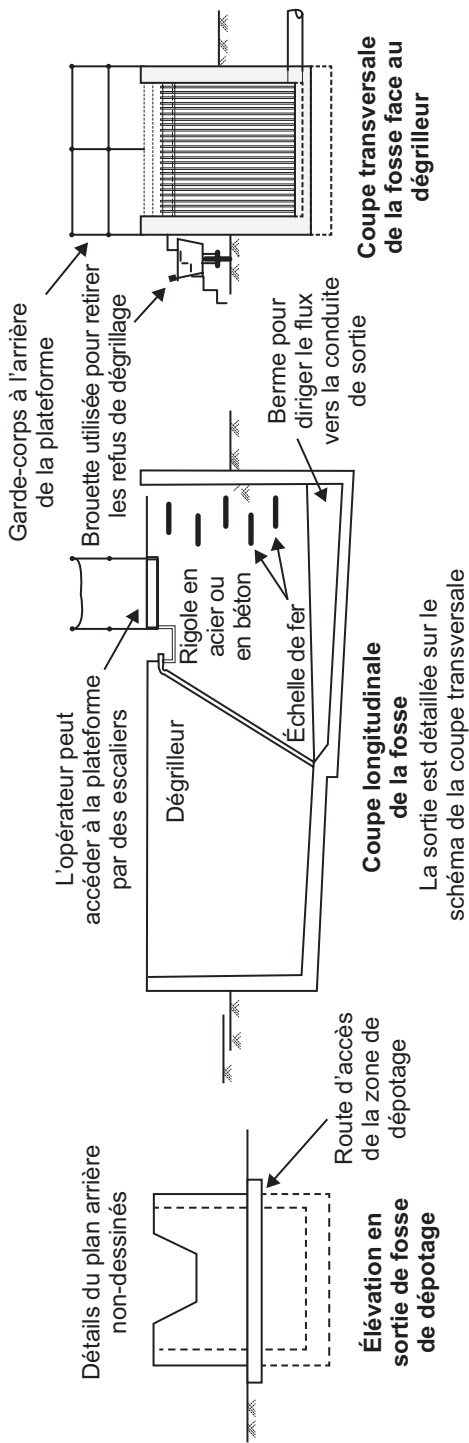


Figure 6.5 Plan type d'un dispositif de dégrillage à nettoyage manuel



Photo 6.6 Dégrilleur incurvé muni d'un mécanisme de raclage rotatif

manuels et posent des difficultés opérationnelles. Leur consommation d'énergie est faible, mais ils ne peuvent pas fonctionner si la source d'alimentation n'est pas fiable. Leur performance dépend également de l'existence de systèmes de maintenance adéquats et de chaînes d'approvisionnement fiables pour les pièces de rechange. Il est recommandé de toujours installer un canal de dérivation équipé d'un dégrilleur manuel pour faire face à l'occurrence de panne dans le dégrilleur mécanique.

La photo 6.6 montre un dégrilleur mécanique dans une station d'épuration à Chandigarh, en Inde. Le dégrilleur est incurvé et équipé d'un râteau rotatif alimenté par un petit moteur. Le râteau remonte les débris piégés et les dépose dans un bac situé dans la partie supérieure. Le mécanisme est simple et le risque principal de dysfonctionnement est la panne du système d'entraînement entre le moteur et le râteau rotatif.

Réflexions sur le fonctionnement et la conception des dégrilleurs. Il faut notamment tenir compte d'éléments clefs lors de la conception et bon nombre sont illustrés à la figure 6.5 :

- *Il faut prévoir d'installer au moins deux dispositifs de dégrillage en parallèle.* Cela permet à la station de continuer à fonctionner lors de la mise hors service d'un des dispositifs pour réparation ou entretien ;
- *Pour éviter la formation de mares de boues stagnantes, le fond du dispositif de dégrillage doit être incliné longitudinalement vers la sortie.* Par ailleurs, il est nécessaire de prévoir des bancs pour éviter la formation de flaques dans les coins de la fosse de dégrillage ;
- *Les barres du dégrilleur doivent s'étendre de haut en bas sur toute la hauteur de la fosse,* avec des ouvertures sur toute la profondeur du dégrilleur ;
- *Les dégrilleurs ne doivent jamais être totalement verticaux,* car cela rend le nettoyage très difficile. Crites et Tchobanoglous (1998) recommandent une pente de 45 à 60° par rapport à l'horizontale. Toutefois, ce critère est adapté aux dégrilleurs placés à l'entrée des stations d'épuration qui sont souvent profondes en raison des dimensions de l'égout d'arrivée. Ce critère ne s'applique donc pas aux stations de traitement des boues, car le dépotage des camions a lieu dans une fosse au niveau du sol ou au-dessus, ce qui permet d'utiliser des dégrilleurs à pente plus faible ;
- *Les dégrilleurs sont soumis à un environnement corrosif.* Les matériaux résistants à la corrosion, comme la fonte et l'acier inoxydable, sont coûteux. Pour minimiser la corrosion, la méthode la plus rentable consiste à utiliser de l'acier enduit d'une peinture ou d'un revêtement approprié, éventuellement à base de goudron ou d'époxy ;
- *Réduire légèrement la taille des barres du dégrilleur vers l'intérieur, de l'avant vers l'arrière,* diminue le risque de blocage des détritres entre les barres ;
- *Les barres des dégrilleurs manuels doivent être repliées vers le haut,* comme cela est illustré à la figure 6.5. Cela permettra de racler les détritres dans une rigole où ils pourront être ramassés ou balayés et déposés dans une brouette ou un bac portatif. Pour cela, la fosse de dégrillage doit être surélevée par rapport au niveau du sol. De petits trous dans le fond de la rigole permettent à l'excès d'eau de rejoindre le processus de traitement ;
- *La brouette ou le bac portatif est utilisé pour transporter les refus de dégrillage vers un lieu où ils peuvent être traités et éliminés avec les déchets solides.* Il faut prendre en compte que ces bacs et ces brouettes sont lourds lorsqu'ils sont remplis des refus de dégrillage, c'est pourquoi il est nécessaire que la voie d'accès entre le dispositif de dégrillage et le site de traitement des déchets soit dégagée et asphaltée pour faciliter leur circulation ;
- *Une plateforme doit être prévue derrière le dégrilleur* pour permettre à l'opérateur de se déplacer facilement pour procéder au nettoyage. Il s'agit d'une caractéristique importante, mais souvent négligée lors de la conception. La figure 6.5 comporte une plateforme derrière le dégrilleur, accessible par des marches et avec des garde-corps à l'arrière

et sur les côtés. Les garde-corps sont remplacés par une chaîne amovible. Les chaînes peuvent également être installées à l'avant de la plateforme, juste au-dessus des dégrilleurs ;

- *Les opérateurs devront avoir accès à la fosse pour dégager les détritux et les colmatages.* Lorsque la fosse est profonde, il est possible d'installer des marchepieds en fer (comme on le voit sur la figure 6.5), une échelle ou des escaliers entre le déversoir et le fond de la fosse ;
- Il est conseillé de prévoir *une prise d'eau et un raccord de tuyau d'arrosage à proximité du dégrilleur* pour permettre le nettoyage des barres et du fond de la fosse une fois la journée de travail achevée.

Critères de conception des dégrilleurs. Les calculs de conception du dégrilleur sont basés sur le débit de pointe généré lors du dépotage, modifié si nécessaire pour tenir compte de tout dispositif préalable d'atténuation du débit. Comme indiqué précédemment, le débit de pointe d'un seul camion de vidange peut être mesuré directement ou calculé théoriquement. Lorsque la zone de réception peut accueillir deux camions ou plus, les calculs de conception doivent prendre en compte le nombre maximum de camions qui peuvent dépoter de façon simultanée.

Les paramètres de conception des dégrilleurs grossiers sont notamment la vitesse d'approche, la largeur, la profondeur et l'écartement des barreaux, l'angle du dégrilleur par rapport à l'horizontale et la perte de charge admissible lors du passage à travers les barreaux. Le tableau 6.1 indique les valeurs recommandées pour ces paramètres. Ces recommandations s'appliquent aux dégrilleurs grossiers protégeant les unités de traitement en station d'épuration.

Les recommandations relatives à la vitesse d'approche préconisent un débit raisonnablement constant dans le canal d'amenée du dégrilleur. Cette hypothèse ne s'applique pas à la situation qui prévaut généralement dans les stations de traitement des boues, où les matières à traiter sont déversées dans le système immédiatement avant le dégrilleur, avec des débits hautement variables.

Étant donné que la largeur totale des ouvertures dans le dégrilleur est inférieure à celle de la fosse dans laquelle se trouve le dispositif, la vitesse de passage entre les barreaux doit être supérieure à la vitesse d'approche. Cela signifie que la vitesse d'écoulement à travers les barreaux est supérieure

Tableau 6.1 Paramètres de conception des dégrilleurs grossiers

Élément	Unité	Nettoyage manuel	Nettoyage mécanique
Largeur des barreaux	mm	5 à 15	5 à 15
Profondeur des barreaux	mm	25 à 40	25 à 40
Écartement entre les barreaux	mm	25 à 50	15 à 75
Angle par rapport à l'horizontale	degrés	45 à 60	60 à 90
Vitesse d'approche	m/s	0,3 à 0,6	0,6 à 1
Perte de charge admissible	mm	150	150

Source : Crites et Tchobanoglous (1998)

à la vitesse d'écoulement en amont. La conservation de l'énergie exige qu'il y ait une baisse du niveau supérieur du liquide à travers les barreaux. Les pertes de charge se produisent à l'entrée et à la sortie du dégrilleur. Les textes de référence, tels que Metcalf et Eddy, représentent la perte de charge à travers le dégrilleur par l'équation :

$$H = \frac{1}{0,7} \left(\frac{v_b^2 - v_a^2}{2g} \right)$$

Avec : H = la perte de charge (m) ;

v_b = la vitesse de passage à travers les barreaux (m/s) ;

v_a = la vitesse d'approche (m/s) ;

g = la constante gravitationnelle (9,81 m/s²).

0,7 est un coefficient empirique qui tient compte des turbulences et des courants tourbillonnaires dans un dégrilleur propre. Le coefficient standard pour un dégrilleur partiellement colmaté est de 0,6 (Crites et Tchobanoglous, 1998 ; Metcalf et Eddy, 2003).

En pratique, cette équation n'est pas déterminée car la relation entre v_a et v_b dépend de la perte de charge à travers les barreaux. La situation est encore compliquée en raison de la nature intermittente et variable des dépotages. Lorsqu'un camion commence à dépoter, le niveau de liquide en amont du dégrilleur monte jusqu'à ce qu'un niveau d'équilibre soit atteint ; niveau auquel le débit à travers le dégrilleur est égal au débit de dépotage. Le niveau commence alors à baisser à mesure que le débit de dépotage diminue. Le niveau d'équilibre peut être influencé par les conditions en aval. Le colmatage du dégrilleur a pour effet de réduire la surface disponible permettant au flux de passer à travers les barreaux et donc d'augmenter la perte de charge sur l'ensemble du dégrilleur.

Étant donné les débits de dépotage relativement faibles dans la plupart des stations de traitement, il suffit normalement d'utiliser les paramètres suivants pour dimensionner les fosses de dégrillage :

- Largeur : minimum 300 mm, de préférence 450 mm pour faciliter l'accès ;
- Profondeur : minimum 500 mm, de préférence 750 mm ;
- Pente au sol : 1 sur 80 (1,25 %).

Ces paramètres peuvent provoquer des vitesses de passage entre les barreaux plus élevées que celles qui sont préconisées par les textes de référence. La façon la plus simple de réduire la vitesse d'écoulement est de réduire la pente du sol, mais une pente d'au moins 1 sur 80 est souhaitable pour permettre aux éventuels sédiments d'être propulsés à travers les barreaux hors de la fosse de dégrillage.

La perte de charge maximale admissible à travers les barreaux indiquée dans le tableau 6.1 est de 150 mm, ce qui est une valeur prudente. D'autres textes permettent une perte de charge plus importante. Par exemple, Escritt (1972) suggère qu'un différentiel maximal de 750 mm est acceptable. Quoi qu'il en soit, les procédures d'exploitation standards doivent insister sur la nécessité d'un nettoyage régulier des dégrilleurs. Pour approfondir la question des dégrilleurs et des dessableurs, voir US EPA (1999).

Dégrilleurs fins

Des dégrilleurs fins sont actuellement couramment utilisés pour filtrer l'affluent des stations d'épuration municipales et il existe également des exemples de leur utilisation pour filtrer les boues de vidange liquides. Ils éliminent une plus grande proportion de particules solides que les dégrilleurs grossiers et bon nombre d'entre eux retiennent également le sable. Cette section présente les types de dégrilleurs fins qui sont déjà utilisés dans les stations de traitement en Asie de l'Est. Elle se penche d'abord sur les dégrilleurs horizontaux qui ont l'avantage de ne pas comporter de composants mécaniques, puis décrit les dégrilleurs mécaniques qui ont été installés dans les usines de traitement des boues en Indonésie et aux Philippines.

Dégrilleurs horizontaux. Ils sont conçus pour permettre à l'eau de s'écouler à travers le tamis, tandis que les particules solides glissent vers le bas de la grille, d'où elles peuvent être retirées manuellement. Les dégrilleurs horizontaux sont simples, sans pièces mobiles, et sont parfois utilisés à la place des dégrilleurs grossiers. Ils sont habituellement fabriqués en acier inoxydable avec un tamis en fil de fer cunéiforme, ce qui donne une ouverture de maille beaucoup plus fine que les tamis grossiers. La finesse du maillage permet au tamis de retirer des quantités importantes de sable et de gravier en plus des particules de plus grande taille. La photo 6.7 montre un dégrilleur horizontal à la station de traitement des boues de Pula Gebang à Jakarta.

Les dégrilleurs horizontaux nécessitent une pression beaucoup plus importante que les dégrilleurs à barreaux conventionnels. Il faut donc mettre



Photo 6.7 Dégrilleur fin horizontal de la station de traitement des boues de Pula Gebang

en place un système de pompage, à moins que la station ne soit située sur un site ayant une pente suffisante. Le fonctionnement du dégrilleur de Pula Gebang met en évidence un autre problème. Une partie des boues s'écoule vers le bas, au lieu de traverser le tamis, et rejoint donc le flux des matières qui sont déjà nettoyées. Cela aurait pu être évité en dirigeant ce flux en amont du dégrilleur, mais cela exigeait alors un pompage, qui augmentait la complexité et le coût du système. Dans la plupart des cas, un simple dégrilleur vertical ou incliné et manuel est préférable à un dégrilleur fin.

Dégrilleurs fins mécaniques. Dans les usines de traitement des eaux usées de Duri Kosambi et de Pula Gebang à Jakarta, le dégrillage est fait au moyen des unités Huber ROTAMAT® Ro3.3, qui sont conçues pour traiter les boues de vidange liquides. D'autres fabricants proposent des équipements similaires. Dans les installations de Jakarta, chaque unité comprend une presse de dégrillage intégrée et un dessableur non-aéré avec un classificateur à sable. L'intégration de ces composants au sein d'une seule unité réduit l'encombrement nécessaire tandis que la nature fermée de l'unité permet de minimiser les problèmes d'odeurs. Les deux rallonges tubulaires inclinées renferment des vis rotatives qui soulèvent les matières solides tout en permettant au liquide de retomber dans la section horizontale fermée de l'unité de dégrillage. Le jeu sur la première vis est légèrement plus grand, ce qui permet aux particules granulométriques de retomber dans la fraction liquide tout en retenant les plus gros détrit. Les espaces sur la seconde vis sont plus petits et permettent de soulever et retenir le sable. Les refus de dégrillage et le sable ressortent au sommet des tubes à vis et tombent dans les deux bacs à ordures placés comme indiqué sur la photo 6.8. Comme le montre également cette photo, dans la station de traitement de Jakarta, les boues sont acheminées vers le dispositif de dégrillage via des conduites raccordées aux tuyaux de vidange des camions par un système de bride rapide.

En raison de leur complexité relative et de la nécessité d'une chaîne d'approvisionnement fiable pour les pièces de rechange, les dégrilleurs fins mécaniques ne devraient être préconisés que lorsqu'il faut protéger les équipements mécaniques fragiles en aval.

Réflexions sur le fonctionnement et la conception des dégrilleurs mécaniques. La plupart des points déjà soulevés concernant les exigences de fonctionnement et de conception des dégrilleurs manuels s'appliquent également aux dégrilleurs mécaniques. Toutefois, ces derniers sont plus susceptibles de tomber en panne car ils comportent des pièces mobiles, dont certaines sont en contact avec un milieu corrosif. Les dégrilleurs mécaniques nécessitent moins de main-d'œuvre pour leur fonctionnement quotidien, mais leur entretien et leur réparation requièrent l'intervention de mécaniciens qualifiés. Ils sont tributaires de systèmes d'approvisionnement fiables pour les pièces détachées, qui dépendent à leur tour de la mise en place de systèmes budgétaires et d'achats satisfaisants. Les coûts et les difficultés d'approvisionnement sont plus importants si les pièces de rechange ne sont disponibles qu'auprès de fournisseurs étrangers.



Photo 6.8 Unité combinée de dégrillage et de dessablage à Jakarta

Comme tout autre équipement de ce type, les dégrilleurs mécaniques exigent que l'alimentation électrique soit fiable. Un approvisionnement constant en eau est également nécessaire, avec une capacité de distribution haute pression pour nettoyer les installations. Les spécifications exactes doivent être vérifiées auprès du fabricant, mais la pression requise est généralement d'environ 4 bars (400 kPa). Lorsque la pression dans le réseau public de distribution d'eau est faible, il est nécessaire soit d'installer un surpresseur, soit de faire un forage pour alimenter la station.

La plupart des dégrilleurs mécaniques sont conçus pour être utilisés avec les eaux usées. Lorsque l'on envisage de les utiliser pour le prétraitement des boues de vidange, il est important de s'assurer que le dégrilleur peut résister à des charges élevées de particules solides. Une forte concentration en huiles et en graisses peut également poser problème si les boues de vidange proviennent de restaurants ou de cuisines. Il faut donc tout d'abord obtenir des informations sur les caractéristiques types des matières de vidange et discuter avec les fabricants des possibilités de modifications des dégrilleurs pour faire face aux teneurs élevées en particules solides et/ou en huiles et en graisses. Entre autres possibilités, mentionnons l'utilisation d'eau de lavage chaude pour éliminer les huiles et les graisses, des cycles plus courts pour éviter la formation de boues plus solides et la modification des canaux d'amenée ou le renforcement du système de protection des parties inférieures des barreaux pour mieux résister aux impacts des éléments les plus gros.

Refus de dégrillage

La question de la destination finale des refus de dégrillage doit être étudiée dès l'étape de la planification. Lorsqu'un centre d'enfouissement technique adéquat est disponible à proximité de la station de traitement, la meilleure solution est de stocker temporairement les déchets sur place, puis de les transporter vers le centre d'enfouissement. Cette situation étant assez rare, il faut souvent prévoir d'autres dispositions pour la gestion des refus de dégrillage. Une solution consiste à aménager une zone pour entreposer ces déchets à l'intérieur de la station de traitement. Cette zone doit être dotée d'un liner étanche ainsi que d'un système de drainage et d'élimination des lixiviats. Elle doit également être protégée contre le ruissellement des eaux de pluie de la même manière qu'un centre d'enfouissement des déchets ménagers. La difficulté principale réside dans la récupération et le traitement des lixiviats. Une des solutions consiste à surélever suffisamment le site de stockage des déchets pour permettre aux lixiviats de s'écouler vers les installations de traitement des liquides de la station. Si cela n'est pas possible, un traitement séparé des lixiviats sera nécessaire, par exemple dans une succession de petits étangs.

Les fabricants de dégrilleurs proposent aussi des équipements permettant de compacter et de laver les refus de dégrillage, mais ceux-ci sont généralement adaptés aux stations d'épuration et de traitement des boues de grande taille. Bien qu'il y ait peu d'exemples de lavage manuel des refus de dégrillage, on conçoit qu'il est difficile de rincer toutes les matières fécales des matériaux mous comme les chiffons. Il est vraisemblablement plus important de s'assurer que les refus de dégrillage soient secs avant de les enfouir (voir Thompson, 2012, pour la synthèse des normes britanniques). La façon la plus simple de les faire sécher consiste à les stocker à l'abri pendant plusieurs semaines.

Il existe un risque d'exposition aux agents pathogènes pour les opérateurs qui manipulent des refus de dégrillage, en particulier lorsque ceux-ci incluent certains objets comme les couches de bébé. Les dégrilleurs doivent être conçus pour réduire au maximum la nécessité d'un contact direct de l'opérateur avec les déchets, mais il est difficile d'éviter tout contact. Dans cette optique, il faut inciter les opérateurs à porter des gants et des vêtements de protection lorsqu'ils manipulent les refus de dégrillage. Dans certains pays, la réglementation impose aux opérateurs transportant des refus de dégrillage vers un centre d'enfouissement technique d'avoir un permis spécial. Ceci permet d'améliorer les conditions de sécurité pour les opérateurs et le grand public, mais peut mener à une augmentation des coûts. Il est donc recommandé de réfléchir à l'introduction d'un système d'autorisation pour les opérateurs qui transportent des refus de dégrillage et d'autres matières potentiellement dangereuses vers les centres d'enfouissement. Bien entendu, de tels systèmes ne sont efficaces que s'ils peuvent être appliqués.

Dessablage

Les boues de vidange peuvent contenir de fortes concentrations en graviers et en sable, en particulier lorsqu'elles proviennent de fosses non-maçonnées. Cette forte teneur en sable accélère la vitesse de sédimentation des boues dans les réservoirs, les étangs, les canalisations et les canaux, et peut aussi endommager les équipements mécaniques. On peut faire face à cette situation de deux façons :

- Admettre une augmentation du taux de sédimentation des boues si l'on ne procède pas au dessablage ;
- Introduire un dispositif de dessablage lors du prétraitement.

En raison de la forte variabilité de la charge de matières en station de traitement des boues, le dessablage n'est pas une tâche simple. Par conséquent, comme nous l'avons déjà indiqué au chapitre 4, il est souvent préférable d'accepter un taux plus élevé de sédimentation des boues et de ne pas prévoir d'unité de dessablage. Cette solution est particulièrement appropriée pour les stations de traitement petites et moyennes, qui ne disposent ni de bassins confinés ni d'équipements mécaniques et qui utilisent des procédés comme les lits de séchage, les bassins anaérobies, les bassins de décantation et d'épaississement et les épaisseurs gravitaires. Dans ce cas, le sable et les graviers sont retirés avec les autres particules solides qui décantent au fond des étangs ou des réservoirs. Pour s'assurer que le sable ne se dépose pas dans les conduites qui relient les installations de réception et de dégrillage aux unités de traitement, il est nécessaire de poser les canalisations avec une inclinaison suffisante pour obtenir un débit de lessivage d'une vitesse minimale de 1 m/s. Lorsque la topographie du site ne permet pas d'obtenir cette inclinaison, il vaut mieux mettre en place des canaux ouverts plutôt que des canalisations fermées, car ceux-ci sont plus faciles à nettoyer.

Le retrait des sables doit être envisagé dans les situations suivantes :

- Dans les stations conçues pour une charge hydraulique supérieure à environ 250 m³/jour ;
- Lorsque les unités de traitement ultérieures comprennent soit des réservoirs confinés, comme des biodigesteurs, soit des équipements mécaniques qui pourraient être affectés par la présence de sable ;
- Lorsque l'analyse de l'influent révèle une forte teneur en sable et en graviers, comme c'est parfois le cas avec les boues provenant des fosses non-maçonnées.

Il est recommandé d'évaluer la quantité de sable future lorsque l'on conçoit la station de traitement. Cette évaluation doit porter sur plusieurs échantillons composites prélevés dans des camions dont le chargement est représentatif des fosses de la zone de desserte de la station. La teneur en sable peut être estimée approximativement par décantation des échantillons dans un dispositif *ad hoc*, comme un tank Imhoff. L'expérience de la

station de traitement des boues de Kanyama à Lusaka, en Zambie, indique qu'il est parfois nécessaire de diluer et d'agiter les échantillons lorsque les boues sont particulièrement épaisses (Jeannette Laramee, Stantec, communication personnelle, novembre 2017). Les impératifs d'élimination des sables doivent être discutés avec les fabricants d'équipements mécaniques. Lorsque le dessablage est nécessaire, la solution la plus simple consiste à installer des canaux paraboliques contrôlés par des canaux Parshall. Ceux-ci sont simples et sont conçus pour maintenir une vitesse d'écoulement à peu près constante quel que soit le débit, ce qui leur permet de faire face aux variations qui se produisent lors des dépotages. Les hydrocyclones sont une autre possibilité. Les deux solutions présentées sont probablement mieux adaptées aux boues de vidange liquides qu'aux boues épaisses, mais étant donné qu'elles n'ont jamais été testées pour le dessablage des boues, elles nécessitent un examen plus approfondi. Les dessableurs carrés à flux horizontal sont couramment utilisés en stations d'épuration, mais ils ne résistent pas bien aux variations rapides de charges et sont donc peu susceptibles d'être utilisés dans les installations de traitement des boues.

Description du système

Canaux de dessablage paraboliques. De nos jours, ce dispositif est rarement utilisé dans les stations d'épuration des eaux usées parce qu'il nécessite une grande surface de terrain par rapport à d'autres technologies. Toutefois, il peut être une solution pour certaines stations de traitement des boues de vidange, en particulier dans le cas où les charges reçues sont relativement faibles. Ces canaux ne comportent aucune pièce mécanique et sont faciles à entretenir. La combinaison de la forme parabolique et du contrôle approprié du débit en aval assure une vitesse constante de l'ordre de 0,3 m/s dans le canal, vitesse nécessaire à la sédimentation du sable tout en maintenant les particules organiques en suspension quelles que soient les variations de débit. Le canal doit avoir une longueur suffisante pour permettre au sable de se déposer. Deux canaux sont normalement prévus en parallèle pour que l'opération puisse se poursuivre lors du curage du canal. Le contrôle du débit en aval est normalement assuré par un canal Parshall. La photo 6.9 montre un canal de dessablage dans une station d'épuration à Naivasha, au Kenya.

Hydrocyclones. Les hydrocyclones sont des unités cylindriques disposées autour d'un axe vertical, dans lequel l'écoulement entre tangentiellement, créant une fluence tourbillonnaire. Les particules plus légères sont poussées sur le côté du séparateur par la force centrifuge et sortent par le haut du réservoir avec l'écoulement du liquide. Les sables se déposent par gravité et sont recueillis dans une trémie au fond du réservoir, d'où ils sont retirés par une pompe à sable ou une pompe à air. Les hydrocyclones sont simples et le seul composant mécanique est la pompe qui enlève le sable décanté. Les pompes à air comprimé ont l'avantage d'être alimentées par un compresseur, une technologie courante pour laquelle des services de réparation et d'entretien



Photo 6.9 Canal de dessablage à la station d'épuration de Naivasha au Kenya

sont souvent disponibles sur place. Les hydrocyclones sont des articles exclusifs, disponibles uniquement auprès de fabricants spécialisés. La plupart n'existent que dans des dimensions supérieures à celles qui seront requises pour la majorité des stations de traitement des boues. Il faut effectuer davantage de recherches pour déterminer leur comportement face à la variabilité des flux liés au dépotage des camions de vidange. Pour toutes ces raisons, ils doivent faire l'objet d'une étude plus approfondie avant de pouvoir être recommandés pour le dessablage en station de traitement des boues. Les mêmes réserves s'appliquent aux dessableurs aérés, une autre technologie de séparation des sables couramment utilisée dans les stations d'épuration.

Réflexion sur le fonctionnement et la conception des canaux de dessablage paraboliques. Il est nécessaire de retirer fréquemment le sable décanté et de déterminer la fréquence de cette tâche de façon empirique, car elle dépend du débit et de la teneur en sable des boues. Le curage s'avère nécessaire lorsque les sables qui se sont déjà déposés dans le canal commencent à en entraver l'écoulement.

Construire une section parabolique exacte pour un canal est difficile dans la pratique, c'est pourquoi ces canaux sont en général construits avec une section transversale qui se rapproche de la section parabolique.

Paramètres et méthode de conception des canaux de dessablage paraboliques. L'écoulement peut être contrôlé à l'aide de canaux Parshall (Crites et Tchobanoglous, 1998). Le canal doit être construit en respectant des ratios spécifiques entre les différentes dimensions selon les textes de référence. S'il y a suffisamment de chute en aval du canal pour prévenir tout effet de

reflux, l'équation permettant de calculer le débit dans un canal Parshall est la suivante :

$$Q = kbh^n$$

Avec : Q = le débit (m^3/s) ;

b = la largeur de l'étranglement du canal (m) ;

h = la hauteur d'eau mesurée dans la partie amont du canal (m) ;

k = une constante, fonction de la largeur de l'étranglement ;

n = une constante, fonction de la largeur de l'étranglement et dont la valeur varie entre 1,5 et 1,6.

L'équation peut être réécrite de cette façon :

$$h = \left(\frac{Q}{kb} \right)^{\frac{1}{n}}$$

Pour plus d'informations sur les canaux de Parshall, y compris les constantes et les dimensions à utiliser pour calculer la largeur de l'étranglement, voir OpenChannelFlow¹ (non-daté).

Si l'équation est simplifiée, en supposant que la valeur de n est de 1,5, on peut montrer que la vitesse en amont du dispositif de contrôle du débit reste constante, quelle qu'en soit la profondeur, si le canal est de forme parabolique.

D'après la théorie mathématique classique, on peut démontrer que la surface d'une parabole est égale aux deux tiers de sa hauteur multipliée par sa largeur. Ainsi, la largeur du canal de dessablage parabolique requise à n'importe quelle profondeur h est donnée par l'équation :

$$l = 1,5 \left(\frac{A}{h} \right)$$

Avec : l = la largeur de l'étranglement (m) ;

A = l'aire de section transversale du débit (m^2).

Cette équation peut être réécrite de la façon suivante :

$$l = 1,5 \left(\frac{Q}{vh} \right)$$

Avec : v = la vitesse dans le canal de dessablage (m/s).

Afin de maintenir une vitesse constante de 0,3 m/s, qui est suffisante pour que les particules organiques solides restent en suspension pendant que les sables décantent, l'équation peut alors devenir :

$$l = 5 \left(\frac{Q}{kb} \right)$$

Pour une largeur d'étranglement donnée, ces équations peuvent être utilisées pour calculer la largeur nécessaire du canal de dessablage en fonction

1 Et voir ce document pour une référence en français : <http://collections.banq.qc.ca/ark:/52327/bs1563464> p. 45 à 65.

Tableau 6.2 Dimensions des canaux pour des largeurs d'étranglement de 152 mm et 228 mm pour les canaux Parshall

Débit (l/s)	152 mm largeur d'étranglement $k = 2,06 ; n = 1,58$		152 mm largeur d'étranglement $k = 3,07 ; n = 1,53$	
	Profondeur d'écoulement (mm)	Largeur en surface (mm)	Profondeur d'écoulement (mm)	Largeur en surface (mm)
10	113	442	62	803
20	175	570	98	1 021
30	227	662	128	1 175
50	313	798	178	1 403

des débits et des profondeurs estimés. Tout d'abord, pour calculer la profondeur au débit maximal, on utilise l'équation suivante :

$$h = \left(\frac{Q}{kb} \right)^{\frac{1}{n}}$$

Le tableau 6.2 donne les dimensions requises pour les canaux de dessablage contrôlés avec des étranglements de 152 mm (6") et 228 mm (9"). Les valeurs de k et n utilisées pour le calcul des profondeurs d'écoulement sont tirées de textes de référence et sont indiquées dans le tableau.

Les chiffres du tableau 6.2, combinés aux débits calculés de la figure 6.3, suggèrent qu'il faudra concevoir un canal Parshall avec un étranglement de 228 mm pour des camions de vidange dont le tuyau d'évacuation a un diamètre de 100 mm et lorsque l'atténuation du débit est limitée. Le canal de dessablement doit avoir une longueur suffisante pour permettre au sable de se déposer.

La longueur du canal requise (L_{canal}) peut être calculée à l'aide de l'équation :

$$L_{canal} = z \left(\frac{v_h}{v_s} \right)$$

Avec : z = la profondeur d'écoulement (m) ;

v_h = la vitesse d'écoulement horizontale (m/s) ;

v_s = la vitesse de sédimentation (m/s).

Le défi, lorsque l'on applique cette équation, est de déterminer une vitesse de sédimentation appropriée. Il est communément admis que les canaux de dessablement doivent être conçus pour décanter les particules de 0,2 mm de diamètre et plus. En utilisant la loi de Stokes et en supposant une densité de particules de 2,65, une vitesse de sédimentation de 0,3 m/s ainsi qu'une vitesse horizontale de 0,016 m/s (US EPA 1995, pages 52 à 55), la longueur de canal requise est alors de 18,75z. Ceci est généralement arrondi à 20z. La longueur doit être augmentée d'environ 50 % pour tenir compte des turbulences en fin de parcours et de la possibilité que certaines particules de sable aient des vitesses de sédimentation inférieures à 0,016 m/s. Cependant, il faut veiller à ne pas trop rallonger la longueur du canal afin d'éviter la sédimentation non-désirée d'autres particules solides.

Déshuilage et dégraissage

Les huiles et les graisses sont présentes dans les boues de vidange à des degrés divers selon la source. Elles peuvent se déposer sur les dégrilleurs et recouvrir l'intérieur des canalisations, ce qui augmente le risque de colmatage. Laver les dégrilleurs avec une eau chauffée à au moins 60 °C est une bonne solution pour en retirer les huiles et les graisses. Il est recommandé de prévoir une alimentation en eau chaude dans les stations de traitement de grande taille. En effet, selon le rapport de Brown et Caldwell (non-daté), des températures supérieures à 140 °F (60 °C) permettent de dissoudre les graisses. Cependant, les principaux problèmes se produiront probablement plus tard dans le processus de traitement. En raison de leur densité, les huiles et les graisses ont tendance à flotter à la surface des boues et à former une couche d'écume avec d'autres matières flottantes. Celle-ci peut perturber l'activité microbiologique dans les processus de traitement biologique aérobie, réduire l'évaporation et empêcher la percolation dans les lits de séchage. L'importance de l'élimination des huiles et des graisses dépend de leur quantité dans les matières de vidange entrantes et de leur effet potentiel sur les procédés de traitement en aval.

Idéalement, on pourrait réduire les désagréments liés aux huiles et aux graisses en station de traitement en réglant le problème à la source par l'installation de bacs à graisse au niveau des habitations, des restaurants et en particulier des fast-foods. En outre, comme nous l'avons déjà indiqué dans l'introduction, il peut être approprié de prévoir une filière séparée pour les matières dont la teneur en huiles et en graisses est élevée, à savoir une zone de réception et un dispositif de déshuilage avant tout traitement ultérieur.

Le déshuilage en station de traitement des boues consiste à faire flotter les huiles et les graisses pour qu'elles s'accumulent à la surface des boues afin de pouvoir les retirer. La solution la plus simple revient à installer un bac ou un étang avec un écumeur ou une chicane proche de la sortie pour éviter le rejet des matières flottantes. Lorsque la première unité de traitement après le dégrillage est constituée d'un étang ou d'un réservoir ouvert, il y a lieu de prévoir dès la conception un dispositif de rétention des écumes. Lorsque la première unité de traitement après dégrillage est un lit de séchage ou une unité confinée comme un biodigesteur, tout problème causé par les huiles et les graisses peut être minimisé en installant un réservoir muni d'écumeurs après le dégrilleur. Le compartiment « décanteur » d'un réacteur anaérobie à chicanes (RAC) remplit ce rôle. La difficulté de cette solution est d'éliminer périodiquement les écumes. Le chapitre 7 contient de plus amples informations à ce sujet.

Stabilisation

Les boues provenant des fosses septiques et des fosses non-étanches de toilettes à eau ont en principe un potentiel de digestion assez restreint. *A contrario*, les matières prélevées dans les toilettes portatives (avec réservoir amovible), les fosses d'aisance et les fosses des toilettes publiques fréquemment

vidangées sont souvent mal stabilisées, ce qui a pour conséquence le développement de mauvaises odeurs et une faible capacité de décantation. Il est donc souhaitable de stabiliser ces matières afin d'en réduire les odeurs, de contrôler les vecteurs, d'améliorer la capacité de décantation et de réduire les désagréments associés à la manipulation des boues fraîches dans les procédés de traitement ultérieurs. La stabilisation est particulièrement recherchée dans les cas où la station de traitement des boues est située à proximité d'habitations ou si les processus de traitement en aval nécessitent une manutention importante de la part des opérateurs. Il existe plusieurs méthodes de stabilisation, à savoir la stabilisation à la chaux, la digestion aérobie et la digestion anaérobie.

Stabilisation à la chaux

La stabilisation à la chaux consiste à ajouter aux boues de vidange de la chaux hydratée, Ca(OH)_2 , aussi appelée « hydroxyde de calcium » ou « chaux éteinte ». Ceci provoque une augmentation du pH des boues qui permet de détruire les agents pathogènes. Le chapitre 10 se penche sur les propriétés de la chaux. Dans le présent chapitre, l'accent est mis sur ses propriétés de stabilisation des boues, d'amélioration de la décantation et de réduction des odeurs. Des recherches menées aux États-Unis dans les années 1970 ont établi que l'ajout de chaux n'augmentait pas considérablement la capacité de sédimentation des boues peu décantables. Les travaux se sont ensuite concentrés sur le mélange de la chaux et des boues avant le processus de déshydratation sur des lits de séchage à sable (Feige *et al.*, 1975). Le mélange a été réalisé en insufflant de l'air et de la chaux dans les boues. Avec le dosage à la chaux, des concentrations de matières solides de l'ordre 20 à 25 % ont été atteintes en moins d'une semaine. Ces travaux ont également montré que le coût récurrent du traitement à la chaux était plus élevé que le coût d'immobilisation de ces infrastructures de traitement à la chaux.

Des études plus récentes sur le rôle potentiel de l'ajout de chaux pour stabiliser les boues contenant plus de 11 % de matières sèches ont révélé que la stabilisation n'a pas eu lieu dans les 24 heures avec des doses de chaux capables de produire un pH de 12. La réduction des matières volatiles au cours d'une période de stabilisation à la chaux de 24 heures a été minime (Anderson, 2014).

L'ensemble de ces résultats mettent en doute la pertinence de la stabilisation à la chaux pour le traitement préliminaire des boues fécales mal stabilisées. D'autres recherches sont nécessaires pour en déterminer les effets et la viabilité. C'est pourquoi le présent ouvrage ne propose pas son utilisation à l'étape du traitement préliminaire. Pour plus d'informations sur les aspects pratiques de la stabilisation à la chaux à petite échelle dans les pays à faible revenu, voir USAID (2015).

Digestion aérobie

Il est difficile d'utiliser les processus de digestion aérobie pour le prétraitement des boues dans les pays à faible revenu, car cette technologie requiert des

besoins énergétiques et donc des coûts de fonctionnement élevés, ainsi qu'une alimentation en énergie constante. Par ailleurs, la circulation de l'air dans les boues est entravée par la présence d'éléments solides et est subordonnée à un brassage suffisant (Henkel, 2010). Pour ces raisons, cet ouvrage ne traite pas de la digestion aérobie.

Digestion anaérobie

Au cours de la digestion anaérobie, les micro-organismes décomposent les matières organiques et les transforment en biogaz, principalement composé de méthane et de dioxyde de carbone. Selon la technologie utilisée pour ce procédé, le biogaz peut être récupéré et réutilisé comme combustible. Dans les pays industrialisés, des digesteurs anaérobies de grande capacité sont couramment utilisés dans les stations d'épuration centralisées pour stabiliser les matières solides. Ces systèmes nécessitent un brassage mécanique, un chauffage externe pour maintenir les températures requises et des réservoirs de grande capacité pour assurer un temps de rétention suffisant à l'inactivation des agents pathogènes. En raison de leur complexité et de leurs coûts d'investissement et d'exploitation élevés, les digesteurs de grande taille ne sont pas une bonne solution pour le traitement des boues de vidange dans les pays à faible revenu et ne sont pas étudiés dans cet ouvrage. En revanche, des biodigesteurs de petite capacité sont utilisés pour le traitement des boues de vidange dans les pays à faible revenu et sont étudiés ci-après.

Biodigesteurs de petite capacité

Description du système. Les biodigesteurs sont utilisés pour le traitement des boues de vidange dans plusieurs pays. Il existe deux modèles de base : les biodigesteurs à dôme fixe et les digesteurs tubulaires. Parce que les biodigesteurs sont simples et ne nécessitent pas d'énergie, ils peuvent être utilisés dans des situations où l'alimentation électrique n'est pas constante et où la capacité opérationnelle est limitée. Ils conviennent très bien au traitement des boues épaisses dont la teneur en matières sèches (MS) est supérieure à 4 % et dont la teneur en matières volatiles en suspension (MVS) est supérieure à 50 %. Pour les boues à faible teneur en matières sèches, une étape de séparation solide-liquide préalable est en théorie utile pour réduire au minimum le volume du digesteur tout en maintenant un temps de rétention approprié. Cependant, les boues de fosses septiques et les boues qui ont passé une longue période dans les fosses sont en général bien stabilisées et n'ont pas besoin de l'être davantage. Les biodigesteurs ont de nombreux avantages comme la stabilisation partielle des matières volatiles, l'homogénéisation et l'accroissement de la capacité de déshydratation des boues. Ils peuvent également contribuer dans une certaine mesure à la réduction du volume de solides. La récupération du biogaz est un autre avantage potentiel, bien que la production en soit limitée lorsque les matières ont déjà subi une digestion dans les fosses. Vögeli *et al.*

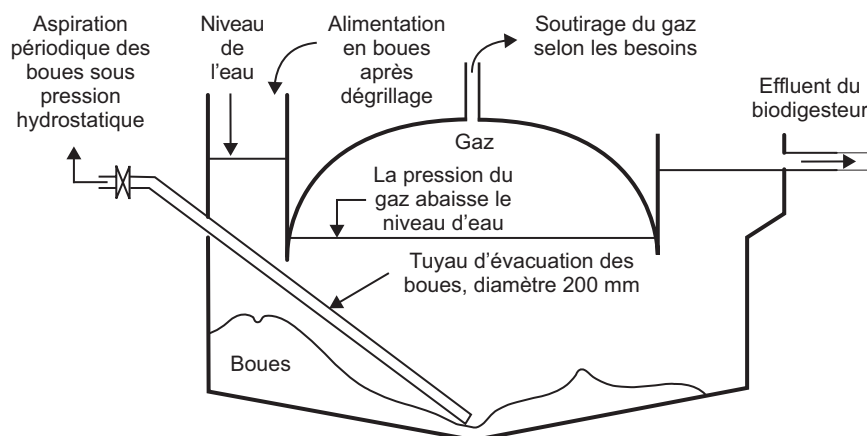


Figure 6.6 Coupe d'un digesteur à dôme fixe

(2014) proposent une bonne introduction générale à la digestion anaérobie à petite échelle.

Digesteur à dôme fixe. Les digesteurs à dôme fixe de petite capacité sont généralement construits en béton, en brique et en plâtre de ciment pour créer un dôme étanche aux gaz. Les volumes se situent habituellement entre 6 et 100 m³, mais il existe des systèmes allant jusqu'à 200 m³ (BORDA, communication personnelle, novembre 2017). Historiquement, les digesteurs à dôme fixe ont surtout été utilisés pour le traitement des fumiers et la production d'énergie au niveau domestique. La figure 6.6 est une coupe transversale schématique d'un digesteur à dôme fixe utilisé pour le traitement des boues de vidange à Kanyama, en Zambie. Les boues de vidange provenant des fosses des toilettes sont acheminées dans la station de traitement en fûts de 60 litres. Après dégrillage, celles-ci sont introduites dans le biodigesteur par une fosse d'alimentation qui apparaît sur la gauche du schéma. Le gaz produit est recueilli par le sommet du dôme et est acheminé dans des canalisations vers la cuisine avoisinante. Le gaz exerce une pression vers le bas sur le liquide au fur et à mesure de l'augmentation de la production de gaz. Le liquide traverse le digesteur et sort par la conduite qui apparaît à droite du schéma.

Digesteur tubulaire. Un digesteur tubulaire est constitué d'un sac ou d'un tube flexible en polyéthylène dont la longueur est d'environ cinq fois sa largeur. Les volumes varient généralement entre 4 et 40 m³. Les digesteurs tubulaires ont d'abord été développés pour traiter les fumiers d'animaux. L'organisation mexicaine *Sistema Biobolsa* a mis au point des installations similaires destinées à digérer partiellement les excreta humains. Les informations présentées dans ce paragraphe s'appuient sur l'expérience de deux systèmes de digestion tubulaires développés par *Sistema Biobolsa*, le premier étant un

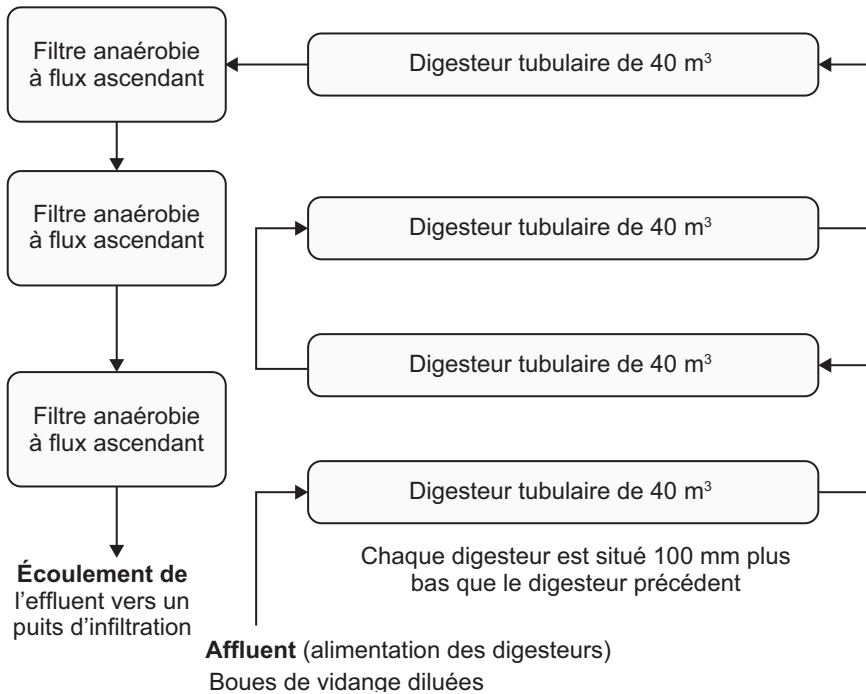


Figure 6.7 Schéma de l'unité de traitement par biodigesteurs tubulaires à Tananarive à Madagascar

système expérimental en fonctionnement à Kumasi au Ghana et le second un système installé récemment à Tananarive à Madagascar. Les boues de vidange sont déversées, après dégrillage, dans un conduit d'alimentation situé à une extrémité du tube ; sous la pression des boues entrantes, celles qui sont à l'intérieur du tube sont poussées sur toute la longueur et sont évacuées à l'autre extrémité par une conduite de sortie. En fonction des volumes de boues à traiter et de la durée de rétention souhaitée, plusieurs digesteurs tubulaires peuvent être montés en série, comme illustré à la figure 6.7, qui se base sur le modèle de quatre digesteurs tubulaires en série, installés à Tananarive.

Le biogaz s'accumule dans la partie supérieure des tubes, chacun d'entre eux étant équipé d'un tuyau à soupape pour permettre l'extraction et l'utilisation du gaz. Les tubes sont généralement placés dans une excavation peu profonde ou au niveau du sol, de sorte qu'ils sont partiellement exposés à la lumière du soleil qui est bénéfique pour leur fonctionnement. En effet, le rayonnement solaire permet d'augmenter la température à l'intérieur du tube, ce qui se traduit par une augmentation des taux de réaction et d'inactivation des agents pathogènes. Toutefois, les fluctuations diurnes de la température peuvent également avoir un effet négatif sur l'activité microbienne des méthanogènes, qui sont sensibles aux changements de



Photo 6.10 Digesteur tubulaire à Tananarive à Madagascar
Crédit photo : Georges Mikhael

température. Un autre inconvénient possible de ce dispositif est que la durée de vie, déjà relativement brève des digesteurs tubulaires, est encore plus écourtée par l'exposition aux ultraviolets.

La photo 6.10 montre l'usine de Tananarive lors de sa construction. Les tubes en polyéthylène sont situés derrière les ouvriers. Les excavations au premier plan sont remblayées avec du gravier pour former des filtres anaérobies à écoulement ascendant qui serviront de traitement secondaire. À noter que les canalisations d'interconnexion sont conçues de façon à pouvoir utiliser une sonde pour éliminer les colmatages. Le site de la station de Tananarive est situé dans une zone résidentielle. Les biodigesteurs tubulaires sont des systèmes en circuit fermé, les boues étant exposées à l'atmosphère uniquement à l'entrée et à la sortie. Ceci permet d'utiliser cette technologie aux abords des zones résidentielles, à l'inverse des procédés qui laissent une grande surface exposée à l'air libre. L'expérience acquise de l'exploitation du biodigesteur de Tananarive nous apporte un éclairage supplémentaire sur ce point.

Caractéristiques des matières à traiter et plage de performances. Les facteurs qui influent sur les performances des biodigesteurs sont notamment les suivants :

- *La teneur en matières sèches des boues entrantes.* Ceci a une influence sur la vitesse d'accumulation des boues. Les biodigesteurs non-brassés de petite taille fonctionnent selon le principe que les matières organiques restent en suspension lorsque la teneur en matières sèches est élevée. Sasse (1998) indique que pour empêcher la sédimentation des matières solides, le brassage n'est pas nécessaire lorsque la teneur en matières

sèches du matériau entrant est supérieure à 6 %, ce qui signifie que le brassage est alors indispensable lorsque cette teneur y est inférieure. Le WEF (2010) recommande une teneur en matières sèches des boues entrantes de l'ordre de 4 à 6 % pour les digesteurs de grande taille, tandis que Nelson et Lamb (2002) font état de concentrations plus élevées, de l'ordre de 3 à 10 % pour les digesteurs mixtes. Si aucun brassage externe n'est prévu, il faut prévoir une méthode performante pour retirer les matières qui se sont accumulées. Lorsque la concentration est plus élevée comme dans le cas des boues épaisses, la plupart des matières organiques demeurent en suspension. C'est l'hypothèse de fonctionnement des petits digesteurs qui traitent les effluents d'élevages. Dans ces dispositifs, on suppose que toutes les matières qui entrent dans le digesteur en ressortent, à l'exception de celles qui ont été digérées. Nelson et Lamb (2002) signalent qu'une concentration minimale de 11 à 15 % est obligatoire pour empêcher la sédimentation dans les systèmes à écoulement piston qui traitent le fumier animal. Les matières solides ne peuvent pas rester en solution et ont tendance à se déposer à des concentrations plus faibles. Cela donne à penser que les digesteurs tubulaires longs, qui fonctionnent comme des réacteurs à écoulement piston sont mieux adaptés au traitement des boues épaisses. Toutefois, des recherches plus approfondies sont nécessaires pour étayer cette hypothèse et son applicabilité pour le fonctionnement des systèmes de traitement des boues fécales d'origine humaine ;

- *Le rapport carbone/azote (C/N) des boues entrantes.* Pour obtenir des performances optimales, cette valeur doit être comprise entre 16 et 25/1 (Deublein et Steinhauser, 2011). Lorsque le rapport C/N des boues de vidange est plus faible, l'accumulation d'ammoniaque peut faire augmenter le pH du contenu du réacteur et entraîner une baisse de rendement (Verma, 2002) ;
- *Temps de séjour des boues.* Il s'agit du paramètre principal utilisé pour la conception des biodigesteurs destinés au traitement des déchets organiques épais. Pour ces déchets, la sédimentation est théoriquement minimale et le temps de séjour des boues est supposé être égal au temps de rétention hydraulique. Si le temps de séjour des boues est trop court, la méthanogenèse ne peut avoir lieu, ce qui entraîne une acidification du réacteur. Selon la quantité des déchets frais attendus à l'installation de traitement, un temps de séjour de 15 à 30 jours à une température minimale de 25 °C est en principe suffisant pour permettre à l'hydrolyse, à l'acidification des lipides et à la méthanogenèse de se produire (De Mes *et al.*, 2003). Penn State Extension (non-daté) recommande un temps de séjour de 20 jours au minimum pour obtenir une réduction efficace des odeurs ;
- *Réduction de la charge organique et de la concentration des boues.* Selon les informations recueillies, les petits digesteurs à dôme fixe utilisés comme décanteurs pour le traitement primaire des eaux usées permettent

d'abattre la demande biochimique en oxygène (DBO) de 25 à 60 % (Mang et Li, 2010). Dans le cas des boues de vidange, l'abattement est vraisemblablement beaucoup plus faible en raison de la digestion préalable relativement importante qui a lieu dans les fosses. Le potentiel de réduction de la charge organique d'un biodigester dépend donc de l'importance du niveau de digestion préalable des boues à traiter. Les quelques études disponibles font part d'abattement de la demande chimique en oxygène (DCO) de l'ordre de 20 à 40 % pour les boues de vidange (voir tableau 6.3). Le WEF (2010, figure 25.2) indique que l'on peut s'attendre à des abattements de matières volatiles de l'ordre de 50 % après 17 jours et de 55 % après 18 jours à des températures comprises respectivement entre 20 et 25 °C ;

- *Production de gaz.* Le biogaz se compose principalement de méthane (en moyenne de 55 à 70 %) et de dioxyde de carbone (en moyenne de 35 à 40 %) selon Cecchi *et al.* (2003). Le méthane peut être stocké et utilisé comme combustible. Dans le cas où le stockage n'est pas envisageable, il doit être brûlé car il s'agit d'un puissant gaz à effet de serre. La production de biogaz dépend de la quantité de matières non-digérées dans les boues de vidange à traiter. Plus précisément, la teneur en matières volatiles des boues correspond à la fraction des matières solides qui peut être transformée en biogaz. La production de biogaz à partir des boues stockées dans des latrines ou des fosses septiques est restreinte du fait que la digestion des matières organiques a déjà eu lieu. On ne peut donc envisager le recours à la biodigestion que pour les boues fraîches, qui sont à même de générer une quantité importante de biogaz. Selon une étude, la production moyenne de méthane est de 50 l/kg de matières volatiles détruites lors de la digestion pour des boues de vidange issues de fosses et de 275 l/kg pour les boues fraîches issues de toilettes portatives (Rose *et al.*, 2014). Pour les déchets de toilettes portatives, la plus grande partie de la production de méthane a lieu au cours des 10 premiers jours. D'autres études ont rapporté un rendement médian de 200 à 250 l de biogaz total/kg de DCO (cité dans Forbis-Stokes *et al.*, 2016). La production de biogaz peut être inhibée par la présence d'ammoniaque. Une étude a révélé que lorsque la teneur en azote ammoniacal total était de 3 g/l, l'impact sur la production de biogaz était faible. *A contrario*, avec des échantillons contenant 5, 8 et 10 g/l d'azote ammoniacal total, la production de biogaz diminuait respectivement de 66 %, 86 % et 90 % (Colón *et al.*, 2015). Cette brève démonstration laisse à penser que compte tenu des volumes relativement faibles de gaz engendrés, la production de biogaz ne devrait pas constituer la motivation première de la mise en place d'un dispositif de traitement par biodigester.

Le tableau 6.3 récapitule le petit nombre de données disponibles sur la performance du traitement par les digesteurs à biogaz de petite capacité pour le traitement des boues de vidange.

Tableau 6.3 Caractéristiques des digesteurs à biogaz de petite taille et performance du traitement

<i>Lieu et source d'information</i>	<i>Type de technologie et capacité</i>	<i>Provenance des boues entrantes</i>	<i>Caractéristiques des boues entrantes</i>	<i>Temps de rétention hydraulique^(a)</i>	<i>Efficacité du traitement et production de biogaz</i>
Kanyama, Lusaka, Zambie (BORDA, communication personnelle, 2017)	Digesteur à dôme fixe (en brique) : capacité de 58 m ³ (dont un volume de liquide de 53 m ³).	Boues de vidange issues de fosses sèches non-maçonnées.	1,2 m ³ de boues de vidange/jour. Concentration de 12 à 20 % et DCO typique de 80 000 mg/l ^(b) (plus 1 à 2 m ³ d'eau par jour pour la séparation des déchets solides et le nettoyage des équipements).	20 jours.	Abattement de la DCO ^(b) de 20 à 25 %. 63 l de biogaz/kg de matières sèches.
Devanahalli, Bangalore, Inde (CDD, communication personnelle) 2017)	Digesteur à dôme fixe (préfabriqué en fibre de verre). Capacité de 6 m ³ en parallèle (4,4 m ³ de liquide chacun).	Boues de vidange issues de fosses humides non-étanches (chiffres pour la fraction solide après séparation solide-liquide).	Volume de l'affluent de 1,1 m ³ par jour. Concentration des boues de 4 à 6 %. DCO = 20 000 à 60 000 mg/l.	8 jours.	Abattement de la DCO ^(b) < 5 %. 19 l de biogaz produit par kg de matières sèches.
Kumasi, Ghana (Sarpong, 2016)	Digesteurs tubulaires en série. Capacité totale de 8 m ³ .	Matières fécales sèches provenant de toilettes portatives (vidées 2 à 3 fois par semaine).	0,4 m ³ /jour (pour 21 jours par mois). DCO de l'ordre de 35 500 mg/l (entre 20 000 et 40 000 mg/l). Concentration des boues de 5 à 10 %.	90 jours.	Abattement de la DCO de 39 %. Pas d'information sur le biogaz.

Notes : ^(a) Les temps de rétention hydraulique et de séjour des boues sont théoriquement égaux pour les boues épaisses. Dans la pratique, certaines boues vont se décanter.

^(b) DCO de l'effluent et efficacité du traitement calculés à partir d'un bilan massique.

Les chiffres relatifs à la production de biogaz sont cohérents avec les données de Rose *et al.* (2014) qui ont constaté que la production de biogaz est beaucoup plus faible pour les boues bien digérées issues des fosses que pour les matières fraîches prélevées dans les toilettes portatives.

Considérations sur le fonctionnement et la conception. L'expérience de Lusaka montre que l'accumulation des matières solides pose d'importants problèmes opérationnels pour les biodigesteurs à dôme qui traitent les boues de vidange issues des fosses de latrines. Le biodigesteur de Kanyama comporte un tuyau d'aspiration qui s'étend jusqu'à son centre, comme le montre la figure 6.6. L'intention des concepteurs était que les boues en soient extraites sous pression hydrostatique. Dans la pratique, le dispositif s'est avéré peu efficace, laissant les boues s'accumuler dans le fond du biodigesteur, ce qui a entraîné la nécessité de les enlever régulièrement et à la main (WSUP, 2015). La raison en est le phénomène connu sous le nom de « *piping* » c'est-à-dire la tendance à voir se former des canaux à travers les boues, entraînant l'élimination de l'eau surnageante relativement claire plutôt que les boues elles-mêmes. Le point important ici est que les boues qui se déposent sur une surface légèrement inclinée ne se dirigent pas vers un point central d'aspiration, à moins d'être déplacées vers ce point par un racleur. En l'absence de système de raclage mécanique, une trémie équipée de radiers à 60° par rapport à l'horizontale (45° pour les trémies circulaires) est nécessaire pour s'assurer que les boues se déplacent vers un point d'évacuation situé au fond de la trémie (Institute of Water Pollution Control, 1980). Ce principe pourrait s'appliquer à un biodigesteur à dôme, mais il impliquerait un changement fondamental dans sa conception. Il ne peut donc pas être recommandé sans la réalisation d'essais préalables sur le terrain. Le chapitre 7 contient des informations sur la conception d'épaisseurs statiques. L'élimination des sables et le dégrillage avant la biodigestion auront un certain effet sur les taux d'accumulation des matières solides, mais les problèmes d'accumulation des boues subsisteront. Voici quelques solutions potentielles pour résoudre ces problèmes :

- *Enlèvement manuel et périodique des boues.* Cette solution nécessite la présence simultanée d'au moins deux biodigesteurs pour permettre la poursuite des opérations pendant le curage des boues. Les opérateurs interviennent dans un espace confiné contenant des boues anaérobies et potentiellement du méthane, ce qui représente un risque sérieux pour leur santé. En principe, ils ne sont autorisés à pénétrer dans un digesteur à dôme fixe qu'avec un appareil respiratoire et un équipement de protection. Si ces équipements ne sont pas disponibles, il est recommandé de laisser le contenu à digérer pendant plusieurs mois avant de procéder à l'élimination manuelle des boues. Et même dans ce cas, il faut faire preuve d'une extrême prudence lorsque l'on travaille dans le biodigesteur. Un seul opérateur à la fois est autorisé à entrer dans l'espace confiné et il doit être attaché par une corde autour de la taille pour que les autres opérateurs restés à l'extérieur puissent l'extraire du digesteur en cas d'asphyxie ;
- *Enlèvement régulier des boues à l'aide d'un tuyau d'aspiration de camion de vidange.* Cette solution est envisageable dans la mesure où les boues restent suffisamment liquides pour être aspirées par le tuyau, qu'il faut

alors déplacer à l'intérieur, et il se peut qu'il soit difficile d'atteindre tous les recoins. Il est possible de combiner l'aspiration au tuyau avec le retrait manuel des boues. Après avoir retiré le maximum de boues par aspiration, il faut attendre plusieurs jours, voire plusieurs semaines, avant de procéder au curage manuel. Cela permet de réduire les risques liés aux gaz dangereux. Dans tous les cas, il faut faire preuve d'une extrême prudence lorsque l'on pénètre dans le biodigester, comme expliqué ci-dessus ;

- *Brassage mécanique pour maintenir les matières solides en suspension.* C'est une pratique courante dans les digesteurs anaérobies de grande taille. Toutefois, il convient de noter que le brassage augmente la complexité et le coût, nécessite une source d'énergie fiable et risque de tomber en panne en raison de la présence d'équipements mécaniques dans un milieu hostile. Hoffman (2015) propose l'utilisation d'une « pompe à biogaz » permettant de déplacer les boues autour d'un biodigester à dôme fixe. Le dispositif est basé sur le système de brassage breveté Vaughan Rotamix, décrit par le *Marmara University Environmental Biotechnology Group* (2011). Il comprend plusieurs pompes qui permettent de rejeter le flux à l'intérieur du biodigester par un système de buses. Le système Rotamix utilise des pompes de type « chopper » qui broient les matières solides pour réduire leur taille. La probabilité de défaillance est limitée car le système ne comporte aucune pièce mobile à l'intérieur du biodigester. Cependant, il n'a pas été testé sur le terrain pour le traitement des boues de vidange. Son bon fonctionnement dépend d'une alimentation électrique fiable, d'un système d'entretien des pompes efficace et d'une bonne chaîne d'approvisionnement en pièces de rechange. Même avec le brassage obtenu, il est certain que le sable et les boues condensées finiront, avec le temps, par se déposer au fond et le digester devra être nettoyé manuellement. Il est possible de tester cette solution dans des stations de traitement de grande taille, mais il est peu probable qu'elle soit réalisable dans des stations plus petites et dont les ressources techniques sont limitées.

Les partisans de l'utilisation des biodigesteurs tubulaires prétendent qu'ils règlent, ou au moins réduisent, le problème de l'accumulation des boues. L'encadré 6.1 est une synthèse des recommandations de *Sistema Biobolsa* pour faire face à ce problème. Ces méthodes ont été mises au point pour les petits biodigesteurs utilisés pour traiter les déchets des animaux et il est nécessaire d'exercer un suivi pour déterminer leur efficacité à l'échelle supérieure nécessaire au fonctionnement des stations de traitement des boues de vidange. Il est cependant peu probable que la décantation et l'accumulation de boues puissent être entièrement éliminées.

Les opérateurs du biodigester tubulaire de Tananarive diluent les boues entrantes dans une proportion d'une part de boues de vidange pour deux parts d'eau propre, afin de réduire la teneur en matières sèches de l'effluent

Encadré 6.1 Prévention et élimination de la sédimentation des boues dans les digesteurs tubulaires : procédure d'utilisation standard de *Sistema Biobolsa*

L'entreprise sociale mexicaine *Sistema Biobolsa* a mis au point un digesteur tubulaire pour la digestion partielle des déchets humains. L'organisation *Water and Sanitation for the Urban Poor* (WSUP) a contribué à la mise en œuvre de programmes de traitement des boues de vidange à Kumasi au Ghana et à Tananarive à Madagascar en adoptant le système *Biobolsa* (voir tableau 6.3). Les procédures d'exploitation standards résumées ci-dessous ont été élaborées par *Sistema Biobolsa* afin de réduire l'accumulation de boues dans les digesteurs tubulaires destinés au traitement du fumier d'animaux. Il se peut que des problèmes plus importants se posent lorsqu'il est question de boues de vidange provenant de fosses mal construites, qui peuvent contenir une quantité élevée de sable.

Sistema Biobolsa recommande un brassage quotidien du contenu du digesteur tubulaire pour éviter l'accumulation de boues dans les zones « mortes » et la formation d'une couche d'écume. Le brassage doit être effectué chaque jour avant l'ajout de boues fraîches, le matin ou le soir lorsque la géomembrane n'est pas très chaude et lorsqu'il y a peu ou pas de gaz dans le digesteur. On applique le brassage progressivement le long du digesteur tubulaire, dans l'intention de produire des vagues qui vont déplacer les solides décantés le long des tubes jusqu'à les faire sortir du digesteur. Le digesteur doit être « purgé » tous les deux ou trois ans pour éliminer les matières décantées. Pendant que l'on procède au brassage du contenu du digesteur, on ajoute de l'eau par la conduite d'alimentation. Tout en s'écoulant à l'intérieur des tubes, l'eau emporte les matières solides qui sont mises en suspension grâce au brassage et les achemine vers l'exutoire du digesteur. Il est nécessaire de réactiver le digesteur tous les 8 à 20 ans ou lorsque les opérateurs constatent une baisse importante mais inexpliquée de la production de biogaz. L'objectif de la réactivation est d'éliminer les sédiments qui se sont accumulés au fil des ans malgré les purges qui ont été effectuées. Le processus de réactivation est similaire à celui de la purge, à savoir que l'on ajoute de l'eau tout en procédant au brassage du contenu. Une pompe à boues est utilisée pour retirer les boues accumulées dans le fond. Le digesteur est ensuite lavé à l'aide d'un tuyau à haute pression, après quoi il est replacé dans sa position d'origine.

Source : d'après *Sistema Biobolsa* (non-daté).

de 11–15 % à 4–5 %. Les informations complémentaires présentées dans le paragraphe sur la concentration des boues entrantes en page 172 laissent penser qu'il n'est pas nécessaire de diluer les boues, au risque de provoquer l'effet inverse. D'autres recherches sur le terrain sont nécessaires pour confirmer ou modifier cette conclusion.

Pour assurer la continuation de l'exploitation de la station d'épuration lors de la maintenance des biodigesteurs en dôme ou du remplacement des tubes de polyéthylène, il est nécessaire d'installer de petits biodigesteurs en parallèle. Cela permet de faire fonctionner une unité pendant que l'autre est hors service.

Les biodigesteurs ne peuvent retenir le gaz que s'ils sont étanches à l'air. Pour garantir le respect de cette exigence, il est obligatoire que les maçons chargés de leur construction reçoivent une formation spécialisée. Alternativement, on pourra se fournir auprès de fabricants spécialisés pour l'achat de digesteurs préfabriqués à dôme fixe ou de digesteurs tubulaires.

Les conduites de gaz et les équipements des digesteurs sont sensibles à la corrosion en raison de la présence de traces de sulfure d'hydrogène dans

le biogaz, ce qui nécessite de les réparer ou les remplacer plus souvent que la structure principale. Sasse (1998) estime la durée de vie de ces composants à six ans. Le personnel chargé de l'entretien des installations qui contiennent du gaz doit recevoir une formation sur les considérations et les procédures de sécurité.

Conception du biodigesteur. Le volume et les dimensions du digesteur constituent les éléments les plus importants à prendre en compte lors de la conception. Le volume du digesteur est donné par l'équation :

$$V_{\text{digesteur}} = Q_{T,BD} R_{BD}$$

Avec : $V_{\text{digesteur}}$ = le volume total du digesteur (m³) ;
 $Q_{T,BD}$ = le débit d'écoulement hydraulique nominal (m³/jour) ;
 R_{BD} = le temps de rétention dans le biodigesteur (jour).

Le temps de séjour est de l'ordre de 15 à 30 jours. Le volume total nécessaire doit être réparti entre deux digesteurs au minimum, tout en prévoyant une marge pour permettre la continuité des opérations lorsque l'un des digesteurs est arrêté pour procéder à l'élimination des boues ou pour réparation.

Le volume des digesteurs à dôme fixe se compose généralement de la somme du volume de gaz au sommet du dôme, du volume du dôme sous le niveau maximal de stockage de gaz et du volume dans la partie basse de forme légèrement conique et inclinée. Seuls les deuxième et troisième volumes sont inclus dans le volume du digesteur.

$$V_{\text{digesteur}} = \frac{2\pi r^3}{3} - \frac{\pi h^2(3r - h)}{3} + \frac{\pi r^2 z}{3}$$

Avec : r = le rayon du dôme (m) ;
 h = la hauteur maximum du volume de gaz (entre 0,8 et 1,2 m) ;
 z = la profondeur de la base conique (m).

Ce calcul est assez prudent, car le volume de gaz au sommet du dôme diminue pendant l'utilisation et, par conséquent, le volume de gaz n'est pas toujours à sa capacité de stockage maximale. La forme des biodigesteurs peut varier, mais il faut toujours prendre en compte uniquement le volume de liquide et de boues, et non le volume de gaz, dans le calcul du volume du réacteur de biodigesteur.

Points clés de ce chapitre

Dans ce chapitre, nous avons abordé la question de la conception des installations destinées à recevoir les boues de vidange et la question du prétraitement nécessaire pour s'assurer que la qualité des boues soit compatible avec les exigences des unités de traitement suivantes. Les principaux points soulevés dans ce chapitre sont les suivants :

- Les installations de réception doivent être conçues pour faciliter l'accès des véhicules et réduire les délais opérationnels. La mise en place

d'installations de réception séparées pour les boues de vidange liquides et épaisses peut être envisagée lorsque la station de traitement reçoit des boues d'origine et de consistance différentes ;

- Les installations de réception doivent être conçues en fonction de la vitesse maximale de dépotage des boues des camions de vidange ou d'autres véhicules utilisés pour leur transport. Pour les camions de vidange conventionnels, la vitesse dépend de la taille du tuyau d'évacuation. Lors de la conception des installations de réception, il est possible de réduire la charge hydraulique sur les unités de traitement suivantes ;
- Il est souvent recommandé de lisser la charge après le dépotage. Les dispositifs de régulation du débit doivent être simples et comporter des pentes qui peuvent être lessivées afin de prévenir l'accumulation de boues et de sable ;
- Il est toujours nécessaire de mettre en place un dispositif de dégrillage grossier. Celui-ci peut être installé dans la zone de dépotage. Dans la plupart des cas, les dégrilleurs manuels constituent la meilleure solution. Il s'agit de barreaux inclinés à un angle inférieur à 60° par rapport à l'horizontale et facilement accessibles pour permettre aux opérateurs de les nettoyer et de retirer les refus de dégrillage ;
- Les systèmes de dégrillage mécanique peuvent être appropriés dans les stations de traitement de grande taille si l'investissement est justifié, car leur coût d'achat est considérablement plus élevé que les dégrilleurs manuels. Par ailleurs, il faut également avoir de bons systèmes de maintenance et d'approvisionnement en pièces détachées ;
- L'élimination des huiles et des graisses est conseillée lorsque celles-ci sont susceptibles d'avoir un impact négatif sur les processus de traitement suivants. La solution la plus simple consiste à utiliser des écumeurs pour piéger et retirer régulièrement les écumes qui remontent à la surface des réservoirs et des étangs, et récupérer par la même occasion les huiles et les graisses ;
- Il est parfois nécessaire de mettre en place un dispositif de dégrillage mécanique fin pour retirer les sables lorsque les unités de traitement suivantes comportent des presses mécaniques ou des réservoirs et des réacteurs confinés ;
- Les dispositifs de dessablage doivent tenir compte de l'intermittence et de la variabilité des débits provenant du dépotage des camions de vidange et autres véhicules de transport des boues. Les canaux paraboliques sont une bonne solution de dessablage, car il s'agit d'installations simples qui permettent néanmoins de séparer le sable de la matière organique ;
- La stabilisation des boues peut s'avérer nécessaire lorsque la matière à traiter est fraîche et peu digérée. Il est possible de stabiliser des boues à la chaux, mais la plupart des dispositifs mis en place actuellement reposent sur une digestion partielle, au moyen de biodigesteurs à dôme fixe ou

tubulaires. La biodigestion n'est pas nécessaire pour les boues issues de fosses septiques et de fosses simples ni pour les autres boues qui sont déjà bien digérées ;

- Les digesteurs à dôme et tubulaires sont tous deux sensibles à l'accumulation des boues et du sable ;
- La mise en place d'un dispositif de dégrillage en amont des biodigesteurs a un effet sur le taux de sédimentation, mais ne dispense pas de prendre des mesures supplémentaires pour limiter la décantation des boues dans le dispositif ni de retirer régulièrement les boues accumulées. La sécurité est un facteur essentiel dans le cas des réacteurs fermés, et en particulier des réacteurs anaérobies comme les biodigesteurs à dôme. Pour éviter que les opérateurs ne pénètrent à l'intérieur d'installations alors que les boues sont encore en train de digérer, ce qui engendre la production de gaz dangereux, il est important de prévoir l'installation parallèle d'au moins un autre digesteur.

Références bibliographiques

- American Association of State Highway and Transportation Officials - AASHTO - (2004). *A Policy on Geometric Design of Highways and Streets*, 5th ed., Washington, DC: AASHTO.
- Anderson K. (2014). *Treatment of Faecal Sludge, with Hydrated Lime: Small Scale Experiments*, The Netherlands: WASTE <www.janspitcsdelft.nl/downloads/150/file_block/93480f8b0e432d03a6d94e27876a50f9> [Consulté le 18 novembre 2017].
- Brown et Caldwell (non-daté). *Fats, Oil and Grease Best Management Practice Manual* [online], prepared for the Oregon Association of Clean Water Agencies <www.klamathfalls.city/sites/www.klamathfalls.city/files/Recycling/FOG-manual-english.pdf> [Consulté le 21 novembre 2017].
- Cecchi F., Traverso P., Pavan P., Bolzonella D. et Innocenti L. (2003). 'Characteristics of the OFMSW and behaviour of the Anaerobic Digestion Process', in J. Mata-Alvarez (ed.), *Biomethanisation of the Organic Fraction of Municipal Solid Wastes*, London: IWA Publishing.
- Colón J., Forbis-Stokes A.A. et Deshusses M.A. (2015). 'Anaerobic Digestion of Undiluted Simulant Human Excreta for Sanitation and Energy Recovery in Less-developed Countries', *Energy for Sustainable Development* 29: 57–64 <<https://doi.org/10.1016/j.esd.2015.09.005>> [Consulté le 17 mai 2018].
- Crites R. et Tchobanoglous G. (1998). *Small and Decentralized Wastewater Management Systems*, Boston, MA: WCB McGraw Hill.
- Dally J.W., Riley W.F. et McConnell K.G. (1993). *Instrumentation for Engineering Measurements*, 2nd ed., New Delhi: Wiley India Pvt.
- De Mes T., Stams A., Reith J. et Zeeman G. (2003). 'Methane Production by Anaerobic Digestion of Wastewater and Solid Wastes', in J. Reith, R. Wijffels et H. Barten (eds), *Status and Perspectives of Biological Methane and Hydrogen Production*, pp. 58–94, The Hague: Dutch Biological Hydrogen Foundation.
- Deublein D. et Steinhauser A. (2011). *Biogas from Waste and Renewable Resources: An Introduction*, Weinheim: Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA.

- East Sussex County Council (non-daté). *Design Standards for Industrial Roads* <www.eastsussex.gov.uk/media/1768/design_standards_for_industrial_roads.pdf> [Consulté le 21 février 2018].
- Environmental Protection Agency (2005). *Wastewater Treatment Manuals: Preliminary Treatment*, Environmental Protection Agency Ireland, Ardvacan, Wexford <https://www.epa.ie/pubs/advice/water/wastewater/EPA_water_treatment_manual_preliminary.pdf> [Consulté le 25 juin 2018].
- Escritt L.B. (1972). *Public Health Engineering Practice, Volume II: Sewerage and Sewage Disposal*, London: Macdonald et Evans.
- Feige W., Oppelt E. et Kreiss J. (1975). *An Alternative Septage Treatment Method: Lime Stabilization/Sand-Bed Dewatering* [online], Cincinnati, OH: Municipal Environmental Research Laboratory, Office of Research and Development, US Environmental Protection Agency <<https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/9100SNQA.PDF?Dockey=9100SNQA.PDF>> [Consulté le 8 mars 2018].
- Forbis-Stokes A.A., O'Meara P.F., Mugo W., Simivu G.M. et Deshusses M.A. (2016). 'On-site Faecal Sludge Treatment with the Anaerobic Digestion Pasteurization Latrine', *Environmental Engineering Science* 33(11): 898–906 <<http://dx.doi.org/10.1089/ees.2016.0148>> [Consulté le 17 mai 2018].
- Henkel J. (2010). *Oxygen Transfer Phenomena in Activated Sludge* [online], PhD thesis, Department of Civil Engineering and Geodesy, Darmstadt Technical University, Germany <http://tuprints.ulb.tu-darmstadt.de/3008/1/Henkel-2010-Oxygen_Transfer_Phenomena_in_Activated_Sludge.pdf> [Consulté le 3 mars 2018].
- Hoffman T. (2015). 'Innovative Faecal Sludge (FS) Treatment: Appropriate Decentralised Treatment System Design', presentation from *FSM3, 3rd International Faecal Sludge Conference, Hanoi, Vietnam*.
- Institute of Water Pollution Control (1980). *Manuals of British Practice in Water Pollution Control: Unit Processes, Primary Sedimentation*, Maidstone, Kent: IWPC.
- Mang H.-P. et Li Z. (2010). *Technology Review of Biogas Sanitation (Draft) Biogas Sanitation for Blackwater, Brown Water, or for Excreta and Organic Household Waste Treatment and Reuse in Developing Countries*, Eschborn, Germany: GIZ <www.susana.org/_resources/documents/default/2-877-gtz2010-en-technology-review-biogas-sanitation-july.pdf> [Consulté le 3 mars 2018].
- Marmara University Environmental Biotechnology Group (2011). 'Lectures 1, Anaerobic Digester Mixing Systems', Marmara University, Turkey [online] <<http://mebig.marmara.edu.tr/Enve737/Chapter1-Mixing.pdf>> [Consulté le 8 janvier 2018].
- Metcalf et Eddy (2003) *Wastewater Engineering Treatment and Reuse*, 4th edition, New York: McGraw Hill.
- Nelson C. et Lamb J. (2002). *Final Report, Haubenschild Farms Anaerobic Digester* [online], St Paul, MN: The Minnesota Project <www.build-a-biogas-plant.com/PDF/HaubenschildCaseStudy.pdf> [Consulté le 3 mars 2018].
- Ongerth J.E. (1979). *Evaluation of Flow Equalization in Municipal Wastewater Treatment* [online], Cincinnati, OH: US EPA Municipal Environmental Research Laboratory <<https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/300007H3.PDF?Dockey=300007H3.PDF>> [Consulté le 17 novembre 2017].

- OpenChannelFlow (non-daté) 'Parshall Flumes' [online], <www.openchannelflow.com/flumes/parshall-flumes> [Consulté le 19 février 2018].
- PennState Extension (non-daté). 'Anaerobic Digestion for Odour Control' [online] <<https://extension.psu.edu/anaerobic-digestion-for-odor-control>> [Consulté le 19 février 2018].
- Rose C., Parker A. et Cartmell E. (2014). *The Biochemical Methane Potential of Faecal Sludge* [online], Cranfield University, UK <www.cce.edu.om/iwa2014/Presentations/06BMP.pdf> [Consulté le 21 février 2018].
- Sarpong D. (2016). *Treating Container Toilet Waste in Kumasi, Ghana*, MSc thesis, School of Water, Energy and Environment, Cranfield University, UK.
- Sasse L. (1998). *DEWATS Decentralised Wastewater Treatment in Developing Countries*, Bremen, Germany: BORDA <www.sswm.info/sites/default/files/reference_attachments/SASSE%201998%20DEWATS%20Decentralised%20Wastewater%20Treatment%20in%20Developing%20Countries_0.pdf> [Consulté le 13 mars 2018].
- Sistema Biobolsa (non-daté). *Manual de Usuario: Uso y mantenimiento del biodigester* [online] <http://sistemabiobolsa.com/wp-content/uploads/2016/07/Manual-de-usuario_-Biodigestor_-Sistema-Biobolsa.pdf> [Consulté le 14 mars 2017].
- SuSanA (2016). 'Time Taken for Faecal Sludge Tankers to Discharge?' [online] <<http://forum.susana.org/99-faecal-sludge-transport-including-emptying-of-pits-and-septic-tanks/18932-time-taken-for-faecal-sludge-tankers-to-discharge>> [Consulté le 8 mars 2018].
- Thompson B. (2012). *The Treatment and Disposal of Sewage Screenings and Grit* [online] Technical Note TRPM TN005, Stockton on Tees, UK: ThompsonRPM <<http://79.170.44.80/thompsonrpm.com/wp-content/uploads/2012/02/website-technical-note-5-v2.pdf>> [Consulté le 3 mars 2018].
- UK Government (2012). *Design Approach Statement – Roads: Appendix A HS2 Rural Road Design Criteria* [online] <www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/405938/HS2_Rural_Road_Design_Criteria.pdf> [Consulté le 3 mars 2018].
- USAID (2015). *Implementer's Guide to Lime Stabilization for Septage Management in the Philippines* [online] Manila: USAID <<http://forum.susana.org/media/kunena/attachments/818/ImplementersGuidetoLimeStabilizationforSeptageManagementinthePhilippines.pdf>> [Consulté le 3 mars 2018].
- US EPA (1999). *Wastewater Technology Fact Sheet: Screening and Grit Removal* [online] <www.3.epa.gov/npdcs/pubs/final_sgrit_removal.pdf> [Consulté le 3 mars 2018].
- Verma S. (2002). *Anaerobic Digestion of Biodegradable Organics in Municipal Solid Wastes*, Master's thesis, Department of Earth & Environmental Engineering Fu Foundation School of Engineering and Applied Science, Columbia University, USA.
- Vögel Y., Lohri C.R., Gallardo A., Diener S. et Zurbrügg C. (2014). *Anaerobic Digestion of Biowaste in Developing Countries: Practical Information and Case Studies*, Dübendorf, Switzerland: Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag) <www.eawag.ch/fileadmin/Domain1/Abteilungen/sandec/E-Learning/Moocs/Solid_Waste/W3/Anaerobic_Digestion_Biowaste_2014.pdf> [Consulté le 3 mars 2018].

WASTE (non-daté). *Testing and Development of Desludging Units for Emptying Pit Latrines and Septic Tanks: Results of Nine Months Field-testing in Blantyre – Malawi* [online] <www.speedkits.eu/sites/www.speedkits.eu/files/Summary%20field%20testing%20pit%20emptying%20Blantyre.pdf> [Consulté le 3 mars 2018].

WEF (2010). *Design of Municipal Wastewater Treatment Plants, WEF Manual of Practice no. 8*, 5th ed., Alexandria, VA: WEF Press.

WSUP (2015). *Introducing Safe FSM Services in Low-income Urban Areas: Lessons from Lusaka* [online], Topic Brief <<http://thesff.com/system/wp-content/uploads/2017/01/Introducing-safe-FSM-services.pdf>> [Consulté le 7 janvier 2018].

CHAPITRE 7

La séparation solide-liquide

La séparation solide-liquide est un aspect essentiel du traitement des boues de vidange. Elle peut être combinée à un traitement visant à réduire les charges organiques ou à déshydrater les boues. Cependant, il est souvent conseillé de séparer les fractions solide et liquide avant de les traiter dans des filières distinctes. Ce chapitre étudie les différentes méthodes de séparation solide-liquide. Il identifie les technologies actuellement utilisées et indique celles qui pourraient l'être à l'avenir. Les méthodes qui combinent la séparation solide-liquide avec la réduction de la charge organique et la déshydratation des boues sont présentées au début du chapitre, tout en privilégiant les technologies dont le seul but est la séparation. Les procédés basés sur la sédimentation physique sont étudiés tout d'abord, suivis des technologies basées sur la pression. Ce chapitre traite principalement des boues de vidange liquides, qui exigent plus souvent une séparation solide-liquide que des boues de vidange plus épaisses.

Mots-clés : séparation solide-liquide, boues de vidange liquides, technologies, paramètres de conception, mécanismes de séparation.

Introduction

Contexte

Tous les procédés de traitement des eaux usées comportent une séparation solide-liquide. La seule fonction de certaines technologies – par exemple, des bassins de décantation – est de séparer les matières solides du flux liquide. D'autres technologies, comme les fosses septiques et les décanteurs-digesteurs (fosses Imhoff), combinent la séparation solide-liquide et le traitement biologique. Il est possible d'effectuer la séparation tout de suite après le prétraitement afin de traiter la totalité des boues en deux filières séparées, une filière eau et une filière boues. De nombreuses stations de traitement existantes adoptent cette approche, en utilisant soit des bassins anaérobies, soit des lits de séchage pour séparer les matières solides associées avec, respectivement, un traitement biologique et un procédé de déshydratation des boues. Cette approche peut être appropriée pour les petites stations de traitement dans les villes, dans le cas où l'on dispose de l'espace nécessaire aux installations et où les compétences opérationnelles sont limitées. Dans d'autres situations, comme indiqué au chapitre 4, il est généralement recommandé de prévoir des dispositions spécifiques pour la séparation solide-liquide avant le traitement des fractions séparées, à moins que la matière entrante contienne 5 % ou plus de matières sèches. Ce chapitre identifie et décrit les différentes méthodes de séparation solide-liquide. Il fait brièvement référence aux technologies qui

combinent la séparation avec le traitement biologique ou la déshydratation, mais insiste principalement sur les technologies dont la fonction principale est la séparation.

Objectifs

La séparation solide-liquide a pour objectifs de :

- Réduire les charges de matières organiques et de matières en suspension (MES) dans la fraction liquide des boues, réduisant ainsi la surface et/ou les besoins en énergie nécessaires à leur traitement ultérieur ainsi qu'en atténuant les problèmes d'accumulation des matières solides ;
- Réduire la teneur en eau des matières solides séparées et ainsi restreindre le volume et la masse des matières solides à traiter. Ceci permet également de diminuer les besoins en espace et/ou en énergie nécessaires à leur déshydratation et séchage ultérieurs. Les technologies décrites dans ce chapitre réduisent toutes la teneur en eau à 95 % ou moins.

Il est nécessaire de toujours mettre en place un dispositif de séparation solide-liquide pour les boues liquides. Cet impératif ne s'applique pas aux boues fraîches provenant de toilettes publiques fréquemment vidées ni aux dispositifs d'assainissement à réservoir amovible comme les toilettes portatives. Les matières extraites de ces installations ont habituellement une teneur en eau inférieure à 95 % et de mauvaises propriétés de sédimentation. La stabilisation à la chaux ou le traitement dans un biodigesteur suivi d'une déshydratation sur filtre à sable peut être une meilleure solution pour ce type de matériau. Les matières extraites des latrines à fosse sèche sont pour la plupart bien digérées, mais leur teneur élevée en matières sèches ne justifie pas nécessairement l'application d'un procédé de séparation solide-liquide.

Mécanismes de séparation

Plusieurs procédés existent pour réaliser la séparation solide-liquide :

- La décantation gravitaire et physique ;
- La pression ;
- La filtration ;
- L'évaporation et l'évapotranspiration, qui associent l'évaporation et la transpiration des plantes ;
- La force centrifuge créée par un mouvement de rotation rapide.

Les bassins de décantation et les épaisseurs gravitaires utilisent des mécanismes de décantation physique. Les presses mécaniques associent les mécanismes de pression et de filtration à travers un tissu sur une plaque filtrante. Les lits de séchage des boues reposent sur des processus complexes de décantation, de filtration et d'évaporation. Les lits de séchage plantés utilisent l'évapotranspiration en plus des mécanismes qui se produisent dans les lits de

séchage non-plantés. Le mouvement centrifuge est dû à l'inertie qui fait que le déplacement d'un corps se poursuit en ligne droite et donc s'éloigne du centre de rotation. Ceci est souvent décrit en termes de force centrifuge, qui est généralement considérée comme une force apparente, égale et opposée à la force centripète, attirant un corps rotatif loin du centre de rotation. Les centrifugeuses utilisent le mouvement centrifuge pour projeter des matériaux plus denses vers l'extérieur d'un flux rotatif, tout comme les hydrocyclones, qui sont principalement utilisés pour l'extraction des sables.

La sédimentation et la filtration séparent l'eau libre qui est plus facile à extraire. En plus de l'eau libre, le mouvement centrifuge, la pression et l'évaporation éliminent une partie de l'eau liée aux solides dans les boues fécales (Bassan *et al.*, 2014). Le chapitre 9 présente et décrit brièvement les différents types d'eau liée.

Aperçu des technologies

Les technologies actuellement utilisées dans les pays à faible revenu pour la séparation solide-liquide sont notamment les suivantes :

- *Les lits de séchage* des boues, qui séparent les solides et les liquides par évaporation, décantation et filtration ;
- *Les bassins anaérobies*, qui combinent la séparation solide-liquide et la réduction des charges organiques ;
- *Les décanteurs-digesteurs ou fosses Imhoff*, qui sont conçus pour allier la séparation solide-liquide dans un compartiment supérieur avec la digestion des matières décantées dans un compartiment inférieur ;
- *Les bassins de décantation et d'épaississement*, qui sont des bassins rectangulaires alimentés de façon séquentielle, qui permettent aux matières solides de décanter pendant que l'eau surnageante est dirigée vers les installations de traitement des liquides ;
- *Les presses mécaniques*, qui utilisent la pression pour expulser le liquide de la boue et le faire passer à travers un tissu filtrant ou un tamis fin. Les presses les plus courantes sont les filtres-presses, qui utilisent une toile filtrante fixée à des plaques poreuses qui retiennent les boues, et les presses à vis qui retiennent les boues dans un tamis cylindrique.

D'autres procédés peuvent être utilisés pour la séparation solide-liquide des boues dans les pays à faible revenu :

- *Les épaisseurs gravitaires*, qui utilisent les mêmes mécanismes de décantation que les fosses Imhoff et que les bassins de décantation et d'épaississement ;
- *Les lits de décantation et de séchage*, dans lesquels l'eau est retirée par décantation ainsi que par évaporation.

Les *decanteurs-digesteurs* ou *fosses Imhoff* sont utilisés en Indonésie et dans d'autres pays. Ils sont composés de deux compartiments reliés entre

eux et situés l'un au-dessus de l'autre. La disposition en deux compartiments permet de séparer les matières solides en cours de digestion du flux d'alimentation à l'intérieur de la fosse, ce qui réduit le risque de remise en suspension et d'entraînement des boues. La sédimentation a lieu dans le compartiment supérieur et les matières solides qui se déposent au fond du compartiment supérieur descendent à travers des ouvertures entre les compartiments. La digestion a lieu dans le compartiment inférieur (pour plus de détails, voir Tilley *et al.*, 2014). Les fosses Imhoff ont fait leurs preuves dans le traitement des eaux usées diluées, mais elles ne conviennent pas au traitement des boues liquides, dont la teneur en matières sèches est bien supérieure à celle des eaux usées municipales. Cette teneur élevée en matières sèches entraîne une accumulation rapide des boues, ce qui nécessite une reprise des boues toutes les quelques semaines plutôt que les six à neuf mois recommandés pour les fosses traitant les eaux usées municipales. Cela limite le temps de digestion au point de compromettre la logique de la présence du réservoir de digestion inférieur. Pour cette raison, ce livre ne recommande pas l'utilisation des fosses Imhoff et elles ne sont pas étudiées plus en détail. Toutefois, le mécanisme de sédimentation utilisé dans le compartiment supérieur est le même que celui utilisé dans les épaisseurs gravitaires. On peut donc conclure que de simples dispositifs de décantation et d'épaississement par gravité peuvent être une solution pour la séparation solide-liquide. Cette hypothèse est étudiée ci-après.

Les *centrifugeuses* sont employées pour épaissir les boues dans les stations d'épuration et rien ne s'oppose techniquement à leur utilisation pour la séparation solide-liquide des boues de vidange. Cependant, elles ont un coût d'énergie élevé et sont mécaniquement complexes et coûteuses. Pour ces raisons, elles ne sont pas adaptées au contexte dans les pays en développement et ne sont pas étudiées dans le présent ouvrage. De même, les bioréacteurs à membrane et les épaisseurs à tambour rotatif ne sont pas pris en compte en raison de leurs coûts d'investissement et d'exploitation élevés et du besoin d'intervention d'opérateurs hautement qualifiés.

La figure 7.1 présente les solutions de séparation solide-liquide préconisées ci-dessus, en indiquant dans quel chapitre elles sont abordées. Les principaux éléments à prendre en compte lors de la comparaison des différentes solutions sont les suivants :

- La concentration en matières sèches de la fraction solide après séparation, car celle-ci affecte les besoins en déshydratation des matières solides ;
- La charge organique et la concentration de matières solides dans la fraction liquide après séparation, ce qui affecte les exigences de traitement ultérieur de la fraction liquide ;
- La surface de terrain requise pour la mise en œuvre de chaque solution : le calcul des taux de déversement superficiel permet de comparer les besoins en superficie de terrain des différents procédés de séparation solide-liquide qui reposent sur une sédimentation physique.

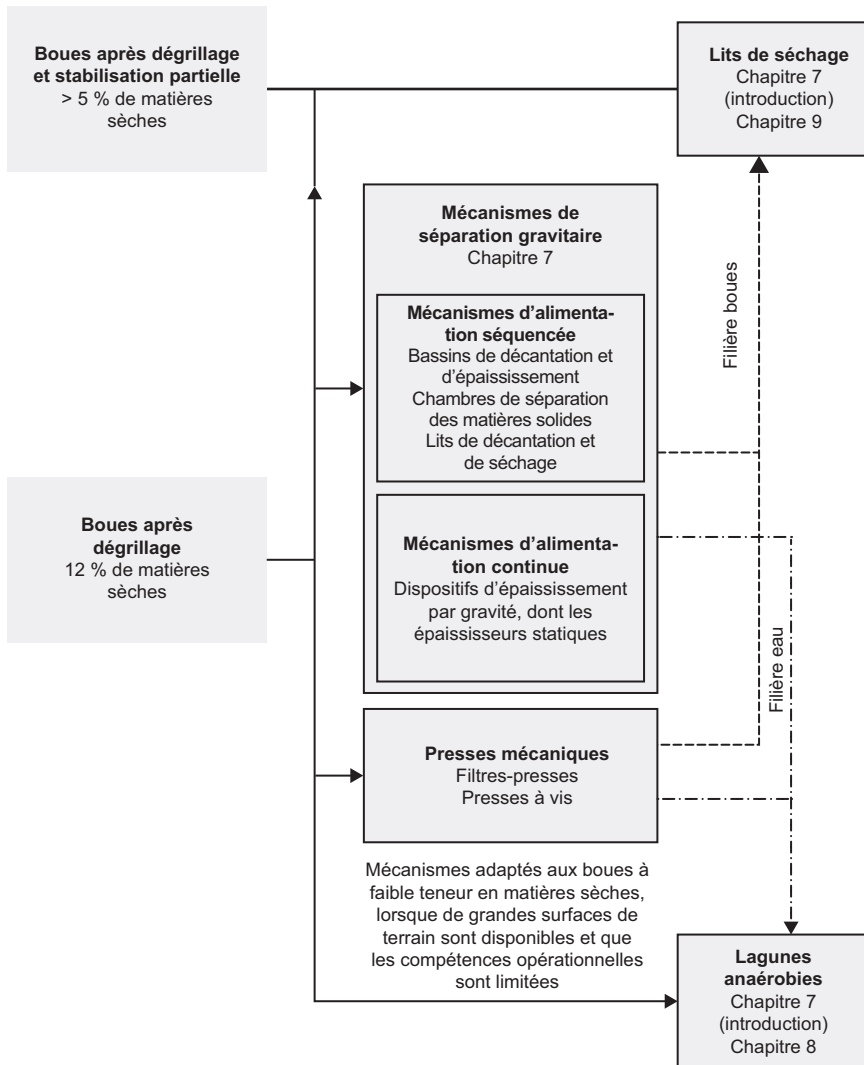


Figure 7.1 Mécanismes de séparation solide-liquide

Le tableau 7.5 à la fin du présent chapitre établit une comparaison des procédés en fonction des éléments identifiés ci-dessus.

Lits de séchage

Les lits de séchage se composent d'une couche de sable, recouverte de gravier, contenue dans un bassin entouré de murets et d'un système de drainage souterrain pour recueillir le percolat. Les boues humides sont déversées dans le bassin en couche épaisse de 200 à 300 mm. Elles sont ensuite laissées

au repos pour permettre à l'eau de percoler à travers le lit et de s'évaporer de la surface jusqu'à ce que les boues aient suffisamment séché pour être retirées à l'aide d'une pelle ou d'autres équipements adaptés. Leur principale fonction est de déshydrater les boues et, ce faisant, de séparer les solides des liquides.

De nombreuses stations d'épuration utilisent le séchage des boues comme principal procédé de traitement. Les boues entrantes sont déversées sur les lits, avec ou sans dégrillage préalable. Les boues séchées sont retirées et stockées sur place ou acheminées vers un centre d'enfouissement technique (CET). Dans la plupart des cas, mais pas toujours, le percolat est traité par lagunage. Ce système a le mérite de la simplicité. L'inconvénient est qu'il a besoin d'une grande surface de terrain, en particulier lorsque les boues à traiter ont une faible teneur en matières sèches, comme c'est souvent le cas pour les boues de vidange.

Les lits de séchage sont une solution adaptée pour la séparation solide-liquide et la déshydratation des boues lorsque les conditions suivantes sont remplies :

- La matière à traiter a une teneur élevée en matières sèches, supérieure à environ 3 %. Lorsque la matière à traiter est constituée de boues fraîches, il est conseillé de procéder à une biodigestion préalable ;
- Le volume à traiter est faible. La plupart des stations de traitement actuellement en fonctionnement qui reposent uniquement sur les lits de séchage pour la séparation solide-liquide et la déshydratation sont conçues pour une charge inférieure à 20 m³/jour. Lorsque le site est spacieux, on peut envisager l'utilisation des lits de séchage pour une charge hydraulique plus importante, allant jusqu'à 50 m³/jour ;
- Une grande surface de terrain est disponible ;
- La capacité de gestion, les connaissances et les compétences requises pour des processus de traitement plus complexes font défaut.

Le chapitre 9 contient plus de détails sur la planification et la conception des lits de séchage.

Lagunes anaérobies

Comme leur nom l'indique, les lagunes anaérobies sont suffisamment chargées pour fonctionner en mode purement anaérobie. Lorsqu'elles sont utilisées pour le traitement des eaux usées municipales, leur profondeur varie habituellement entre 3 et 5 m. Lorsqu'elles sont utilisées pour le traitement des boues de vidange, il est recommandé de réduire la profondeur vers le bas de cette fourchette. Le chapitre 8 contient de plus amples explications à ce sujet. Tout comme les lits de séchage, les lagunes anaérobies sont des procédés simples et nécessitent peu de compétences opérationnelles spécialisées. Elles sont largement utilisées comme prétraitement, ce qui permet d'éviter ou de contourner l'utilisation de dispositifs de séparation solide-liquide.

Elles nécessitent davantage de surface que les technologies décrites plus loin dans ce chapitre et ont également des inconvénients majeurs en termes d'exploitation. En effet, les matières solides décantent dans le fond de la lagune, ce qui en réduit le volume et rend nécessaire le curage périodique des boues. Si cette opération est négligée, la performance de la lagune peut se détériorer jusqu'à ne plus fonctionner du tout. La fréquence de curage des lagunes anaérobies destinées au traitement des eaux usées municipales est habituellement de plusieurs années, mais la teneur élevée en matières sèches des boues de vidange laisse présager une fréquence de l'ordre de quelques mois si le lagunage n'est pas précédé d'un autre type de procédé de séparation solide-liquide.

Les lagunes anaérobies sont une solution adaptée pour la séparation solide-liquide et une première étape de traitement biologique des boues lorsque les conditions suivantes sont remplies :

- Les matières devant être traitées sont des boues liquides à faible teneur en matières sèches, c'est-à-dire de préférence inférieure ou égale à 1 % ;
- Le volume à traiter est faible, de l'ordre de 50 m³/jour au maximum, bien que dans certains cas les lagunes anaérobies puissent être appropriées pour traiter des charges supérieures ;
- Une grande surface de terrain est disponible ;
- La capacité de gestion, les connaissances et les compétences requises pour des processus de traitement plus complexes font défaut.

La principale difficulté d'exploitation des lagunes est d'assurer le curage régulier des boues décantées. Une façon d'y parvenir est de concevoir des lagunes dont on pourra régulièrement vider la fraction liquide, soit par gravité, soit par pompage, de façon à laisser sécher les boues. Les fonctions de séparation solide-liquide et de déshydratation seront donc séparées en temps, mais pas en lieu. Cette solution est une variante simplifiée du principe d'alimentation séquencée.

Cette méthode implique la construction d'un nombre suffisant d'unités de lagunage pour permettre à certaines d'entre elles de jouer le rôle de lagunes tandis que d'autres jouent le rôle de lits de séchage. Le paragraphe sur les lits de décantation et de séchage, ci-dessous, développe davantage ce concept, tandis que le chapitre 8 est consacré à la planification et à la conception des bassins anaérobies.

Bassins de décantation et d'épaississement et chambres de séparation des matières solides

Description du système

Les bassins de décantation et d'épaississement sont des unités rectangulaires en béton, généralement d'une profondeur de 2 à 3 m, dont le sol est incliné sur toute sa longueur. Il existe deux modèles de bassins assez différents :

le premier est installé dans les stations de traitement des boues de Rufisque et Cambérène à Dakar au Sénégal, et l'autre dans la station d'Achimota à Accra au Ghana. Les chambres de séparation des matières solides utilisées en Indonésie sont similaires aux bassins utilisés à Dakar, mais comportent un dispositif de percolation à travers un lit de sable perméable. Dans les trois modèles, les boues arrivent dans le bassin par une extrémité et s'écoulent par un déversoir à l'autre extrémité. Les matières solides se déposent sur toute la longueur du bassin, comme dans un bassin de décantation rectangulaire classique. Contrairement aux bassins de décantation simples, les bassins de décantation et d'épaississement fonctionnent de façon séquentielle, chaque bassin étant alimenté pendant plusieurs jours, puis mis au repos avant que les boues soient enlevées. Pendant cette période, l'évacuation se poursuit vers un deuxième bassin. Les chambres de séparation que l'on trouve en Indonésie ont en commun certaines caractéristiques de conception et d'exploitation avec les bassins construits en Afrique de l'Ouest, de sorte que les trois technologies sont étudiées ensemble.

Achimota. Deux bassins ont été installés à la fin des années 1980, d'une longueur de 24 m et d'une largeur de 8,3 m chacun. Les bassins sont pentus, car l'alimentation est au niveau du sol et la profondeur atteint 3 m au niveau de l'exutoire. Le volume total du bassin est légèrement inférieur à 300 m³. Le bassin est alimenté par des boues issues de fosses septiques et de toilettes publiques, qui sont mélangées dans des proportions respectives de 4 pour 1, afin d'atteindre un niveau de concentration moyen de l'ordre de 15 000 à 20 000 mg/l de matières sèches. Les bassins sont alimentés de façon séquentielle par un volume de boues d'environ 150 m³ par jour. L'alimentation du premier bassin s'étale sur une période de 4 à 8 semaines, l'excès de liquide se déversant dans un système de lagune en aval. Pendant que les matières solides accumulées dans le premier bassin s'assèchent et se solidifient, le second bassin est alimenté à son tour. Les matières solides séchées sont évacuées du bassin à l'aide d'une tractopelle. Une fois cette opération terminée, le bassin est à nouveau alimenté pendant que le second bassin est laissé au repos. Pendant la période de repos prolongée, les odeurs sont assez limitées, grâce à la formation d'une couche d'écume stable quelques jours après la mise en service (Heinss *et al.*, 1998).

Rufisque et Cambérène. Les bassins de Dakar ont été construits dans les années 1980 et ont une configuration similaire à celle des bassins de sédimentation rectangulaires classiques, comme le montre la figure 7.2. La capacité de chacun des deux bassins de Cambérène est de 155 m³ (Dodane et Bassan, 2014). Les boues de vidange à traiter sont liquides, avec une teneur moyenne en matières sèches inférieure à 1 %. Elles entrent dans les bassins à une extrémité et sortent par un déversoir à l'autre extrémité. Le temps de rétention hydraulique nominal est de 8,6 heures, ce qui est nettement inférieur à celle des bassins d'Achimota (deux jours) et environ quatre fois inférieure à celle des bassins de décantation classiques.

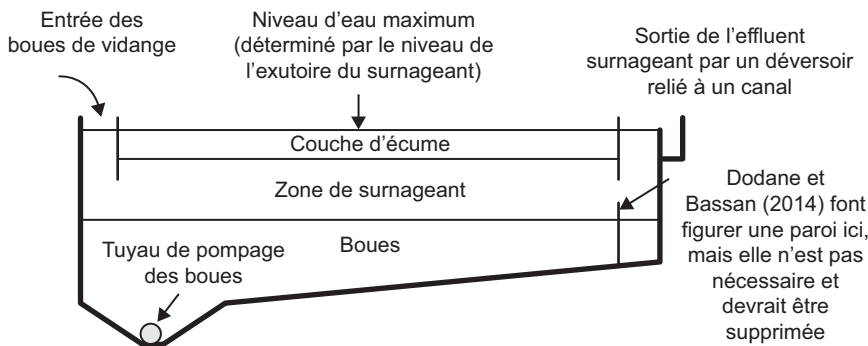


Figure 7.2 Coupe longitudinale d'un bassin de décantation et d'épaississement à Dakar

En pratique, la charge observée s'est avérée beaucoup plus élevée que la charge nominale, de sorte que le temps de rétention hydraulique réel au milieu des années 2000 n'était que de 1,7 heure (Badji *et al.*, 2011). On ne dispose pas d'information sur la profondeur des bassins, mais d'après les données recueillies par Dodane et Bassan (2014), on peut supposer que la profondeur moyenne est d'environ 2,2 m. À cette profondeur, les taux de déversement superficiels correspondant à la charge hydraulique nominale et à la charge de pointe sont indiqués dans le tableau 7.1. Comme pour les bassins d'Achimota, les bassins de Dakar sont alimentés de façon séquentielle mais le cycle est plus

Tableau 7.1 Résumé des paramètres de conception des bassins de décantation et d'épaississement et des chambres de séparation des matières solides

Paramètre de conception	Unité	Station d'Achimota	Station de Dakar	Chambre de séparation de Tabanan
Temps de rétention hydraulique	Heure	48 h diminuant au fur et à mesure que les boues s'accumulent	8,6 (nominal) 1,7 (réel)	Environ 38
Taux de déversement superficiel	m ³ /m ² .j	0,75 (0,375 sur le cycle complet)	6 à 14 (3 à 7 sur le cycle complet)	Environ 1
Charge en matières sèches	kg de MS/m ² .j	3,75 à 5 sur le cycle complet	2,25 (nominal) 5,5 (réel) sur le cycle complet	Inconnu

Note : Les charges admissibles pour les stations d'Achimota et Dakar sont calculées à l'aide des données de Heinss *et al.* (1998) et Dodane et Bassan (2014) sur la taille des bassins, les taux de charge et les concentrations en matières en suspension (MES) des boues entrantes. Dodane et Bassan (2014), se référant à l'expérience personnelle de Pierre-Henri Dodane, suggèrent un taux de déversement superficiel de 0,5 m/h ou 12 m³/m² par jour pour des bassins rectangulaires traitant des boues ayant un indice de volume des boues inférieur à 100.

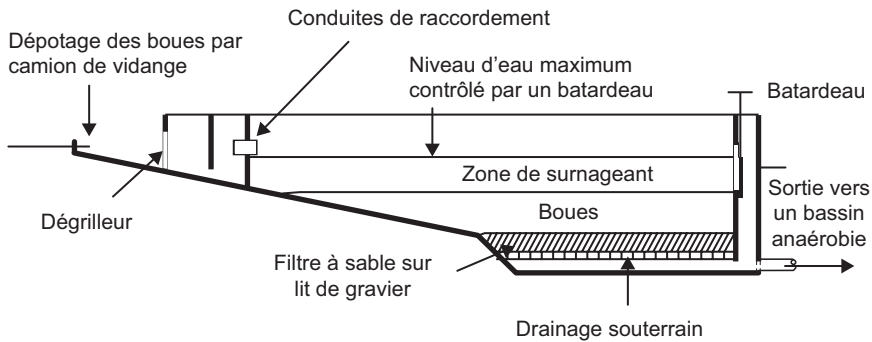


Figure 7.3 Coupe longitudinale de la chambre de séparation des matières solides de Tabanan

court. Les deux bassins sont alimentés en alternance pendant environ une semaine. Pendant la période d'alimentation du second bassin, le premier est laissé au repos pour permettre la décantation et l'épaississement des boues. À la fin de chaque cycle de deux semaines, un système de pompage est utilisé pour extraire les boues et l'écume du bassin dont le cycle est achevé.

Chambres de séparation des matières solides indonésiennes. Elles sont similaires à certains égards aux bassins de décantation et d'épaississement d'Afrique de l'Ouest. Comme les bassins d'Achimota, elles sont en pente – de la zone d'alimentation vers l'exutoire – mais l'accès est bloqué par le dispositif de dépotage et de dégrillage qui se trouve à l'entrée de la chambre. L'extraction des boues se fait à l'aide de pompes portatives, ce qui est similaire au dispositif de Dakar où les boues sont extraites à l'aide de camions de vidange. La différence principale est qu'en Indonésie, le fond du bassin est recouvert d'un lit filtrant qui permet au liquide de percoler jusqu'à un système de drainage souterrain et que l'extrémité du bassin est équipée d'un batardeau que l'on peut ouvrir pour permettre l'évacuation des eaux surnageantes décantées hors de la chambre. La figure 7.3 illustre ce dispositif dans la station de traitement de Tabanan à Bali.

Toutes les chambres de séparation des solides indonésiennes ont la même configuration de base, mais les détails de conception varient d'une installation à l'autre. Des unités plus anciennes, comme celle de la station de Keputih à Surabaya, ne comportent pas de lit filtrant, et d'autres ne prévoient pas de possibilité de faire descendre le niveau d'eau avant le pompage des boues dans la chambre. Certaines stations de traitement individuelles sont dotées de quatre ou cinq chambres en parallèle. Les procédures d'exploitation normalisées (non-publiées) de l'usine de Tabanan précisent que chaque chambre doit être alimentée pendant quatre jours. Les matières doivent ensuite être laissées à decanter pendant trois jours supplémentaires. Après décantation, l'eau surnageante est éliminée et les boues sont acheminées vers des lits de séchage avec une pompe submersible portable. Le manuel de conception provisoire des stations de traitement des boues indonésiennes préparé par le ministère des Travaux publics recommande un « temps de séchage » des boues de 5 à

12 jours, avec un jour supplémentaire pour le processus d'extraction. Une autre source indique que chaque chambre est alimentée pendant cinq jours, après quoi le liquide surnageant est évacué et le lit est laissé au repos pendant 10 à 15 jours avant que les boues ne soient acheminées vers une zone de séchage pour continuer le processus de déshydratation (Joni Hermana, communication personnelle, 2017).

Performances

Les performances des réservoirs d'Achimota ont été évaluées en 1994 (Heinss *et al.*, 1998 et 1999). Les données relatives à l'évaluation des bassins de Dakar proviennent de Badji *et al.* (2011, cité dans Dodane et Bassan, 2014). L'encadré 7.1 résume les conclusions de ces évaluations. Elles montrent que l'allongement de la période d'alimentation d'une semaine à quatre semaines entraîne une certaine augmentation de la teneur en matières sèches

Encadré 7.1 Synthèse des conclusions sur le fonctionnement des bassins d'Achimota à Accra et de Cambérène à Dakar

L'évaluation des bassins d'Achimota a révélé que les matières retenues dans les réservoirs se divisaient en quatre couches : une couche inférieure et une couche supérieure de boues, une couche centrale « d'eau propre » et une couche supérieure d'écume. Des concentrations moyennes de matières solides de 140 g/l (14 %) et de 200 g/l (20 %) ont été respectivement enregistrées dans la couche de boues inférieure et dans la couche d'écume. Lors d'analyses parallèles en laboratoire dans des cylindres de 1 000 ml, les concentrations maximales dans la couche de boues ont atteint 60 à 85 g/l après neuf jours et plus de 100 g/l après 30 jours (Heinss *et al.*, 1999). Malgré la disparité des concentrations moyennes de matières solides des boues entrantes, à savoir 12 g/l pour Accra et 5 g/l pour Dakar, ces chiffres se rapprochent bien des concentrations enregistrées à Dakar, de l'ordre de 60 à 70 g/l (6 à 7 %) après une semaine de décantation (Dodane et Bassan, 2014). Les résultats obtenus lors des essais en conditions réelles ne sont pas aussi bons que ceux obtenus en laboratoire dans les cylindres, ce qui donne à penser que ces derniers ont tendance à surestimer la performance des unités de décantation. Aucune information quantitative n'est disponible sur les matières extraites de la chambre de séparation des matières solides de Tabanan, mais les observations indiquent que leur teneur en matières sèches est faible.

Les évaluations conduites en 1994 ont également porté sur la capacité des bassins à réduire la demande biochimique en oxygène sur 5 jours (DBO₅) et les matières en suspension (MES) de la fraction liquide. Au cours des cinq premiers jours, les taux moyens d'abattement de la DBO et des MES ont été, respectivement, de 55 % et de 80 %. Par la suite, la performance s'est détériorée et le taux d'abattement des MES a chuté à environ 40 % après 20 jours et à 20 % après 10 jours.

Globalement, les calculs du bilan massique ont révélé une assez bonne élimination des solides sur l'ensemble du cycle d'exploitation, avec 57 % d'élimination des MES et 48 % d'élimination des matières volatiles en suspension (MVS). La réduction de la charge organique dans l'effluent liquide est faible, ne s'élevant qu'à 12 % pour la DBO non-filtrée et à 24 % pour la demande chimique en oxygène (DCO) non-filtrée. Le rapport DCO/DBO est passé d'une moyenne de 9 à l'entrée à 5,6 à la sortie, ce qui indique que des matières peu biodégradables se déposent dans les boues, facilitant l'évacuation des matières biodégradables avec l'effluent liquide (Heinss *et al.*, 1998 et 1999).

des boues décantées, mais aussi une réduction significative de l'élimination des matières organiques et des matières en suspension.

La teneur en matières sèches des boues dans les bassins de Dakar est supérieure aux taux généralement obtenus lors du processus d'épaississement gravitaire.

Paramètres de conception

Le tableau 7.1 contient les paramètres de conception de la chambre de séparation des matières solides ainsi que des bassins de décantation et d'épaississement, calculés en fonction des dimensions réelles et des charges entrantes enregistrées, et l'on peut constater les points suivants :

- Le temps de rétention hydraulique nominal des bassins d'Achimota est situé dans la fourchette basse des valeurs recommandées pour les bassins de lagunage anaérobies (voir tableau 8.3) ;
- Le taux de déversement superficiel des bassins de Dakar est inférieur de moitié au taux de 15,5 à 31 m³/m².j recommandé pour les épaisseurs gravitaires traitant les boues primaires de stations d'épuration (Metcalf et Eddy, 2003). Le temps de rétention hydraulique nominal de ces bassins est supérieur au débit maximal de 2 à 3 heures, recommandé en Grande-Bretagne pour les clarificateurs primaires, bien que les taux de déversement réels à Cambérène soient semblables aux taux recommandés ;
- La charge massique constatée dans les bassins de Dakar est similaire à la charge recommandée par Metcalf et Eddy (2003), à savoir 4 à 6 kg/m².h pour les épaisseurs gravitaires traitant les boues primaires.

Considérations sur l'exploitation

Les trois systèmes décrits ci-dessus fonctionnent en mode discontinu, un bassin ou une chambre étant alimenté tandis que les boues se décantent dans l'autre bassin ou l'autre chambre, raison pour laquelle il faut toujours prévoir deux installations.

Les installations de Dakar comportent une sorte de bac à une extrémité avec un tuyau pour l'évacuation des boues. Cette configuration est également caractéristique des bassins de décantation rectangulaires dans les stations d'épuration des eaux usées. Les bassins de décantation sont équipés d'un système de racleur pour repousser dans ces bacs les boues qui se déposent sur toute la longueur du bassin. En l'absence d'un tel système, le tuyau ne fera que retirer les boues décantées dans le bac. À Dakar, les boues sont évacuées à l'aide des pompes d'aspiration de camions de vidange. La chambre de séparation des matières solides de Tabanan fonctionne de façon similaire. Elle comporte une petite pompe submersible qui se déplace pour aspirer les boues. Dans les deux cas, il est probable que l'aspiration des boues au fond entraîne également l'aspiration d'une quantité d'eau surnageante. L'expérience d'élimination des boues d'un bassin rectangulaire semblable avec une pente légère – dans un camp de personnes déplacées à Sittwe, au Myanmar – confirme cette

hypothèse. Des conduites sont positionnées régulièrement le long du bassin pour permettre une évacuation gravitaire des boues vers des lits de séchage. Un rapport sur l'opération de vidange des boues du bassin indique que « pendant les premières minutes qui suivent l'ouverture de la vanne, un liquide épais est retiré et, par la suite, les matières retirées sont très fluides » (Kraehenbuehl et Hariot, 2015).

Ces remarques conduisent à une conclusion importante, à savoir que les bassins à fond plat ou légèrement inclinés ne permettent pas de retirer les boues à l'aide de pompes portables ou de tuyaux d'aspiration sans retirer, par la même occasion, une partie de l'eau surnageante. Ceci réduit l'efficacité du processus de séparation solide-liquide.

Le pompage des boues est plus difficile si ces dernières sont conservées pendant une longue période dans les bassins. En l'absence de recommandations spécifiques, les procédures d'exploitation standards exigent un retrait des boues à une fréquence maximale de deux semaines. Il est conseillé de prévoir un accès pour permettre l'enlèvement manuel des boues, dans le cas où elles sont épaissies au point de ne plus pouvoir être pompées. Comme indiqué au chapitre 5, des procédures de sécurité strictes doivent être suivies lorsque l'on travaille dans des bassins contenant des boues digérées ou en phase de digestion.

L'utilisation d'une tractopelle comme dans l'exemple d'Achimota ne peut avoir lieu qu'après évaporation du surnageant et dès que la teneur en matières sèches des boues décantées est de l'ordre de 15 %. Ceci est possible dans le cas d'Achimota en raison de la longue durée de vie du cycle des opérations.

Il n'existe aucune information quantitative sur la percolation à travers le lit filtrant de la chambre de séparation. Une simple inspection visuelle lors d'une visite de la station de Tabanan donne à penser que la quantité de liquide percolant est relativement faible par rapport aux volumes combinés retirés par décantation et pompage dans des lits de séchage.

Pour s'assurer que l'écume ne s'échappe pas avec le surnageant ou ne bloque pas l'écoulement vers le déversoir de sortie, la profondeur de la chicane protégeant le déversoir doit être supérieure à la profondeur maximale potentielle de l'écume. En se basant sur l'expérience de Dakar, Dodane et Bassan (2014) estiment à 0,4 m l'épaisseur de la couche d'écume et à 0,7 m la profondeur des parois de la chicane sous la surface liquide.

Sur cette base, on peut conclure que les chambres de séparation et les bassins de décantation sont un moyen simple mais efficace pour séparer et décanter les matières solides. Cependant, leurs fonds légèrement inclinés rendent difficile l'élimination des matières solides décantées, sans pour autant éliminer une quantité importante d'eau surnageante. Pour faire face à ce problème, l'opérateur des installations d'Achimota a prolongé le cycle d'alimentation et de mise au repos de façon à permettre aux boues de sécher et d'être retirées comme un produit solide. Cela a accru les besoins en surface de terrain pour le traitement et a entraîné une détérioration progressive de la qualité de l'effluent liquide. Le retrait des boues séchées se fait par ailleurs

à l'aide d'une tractopelle, ce qui est sans doute peu envisageable dans les stations de traitement plus petites. La partie consacrée aux lits de décantation et de séchage, plus loin dans ce chapitre, se penche sur la possibilité d'adapter la conception d'Achimota pour permettre une décantation gravitaire initiale dans un bassin relativement peu profond, l'évacuation du surnageant après décantation et la déshydratation des boues.

Les performances des bassins de décantation et d'épaississement similaires à celui d'Accra et des chambres de séparation pourraient être améliorées en augmentant suffisamment la pente du fond du bassin, pour permettre aux matières solides de se déposer par gravité jusqu'à un point de reprise des boues. Cette solution est difficile et trop coûteuse pour être appliquée à des bassins de forme rectangulaire comme dans les deux cas précités. Il est sans doute préférable de remplacer les bassins rectangulaires à écoulement horizontal par des bassins de forme circulaire ou carrée, à écoulement radial ou vertical, comme dans les bassins de sédimentation et les épaississeurs gravitaires des stations d'épuration des eaux usées classiques. Le paragraphe suivant étudie cette possibilité.

Épaississeurs gravitaires

Description du système

Épaississeurs gravitaires conventionnels avec racleurs mécaniques. Les épaississeurs gravitaires sont utilisés pour épaissir les boues produites dans les stations d'épuration avant la digestion et la déshydratation. Ils sont généralement de forme circulaire, inclinés vers un puits central et équipés d'un mécanisme rotatif qui déplace la boue vers le fond. Le fond du réservoir est incliné vers le puits central sur une pente de 1 pour 6 – ou plus – et les radiers doivent être à 60° par rapport à l'horizontale (US EPA, 1987). Des racleurs mécaniques poussent les boues décantées vers la trémie, d'où elles sont évacuées par un tuyau d'aspiration fonctionnant soit à l'aide d'une pompe, soit par pression hydrostatique. Un dispositif est prévu sur la partie supérieure afin d'éliminer l'écume. La figure 7.4 montre un épaississeur gravitaire motorisé classique.

Lorsqu'ils sont utilisés pour épaissir les boues primaires dans le traitement des eaux usées, les épaississeurs gravitaires augmentent généralement la teneur en matières sèches des boues d'une fourchette de 2 à 6 % à une fourchette de 4 à 10 % de matières sèches (Metcalf et Eddy, 2003) et l'on peut s'attendre à un rendement semblable ou supérieur avec des boues bien digérées. Cependant, il existe peu d'exemples d'utilisation dans les stations de traitement des boues.

En 2017, un épaississeur gravitaire a été mis en service dans une usine de traitement des boues à Bali, en Indonésie, mais aucune information sur sa conception ou ses performances n'est disponible.

Les épaississeurs gravitaires conventionnels sont mécaniquement complexes et nécessitent de bonnes chaînes d'approvisionnement pour les pièces de rechange, ainsi que des opérateurs possédant de bonnes connaissances et compétences pour

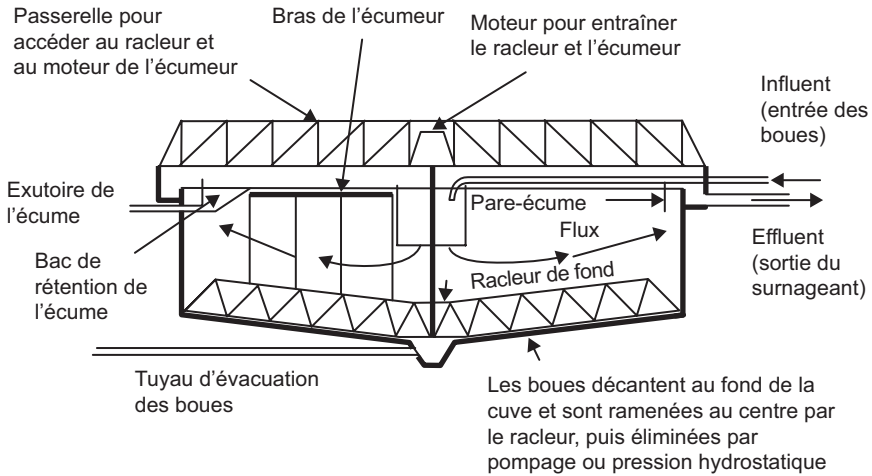


Figure 7.4 Épaisseur gravitaire conventionnel

assurer la maintenance et la réparation de la structure mécanique du racleur/écumeur et du moteur. Si les boues ne sont pas régulièrement purgées, elles s'accumulent au fond du bassin, ce qui augmente la pression sur le mécanisme d'entraînement des racleurs et peut rapidement conduire à la défaillance des paliers, voire à une panne complète du système. Aussi, les épaisseur gravitaires circulaires à racleurs mécaniques ne sont envisageables que pour les grandes installations de traitement des boues disposant d'un personnel d'entretien mécanique qualifié et disponible en interne ou localement.

Épaisseurs statiques. Les épaisseur gravitaires conventionnels sont semblables aux bassins de clarification circulaires qui sont utilisés pour décanter les matières solides dans de nombreuses stations d'épuration. Les principales différences résident dans l'augmentation de la profondeur des revanches et les taux de déversement légèrement inférieurs des épaisseur gravitaires par rapport aux bassins de clarification. Les similitudes entre les épaisseur gravitaires et les bassins de décantation indiquent la possibilité d'utiliser des épaisseur statiques pour la séparation solide-liquide. Historiquement, les épaisseur statiques sont utilisés pour la sédimentation primaire et secondaire dans les petites et moyennes stations d'épuration. Ils ne comportent pas de pièces mobiles et sont donc faciles à utiliser, ce qui en fait une solution intéressante lorsque l'alimentation électrique n'est pas fiable et qu'il n'existe pas de personnel hautement qualifié. L'effluent entre dans le réservoir par une conduite d'alimentation centrale, s'écoule vers le bas à travers un puits de tranquillisation, puis vers le haut à travers le corps principal de l'épaisseur, et ressort du bassin par le déversoir périphérique. La vitesse ascendante du liquide doit être inférieure à la vitesse de décantation des matières solides, de sorte que les matières solides décantables se déposent dans le fond du bassin. La figure 7.5 montre une coupe en plan et une coupe longitudinale d'un épaisseur statique.

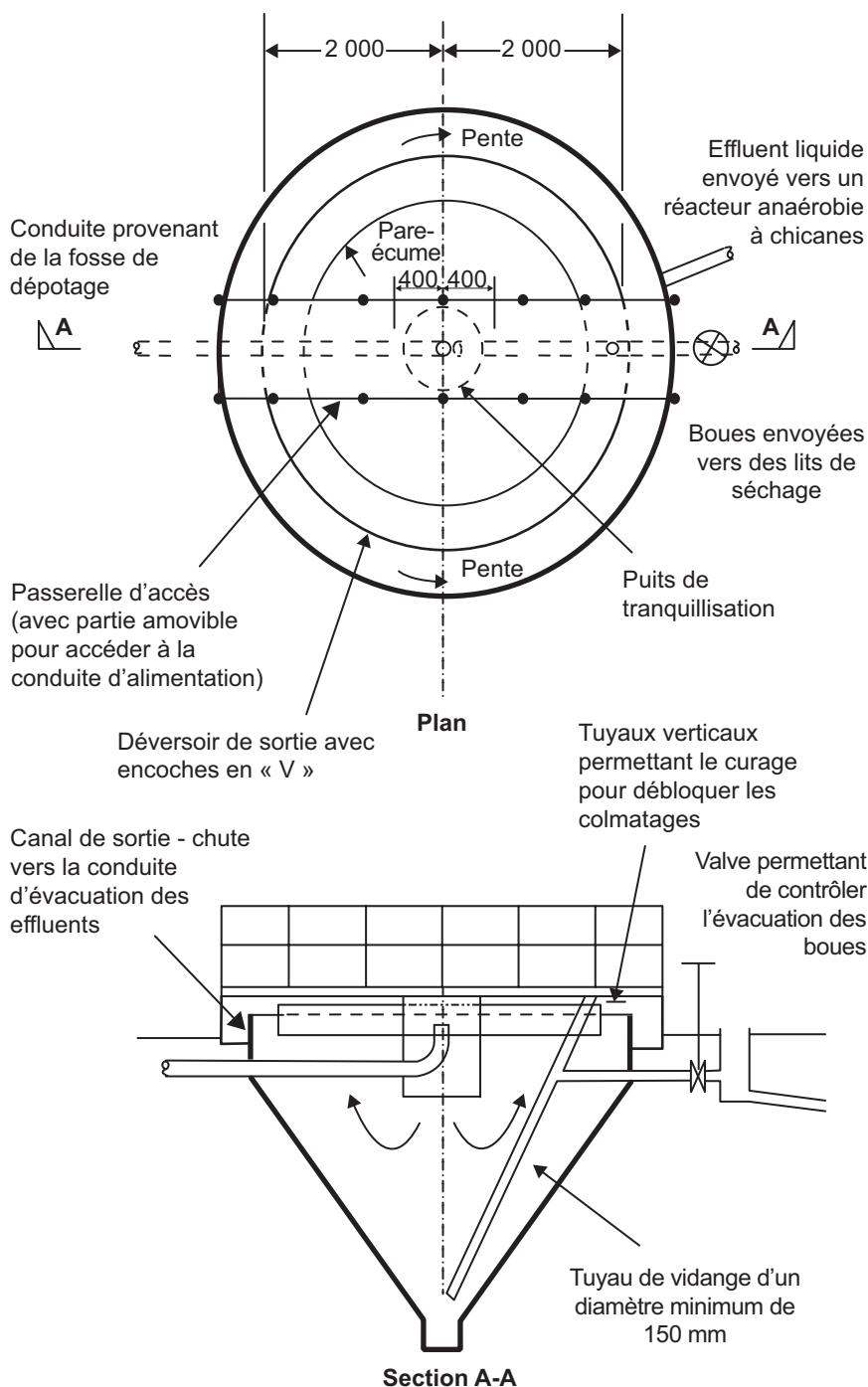


Figure 7.5 Plan et coupe du réservoir de sédimentation d'un épaisseur statique

Les épaisseurs statiques utilisent la gravité et non un racleur mécanisé pour déplacer les boues vers le tuyau d'évacuation. Cela simplifie le fonctionnement, à condition que les radiers soient fortement inclinés, au minimum à 60° par rapport à l'horizontale, pour les réservoirs de forme carrée et à 45° pour les réservoirs circulaires (*Institute of Water Pollution Control, 1980*). Si l'inclinaison est moindre, les boues ont tendance à adhérer aux radiers tandis que l'eau relativement claire s'écoule vers l'entrée du tuyau d'évacuation des boues. Pour satisfaire ces conditions, ce type d'épaisseur doit donc être profond, ce qui entraîne une augmentation rapide de leur coût en fonction de leur taille. Par conséquent, leur taille est limitée à environ 9 m de large, ce qui signifie qu'ils ne peuvent être utilisés que pour les stations d'épuration desservant de petites collectivités. En revanche, pour les stations de traitement des boues, la taille n'est pas un problème puisque les débits concernés sont beaucoup plus faibles.

En Grande-Bretagne, les épaisseurs statiques sont purgés en utilisant la pression hydrostatique à l'aide d'un tuyau qui part du fond de l'épaisseur jusqu'à un réservoir. La figure 7.5 montre cette disposition. L'exutoire du tuyau est positionné suffisamment bas sous le niveau de l'eau dans le réservoir pour que la pente hydraulique nécessaire à l'écoulement des boues dans le tuyau soit obtenue à l'ouverture de la vanne. Un déversoir à goulot (*bellmouth weir*) réglable peut être utilisé pour faire varier la pression hydrostatique. Ce système est utilisé dans une station de traitement des boues dans un camp de personnes déplacées à Sittwe au Myanmar. Il est nécessaire de purger les boues plusieurs fois par jour, de sorte qu'elles n'aient pas le temps de s'épaissir.



Photo 7.1 Épaisseur statique à Sittwe au Myanmar
Crédit photo : Solidarités International

Une autre solution consiste à pomper les boues hors de l'épaississeur, mais cela nécessite un équipement mécanique et ne fonctionne pas si la pompe tombe en panne ou en cas de coupure de courant.

Considérations sur l'exploitation et la conception

La teneur élevée en matières solides des boues de vidange liquides signifie que le dimensionnement des épaisseurs gravitaires dépend habituellement de la charge massique plutôt que de la charge hydraulique. Il en résulte souvent une vitesse de déversement superficielle inférieure à la vitesse minimale recommandée par les textes de référence. Dans les stations d'épuration, de faibles taux de charge hydraulique peuvent entraîner des conditions septiques, ce qui engendre des problèmes avec les matières solides flottantes et les odeurs. Ce problème est surmonté par la recirculation des effluents pour maintenir les conditions aérobies, mais cela nécessite une source d'énergie fiable et augmente à la fois les coûts opérationnels et la charge hydraulique des unités en aval. Ces exigences - fiabilité de la source d'énergie et des équipements mécaniques - ne jouent pas en faveur de cette solution dans les petites stations de traitement des boues. Les faibles taux de déversement superficiels ne posent probablement pas de problème pour les boues liquides, celles-ci étant préalablement bien digérées. Il est donc peu probable qu'elles subissent d'importants changements biologiques pendant leur passage dans un épaisseur gravitaire. Le cas échéant, il est possible de concevoir des épaisseurs gravitaires répondant aux critères de charge organique et acceptant des vitesses faibles qui sont ramenées à zéro pendant la nuit et à d'autres moments où il n'y a aucun dépotage dans la station. L'expérience du bassin de décantation et d'épaississement de Dakar confirme ce point. En effet, le taux de déversement superficiel (équivalent à la vitesse de refoulement pour les bassins verticaux) du bassin de Dakar est de $0,5 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{h}$ ou $12 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{j}$, c'est-à-dire inférieur aux $15,5$ à $31 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{j}$ recommandés pour les épaisseurs gravitaires classiques. Le débit de $0,5 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{h}$ est un débit maximum et le débit moyen à travers les bassins de Dakar sur une période de 24 heures est inférieur au tiers de ce débit, tombant à zéro pendant la nuit.

Les épaisseurs gravitaires doivent être dimensionnées pour pouvoir absorber le débit de pointe estimé en fonction du débit maximal de dépotage des camions en station, et adapté si besoin pour tenir compte d'une atténuation éventuelle dans les dispositifs de réception et de prétraitement.

L'élimination régulière des boues est essentielle au bon fonctionnement des épaisseurs gravitaires. Sans cela, il se produit une accumulation excessive des matières solides, ce qui empêche le fonctionnement des racleurs mécaniques et obstrue les tuyaux d'évacuation des boues. La teneur élevée en matières solides des boues liquides signifie que leur extraction doit être beaucoup plus fréquente que dans le cas des bassins de traitement des eaux usées municipales. L'expérience de l'utilisation d'un petit épaisseur statique pour la séparation solide-liquide à l'usine de Sittwe au Myanmar montre que l'élimination des matières solides est nécessaire plusieurs fois par jour (Solidarités International,

communication personnelle). Dans le cas où cette exigence n'est pas respectée, l'accumulation excessive de boues dans l'épaississeur engendre une augmentation de la charge sur le mécanisme d'entraînement des racleurs et, éventuellement, une défaillance prématurée des paliers.

Les boues liquides entrantes contiennent des matières solides flottantes, des graisses et des huiles, qui flottent à la surface des réservoirs et forment une écume. Des dispositions doivent être prises pour retenir ces matériaux flottants et les retirer périodiquement. Pour retenir l'écume, il faut prévoir une chicane ou un panneau d'écume, généralement situé à environ 0,3 m à l'intérieur du déversoir périphérique et s'étendant à au moins 200 mm sous la surface de l'eau.

Des dispositions doivent également être prises pour assurer l'enlèvement périodique de l'écume. Une solution est de prévoir un déversoir réglable, conduisant à une fosse dans laquelle un tuyau contrôlé par une vanne donne accès à la conduite d'évacuation des boues. Le déversoir réglable doit être situé à l'intérieur du pare-écume et de préférence près de la passerelle qui traverse le bassin, afin de permettre à l'opérateur d'y accéder. La première étape de l'élimination de l'écume consiste, pour les opérateurs, à la pousser sur la surface du bassin vers le déversoir réglable, à l'aide d'un outil de « raclage » constitué d'une longue planche fixée sur un manche. Le déversoir réglable peut alors être abaissé et la vanne ouverte pour permettre à un mélange d'écume et de liquide d'être aspiré par le haut du bassin. La photo 7.2 présente le dispositif le plus simple permettant d'éliminer l'écume du bassin dans l'épaississeur gravitaire de Sittwe. Il s'agit d'un déversoir qui peut être contrôlé manuellement.



Photo 7.2 Dispositif de retrait de l'écume de l'épaississeur statique de Sittwe

Tableau 7.2 Paramètres de conception d'un épaisseur gravitaire

Paramètre	Symbole	Unités	Fourchette/ valeur recommandée	Notes	Références
Charge admissible	SLR	kg/m ² .h	4 à 6	La fourchette est donnée pour les solides primaires (dans le traitement des eaux usées)	WEF (2010)
Taux de déversement superficiel	TDS	m ³ /m ² .j	15,5 à 31	La fourchette est donnée pour le débit de déversement maximal pour les matières solides primaires (dans le traitement des eaux usées)	WEF (2010), Metcalf et Eddy (2003)
Temps de rétention hydraulique	TRH	h	2 à 6	Fourchette recommandée	WEF (2010)
Profondeur	Z	m	2 à 4		WEF (2010)

Paramètres et méthode de conception

Pour permettre la continuité de l'exploitation pendant la mise hors service d'une unité pour réparation ou maintenance, il faut prévoir l'installation parallèle d'au moins deux unités. Les unités doivent être exploitées selon le principe de la disponibilité opérationnelle et chacune doit fournir une capacité suffisante pour faire face aux charges hydrauliques et aux charges de matières en suspension lors de la mise hors service d'une autre unité.

Le tableau 7.2 récapitule les paramètres de conception recommandés pour les épaisseurs gravitaires circulaires avec racleurs mécaniques. À l'exception de la profondeur, ces paramètres s'appliquent également aux épaisseurs statiques.

Les étapes de conception sont décrites ci-dessous :

1. Calculer la charge nominale l'aide de l'équation :

$$L_s = \frac{Q_i P_j MES_i}{(t_{op})}$$

Avec : L_s = la charge nominale en kg/h ;
 MES_i = la teneur moyenne en MES de l'influent en g/l (kg/m³) ;
 Q_i = le débit moyen vers la station (m³/j) ;
 P_j = le coefficient de pointe journalier présumé ou évalué ;
 t_{op} = la durée d'exploitation de l'installation en heures par jour (h/j).

2. Calculer la superficie totale requise (A_T) en m^2 en divisant la charge nominale (L_s) par la charge admissible (*solids loading rate* – SLR en anglais) :

$$A_T = \frac{L_s}{SLR}$$

3. Calculer la surface spécifique de la cuve de chacun des épaisseurs gravitaires. Comme indiqué précédemment, il est nécessaire de prévoir au moins deux unités. La capacité totale doit être suffisante pour faire face à la charge nominale lorsqu'une unité est mise hors service pour entretien ou réparation. Ceci requiert :

$$A_{cuve} = \frac{A_T}{(n - 1)}$$

Avec : A_{cuve} = la superficie d'une unité ;
 n = le nombre d'unités.

4. Calculer le volume de la cuve de l'épaisseur. Le volume de la cuve (V_{cuve}) d'un épaisseur circulaire est donné par l'équation :

$$V_{cuve} = A_{cuve} Z$$

Avec : Z = la profondeur moyenne de la cuve. Pour un épaisseur statique circulaire, le volume de la cuve est calculé à l'aide de l'équation suivante :

$$V_{cuve} = \pi \left[r^2 z + r^3 \tan \theta / 3 \right]$$

Avec : r = le rayon de la cuve ;
 z = la profondeur du niveau d'eau le plus élevé jusqu'au sommet de la section de la cuve ;
 θ = l'angle des radiers par rapport à l'horizontale.

5. Calculer le taux de déversement superficiel (TDS) et le temps de rétention hydraulique (TRH) à l'aide des équations :

$$TDS = 24 \frac{Q_i P_i}{t_{op} A_T}$$

$$TRH = 24 \frac{(n-1) V_{cuve}}{Q_i}$$

Le taux de déversement superficiel est calculé pour le débit de pointe lors du dépotage d'un camion. Le temps de rétention hydraulique indiqué est calculé dans des conditions de débit nominal moyen. Il est plus court lorsque le débit journalier est au maximum, mais reste néanmoins supérieur à la fourchette indiquée dans le tableau 7.2.

6. Calculer le taux d'accumulation des matières solides dans l'épaississeur et déterminer la fréquence de retrait des boues :

$$MS_a = Q(MES_i) \left(\frac{\%MES_{abat}}{100} \right)$$

Avec : MS_a = le taux d'accumulation des matières solides en kg/jour ;

Q = le débit journalier en m³/j (varie jusqu'à un maximum de $Q_i P_j$) ;

MES_i = la concentration de matières en suspension dans les boues entrantes en g/l (kg/m³). Si MES_i reste constant, le taux d'accumulation des matières solides augmente jusqu'à atteindre un point maximal lorsque $Q = Q_i P_j$;

$\%MES_{abat}$ = le pourcentage d'abattement des matières sèches dans l'épaississeur.

Le taux d'accumulation des boues est donné par l'équation :

$$Q_{boues} = \frac{100MS_a}{\%MS \times \rho_{boues}}$$

Avec : Q_{boues} = le taux d'accumulation volumétrique des boues en m³/j ;

$\%MS$ = le pourcentage de matières sèches contenues dans les boues extraites du fond de la cuve ;

ρ_{boues} = la densité des boues.

La densité des boues peut atteindre 1 000 kg/m³. La siccité de la boue retirée du fond de la cuve dépend de la nature et de la teneur en matières sèches des boues entrantes. Les chiffres donnés pour les boues des stations d'épuration varient de 2 à 3 % pour les boues activées, 5 à 10 % pour les boues primaires et 12 % pour les boues primaires digérées en anaérobiose provenant des digesteurs primaires (Metcalf et Eddy, 2003). Le chiffre le plus pertinent pour les boues liquides correspond aux 6 à 7 % enregistrés pour le bassin de décantation et d'épaississement de Dakar décrit dans l'encadré 7.1. D'après ces chiffres, la teneur en matières sèches des boues extraites des épaississeurs gravitaires doit se situer entre 6 et 10 %. Lors de la conception d'un épaississeur, on utilise un chiffre dans cette fourchette. Ce chiffre doit être vérifié en conditions réelles, ce qui implique d'ajuster par la suite les recommandations nominales relatives aux taux d'accumulation des boues et à la fréquence d'extraction. La fréquence d'extraction des boues dépend de la teneur en matières sèches et des caractéristiques de sédimentation des boues entrantes. Le personnel d'exploitation doit décider d'un système approprié d'évacuation des boues sur la base de leur expérience opérationnelle dans la station. La masse et le volume de boues extraites lors de chaque opération de déshydratation sont donnés par les équations suivantes :

$$m_w = \frac{MS_a}{f_{vidange}}$$

Et :

$$V_{\text{boues}} = \frac{m_w}{\%MS \times \rho_{\text{boues}}} = \frac{MS_a \times 100}{f_{\text{vidange}} \times \%MS \times \rho_{\text{boues}}}$$

Avec : f_{vidange} = le nombre de fois où la cuve est vidangée au cours d'une journée type ;

m_w = la masse des boues retirées lors de chaque vidange ;

V_{boues} = le volume de boues humides retirées lors de chaque vidange.

Il est possible de décider d'abord de la fréquence d'évacuation des boues, puis d'utiliser les équations pour calculer la masse et le volume des boues enlevées. Pour les épaisseurs statiques, la meilleure solution consiste à déterminer la fréquence de vidange des boues pour retirer un volume défini. Dans ce cas, la deuxième équation est réorganisée de la façon suivante :

$$f_{\text{vidange}} = \frac{MS_a \times 100}{V_{\text{boues}} \times \%MS \times \rho_{\text{boues}}}$$

Quelle que soit la fréquence de vidange des boues, les facteurs critiques pour la conception des installations de déshydratation ultérieures seront le volume de boues enlevées en une journée et la teneur en matières sèches de ces boues.

Comme nous l'avons déjà mentionné, dans les stations d'épuration des eaux usées classiques, lorsque le temps de rétention hydraulique excède les valeurs de référence, une pratique courante consiste à faire recirculer le flux dans l'épaisseur gravitaire afin d'en augmenter le débit et de réduire le temps de rétention. Dans le cas du traitement des boues liquides, cette solution n'est possible que dans des stations de grande taille qui seules sont susceptibles d'avoir les ressources nécessaires pour gérer la recirculation. Ces boues étant en principe bien digérées, l'augmentation du temps de rétention ne doit pas entraîner une augmentation de la septicité.

Il doit donc être possible d'omettre la recirculation, même lorsque le temps de rétention hydraulique est inférieur à la durée minimale donnée dans le tableau 7.2. D'autres études sont nécessaires pour confirmer ce point de vue.

Dans les cas où il est déterminé que la recirculation est à la fois nécessaire et possible, la procédure de calcul du débit de recyclage est la suivante :

- Choisir un temps de rétention hydraulique, TRH (TRH^*), dans le bas de la fourchette indiquée dans le tableau 7.2 ;
- Déterminer le débit total (Q_T) requis pour obtenir ce TRH pour le volume de la cuve calculé à l'étape 4 ci-dessus, en utilisant l'équation :

$$Q_T = \frac{V_{\text{cuve}} \times 24}{TRH^*}$$

- Calculer le débit de recirculation (Q_R) en soustrayant le débit d'alimentation, car celui-ci varie au cours de la journée (Q) de Q_T :

$$Q_R = Q_T - Q$$

L'exemple ci-dessous concerne la conception d'un épaisseur statique. Il fait apparaître la nécessité d'extraire fréquemment les boues, ce qui confirme le fonctionnement de l'épaisseur statique de la station de traitement des boues du camp de Sittwe au Myanmar desservant les camps de personnes déplacées et qui est vidangé une douzaine de fois par jour.

Exemple de conception d'un épaisseur statique

Un épaisseur statique doit être conçu pour traiter un débit moyen de boues de vidange de 100 m³/jour avec une concentration moyenne en matières solides des boues entrantes de 20 000 mg/l. Le coefficient de pointe journalier est égal à 1,5. Les charges admissibles et les paramètres de conception hypothétiques sont indiqués ci-dessous.

Paramètre	Symbole	Valeur	Unité
Débit moyen des boues entrantes	Q_i	100	m³/jour
Coefficient de pointe journalier	P_j	1,5	–
Concentration en matières solides des boues entrantes	MES_i	20 000	mg/l
Charge admissible	SLR	6	kg/m².h
Temps de rétention hydraulique désiré	TRH	6	h
Profondeur jusqu'en haut de la cuve	z	1	m
% d'abattement des MES	%MES	60	%
Fréquence d'extraction des boues	$F_{vidange}$	À calculer	Purge/jour
Temps d'exploitation	t_{op}	12	h/j
Nombre d'unités	n	2	–
Siccité des boues	%MS	6	%
Densité des boues	ρ_{boues}	1 000	kg/m³

1. Calcul de la charge nominale (L_s) :

$$L_s = 100 \text{ m}^3/j \times 1,5 \times 20\,000 \text{ mg/l} \times \frac{1\,000 \text{ l}}{1 \text{ m}^3} \times \frac{1 \text{ kg}}{1\,000\,000 \text{ mg}} \times \frac{1 \text{ j}}{12 \text{ h}}$$
$$= 250 \text{ kg/h}$$

2. Calcul de la surface requise :

$$A_r = \frac{250 \text{ kg/h}}{6 \text{ kg/m}^2.h} = 42 \text{ m}^2$$

3. Déterminer le nombre et le diamètre des épaisseurs.

Conception prévue pour deux épaisseurs en service et un épaisseur de réserve, chacun fournissant 50 % de la capacité requise au débit de pointe nominal.
Rayon de chaque épaisseur = $\sqrt{[42/(2\pi)]}$ = 2,58 m, soit 3 m.

4. Calculer le volume de la cuve.

On considère les épaisseurs statiques circulaires avec une paroi latérale verticale de 1 m au-dessus de la cuve et des radiers de 45° à l'horizontale :

$$V_{cuve} = 2 \times \pi \times (3^2 \times 1 + 3^3 \tan 45^\circ/3) = 113 \text{ m}^3$$

5. Calculer et vérifier le taux de déversement superficiel et le temps de rétention hydraulique.

Taux de déversement superficiel lors du débit de pointe journalier :

$$\text{TDS de pointe journalier} = \frac{100 \times 1,5 \text{ m}^3/\text{j}}{42 \text{ m}^2} = 3,6 \text{ m/j}$$

Temps de rétention hydraulique :

$$\text{TRH} = \frac{113 \text{ m}^3 \times 24 \text{ h}}{150 \text{ m}^3/\text{j}} = 0,75 \text{ j} = 18 \text{ h}$$

Le temps de rétention hydraulique et le taux de déversement sont inférieurs aux taux recommandés pour les épaisseurs gravitaires traitant les boues d'épuration.

Pour une durée de rétention hydraulique de 6 heures, soit 0,25 jour (le temps de rétention hydraulique est susceptible d'être encore plus élevé au débit moyen journalier), le débit total Q_r est alors de :

$$Q_r = \frac{113 \text{ m}^3 \times 24}{6} = 452 \text{ m}^3/\text{j}$$

Le débit de recirculation requis (Q_r) au débit quotidien moyen serait de $(452 - 100) \text{ m}^3/\text{j} = 352 \text{ m}^3/\text{j}$, soit une moyenne d'environ 4 l/sec. Vu la nature de la digestion des boues entrantes, il est peu probable que la septicité soit un problème, par conséquent aucune recirculation n'a été envisagée.

6. Calculer la masse et le volume des matières solides accumulées au fond de l'épasseur. Si 60 % des matières solides entrant dans les épaisseurs gravitaires se déposent, le taux d'accumulation des matières solides au débit de pointe est donc de :

$$MS_a = (150 \text{ m}^3/\text{j} \times 20 \text{ kg/m}^3 \times 60/100) = 1\,800 \text{ kg/j}$$

Pour une siccité de 6 %, la production quotidienne de boues est donc :

$$V_{\text{boues}} = [(1\,800 \text{ kg/j})(10^{-3} \text{ m}^3/\text{kg})]/6/100 = 30 \text{ m}^3/\text{j}$$

Celle-ci doit être répartie entre deux épaisseurs statiques, de sorte qu'il est nécessaire d'extraire de chaque cuve 15 m³ de boues par jour. Si les cuves sont purgées lorsque la profondeur des boues dans la cuve atteint 1,25 m, le volume à enlever chaque fois qu'une cuve est vidangée est de $(1,25^3 \pi)/3 = 2,04 \text{ m}^3$. Chaque cuve doit donc être vidangée entre sept et huit fois par jour, environ toutes les heures et demie pour une journée de travail de 12 heures.

Lits de décantation et de séchage

Comme nous l'avons déjà mentionné, les lits de séchage conventionnels sont simples et faciles à utiliser, mais leur emprise foncière est beaucoup plus élevée que celle des autres technologies de séparation solide-liquide. Les lits de décantation et de séchage sont une solution qui permet d'allier la simplicité des lits de séchage conventionnels et un besoin en espace réduit (US EPA, 1987). La figure 7.6 présente le schéma d'un lit de décantation et de séchage similaire au modèle utilisé aux États-Unis. Le lit de décantation est asphalté de sorte que le liquide est éliminé par évaporation et décantation plutôt que

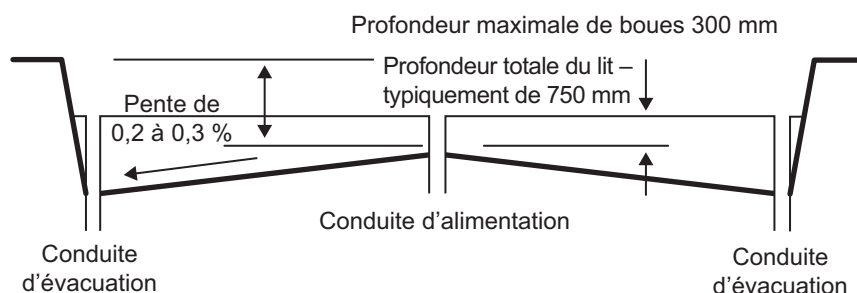


Figure 7.6 Coupe d'un lit de décantation et de séchage

par percolation à travers des couches de sable et de gravier poreux. Les boues sont brassées pour empêcher la formation d'une croûte à la surface du liquide qui empêcherait l'évaporation. Elles sont acheminées par un tuyau vertical situé au centre du lit. À partir de ce point, qui est le plus élevé du lit, le niveau du lit descend jusqu'aux bords selon une pente de 0,2 à 0,3 %. L'excès d'eau surnageante est évacué par des conduites situées dans chaque angle du lit. Cette disposition nécessite des vannes télescopiques réglables en hauteur et qui peuvent être abaissées pour permettre à l'eau surnageante de décanter. Une succession d'arrêts manuels offre une alternative plus simple.

Selon l'US EPA, il est possible de décanter de 20 à 30 % de la fraction liquide des boues ayant de bonnes caractéristiques de décantation. Les boues digérées étant généralement dotées de cette propriété, il est même possible qu'une plus grande proportion de leur fraction liquide puisse être décanter. Plusieurs cycles d'alimentation et de décantation sont parfois nécessaires avant que les boues partiellement déshydratées ne puissent être laissées au repos afin de faire place au processus d'évaporation. Le temps de rétention sur le lit dépend des conditions climatiques et des dispositifs prévus pour le brassage. L'US EPA fait état d'un taux de charge nominale de 244 kg MES/m².an pour la décantation des lits de séchage à Roswell, au Nouveau-Mexique, où le climat est chaud et sec (US EPA, 1987). Comme les bassins de décantation et d'épaississement et les chambres de séparation des matières solides décrits ci-dessus, le fonctionnement des lits de décantation et de séchage repose sur le même principe d'alimentation séquentielle d'une unité de traitement, suivi d'une période de repos lors de laquelle les boues sont déshydratées. Le taux de déversement hydraulique des bassins de décantation et d'épaississement au Ghana et des chambres de séparation des matières solides en Indonésie est nettement inférieur à celui des épaisseurs gravitaires. Néanmoins, il est au moins 50 fois plus élevé que celui de l'élimination des liquides dans des unités de déshydratation classiques. Cela signifie que les lits de décantation et de séchage ont une emprise foncière plus faible que les lits de séchage conventionnels. Ils constituent donc une alternative simple mais efficace aux lits de séchage lorsqu'il n'y a pas suffisamment d'espace et qu'il n'existe pas les systèmes de gestion pour faire fonctionner des technologies plus sophistiquées. La figure 7.7 montre un exemple d'agencement pour un lit de

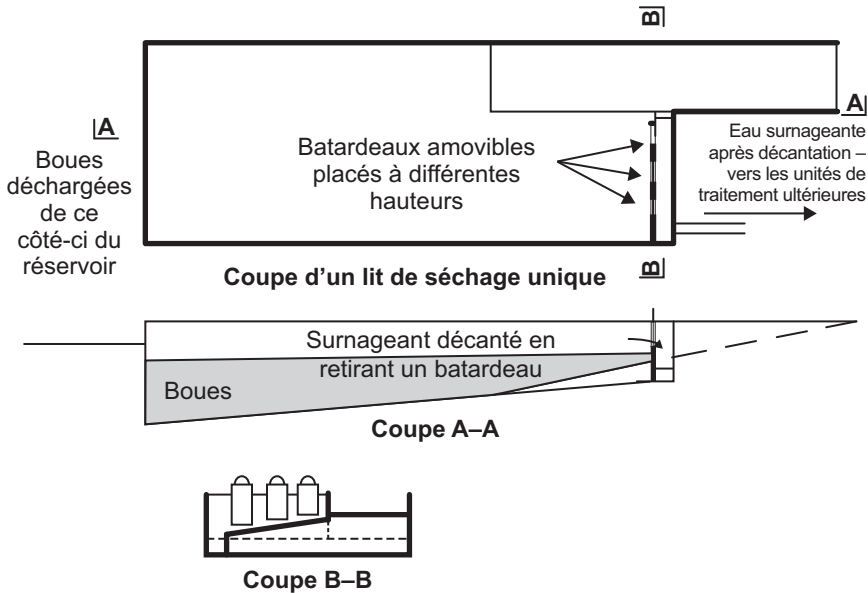


Figure 7.7 Exemple de chambre peu profonde de séparation solide-liquide

décantation peu profond, intégrant les caractéristiques des bassins de décantation et d'épaississement de la station d'Achimota. L'encadré 7.2 donne un exemple de cycle d'alimentation ainsi que des calculs et des taux de charge estimatifs.

Il faut mener d'autres études, dont des essais en conditions réelles, pour évaluer et quantifier les avantages potentiels des lits de décantation et de séchage et pour établir des consignes de conception et de fonctionnement. Les points à étudier incluent notamment la durée du cycle opérationnel, les charges massiques admissibles, la profondeur à laquelle l'eau surnageante peut être décantée sans entraîner une grande quantité de matières solides, la profondeur optimale des lits et des étangs et la qualité estimée de l'eau surnageante après décantation. En raison du manque de données opérationnelles, aucune recommandation de conception détaillée ne figure dans cet ouvrage. L'utilisation la plus appropriée des lits de décantation et de séchage est sans doute dans l'objectif d'atteindre une charge massique plus élevée que la charge qui pourrait être obtenue avec des lits de séchage conventionnels pour le traitement des boues dont la teneur en matières sèches est faible.

Presses mécaniques

Vue d'ensemble

Les dispositifs mécaniques de déshydratation sont utilisés depuis de nombreuses années pour déshydrater les boues des stations d'épuration. Ils nécessitent moins d'espace que les autres procédés de séparation solide-liquide. En revanche,

Encadré 7.2 Exemple de mode opératoire pour les lits de décantation et de séchage

Phase d'alimentation – trois jours. Les boues de vidange sont déversées dans un lit de séchage unique, dont la capacité doit être suffisante pour contenir toutes les boues dépotées lors de cette période. Si le volume de boues est de $40 \text{ m}^3/\text{j}$, la capacité pour 3 jours de rétention doit alors atteindre 120 m^3 . Si la profondeur de la couche de boues ne doit pas dépasser 600 mm, la surface totale nécessaire est donc de $120/0,6 = 200 \text{ m}^2$, soit un lit de $20 \text{ m} \times 10 \text{ m}$.

Phase de décantation – une journée. Après une journée de décantation, l'on doit retirer le liquide surnageant. La hauteur des boues peut alors être abaissée jusqu'à un niveau de 200 à 250 mm. L'évacuation du surnageant peut être faite à l'aide de vannes manuelles placées à des hauteurs différentes.

Phase de séchage – la durée de cette phase dépend du taux de séchage, mais dans les climats chauds elle peut être de l'ordre de 7 à 15 jours.

Phase de curage – la durée de cette phase dépend de l'équipement et de la main-d'œuvre disponibles, mais elle est en général d'environ deux jours.

Sur la base des durées estimées ci-dessus, la durée totale du cycle pour un lit de séchage unique se situe entre 13 et 21 jours, ce qui nécessite entre cinq et sept lits de séchage.

La charge massique en matières sèches totales (MST) – pour une concentration en MST de $10\,000 \text{ mg/l}$ et un cycle complet d'une durée de 21 jours – est donc de 104 kg de MST/ $\text{m}^2 \cdot \text{an}$. Pour un lit conventionnel avec une profondeur de boue de 200 mm et un cycle complet de 12 jours, la charge en MST serait de $61 \text{ kg/m}^2 \cdot \text{an}$. La superficie du lit de séchage nécessaire passerait de 1 400 à 2 400 m^2 , ce qui se traduirait par une diminution de la qualité de la fraction liquide combinant le surnageant et le percolat extraits du lit.

ils exigent une alimentation électrique fiable, une main-d'œuvre qualifiée, l'achat d'un polymère coûteux et l'existence d'une chaîne d'approvisionnement efficace pour les pièces de rechange. Ces exigences doivent être prises en compte au stade de la planification.

Deux types de presses sont considérées ici, la presse à vis et le filtre à bande, qui sont toutes deux utilisées pour le traitement des boues de vidange dans les pays à faible revenu. Elles sont en général utilisées immédiatement après le dégrillage et le dessablage, et cet ouvrage les considère comme une technologie de séparation solide-liquide, bien qu'elles puissent également être utilisées pour la déshydratation des matières solides issues du processus de séparation solide-liquide, comme expliqué au chapitre 9. Les presses mécaniques ont de faibles coûts en énergie par rapport à d'autres solutions mécaniques de séparation solide-liquide et de déshydratation, comme les centrifugeuses. D'autres coûts d'exploitation sont à prendre en compte lors de l'évaluation des solutions de déshydratation mécanique et notamment les dépenses d'entretien périodique, les pièces de rechange et le polymère. Le coût du polymère représente le coût d'exploitation le plus élevé et les projections financières doivent également tenir compte d'éventuelles dépenses de réparation et de remplacement des composants défectueux ou usagés. Les opérateurs intervenant sur les presses mécaniques doivent être formés et posséder des connaissances spécifiques pour surveiller le rendement et ajuster le dosage des polymères pour

en optimiser les performances. La continuité des performances repose en effet sur la présence d'un personnel de maintenance possédant des connaissances et des compétences appropriées et sur des chaînes d'approvisionnement efficaces pour les pièces détachées.

Il est souhaitable que les fabricants de presses mécaniques soient impliqués dans le processus de planification et de conception. La procédure habituelle consiste à spécifier les performances attendues de la presse et à demander des devis à plusieurs fabricants. Une fois qu'un fournisseur a été choisi, il doit être étroitement associé à la conception de l'équipement.

Description du système

Les presses mécaniques séparent le liquide des matières solides en appliquant une pression sur la boue pour en extraire l'eau et la faire passer à travers un filtre ou un maillage fin, qui retient la boue ainsi déshydratée. L'ajout d'un polymère en amont de la presse est nécessaire pour préparer les boues et améliorer l'efficacité de la déshydratation. Une solution diluée de polymère (généralement à 0,5 % ou moins) est préparée à partir d'une émulsion ou d'une poudre et est mélangée aux boues dans un réservoir de floculation. Les boues sont pompées dans ce réservoir et envoyées vers la presse. Les boues déshydratées sont acheminées sur un tapis roulant pendant que le liquide s'écoule et est recueilli séparément. Les paragraphes ci-dessous apportent plus de précisions sur les presses à vis et les filtres à bande.

Presses à vis. Les presses à vis séparent le liquide des solides en forçant la boue à travers une vis, qui peut être une vis d'Archimède, logée dans un panier filtrant. Le diamètre de la vis augmente le long de l'arbre de transmission, tandis que l'espace entre ses spires décroît, de sorte que l'espace entre le panier, l'arbre et les spires diminue continuellement et que les boues sont comprimées dans un espace progressivement réduit. Il en résulte une augmentation de la pression le long de la presse. Des sondes sont utilisées pour contrôler et surveiller la pression afin d'assurer la performance du traitement. La presse inclinée est équipée d'un cône de contre-pression pneumatique ou à réglage manuel qui maintient une pression constante sur la boue à la sortie de la presse. L'eau pressée des boues tombe dans un canal collecteur au fond de la presse, qui l'achemine vers l'étape suivante du traitement. Le gâteau déshydraté sort de l'extrémité de la presse pour être stocké, éliminé ou séché sur un lit de séchage ou dans un séchoir thermique. De l'eau à haute pression est utilisée périodiquement à l'intérieur de la presse pour le nettoyage. La photo 7.3 montre la presse à vis de l'usine de traitement des boues de Duri Kosambi à Jakarta.

Filtres à bande. Les filtres à bande séparent le liquide des matières solides en utilisant la gravité et la pression appliquée entre des bandes en tissu. Le processus comporte généralement quatre étapes : le pré-conditionnement, l'égouttage gravitaire, la compression linéaire sous basse pression et la compression par



Photo 7.3 Presse à vis à Duri Kosambi, Jakarta

rouleaux sous haute pression, ce qui crée un effet de cisaillement. Après le pré-conditionnement, les boues passent par une zone d'égouttage gravitaire où le liquide s'écoule des boues par gravité. Les boues sont ensuite acheminées vers la zone de basse pression où deux courroies s'assemblent pour extraire le liquide des matières solides, forçant le liquide à travers les courroies en tissu.

Dans la plupart des cas, les boues sont ensuite soumises à une pression plus élevée car elles sont pressées entre une série de rouleaux, ce qui crée des forces de cisaillement et de compression pour les déshydrater davantage. Le gâteau de boues déshydratées est ensuite retiré des bandes par raclage pour être acheminé vers l'étape ultérieure du traitement ou mis en décharge. Les bandes sont nettoyées avec une eau à haute pression après chaque passage. La figure 7.8 est une vue schématique d'un filtre à bande et la photo 7.4 montre un dispositif de traitement des boues.

Performances

Les presses mécaniques peuvent recevoir des boues dont la teneur en matières sèches n'est que de 1 %, bien qu'une teneur de 2 % ou plus soit préférable. Les boues à faible teneur en matières sèches exigent plus de temps pour la déshydratation, de sorte que le dimensionnement des presses est déterminé par la charge hydraulique plutôt que par la charge massique lorsque le matériau à traiter est une boue à faible teneur en matières sèches. La teneur finale en matières sèches des boues déshydratées se situe généralement entre 15 et 25 % pour les deux types de presses. Le rendement dépend des caractéristiques des boues, du dosage des polymères et du type d'équipement

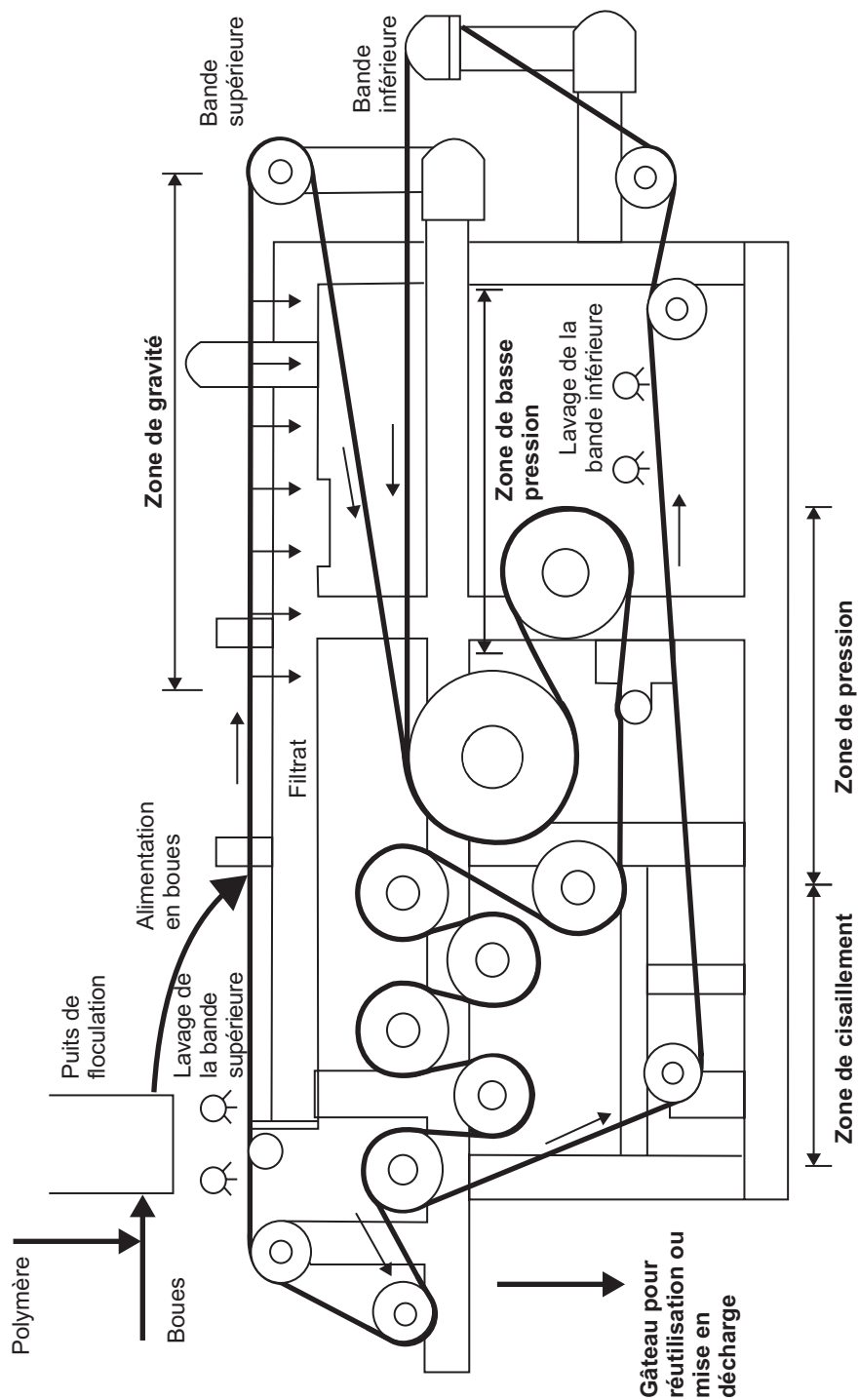


Figure 7.8 Vue schématique du filtre à bande
Source : WEF (2010)



Photo 7.4 Filtre à bande dans la station de traitement des boues de Duri Suwung à Denpasar en Indonésie

Crédit photo : Chengyan Zhang de Stantec

(par exemple, pour les filtres à bande, il s'agit notamment de la configuration de l'égouttage gravitaire, de la vitesse de la bande, de la pression appliquée, etc.). Les boues stabilisées ou digérées, dont la plupart des boues de vidange, peuvent être déshydratées jusqu'à atteindre une teneur en matières sèches plus élevée que les boues fraîches ou que les boues activées. Les deux types de presses peuvent éliminer 85 à 95 % des matières solides contenues dans les boues brutes (WEF, 2010).

Le tableau 7.3 fournit une comparaison sommaire de la presse à vis et du filtre à bande. De plus amples renseignements sont donnés par Gillette *et al.* (2009).

Considérations sur l'exploitation et la conception

Il est important de prendre en compte de nombreux aspects liés à l'exploitation et à la conception des filtres à bande et des presses à vis, c'est pourquoi nous les abordons ci-après tout en notant, au besoin, les différences entre les deux procédés. Les éléments à prendre en compte lors de l'évaluation des technologies sont notamment : l'accompagnement du fabricant lors de la phase de conception, les exigences de pré- et post-traitement, les besoins des systèmes complémentaires et de support, les questions d'exploitation et de maintenance, ainsi que les impératifs liés à l'environnement et à la sécurité.

Accompagnement du fabricant lors du choix de la technologie et de la conception.
Le soutien du fabricant est nécessaire en raison des différences de rendement,

Tableau 7.3 Comparaison sommaire de technologies de déshydratation mécanique

<i>Technologie</i>	<i>Fonctionnement</i>	<i>Maintenance</i>	<i>Rendement de déshydratation</i>	<i>Coût</i>
Presse à vis	Eau de lavage injectée par intermittence, moyenne pression (< 10 % du débit des boues). Simplicité du fonctionnement. Le pressage s'effectue dans une enceinte fermée, ce qui garantit la propreté et la sécurité du milieu environnant.	Peu de pièces à entretenir.	Peut recevoir des boues à faible teneur en matières sèches (< 1 %). Les boues ont une siccité de 15 à 25 % après traitement. Fonctionne avec des matières à traiter non-homogènes.	Coût d'achat plus élevé. Coûts d'exploitation légèrement inférieurs.
Filtre à bande	Eau de lavage injectée en continu (entre 50 et 100 % du débit de boues). Le pressage ne s'effectue pas dans une enceinte fermée, ce qui permet de voir le fonctionnement et sa performance, mais le procédé est salissant et constitue une menace pour la santé des opérateurs en raison de la présence de gaz nocifs et d'aérosols. Faible consommation d'énergie.	Équipement simple à entretenir. (Rouleaux, paliers, courroies). Un plus grand nombre de pièces à surveiller, à inspecter et à entretenir.	Peut traiter des boues dont la teneur en matières sèches est très faible, de l'ordre de 0,5 % (en utilisant de préférence une presse à 3 bandes). Les boues ont une siccité de 15 à 25 % après traitement. La capacité d'une unité peut être supérieure.	Coût d'achat moins élevé. Coûts d'exploitation légèrement plus élevés.

des caractéristiques techniques, des besoins d'installation et des besoins opérationnels permanents des différents modèles. Avant de discuter des possibilités avec les fabricants, il est important de bien comprendre les caractéristiques des matières à traiter et d'être en mesure d'évaluer comment les équipements proposés peuvent y répondre. Par exemple, certains fabricants de filtres à bande proposent des presses avec trois bandes, ce qui permet de contrôler la bande de la zone d'égouttage gravitaire indépendamment des bandes de la zone de pression, ce qui est particulièrement utile pour les boues diluées.

Exigences de prétraitement et de post-traitement pour fonctionner efficacement.
 Les exigences de prétraitement pour les presses mécaniques sont les suivantes :

- *Éliminer le sable et les matières solides brutes.* Ceci est particulièrement important pour les filtres à bande car, en l'absence de dégrillage, certains éléments comme le verre et les matériaux durs peuvent endommager les bandes. Il est préférable d'utiliser des dégrilleurs fins mécaniques, conçus pour éliminer à la fois le sable et les particules solides de plus grande taille ;
- *Lisser la charge et brasser les matières à traiter.* Il est nécessaire de conduire ces opérations afin d'atténuer les variations de débit causées par l'intermittence des dépotages et des grandes différences de composition du contenu des camions de vidange. Des solutions simples permettant de compenser les variations du débit de boues ont été présentées au chapitre 6. Le brassage destiné à homogénéiser les boues entrantes peut être effectué dans un bassin, par un système d'aération qui a pour effet d'agiter le contenu du bassin et de mélanger les boues qui s'y trouvent ;
- *Conditionner les boues avec un polymère.* Comme nous l'avons déjà mentionné, la procédure standard consiste à mélanger le polymère avec les boues dans un bassin de floculation situé en amont de la presse. Les opérateurs doivent être formés pour en suivre les performances et, au besoin, ajuster la dose de polymère en fonction de l'évolution des caractéristiques des boues. Il ne faut pas hésiter à faire appel aux fabricants de presses pour obtenir des conseils sur la conception des dispositifs permettant d'ajouter des polymères.

Après le traitement, les boues déshydratées doivent être retirées des presses pour être stockées ou traitées ultérieurement. Les boues séparées tombent généralement de la presse sur un tapis roulant qui les achemine vers une zone de stockage.

Selon l'utilisation finale envisagée des produits solides, un traitement supplémentaire peut s'avérer nécessaire. Les technologies de déshydratation et de séchage sont décrites aux chapitres 9 et 10. La fraction liquide qui est extraite des boues dans les presses mécaniques doit encore subir un traitement pour satisfaire aux normes habituelles de rejet des effluents, comme cela est expliqué au chapitre 8. Une presse mécanique performante doit permettre de réduire la teneur en matières organiques et en matières en suspension de la fraction liquide de manière comparable à celle des lits de séchage à sable et largement supérieure à celle obtenue par simple décantation.

Les fabricants de presses à boues peuvent généralement fournir un ensemble complet d'équipements pour le traitement comprenant des dispositifs pour l'élimination du sable et des objets solides, le brassage des boues, l'ajout et le mélange des polymères, la gestion ultérieure des boues et des liquides.

De nombreux fabricants proposent des systèmes intégrés qui combinent le prétraitement, les presses et le transport des boues traitées. Par exemple, les usines de traitement des eaux usées de Duri Kosambi et Pula Gebang à Jakarta

utilisent des presses à vis inclinées qui font partie d'un système intégré de traitement comprenant également :

- Le dégrillage mécanique et le dessablage ;
- Le dosage des polymères ;
- La déshydratation par presse à vis ;
- Le transport par tapis roulant jusqu'aux zones de stockage/séchage protégées.

Le fonctionnement d'une presse mécanique nécessite une source fiable d'eau de lavage claire et sous pression. Il est possible de nettoyer les filtres à bande avec de l'air comprimé, mais cette méthode n'est pas très répandue. Une crépine peut être utilisée au niveau de la conduite d'alimentation en eau de lavage pour empêcher les débris d'obstruer les tuyaux de pulvérisation. L'eau de lavage est pulvérisée de façon intermittente, en général plusieurs fois par heure pour les presses à vis, et de façon continue pour les filtres à bande. L'eau de lavage nécessite un traitement ultérieur dont il faut tenir compte lors de la conception du procédé de la filière eau en aval. Les besoins en eau de lavage types sont les suivants :

- *Pour les presses à vis*, le débit instantané peut varier de 70 à 450 litres par minute, généralement à une pression d'au moins 4 bars (400 kPa). Le débit moyen total de l'eau de lavage se situe entre 2 et 9 % du débit d'alimentation des boues entrantes (d'après WEF, 2010) ;
- *Pour les filtres à bande*, le débit instantané varie de 70 à 450 litres par minute, généralement à une pression pouvant atteindre 8 bars (800 kPa). Le débit moyen total de l'eau de lavage se situe entre 50 et 100 % du débit d'alimentation des boues entrantes (WEF, 2010).

Les performances des presses mécaniques doivent être contrôlées en permanence. Ceci est nécessaire afin d'ajuster le dosage du polymère en fonction de l'évolution des caractéristiques des boues entrantes. Cela facilite également la détection rapide de tout problème. Ce type de surveillance nécessite une formation appropriée du personnel. Les chaînes d'approvisionnement doivent couvrir à la fois les consommables, en particulier l'approvisionnement en polymère, et les pièces détachées. Les pièces de rechange doivent pouvoir être remplacées dans les meilleurs délais, c'est pourquoi il est préférable que le fabricant soit implanté sur place, soit directement, soit par l'intermédiaire d'un agent agréé.

Lors de la conception, il faut prendre en compte les besoins futurs en matière d'entretien et de réparation. Aussi, il est nécessaire d'installer au moins deux presses avec leurs systèmes de dosage de polymère et d'alimentation en eau de lavage pour que le traitement puisse se poursuivre lorsque l'une des presses est hors service, par exemple pour en assurer l'entretien ou la réparation. Par conséquent, la capacité totale des presses doit excéder le débit de pointe estimé des boues entrantes. Dans l'idéal, il convient de prévoir une ou plusieurs presses de service et une presse de réserve, ainsi que les systèmes de dosage des

polymères et d'alimentation en eau de lavage. On peut également envisager de prolonger la période d'exploitation des presses de réserve lorsqu'une presse est mise hors service, ce qui permet de réduire les coûts d'investissement. Mais cela n'est possible que lorsque les systèmes d'approvisionnement en pièces détachées sont performants, ce qui permet de minimiser le temps nécessaire pour l'entretien et la réparation de l'équipement. Les filtres à bande sont plus exigeants au niveau de l'entretien que les presses à vis, car ils comportent plus de pièces et de composants mobiles, dont des courroies, des rouleaux et des paliers. Pour les deux types de presses, les opérateurs doivent faire particulièrement attention à l'inspection des paliers et des tuyaux de pulvérisation. Ceux-ci doivent être propres à tout moment pour assurer leur efficacité. Les opérateurs doivent également surveiller l'état des bandes et veiller à ce que l'aire d'égouttage des boues par gravité ne soit pas obstruée et à ce que les boues ne s'y accumulent pas. Lors de la conception, il faut également prendre en compte les aspects environnementaux et sanitaires. Les presses à vis sont compactes et insérées dans une enceinte fermée pour limiter les nuisances dans le milieu environnant. Les filtres à bande peuvent être ouverts ou fermés. Une disposition ouverte est moins chère, permet l'inspection du processus de déshydratation et facilite l'accès des opérateurs. L'aménagement doit permettre une bonne circulation de l'air autour des presses afin de minimiser les risques potentiels pour la santé et l'environnement générés par les aérosols, les agents pathogènes et les gaz nocifs qui se dégagent autour des presses. Les sections où la pression est exercée dans un filtre à bande peuvent être insérées dans une enceinte, mais ceci peut engendrer des coûts supplémentaires, accroître le risque de corrosion et limiter la visibilité. Par ailleurs, dans le cas de dispositifs confinés, il faut mettre en place un système de gestion des odeurs afin d'évacuer et éventuellement de traiter les gaz nocifs et les substances odorantes. Étant donné que les presses mécaniques comportent des pièces mobiles, les opérateurs doivent bénéficier d'une formation à la sécurité, mettant en avant la nécessité de prendre les précautions qui s'imposent lorsqu'ils travaillent à proximité de ces équipements. L'encadré 7.3 contient des informations sur le fonctionnement des presses à vis installées à proximité de Jakarta, en Indonésie, et illustre certains des points identifiés ci-dessus.

Paramètres et méthode de conception

Le choix et le dimensionnement des presses mécaniques sont principalement basés sur la charge massique et la charge hydraulique. Les autres paramètres qui influencent la conception sont notamment le nombre d'heures de fonctionnement quotidien des presses et, dans le cas des presses à bande, la largeur de la bande. Le tableau 7.4 résume les paramètres de conception recommandés pour les presses à vis et les filtres à bande.

Les charges applicables indiquées dans le tableau 7.4 sont compatibles avec les charges massiques et hydrauliques des stations de traitement des boues de grande taille où l'on trouve souvent des presses mécaniques. Par exemple,

Encadré 7.3 Expérience des presses à vis dans le Grand Jakarta, Indonésie

Les stations de traitement des boues de Duri Kosambi et Pula Gebang à Jakarta, et celle de Bekasi, située à proximité, sont des références utiles sur le fonctionnement des dispositifs de déshydratation par presse à vis. Les opérateurs des installations de Jakarta n'ajustent pas la quantité de polymère ajoutée aux boues, car celle-ci a été paramétrée par le fabricant au moment de la mise en service des presses. Les principaux problèmes rencontrés dans les installations de Jakarta, et en particulier à Duri Kosambi, sont le débordement des boues lors du pressage (ou fluage) et parfois la mauvaise qualité des filtrats. Le fluage rend le sol dangereusement glissant. Les causes du débordement sont peut-être le résultat d'une défaillance des capteurs de pression et/ou de l'usure des joints d'étanchéité causée par une mauvaise élimination du sable et des particules solides en amont des presses. À Duri Kosambi, des problèmes d'exploitation avaient conduit au contournement des tamis mécaniques illustrés sur la photo 6.8, entraînant une augmentation de la teneur en matières sèches des boues acheminées dans les presses. La mauvaise qualité du filtrat est due à un mauvais dosage des polymères en raison de défaillances dans les systèmes d'alimentation en eau, ainsi que de certains capteurs contrôlant la composition du polymère. Ceci a provoqué des dosages inadaptés des polymères et une variation de leurs concentrations dans les presses.

Malgré ces déficiences, les deux stations produisent des boues aptes à être transportées par tapis roulant vers de grandes zones couvertes, qualifiées de « zones de séchage des boues ». Dans la pratique, ce sont plutôt des zones de stockage, car aucun séchage supplémentaire ne s'avère nécessaire. Les boues séchées s'accumulent au fil des années d'utilisation des presses à vis. Tant à Duri Kosambi qu'à Pula Gebang, l'eau extraite des boues est traitée dans une série de bassins. Dans les deux stations, un système d'aération est installé dans les étangs - des aérateurs de surface à Duri Kosambi et des aérateurs à bulles à Pula Gebang - et est utilisé seulement de manière intermittente.

L'absence de chaînes d'approvisionnement efficaces peut compromettre la performance à long terme des presses à vis et d'autres dispositifs mécaniques de déshydratation. La première presse à vis de Pula Gebang, installée en 2010, n'était plus en service en 2014. Le personnel a expliqué qu'il ne pouvait pas remplacer les composants défectueux, ceux-ci ne pouvant être obtenus qu'en Allemagne. De même, il semble que le remplacement des capteurs de pression défectueux ait été retardé parce qu'il était soit trop onéreux, soit impossible à obtenir. Comme le fabricant avait un agent local à Jakarta, il semble que le problème provienne plutôt du manque de ressources financières pour acheter les pièces que de l'impossibilité de les faire expédier en Indonésie.

La station de Bekasi, également située à proximité de Jakarta est une installation plus récente. À ce jour, le personnel de Bekasi n'a eu aucun problème avec l'utilisation des presses à vis installées dans la station de traitement des boues d'une capacité de 100 m³/jour et exploitée par un opérateur de service récemment constitué. Pour assurer l'exploitation de la station, l'opérateur de service a recruté et formé du personnel qualifié, en l'impliquant dans la mise en œuvre dès le choix de l'équipement, afin qu'il soit au courant des principales décisions de conception et soit en mesure d'établir une relation étroite avec le fabricant des presses.

le taux de charge hydraulique d'une station de traitement recevant 400 m³/j de boues de vidange sur une période de huit heures est de 50 m³/h. Si la teneur en matières sèches des boues est de 1,5 %, la charge massique sur la période de huit heures est alors de 750 kg/h. Dans ce cas, la charge hydraulique devient critique. En ce qui concerne les boues dont la teneur en matières sèches est supérieure à environ 3 %, la charge massique risque alors de devenir critique.

Tableau 7.4 Synthèse des paramètres de conception des presses mécaniques

<i>Paramètre</i>	<i>Symbole</i>	<i>Presse à vis – Fourchette de valeurs recommandées</i>	<i>Filtre à bande – Fourchette de valeurs recommandées</i>	<i>Notes sur le rôle du fournisseur dans la conception</i>
Charge massique (Tchobanoglous <i>et al.</i> , 2014)	λ_s	15 à 1 900 kg/h.	180 à 1 600 kg/h.	À confirmer avec le fournisseur de l'équipement – peut varier selon les caractéristiques des boues.
Charge hydraulique	λ_l	0,3 à 48 m³/h (WEF 2010).	6 à 40 m³/h (Tchobanoglous <i>et al.</i> , 2014).	À confirmer avec le fournisseur de l'équipement.
Largeur de la bande	l_b	Sans objet.	0,5 à 3 m (typiquement 1 à 2 m).	À confirmer avec le fournisseur de l'équipement.
Dosage du polymère	C_p	3 à 17,5 g de polymère par kg de matières sèches (WEF, 2010).		Dépend des caractéristiques des boues et du type de polymère. À confirmer avec le fournisseur de polymère et le fabricant de l'équipement après les essais sur banc avec des échantillons de boues.
Temps de fonctionnement quotidien	t_{op}	4 à 12 heures/ jour (normalement la même période que celle pendant laquelle les boues sont livrées par les camions de vidange).		Donner cette information au fournisseur de l'équipement.

Procédure de conception des presses mécaniques. Le choix des presses mécaniques doit se faire en consultation avec les fournisseurs d'équipement, car les paramètres de conception sont propres à chaque fabricant et à chaque modèle.

Il est utile de renseigner le fournisseur sur les éléments suivants : la charge hydraulique – et notamment les débits moyen et de pointe –, la période d'exploitation envisagée, les caractéristiques des boues (MES et MVS) et leur provenance, qui peut influencer leurs propriétés et donc le fonctionnement des presses. Sur la base de ces informations, le fournisseur doit pouvoir proposer un système répondant aux besoins de l'acheteur, en lui communiquant des informations sur la taille et le nombre de presses à vis nécessaires, la charge

massique (capacité nominale et maximale), hydraulique (capacité nominale et maximale), la capacité et la taille du système d'ajout du polymère (pompe et réservoir), le dosage et la consommation du polymère ainsi que la quantité d'eau de lavage nécessaire.

Les différentes étapes de calcul permettant de déterminer approximativement les paramètres de conception de base et d'avoir un ordre d'idée de l'utilisation des polymères sont synthétisées ci-dessous.

1. Déterminer les charges volumiques quotidiennes maximales et moyennes et calculer la charge massique de pointe journalière des presses à vis :

$$m_{sp} = Q_{sp} \times MES$$

$$m_{sm} = Q_{sm} \times MES$$

Avec : Q_{sp} = le volume de pointe quotidien des boues livrées en station en m^3/j ;

Q_{sm} = le volume moyen quotidien des boues livrées en station en m^3/j ;

MES = la teneur en matières en suspension des boues entrantes en g/l (kg/m^3) ;

m_{sp} = la charge de pointe quotidienne en matières sèches en kg/j ;

m_{sm} = la charge moyenne quotidienne en matières sèches en kg/j .

2. Calculer les charges hydraulique et massique maximales par heure sur les presses :

$$Q_{sph} = Q_{sp} / t_{op}$$

$$m_{sph} = Q_{sph} \times MES$$

Avec : Q_{sph} = le débit horaire de pointe à traiter (m^3/h) ;

m_{sph} = la charge massique horaire de pointe à traiter (kg/h) ;

t_{op} = le nombre d'heures pendant lesquelles les presses fonctionnent pendant une journée de travail normale.

3. Déterminer le nombre d'unités de traitement nécessaires.

Il faut comparer les charges massique et hydraulique avec les informations sur la capacité des équipements fournies par les fabricants. Pour les presses à vis, il faut choisir des unités dont la capacité permet de faire face aux charges hydraulique et massique aux heures de pointe. Sachant qu'il faut installer au moins deux unités, les calculs doivent préciser quelle est la stratégie proposée pour faire face aux périodes où une presse est hors service pour réparation ou entretien.

Pour un filtre à bande, la capacité par unité de largeur doit être calculée et utilisée pour évaluer la largeur de bande requise. Il s'agira de la plus grande des valeurs suivantes obtenues à partir des équations :

$$l_b = \frac{m_{sph}}{\lambda_s}$$

$$l_b = \frac{Q_{sph}}{\lambda_l}$$

Avec : l_b = la largeur totale de la bande nécessaire (m) ;
 λ_s = la capacité massique nominale du modèle de filtre à bande en question (kg/m.h) ;
 λ_l = la capacité hydraulique nominale du modèle de filtre à bande en question (m³/m.h).

4. Calculer les besoins de dosage du polymère.
Une évaluation des besoins annuels en polymère est nécessaire pour comparer les coûts d'exploitation des différentes technologies de séparation solide-liquide. Les besoins quotidiens et annuels moyens en polymère sont donnés par les équations :

$$m_{polymère,jour} = \frac{m_{sp} C_p}{1\,000}$$

$$m_{polymère,an} = \frac{m_{sm} C_p D}{1\,000}$$

Avec : $m_{polymère,jour}$ = le besoin quotidien maximal en polymère (kg) ;
 $m_{polymère,an}$ = le besoin annuel en polymère (kg) ;
 C_p = le besoin en polymère (g de polymère/kg de matières solides dans les boues) ;
 D = le nombre de jours dans l'année pendant lesquels la station est en exploitation (j/an).

La dose de polymère dépend du polymère spécifique utilisé et des caractéristiques des boues. Le fournisseur de polymère ou le fabricant des équipements peut indiquer la dose requise la plus probable, mais cette dose doit toujours être confirmée par des essais de floculation.

Exemple de calcul de conception d'une presse à vis

Cet exemple concerne la conception d'une presse à vis pour assurer la séparation solide-liquide d'une usine de traitement conçue pour recevoir 150 m³ de boues de vidange, 5 jours par semaine, 52 semaines par an.

Paramètre	Symbole	Valeur	Unités
Durée de fonctionnement	t_{op}	8	h/j
Charge hydraulique de pointe	Q_{sp}	150	m ³ /j
Charge hydraulique moyenne	Q_{sm}	100	m ³ /j
Teneur en solides des boues entrantes	MES	20	kg/m ³
Besoin en polymère	C_p	10	g/kg de matières solides

1. Calculer la charge de pointe et la charge moyenne en matières sèches :

$$m_{sp} = 150 \text{ m}^3/j \times 20 \text{ kg/m}^3 = 3\,000 \text{ kg/j}$$

$$m_{sm} = 100 \text{ m}^3/j \times 20 \text{ kg/m}^3 = 2\,000 \text{ kg/j}$$

2. Calculer les charges hydraulique et en matières sèches de pointe par heure :

$$Q_{sph} = \frac{150 \text{ m}^3/j}{8 \text{ h/j}} = 18,75 \text{ m}^3/\text{h}$$

$$m_{sph} = (18,75 \text{ m}^3/\text{h})(20 \text{ kg/m}^3) = 375 \text{ kg/h}$$

3. Déterminer le nombre d'unités nécessaires.

Les charges hydrauliques et massiques se situent dans la fourchette des charges nominales admissibles d'une presse à vis unique, comme cela est indiqué dans le tableau 7.4. Compte tenu de la teneur relativement faible en matières solides des boues entrantes, il est probable que la charge hydraulique sera critique, mais cela doit être vérifié auprès des fabricants. Pour assurer la continuité du traitement, il est nécessaire d'installer au moins deux presses à vis. On peut soit installer deux presses à vis d'une capacité de 18,75 m³/h, chacune fonctionnant en mode service ou en mode veille, soit deux presses à vis d'une capacité d'au moins 9,4 m³/h chacune et une unité de réserve, soit 3 presses en tout. Alternativement, il faut déterminer les exigences si des filtres à bande sont installés. En fonction de l'équipement disponible (à confirmer auprès des fournisseurs), on suppose une charge massique de 400 kg/m.h et une charge hydraulique de 15 m³/m.h.

4. Calcul basé sur la charge massique :

$$l_b = \frac{375 \text{ kg/h}}{400 \text{ kg/m.h}} = 0,9375 \text{ m}$$

5. Calcul basé sur la charge hydraulique :

$$l_b = \frac{18,75 \text{ m}^3/\text{h}}{15 \text{ m}^3/\text{m.h}} = 1,25 \text{ m}$$

La largeur de bande requise est déterminée par le taux de charge hydraulique. Prévoir deux unités avec une largeur de bande d'au moins 1,25 m pour fonctionner en service ou en veille. La plupart des fabricants proposent des filtres à bande dans une gamme de largeurs standards, généralement des multiples de 0,5 m. L'utilisation de deux presses avec une largeur de bande de 1,5 m offre une capacité supplémentaire pour répondre aux différentes caractéristiques des boues.

6. Calculer les besoins quotidiens et annuels en polymère :

$$\begin{aligned} m_{\text{polymère,jour}} &= 3\,000 \text{ kg solides/j} \times \frac{10 \text{ g polymère}}{\text{kg solides}} \times \left[\frac{1 \text{ kg}}{1\,000 \text{ g}} \right] \\ &= 30 \text{ kg/j} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} m_{\text{polymère,an}} &= 2\,000 \text{ kg solides/j} \times \frac{10 \text{ g polymère}}{\text{kg solides}} \times \left[\frac{1 \text{ kg}}{1\,000 \text{ g}} \right] \\ &\quad \times \frac{52 \text{ semaines} \times 5 \text{ jours}}{1 \text{ an}} \\ &= 5\,200 \text{ kg polymère/an} \end{aligned}$$

Il est à noter que les besoins annuels en polymère sec sont basés sur la charge moyenne annuelle plutôt que sur la charge de pointe.

Points clés de ce chapitre

Le tableau 7.5 synthétise les informations données dans ce chapitre sur la performance des différentes technologies de séparation solide-liquide. Il donne des renseignements sur les taux de déversement en surface pour les technologies qui reposent sur la décantation gravitaire.

Tableau 7.5 Comparaison des technologies de séparation solide-liquide abordées dans ce chapitre

Technologies de séparation solide-liquide	Teneurs types en matières solides des boues après séparation	Pourcentage de réduction de la concentration de la fraction liquide		Taux de déversement superficiel (m³/m².j)
		MES	DBO	
Lits de séchage non-plantés	Au moins 20 % (et plus dans les climats chauds et humides en augmentant le temps de rétention)	95 % ¹	70 à 90 % ¹	0,005 à 0,015
Étangs anaérobies	Typiquement 10 %	Peut-être 80 %	Selon la température – environ 60 % à 20 °C	Typiquement environ 0,6 en fonction du temps de rétention
Filtres à bande	Typiquement entre 12 et 25 % selon le type de boues	95 %		Non-applicable
Épaississement gravitaire dans des épaississeurs statiques	4 à 10 % Typiquement 6 %	30 à 60 %	30 à 50 %	Jusqu'à 30
Bassins de décantation et d'épaississement de Dakar ²	6 %	50 % (mais dépend de la durée du cycle)	65 à 80 %	12
Bassins de décantation et d'épaississement d'Achimota ³	Jusqu'à 15 %	50 % et plus	10 à 20 % après 4 semaines d'exploitation	0,25 à 0,5

Notes : ¹ Voir chapitre 9 pour plus de détails.
² Les données sur les bassins de décantation et d'épaississement de Dakar sont basées sur Dodane et Bassan (2014).
³ Les données sur les bassins de décantation et d'épaississement d'Achimota sont basées sur Heinss *et al.* (1998). Il est possible d'obtenir des performances similaires avec des bassins de décantation et de séchage.

Les principaux points soulevés dans le présent chapitre sont les suivants :

- Les mécanismes de séparation solide-liquide comprennent la sédimentation, la pression, la filtration et l'évaporation. Les presses à boues ont moins d'emprise au sol que les systèmes qui dépendent de la sédimentation et ceux-ci, à leur tour, nécessitent moins d'espace que ceux qui dépendent de la filtration et de l'évaporation ;
- Lorsque le terrain est disponible et que les compétences opérationnelles sont limitées, les lits de séchage sont une bonne solution pour la séparation solide-liquide et la déshydratation des boues. Ils peuvent être une bonne solution lorsque la teneur en matières sèches des boues à traiter est de 5 % ou plus, de préférence après une digestion partielle si les boues sont fraîches ;
- Lorsque les ressources opérationnelles sont limitées et que les boues à traiter ont une faible teneur en matières sèches, la séparation solide-liquide peut être combinée à un traitement biologique dans des bassins anaérobies. Cette solution n'est viable que si des systèmes efficaces sont en place pour s'assurer que les bassins sont régulièrement vidangés ;
- Dans toutes les autres situations, il est souhaitable de procéder à la séparation solide-liquide avant le traitement ultérieur des boues et du liquide dans les filières séparées ;
- Les bassins de décantation et d'épaississement sont une technologie de séparation solide-liquide reconnue. Il existe deux types de bassins distincts : le modèle ghanéen, qui a un cycle d'exploitation de huit semaines et sèche les boues jusqu'à ce qu'elles deviennent solides avant d'être retirées à l'aide d'une tractopelle, et le modèle sénégalais, qui a un cycle d'exploitation plus court, avec pompage des boues en fin de chaque cycle. Il s'agit dans les deux cas de processus d'alimentation séquentielle ;
- Les bassins de décantation et d'épaississement installés au Ghana présentent certaines similitudes avec le concept de lit de décantation décrit par l'US EPA. L'eau surnageante peut s'écouler dans le réservoir pendant environ quatre semaines, après quoi le contenu est laissé à sécher pendant quatre semaines supplémentaires avant d'être retiré à l'aide d'une tractopelle. Le système pourrait éventuellement être modifié pour utiliser des bassins moins profonds, prévoir la décantation de l'eau surnageante et éventuellement réduire la durée de fonctionnement du cycle. Cette variante, qui combine la sédimentation initiale dans un étang et le séchage ultérieur dans ce qui est en fait un lit de séchage, pourrait être mise au point pour les petites usines de traitement où les ressources de gestion sont limitées ;
- Les bassins de décantation et d'épaississement installés au Sénégal sont similaires aux épaisseurs gravitaires rectangulaires, mais ne disposent pas de mécanisme de raclage pour déplacer les boues accumulées vers un puit d'infiltration, d'où elles peuvent être évacuées

en utilisant la pression hydrostatique ou une pompe. En l'absence d'un tel dispositif, les boues extraites du bassin sont susceptibles d'être mélangées à de l'eau surnageante, ce qui augmente leur teneur en eau. Il y a également un risque que les boues s'accumulent dans le réservoir avec le temps ;

- Une alternative aux bassins de décantation et d'épaississement pour les installations de taille moyenne consisterait à installer des épaisseurs statiques pour la séparation solide-liquide, les boues étant retirées du fond de la trémie à intervalles fréquents. Les boues n'ont pas le temps de se consolider, mais cette disposition diminue considérablement la probabilité que de l'eau surnageante soit extraite avec les boues. La clé du bon fonctionnement de ce type de réservoir est de gérer activement le processus de vidange des boues, car l'accumulation crée un risque de défaillances du système. Les calculs et l'expérience opérationnelle suggèrent que l'extraction des boues est nécessaire plusieurs fois par jour ;
- Les presses à boues sont une solution pour les installations de grande taille. Elles rejettent généralement des boues dont la teneur en matières sèches se situe entre 15 et 25 %, ce qui est beaucoup plus élevé que les 5 à 10 % qui peuvent être obtenus avec la plupart des procédés de séparation gravitaire. Leur consommation en énergie est faible, mais leur performance dépend de l'ajout de polymère. Les presses peuvent être envisagées pour les stations de traitement des boues de grande taille si des systèmes d'exploitation et d'entretien appropriés et des chaînes d'approvisionnement efficaces pour les polymères et les pièces de rechange existent ou peuvent être mis en place ;
- Dans le passé, les fosses Imhoff (ou décanteurs-digesteurs) ont été utilisées comme technologie de séparation solide-liquide. Malheureusement, le taux d'accumulation rapide des boues en raison de la teneur élevée en matières solides des boues de vidange occasionne la nécessité de purger fréquemment les boues accumulées, ce qui compromet le bien-fondé du système qui intègre la digestion des matières solides. Pour cette raison, cet ouvrage ne recommande pas l'utilisation des fosses Imhoff.

Références bibliographiques

- Badji K., Dodane P.-H., Mbéguéré M. et Koné D. (2011). *Traitement des boues de vidange: éléments affectant la performance des lits de séchage non-plantés en taille réelle et les mécanismes de séchage*, Dübendorf : EAWAG/SANDEC <https://www.pseau.org/outils/ouvrages/eawag_gestion_des_boues_de_vidange_optimisation_de_la_filiere_2011.pdf> [Consulté le 24 mars 2018].
- Bassan M., Dodane P.-H. et Strande L. (2014). 'Treatment Mechanisms', in L. Strande, M. Ronteltap et D. Brdjanovic (eds), *Faecal Sludge Management: Systems Approach for Implementation and Operation*, London: IWA Publishing <https://www.un-ihe.org/sites/default/files/fsm_book_lr.pdf> [Consulté le 24 mars 2018].

- Dodane P.-H. et Bassan M. (2014). 'Settling-thickening Tanks', in L. Strande, M. Ronteltap et D. Brdjanovic (eds), *Faecal Sludge Management: Systems Approach for Implementation and Operation*, London: IWA Publishing <www.un-ihe.org/sites/default/files/fsm_ch06.pdf> [Consulté le 3 avril 2018].
- Gillette R., Swanbank S. et Overacre R. (2009). *Improved Efficiency of Dewatering Alternatives to Conventional Dewatering Technologies*, 2009 PNCWA Webinar, Recent Developments in Biosolids Management Processes, <<http://www.pncwa.org/assets/documents/Alternative%20Dewatering%20Technologies%20Gillette%20200908%20pncwa.pdf>> [Consulté le 8 mars 2018].
- Heinss U., Larmie S.A. et Strauss M. (1998). *Solids Separation and Pond Systems for the Treatment of Faecal Sludges in the Tropics: Lessons Learnt and Recommendations for Preliminary Design*, 2nd ed. (SANDEC Report No. 05/98), Dübendorf: Eawag/Sandec <https://www.sswm.info/sites/default/files/reference_attachments/HEINSS%201998%20Solids%20Separation%20and%20Pond%20Systems%20For%20the%20Treatment%20of%20Faecal%20Sludges%20In%20the%20Tropics.pdf> [Consulté le 24 mars 2018].
- Heinss U., Larmie S. et Strauss M. (1999). *Characteristics of Faecal Sludges and their Solids-Liquid Separation*, Dübendorf: Eawag/Sandec <https://www.sswm.info/sites/default/files/reference_attachments/HEINSS%20et%20al%201994%20Characteristics%20of%20Faecal%20Sludges%20and%20their%20Solids-Liquid%20Separation.pdf> [Consulté le 24 mars 2018].
- Institute of Water Pollution Control (1980). *Manuals of British Practice in Water Pollution Control: Unit Processes, Primary Sedimentation*, Maidstone, Kent: IWPC.
- Kraehenbuehl M. et Hariot O. (2015). *Assessment of Latrine Desludging, Transport of Human Waste and Treatment at the Sludge Treatment Station (STS) in Sittwe Camp, Myanmar*, Myanmar: Solidarités International (unpublished report).
- Metcalf et Eddy (2003). *Wastewater Engineering Treatment and Reuse*, 4th ed., New York: McGraw Hill.
- Strande L., Ronteltap M. et Brdjanovic D. (2014). *Faecal Sludge Management: Systems Approach for Implementation and Operation*, London: IWA <www.sandec.ch/fsm_book> [Consulté le 17 novembre].
- Tchobanoglous G., Stensel H.D., Tsuchihashi R. et Burton F. (2014). *Wastewater Engineering: Treatment and Resources Recovery*, New York: McGraw Hill Education.
- Tilley E., Ulrich L., Lüthi C., Reymond P. et Zurbrugg C. (2014). *Compendium of Sanitation Systems and Technologies*, 2nd ed., Dübendorf: Eawag/Sandec <<http://www.iwa-network.org/wp-content/uploads/2016/06/Compendium-Sanitation-Systems-and-Technologies.pdf>> [Consulté le 25 mars 2018].
- US EPA (1987). *Innovations in Sludge Drying Beds: A Practical Technology*, Columbus, OH: EPA <<https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/200045M2.PDF?Dockey=200045M2.PDF>> [Consulté le 8 mars 2018].
- WEF (2010). *Design of Municipal Wastewater Treatment Plants*, WEF Manual of Practice no. 8, 5th ed., Alexandria, VA: WEF Press.

CHAPITRE 8

Le traitement des liquides

Ce chapitre étudie les solutions de traitement des boues de vidange liquides et de la fraction liquide des boues produites par la séparation solide-liquide. Les propositions de traitement doivent tenir compte de la forte concentration du liquide à traiter et de la nécessité de produire un effluent pouvant être utilisé ou rejeté dans l'environnement en toute sécurité, en respectant les normes de rejet si besoin. Cela signifie qu'il est souvent nécessaire de recourir à plusieurs étapes de traitement, le traitement aérobie faisant souvent suite au traitement anaérobie. En raison du volume relativement faible et de la teneur élevée en matières solides des boues de vidange, celles-ci sont souvent traitées comme des boues plutôt que comme des liquides. Aussi, ce chapitre porte-t-il sur le traitement des boues de vidange liquides. Il traite principalement des technologies qui peuvent être utilisées dans des stations de traitement des boues autonomes, mais il fournit également des informations sur les points à prendre en compte lors de l'évaluation des solutions de cotraitement avec les eaux usées municipales.

Mots-clés : fraction liquide, forte concentration, traitement anaérobie, traitement aérobie, exigences de rejet, exigences d'utilisation finale.

Introduction

Objectifs de traitement du flux liquide

Comme indiqué dans les chapitres précédents, les procédés de traitement des boues de vidange ont pour objet principal de garantir que les produits issus du traitement ne causent aucun dommage à la santé des populations ou à l'environnement. Lorsque l'effluent liquide est rejeté dans un cours d'eau naturel, l'objectif principal est d'amener les charges en matières organiques et en matières en suspension à des niveaux conformes aux normes pertinentes, et ce, sans altérer la qualité des eaux, en particulier la concentration en oxygène dissous, dans le milieu aquatique récepteur. Selon la nature, les usages et la qualité du cours d'eau récepteur, il peut également être nécessaire d'éliminer les nutriments (principalement l'azote et le phosphore). Dans le cas où le liquide traité est susceptible d'être utilisé pour irriguer les cultures ou les espaces verts, il est également nécessaire de réduire les concentrations d'agents pathogènes à des niveaux sûrs pour protéger la santé publique. Dans la plupart des pays à faible revenu, les normes de rejet des effluents pour la concentration en matières organiques et en matières en suspension, sont exprimées en termes de demande biochimique en oxygène sur cinq jours (DBO_5) ou de demande chimique en oxygène (DCO) et de matières en suspension (MES).

Certains pays fixent également des normes pour la teneur en nutriments, dont le phosphore, les nitrates et l'azote, comme l'illustrent les normes malaisiennes présentées dans le tableau 4.1. Les lignes directrices de l'OMS de 1989 résumées dans le tableau 4.2 indiquent les concentrations acceptables en agents pathogènes pour les liquides traités utilisés pour l'irrigation des cultures et des espaces verts.

Ce chapitre explore les solutions de traitement permettant de réduire les charges en matières organiques et en matières en suspension des effluents. On y trouve également des informations sur des solutions simples et peu coûteuses d'élimination des agents pathogènes. Les solutions de traitement qui mettent explicitement l'accent sur l'élimination des nutriments ne sont pas abordées. Le phosphore peut être éliminé en utilisant soit des sels métalliques, soit de la chaux pour précipiter le phosphate et ainsi l'éliminer de l'effluent liquide. La méthode d'élimination de l'azote la plus couramment utilisée dans les stations d'épuration consiste à ajouter une étape anoxique aux procédés à boues activées (Metcalf et Eddy, 2003 ; WEF, 2010). Ces procédés sont plus complexes que les solutions relativement simples décrites dans ce chapitre pour l'abattement de la DBO et des MES et occasionnent des coûts d'investissement et d'exploitation beaucoup plus élevés. Pour cette raison, l'élimination des nutriments ne se justifie que lorsque l'effluent doit être rejeté dans un plan d'eau qui présente un risque d'eutrophisation. Lorsque de telles situations se présentent, il est souvent préférable de rechercher une autre solution de rejet de l'effluent, comme par exemple son utilisation pour l'irrigation restreinte.

Bon nombre des technologies de traitement décrites dans ce chapitre conviennent à la fois au traitement autonome de la fraction liquide des boues de vidange et à leur cotraitement avec les eaux usées municipales. Les questions à prendre en compte lors de la réflexion sur le cotraitement sont abordées ponctuellement ainsi que dans un paragraphe consacré à ce sujet en fin de chapitre.

Difficultés rencontrées et solutions de traitement des liquides

Les concentrations en DBO, en DCO et en azote des boues de vidange sont beaucoup plus élevées que celles des eaux usées municipales. Cela reste vrai pour leur fraction liquide après le procédé de séparation solide-liquide. D'autres facteurs sont à prendre en compte lors de l'évaluation des solutions de traitement, comme les caractéristiques des matières à traiter et les variations importantes de charges en station de traitement. Les boues issues des fosses à fond perdu rarement vidangées, des fosses humides et des fosses septiques sont en général bien digérées et de façon uniforme, ce qui fait que leur potentiel de réduction organique est plus faible que celui des eaux usées municipales. Les deux indicateurs de « traitabilité » d'une eau usée sont sa teneur en matières volatiles (MV), qui est normalement exprimée en pourcentage de matières sèches (MS), et le rapport de la DCO sur la DBO₅. La teneur en MS est mesurée en évaporant un échantillon d'un litre d'eaux usées et en mesurant le

poids du résidu. Les MS sont constituées de la somme des matières dissoutes et des matières en suspension (MES). La teneur en MES des eaux usées est mesurée en déterminant le poids du résidu sec restant lorsqu'un échantillon d'eaux usées d'un litre est passé à travers un papier filtre à pores fins. La teneur en matières dissoutes est alors obtenue par la formule $MS = MES + \text{matières dissoutes}$. La distinction entre les matières dissoutes et les matières en suspension est plutôt arbitraire, dans la mesure où la teneur en MES mesurée dépend de la taille des pores du papier filtre. Les matières dissoutes peuvent inclure les sels minéraux présents dans l'eau dont proviennent les eaux usées. Les MES et les matières dissoutes comprennent toutes deux une fraction de matières volatiles (à savoir, respectivement, les matières volatiles dissoutes et les matières volatiles en suspension) qui, comme pour toutes les matières volatiles, est habituellement exprimée en fraction des matières dissoutes ou des matières en suspension, selon le cas.

Le pourcentage de MV est un indicateur de la teneur en matières organiques. Une valeur élevée de MV dans les MS indique qu'il faut éventuellement envisager un traitement biologique supplémentaire. La teneur en MVS des eaux usées non-traitées se situe généralement entre 75 et 80 % de celle des MES (Metcalf et Eddy, 2003, tableau 3-15). Les chiffres donnés dans le tableau 8.1 suggèrent que les MVS des boues de vidange sont en principe plus faibles que celles des eaux usées. Ils montrent également que la teneur en MVS des échantillons de boues de vidange a tendance à être légèrement plus élevée que la teneur en MV de ces échantillons. Cela peut s'expliquer par le fait que les boues de vidange bien digérées contiennent une proportion élevée de particules fines, elles aussi bien digérées, qui ne se décantent pas facilement et restent ainsi dans la fraction liquide, réduisant sa teneur en MV et donc son aptitude au traitement. Quoi qu'il en soit, les chiffres donnés dans le tableau 8.1 indiquent qu'il existe une marge importante pour le traitement biologique des boues de vidange.

Tableau 8.1 Variation de la teneur en matières volatiles des eaux usées et des boues de vidange

<i>Origine du liquide</i>	<i>Teneur en MV (%)</i>	<i>Source</i>
Eaux usées non-traitées	76 à 79 (MVS) 40 (matières dissoutes)	Metcalf et Eddy (2003)
Boues de vidange d'environ 50 fosses à Kampala en Ouganda	65 (MVS) 60 (MV)	Analyse par l'auteur des données présentées dans Schoebitz <i>et al.</i> (2016)
Boues de vidange de toilettes publiques	68 (MV)	Koné et Strauss (2004)
Boues de vidange	47 à 73 (MV)	Koné et Strauss (2004)
Boues de vidange (Hanoï, Vietnam)	66 à 83	Schoebitz <i>et al.</i> (2014)
Boues de vidange et contenu des latrines à fosse humide à Ouagadougou au Burkina Faso	60 à 72 (MVS) 53 à 61 (MV)	Bassan <i>et al.</i> (2013)

Comme nous l'avons mentionné dans les chapitres précédents, la concentration des matières à traiter et la charge hydraulique des boues de vidange et d'épuration peuvent varier considérablement. Le prétraitement et la séparation solide-liquide permettent néanmoins de réduire dans une certaine mesure les variations à court terme de la concentration et de la charge hydraulique. Toutefois, comme nous l'avons mentionné au chapitre 5, il est très difficile d'obtenir un débit constant en raison des quantités relativement faibles d'effluents entrants en station de traitement des boues. La plus grande partie de la charge en station de traitement se produit pendant la journée de travail, qui se prolonge au-delà de 8 à 10 heures. À d'autres moments, le débit est nul. Les technologies ayant un long temps de séjour, par exemple les bassins de stabilisation, les lagunes aérées et les filtres plantés, sont mieux adaptées pour faire face aux variations de débit. Les procédés de traitement tels que les filtres anaérobies (UASB), qui dépendent de la présence constante d'une couche de boues, sont très difficiles à mettre en œuvre s'il existe de longues interruptions. De même, ces interruptions affectent la performance des lits bactériens et peuvent causer des problèmes d'odeurs et d'insectes. C'est pourquoi le présent chapitre ne s'attarde pas sur les filtres anaérobies ni sur les lits bactériens. Il explore brièvement leur rôle potentiel dans le cotraitement avec les eaux usées municipales.

Aperçu des procédés et des technologies de traitement des liquides

Même après la séparation solide-liquide, la concentration élevée des boues de vidange nécessite plus d'une étape de traitement si l'on veut obtenir un effluent de qualité acceptable. Dans le cas où les effluents traités sont susceptibles d'être utilisés pour l'irrigation des cultures ou des espaces verts, il convient de réduire la concentration en agents pathogènes à des niveaux qui ne présentent pas de risque pour la santé. Les processus anaérobies ne requièrent pas d'énergie et fonctionnent plus efficacement avec des matières assez concentrées, en particulier dans les climats chauds. À cet égard, ils constituent une très bonne solution pour la première étape du traitement. Leur principal inconvénient est qu'ils nécessitent beaucoup de temps avant de se mettre en route, en raison du temps dont ils ont besoin pour amorcer les processus anaérobies. Il peut s'écouler plusieurs semaines avant qu'une unité de traitement anaérobie atteigne son rendement de conception, après quoi un procédé anaérobie bien géré peut éliminer plus de 70 % de la charge organique. Le traitement anaérobie doit être suivi d'un traitement aérobie pour satisfaire aux normes de rejet, mais il permet de diminuer les besoins en oxygène, et donc en énergie, et/ou les besoins en espace des processus de traitement ultérieurs. La figure 8.1 montre comment différentes solutions de traitement des liquides peuvent être reliées en série, le traitement anaérobie constituant souvent la première étape, suivie du traitement aérobie et de l'élimination des agents pathogènes ou d'étapes de finition supplémentaires. La biofiltration sur boues anaérobies (UASB) n'est pas adaptée au traitement autonome des boues de

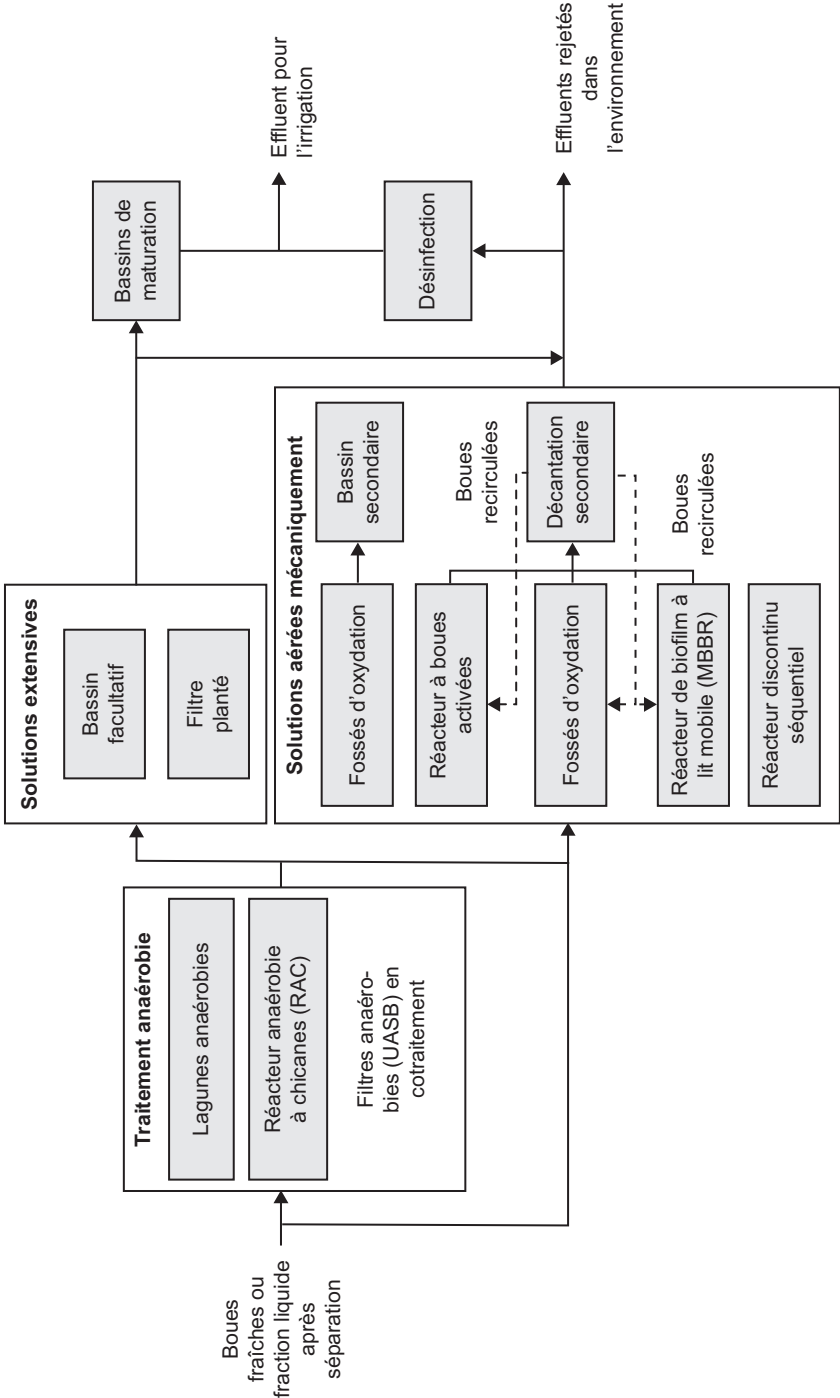


Figure 8.1 Solutions de traitement du flux liquide

vidange, mais elle peut être une solution pour le cotraitement avec les eaux usées municipales. Les boues activées et l'aération prolongée sont des solutions aérobies pour le cotraitement, mais les concepteurs de ces systèmes doivent tenir compte de l'impact que la charge accrue associée aux boues de vidange aura sur leurs coûts énergétiques.

Lors de l'évaluation des solutions de traitement, il faut tenir compte des difficultés que pose la teneur élevée en matières solides du liquide à traiter. Bien que la séparation préalable des solides et des liquides réduise la concentration en matières solides de l'influent, celle-ci est quand même suffisamment élevée pour entraîner une accumulation rapide des boues dans les réservoirs et les bassins ; et les solutions pour traiter ces boues doivent être prévues dès le stade de conception. Les boues extraites des unités de traitement biologique anaérobie et aérobie doivent être déshydratées, comme cela est expliqué au chapitre 9. La figure 8.1 montre qu'il est possible de désinfecter l'eau traitée destinée à un usage agricole. En principe, cela n'est nécessaire que lorsque l'effluent traité doit être utilisé pour une irrigation sans restriction. Étant donné le volume relativement faible d'effluents produits par les stations d'épuration des boues de vidange, il est préférable d'éviter la désinfection chimique en utilisant les effluents traités à des fins autres que l'irrigation non-restreinte.

Solutions de traitement anaérobie

Tous les procédés de traitement anaérobie étudiés dans ce livre reposent sur une combinaison de processus de sédimentation et de digestion mésophile. Ils sont fortement dépendants de la température, ce qui signifie qu'en principe ils fonctionnent bien dans les climats chauds. Une grande partie de la documentation sur les solutions de traitement anaérobie porte sur le traitement des eaux usées municipales et les paramètres de conception présentés ici sont tirés de cette documentation. D'autres recherches sont nécessaires pour déterminer les paramètres de conception appropriés pour les boues de vidange et il est probable que les constantes de débit pour la digestion anaérobie des boues partiellement digérées seront inférieures à celles des eaux usées domestiques non-digérées. Par exemple, des études à la station d'épuration de Khirbit-as-Samra en Jordanie ont montré que le taux de biodégradation des boues de vidange était inférieur à celui des eaux usées domestiques et des boues primaires d'une station d'épuration (Halalsheh *et al.*, 2011).

Les eaux usées contiennent de l'azote sous forme d'ammonium (NH_4) et d'ammoniac (NH_3). Le NH_4 prédomine lorsque le pH est neutre, représentant généralement environ 95 % de l'azote ammoniacal total. À haute concentration, le NH_3 est toxique pour les bactéries anaérobies et inhibe la méthanogénèse. Les données existantes suggèrent que le seuil d'inhibition se situe à une concentration en NH_3 d'environ 1 000 mg/l (voir, par exemple : Moestedt *et al.*, 2016 ; Hansen *et al.* 1998). Les concentrations d'azote total dans les boues de vidange varient généralement de moins de 500 mg/l pour les boues digérées à plus de 5 000 mg/l pour les boues fraîches (Strande *et al.*, 2014,

tableau 9.2). À pH neutre, la majeure partie de cet azote se présente sous forme d'ammonium qui, contrairement à l'ammoniac, n'inhibe pas les processus anaérobies. De ce fait, il ne devrait poser problème que dans la mesure où le traitement entraîne une augmentation significative du pH.

Lagunes anaérobies

Les lagunes anaérobies ou bassins de lagunage anaérobie sont la forme la plus simple de traitement anaérobie. Il s'agit de bassins de forme généralement (mais pas toujours) rectangulaire, avec une entrée pour les eaux usées à traiter à une extrémité et une sortie pour les effluents traités à l'angle opposé en diagonale. Ils doivent être alimentés selon un rythme permettant de maintenir des conditions anaérobies sur toute la profondeur du bassin. Les matières solides se déposent dans le fond du bassin, où le manque d'oxygène dissous facilite les processus anaérobies qui dégradent les matières solides décantées. Le liquide ainsi décanté s'écoule à travers la lagune en vue d'un traitement ultérieur, qui est souvent appliqué dans des bassins facultatifs et des bassins de maturation. L'emprise foncière des lagunes anaérobies est nettement inférieure à celle des bassins facultatifs et des filtres plantés, mais supérieure à celle des réacteurs anaérobies à chicanes (RAC). Leur temps de rétention est mesuré en jours plutôt qu'en heures, de sorte qu'elles sont raisonnablement capables de faire face aux variations de débit. Les lagunes anaérobies sont une solution de cotraitement des boues de vidange avec les eaux usées municipales, à condition que la conception du procédé tienne compte de la teneur élevée des boues de vidange en matières organiques et en matières solides.

Considérations sur la conception et l'exploitation

Dimensions. La plupart des lagunes anaérobies ont une profondeur située entre 2 et 5 m et ont un rapport longueur sur largeur qui ne dépasse pas 2:1 (Tilley *et al.*, 2014 ; Mara, 2004). Il est possible de construire des lagunes plus profondes, ce qui accroît l'espace de stockage pour les matières décantées. Cependant, l'augmentation de la profondeur de la lagune accroît les coûts de construction, en particulier lorsque la nappe phréatique est près de la surface, et complique les opérations d'extraction des boues. Pour toutes les stations de traitement, à l'exception des plus grandes, la nécessité d'avoir un volume relativement petit incite plutôt à construire un bassin moins profond et à le vidanger plus souvent. Comme nous l'avons déjà mentionné au chapitre 5, la probabilité qu'une opération soit accomplie est généralement d'autant plus élevée que cette opération est facile à réaliser et effectuée fréquemment. La fréquence requise pour l'extraction des boues varie en fonction de la charge en matières solides et de la taille du bassin, mais elle est en principe bien plus rapprochée que la fréquence de curage des bassins anaérobies traitant les eaux usées municipales (habituellement tous les 3 à 5 ans). Lorsque la lagune est utilisée pour la séparation solide-liquide, il est probable que la fréquence d'extraction des boues se mesure en mois plutôt qu'en années.

Dispositifs d'entrée et de sortie. La conduite d'alimentation et l'exutoire doivent se situer aux angles diagonalement opposés de l'étang. Pour éviter l'accumulation de boues autour de la conduite d'alimentation, il est conseillé d'acheminer les boues entrantes dans un bassin dont les parois latérales sont en pente, à l'aide d'une conduite située à une certaine distance du bord du bassin. Si les boues entrantes contiennent du sable, il faut prévoir d'approfondir le bassin sous la conduite d'alimentation pour que le sable puisse s'y déposer. Il est recommandé d'amener les boues par une conduite verticale dirigée vers le bas pour éviter que flux entrant n'induisse une circulation dans la lagune, ce qui pourrait provoquer un court-circuit. Un système de récupération des écumes doit être mis en place près de l'exutoire. Lorsqu'il y a suffisamment d'espace disponible, les murs des bassins peuvent être inclinés vers l'intérieur avec un ratio de 1:2. Cette mesure permet de réduire les coûts de construction et facilite l'accès, mais elle a un effet important sur la superficie requise, les lagunes destinées au traitement des boues de vidange étant généralement de petite taille. C'est pourquoi dans le cas d'une petite station, il est parfois préférable de construire des murs en béton verticaux. Les côtés et le fond des étangs anaérobies sont normalement étanches. L'étanchéité peut être assurée par une membrane imperméable pour le fond du bassin et par la pose de dalles de béton préfabriquées ou de briques pour les côtés. Dans tous les cas, il faut prévoir une rampe inclinée afin de permettre aux opérateurs de rentrer dans le bassin pour les opérations de curage des boues. De plus amples informations sur les détails de conception sur les lagunes anaérobies et tout type de bassin de stabilisation sont consultables dans Arthur (1983) et Mara (2004).

Assurer la continuité du fonctionnement pendant l'opération de curage des boues. Il est essentiel de prévoir au moins deux bassins anaérobies installés en parallèle. La capacité doit donc être suffisante pour supporter la charge nominale lorsqu'un bassin est mis hors service pour en extraire les boues. Lorsque les variations annuelles de la température ambiante sont importantes, le volume de chaque bassin peut être réduit si l'on peut assurer que la vidange aura toujours lieu pendant les mois les plus chauds de l'année, lorsque la charge admissible dans le bassin est la plus élevée. Il faut anticiper l'occurrence de dégagements gazeux, notamment lorsque les taux de charge sont élevés. Ceux-ci peuvent générer des odeurs, en raison de la production de méthane et de sulfure d'hydrogène qui s'échappent dans l'atmosphère. Un autre point à prendre en considération est l'effet inhibiteur de l'ammoniac libre sur les processus de digestion anaérobie. Ces deux aspects sont analysés ci-dessous.

Paramètres et méthode de conception

Les bassins anaérobies sont conçus à l'aide de paramètres de conception empiriques, dont le plus important est la charge organique par unité de volume. Les charges organiques recommandées pour le traitement des eaux usées municipales varient de 100 à 400 g de $\text{DBO}_5/\text{m}^3 \cdot \text{j}$, selon la température. Mara (2004) donne des informations précises sur les relations entre la température

ambiante (T), le taux de charge organique volumétrique admissible (λ_v) et le pourcentage d'abattement de la DBO_5 . Ces informations sont récapitulées dans le tableau 8.2.

Tableau 8.2 Relations entre le taux de charge volumétrique de la DBO, l'abattement de la DBO et la température dans une lagune anaérobie

Température, T (°C)	λ_v (g de $DBO_5/m^3.j$)	Abattement de la DBO (%)
< 10	100	40
10 à < 20	20 $T - 100$	2 $T + 20$
20 à < 25	10 $T + 100$	2 $T + 20$
≥ 25	350	70

Le tableau 8.2 donne un taux de charge volumétrique maximal de 350 g de $DBO_5/m^3.j$, ce qui fait écho à la constatation que les odeurs sont susceptibles d'être plus intenses à des taux de charge supérieurs. Comme cela ressort clairement des équations ci-dessous, le temps de séjour dans un bassin anaérobie est égal à la concentration en DBO dans l'influent divisée par le taux de charge volumétrique. Cela signifie que le temps de séjour requis pour un influent dont la DBO est de 3 000 mg/l et le taux de charge volumétrique de 350 mg/l est de 8,57 jours. En comparaison, les temps de séjour recommandés pour les eaux usées municipales sont de 1 à 7 jours (Mara, 2004 ; von Sperling, 2007 ; Tilley *et al.* 2014). Dans la réalité, il existe des bassins anaérobies avec des taux de charge considérablement supérieurs à 350 g/ $m^3.j$. Par exemple, à Maximo Paz en Argentine, on a retenu une valeur de DBO_5 de 700 g/ $m^3.j$ pour la conception d'un bassin anaérobie expérimental de traitement des boues, dont la DBO_5 moyenne de référence de l'influent était de 2 800 mg/l. L'analyse de la performance de l'étang a révélé que la charge réelle était passée de 533 à 800 g de $DBO_5/m^3.j$ étant donné que les boues se sont accumulées et ont réduit le volume effectif du bassin. Les abattements signalés en DBO_5 , MES et MVS étaient respectivement de 90 %, 82 % et 91 % (Fernández *et al.*, 2004). Ces valeurs sont comparables au taux d'abattement de 70 % de DBO_5 recommandé par Mara (2004) et aux taux de 75 à 84 % recommandés par Arthur (1983), tous deux pour des bassins traitant des eaux usées municipales. Sur la base de ces résultats, et afin d'éviter une production excessive d'azote, Fernandez *et al.* (2004) préconisent de retenir une charge nominale de 600 g de $DBO_5/m^3.j$. L'encadré 8.1 présente les résultats d'une étude menée en Nouvelle-Zélande, qui confirme l'opinion selon laquelle la couche d'écume qui se forme sur les bassins anaérobies fortement chargés peut réduire les problèmes d'odeur. Si les résultats de cette étude sont corroborés pour les bassins traitant les boues de vidange, il s'agira là d'un bon argument pour adopter un taux de charge maximal de 600 g de $DBO_5/m^3.j$. D'ici là, il est conseillé de rester sur les chiffres plus conservateurs présentés dans le tableau 8.2 jusqu'à ce que l'étude de la performance du bassin dans les conditions locales confirme qu'il est possible d'accroître le taux de charge.

Encadré 8.1 Étude de l'impact de la couche d'écume sur les émissions d'odeurs

Des recherches menées dans une station traitant les effluents d'une usine de transformation de viande implantée à Moerewa, en Nouvelle-Zélande, ont révélé que la présence d'une couche continue d'écume permet de bloquer efficacement les émissions d'odeurs désagréables. Des essais de détection de gaz effectués à 100 mm au-dessus de la surface ont constaté une concentration typique de sulfure d'hydrogène de 0,35 mg/l au-dessus de la couche d'écume de 25 mm d'épaisseur, comparativement à des concentrations de 2 à 15 mg/l dans les zones non-recouvertes d'écume (Rands et Cooper, 1966, rapporté dans Milner, 1978). Les raisons avancées pour expliquer la faible concentration en sulfure d'hydrogène au-dessus de la couche d'écume sont notamment la barrière physique et l'oxydation des sulfures lorsque les gaz passent dans la couche poreuse de la mousse. Les tests effectués n'ont pas pris en compte la teneur en méthane, bien que, d'après le rapport de recherches, 85 % du gaz recueilli dans un récipient en forme de cloche placé au-dessus d'une zone non-recouverte d'écume étaient du méthane.

Tableau 8.3 Synthèse des paramètres de conception des bassins anaérobies

Paramètre	Symbole	Unité	Valeur/échelle
Taux de charge organique	λ_v	g de DBO/m ³ .j	350 – envisager la possibilité d'augmenter jusqu'à 600 lorsque l'odeur est acceptable.
Temps de rétention hydraulique	θ_A		Dépend de la concentration de l'influent et de λ_v .
Profondeur	z_A	m	2 à 5.
Rapport longueur/largeur	$L:I$	–	Typiquement 1 à 2:1.
Pente latérale	s	–	1:2 ou vertical, selon la taille du bassin.

Le tableau 8.3 résume les paramètres de conception recommandés pour les lagunes anaérobies. La méthode de conception est résumée ci-dessous.

1. Calculer le volume du bassin (m³) :

$$V_A = \frac{L_i Q}{\lambda_v}$$

Avec : V_A = le volume du bassin anaérobie (m³) ;
 L_i = la DBO de l'influent (mg/l) ;
 Q = le débit dans le bassin (m³/j).

2. Calculer le temps de rétention dans le bassin (jours) :

$$\theta_A = \frac{V_A}{Q} = \frac{L_i}{\lambda_v}$$

3. Choisir la profondeur du bassin de lagunage anaérobie (l_A , m) et calculer sa surface (A_A , m²).
La profondeur choisie doit se trouver dans la fourchette indiquée dans le tableau 8.3 et doit prendre en compte la surface de terrain

disponible et la facilité de construction. Les bassins plus profonds ont moins d'emprise foncière, mais peuvent être plus difficiles à réaliser, en particulier sur un sol rocheux ou bien dans le cas où la nappe phréatique est élevée. Étant donné les débits relativement faibles qui sont déversés en station de traitement des boues, il est généralement plus pratique de ne pas dépasser une profondeur de 3 m. Pour les bassins anaérobies dont les parois sont verticales, la surface au sol nécessaire est calculée par l'équation suivante :

$$A_A = \frac{V_A}{Z_A}$$

Pour les bassins dont le rapport longueur sur largeur est de 2:1, l'équation peut être réécrite de la façon suivante :

$$\frac{L^2}{2} = \frac{V_A}{Z_A}$$

L étant la longueur du bassin (m). Dans la pratique, il est nécessaire de construire en parallèle au moins deux lagunes et la superficie de chaque bassin doit être adaptée en conséquence.

Pour les lagunes dont les parois sont inclinées, la relation entre le volume du bassin, les surfaces et la profondeur est donnée par l'équation (*Alberta Agriculture and Forestry*, 2012) :

$$V_A = (A_{sur} + A_{fond} + 4A_{mi}) \left(\frac{Z_A}{6} \right)$$

Avec : L = la longueur du bassin en surface (m) ;

l = la largeur du bassin en surface (m) ;

A_{sur} = la superficie du bassin en surface = Ll (m²) ;

A_{fond} = la superficie du fond du bassin (bas) = $(L - 2sh_A)(l - 2sh_A)$ (m²) ;

A_{mi} = la superficie du bassin à mi-hauteur = $(L - sh_A)(l - sh_A)$ (m²) ;

V_A = le volume du bassin (m³) ;

Z_A = la profondeur du bassin (m) ;

s = l'inclinaison des parois (horizontal/vertical).

Une fois que l'on connaît le volume et la profondeur, et que l'on a posé une hypothèse pour le rapport longueur/largeur, cette expression devient une équation quadratique, qui peut être résolue soit pour la longueur, soit pour la largeur. On peut aussi trouver les dimensions exactes des superficies supérieure et inférieure du bassin à l'aide du calculateur en ligne de son volume, un outil proposé par le ministère de l'Agriculture et des forêts de l'Alberta (*Alberta Agriculture and Forestry*, 2012). La longueur et la largeur des parois de la lagune sont alors égales respectivement à $(L + 2sF)$ et $(l + 2sF)$, où F est le franc-bord (c'est-à-dire la distance verticale entre le haut de la paroi du bassin et le niveau de la surface du liquide dans le bassin).

4. Estimer les concentrations en DBO et MES de l'effluent :

$$L_e = L_i \left(1 - \frac{\%DBO_{abat}}{100} \right)$$

$$MES_e = MES_i \left(1 - \frac{\%MES_{abat}}{100} \right)$$

Avec : L_e = la DBO de l'effluent (mg/l) ;

L_i = la DBO de l'influent (mg/l) ;

$\%DBO_{abat}$ = l'abattement de la DBO dans le bassin ;

MES_e = la teneur en MES de l'effluent (mg/l) ;

MES_i = la teneur en MES de l'influent (mg/l) ;

$\%MES_{abat}$ = l'abattement de MES dans le bassin.

En l'absence d'information sur les lagunes anaérobies au niveau local, il est recommandé d'utiliser les abattements de DBO qui sont donnés dans le tableau 8.2 pour estimer la valeur DBO_{abat} .

5. Estimer le taux d'accumulation des boues sèches et la fréquence de vidange requise :

$$BS_a = Q \times \frac{MES_i}{1\,000} \times \frac{\%MES_{abat}}{100} \times \left(1 - \frac{\%MES_d}{100} \right)$$

Avec : BS_a = le taux d'accumulation de boues sèches (kg/j) ;

Q = le débit dans le bassin (m^3/j) ;

$\%MES_{abat}$ = le pourcentage d'abattement des MES dans le bassin ;

$\%MES_d$ = le pourcentage de destruction des matières sèches (prendre 20 % en l'absence d'autres données).

Le taux d'accumulation du volume de boues humides ($Q_{boues, humide}$, m^3/j) dans la zone de décantation peut être calculé sur la base du taux d'accumulation des matières solides et en prenant une hypothèse pour la teneur en matières sèches (MS) des boues. En l'absence d'autres données, on pourra considérer que la teneur moyenne en MS des boues est de 10 %. La densité des boues humides présumées ($\rho_{boues, humide}$, kg/m^3) est approximativement égale à celle de l'eau. Aussi :

$$Q_{boues, humide} = \frac{BS_a}{(\%MS/100) \rho_{boues, humide}}$$

La fréquence de vidange nécessaire ($f_{vidange, jours}$) peut alors être calculée sur la base du volume du bassin et du besoin de vidange lorsque l'accumulation des boues atteint environ un tiers du volume du bassin. Aussi :

$$f_{vidange} = \frac{\frac{1}{3} V_A}{Q_{boues, humide}}$$

Le volume et la teneur en matières sèches des boues extraites lors de chaque opération de curage vont influencer la conception des unités de déshydratation ultérieures.

Exemple de conception d'un bassin de lagunage anaérobie

L'exemple ci-dessous concerne la conception de lagunes anaérobies pour traiter les effluents provenant d'une unité de séparation solide-liquide. Les caractéristiques des effluents entrants et les hypothèses retenues sont présentées dans le tableau ci-dessous.

<i>Paramètre</i>	<i>Symbole</i>	<i>Valeur</i>	<i>Unité</i>
Débit	Q	40	m ³ /j
Température quotidienne moyenne	T	25	°C
Concentration en DBO de l'influent	L_i	2 000	mg/l
Concentration en MES de l'influent	MES_i	5 000	mg/l
Profondeur	z_A	3	M
Rapport longueur sur largeur	—	2:1	—
Nombre de lagunes	N	2	—
Hypothèses			
% d'abattement en MES	$\%MES_{abat}$	55	%
% de destruction des matières solides	$\%MES_d$	20	%
% de MS dans les boues humides	$\%MS$	10	%
Densité des boues	ρ_{boues}	1 000	kg/m ³

1. Calculer le volume total du bassin.

Le taux de charge organique maximum à 25 °C préconisé dans le tableau 8.2 est de 350 g de DBO/m³.j. Aussi :

$$V_A = \frac{2\,000 \text{ mg/l} \times 40 \text{ m}^3}{350 \text{ mg/l}} = 229 \text{ m}^3$$

Lorsque la DBO de l'influent est significativement plus élevée, il est judicieux de choisir un taux de charge plus élevé, jusqu'à un maximum de 600 g/m³.j. Ce chiffre est recommandé dans l'étude conduite à Maximo Paz.

2. Calculer le temps de rétention dans le bassin :

$$\theta_A = \frac{229 \text{ m}^3}{40 \text{ m}^3/\text{j}} = 5,7 \text{ j}$$

3. Déterminer la superficie, les dimensions et la configuration du ou des bassins :

$$A_A = \frac{229 \text{ m}^3}{3 \text{ m}} = 76 \text{ m}^2$$

On considère deux bassins en parallèle, chacun ayant une superficie de 38 m² et recevant 20 m³/jour. Ces bassins sont trop petits pour que les parois intérieures soient inclinées, c'est pourquoi les murs doivent être verticaux. Pour un rapport longueur sur largeur égale à 2, les dimensions de chaque bassin sont alors de 4,4 m × 8,8 m, soit une superficie totale de 38,72 m².

4. Calculer la DBO et la concentration en MES de l'effluent.

Si on considère un abattement de DBO de 70 % :

$$L_e = 2\,000 \text{ mg/l} (1 - 0,7) = 600 \text{ mg/l}$$

Si l'on considère un abattement de MES de 55 % :

$$MES_g = 5\,000 \text{ mg/l} (1 - 0,55) = 2\,250 \text{ mg/l}$$

5. Calculer la fréquence de vidange, la masse et le volume de boues retirées lors de l'opération de curage des boues.
Calculer l'accumulation des matières sèches dans chaque bassin, en prenant pour hypothèse un taux de destruction des matières sèches de 20 % :

$$\begin{aligned} MS_a &= (0,5 \times 40 \text{ m}^3/\text{j}) \times 5\,000 \text{ mg/l} \\ &\times \left[\frac{1\,000 \text{ L}}{1 \text{ m}^3} \right] \times \left[\frac{1 \text{ kg}}{1\,000\,000 \text{ mg}} \right] \times \frac{55}{100} \times \left(1 - \frac{20}{100} \right) \\ &= 44 \frac{\text{kg}}{\text{j bassin}} \end{aligned}$$

Calculer le taux d'accumulation du volume de boues humides dans les zones de décantation des deux bassins, en prenant pour hypothèse un taux de MS de 10 % dans les boues.

$$Q_{\text{boues, humide}} = \frac{44 \text{ kg/j}}{0,10 \times 1\,000 \text{ kg/m}^3} = 0,44 \text{ m}^3/\text{j}$$

Calculer la fréquence de vidange nécessaire pour chaque bassin :

$$f_{\text{vidange}} = \frac{\frac{1}{3} \times 229 \text{ m}^3/2}{0,44 \text{ m}^3/\text{j}} = 87,8 \text{ jours (c'est-à-dire environ 3 mois)}$$

Le volume de boues devant être retiré lors de chaque opération de curage est d'un tiers du volume du bassin :

$$38 \text{ m}^2 (\text{superficie du bassin}) \times 3 \text{ m (profondeur du bassin)} \times 1/3 = 38 \text{ m}^3$$

Le calendrier de vidange des lagunes doit être étagé de façon à ce qu'il y ait toujours une lagune en fonctionnement.

Les calculs montrent qu'il est nécessaire de vidanger chaque lagune de façon fréquente. En même temps, ceci souligne l'intérêt de la séparation solide-liquide pour réduire la teneur en matières sèches de la fraction liquide des boues après séparation et avant traitement ultérieur.

Réacteurs anaérobies à chicanes

Les réacteurs anaérobies à chicanes (RAC) ou réacteurs anaérobies compartimentés sont des réservoirs en béton, en briques ou en fibre de verre préfabriqués composés de plusieurs compartiments disposés en série (figure 8.2). Ils éliminent les matières organiques par digestion anaérobie et décantation des particules. Des conduites ou des chicanes dirigent l'écoulement des eaux usées à partir d'une ouverture située juste sous la surface de l'eau de chaque compartiment et qui va jusqu'au fond du compartiment suivant, forçant ainsi les eaux usées à travers une couche de boues décantées et assurant un contact intensif entre les polluants organiques et la biomasse active. Les RAC utilisés

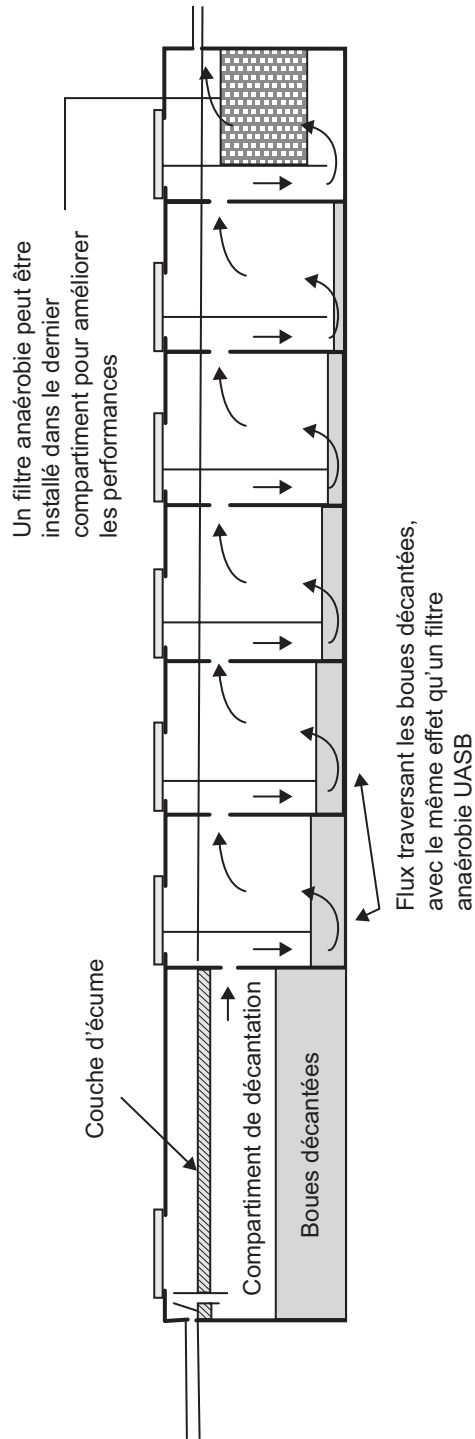


Figure 8.2 Configuration typique d'un RAC

pour le traitement des eaux usées comportent habituellement un compartiment de décantation semblable au premier compartiment d'une fosse septique, suivi de quatre à six compartiments à flux ascendant, avec une ou plusieurs chambres de filtration anaérobie installées après les compartiments à flux ascendant (Sasse, 1998). En raison de la compartimentation, l'acidogenèse et la méthanogenèse sont séparées longitudinalement le long du réacteur ; l'acidogenèse prédominant dans le premier compartiment et la méthanogenèse prédominant dans les compartiments suivants. Cette séparation permet à différents groupes bactériens de se développer dans des conditions favorables. Les partisans des RAC prétendent que cela permet au réacteur de se comporter comme un système à deux phases, en limitant les coûts et les problèmes de contrôle souvent associés à ce type de fonctionnement. Il en résulte une augmentation significative de l'activité acidogène et méthanogène. Reynaud et Buckley (2016) soulignent un autre avantage de la compartimentation : ils affirment qu'il s'agit d'un facteur fortement stabilisateur en ce sens qu'elle permet de répartir les variations de la charge hydraulique entre les chambres du réacteur.

Le compartiment de décantation sert à séparer les particules solides de grande taille avant les compartiments à flux ascendant (Sasse, 1998). Il n'est pas obligatoire de le fixer aux compartiments à flux ascendants et il peut même être omis lorsque le traitement dans le RAC est précédé d'une séparation solide-liquide, comme c'est presque toujours le cas dans les stations de traitement des boues. Toutefois, étant donné que la concentration en matières solides dans l'influent est susceptible d'être élevée, même après la séparation solide-liquide, il est quand même recommandé de prévoir un compartiment de décantation pour retenir les matières solides et réduire ainsi leur taux d'accumulation ultérieur dans les compartiments à flux ascendant. En raison de sa superficie relativement grande, le compartiment de décantation a aussi tendance à atténuer les débits de pointe et à réduire ainsi les fluctuations des charges hydrauliques dans les compartiments suivants.

La figure 8.2 est un schéma type d'un réacteur anaérobie à chicanes, comprenant à la fois un compartiment de décantation et un filtre anaérobie à flux ascendant dans le dernier compartiment.

Les RAC ont une emprise foncière relativement faible, ne dépendent pas de l'électricité et nécessitent peu de compétences techniques pour leur fonctionnement (Gutterer *et al.*, 2009). Ils nécessitent moins de surface que les étangs anaérobies et le confinement permet de les utiliser là où l'on ne peut pas mettre en place des bassins anaérobies en raison des nuisances olfactives. En revanche, il est plus difficile d'en extraire les boues et la présence de méthane et d'autres gaz rend cette opération potentiellement dangereuse.

Performances

La plupart des informations relatives aux performances des RAC proviennent d'études en laboratoire et de projets expérimentaux. Bien que la plupart de ces études fassent état d'un taux d'abattement de la DCO de plus de 80 %, les études en

laboratoire ne tiennent pas compte d'aspects importants du fonctionnement sur le terrain, dont les différences de débit entre le jour et la nuit, la nécessité de prévoir une longue période de démarrage ainsi que l'impact des détails de conception de l'exutoire de la chambre. Un autre facteur à considérer lors de l'évaluation des performances attendues est la teneur élevée en matières non-biodégradables des boues de vidange par rapport à celle des eaux usées. Les taux d'abattement de la DCO peuvent par conséquent s'avérer inférieurs à ceux enregistrés pour le traitement des eaux usées. Le tableau 8.4 récapitule les résultats de plusieurs études qui recensent les performances de RAC dans des conditions réelles, ainsi qu'une étude en laboratoire sur le traitement des boues issues de fosses simples.

Tableau 8.4 Performances de traitement d'un RAC selon plusieurs études

<i>Provenance de l'influent</i>	<i>Description et emplacement du système</i>	<i>Caractéristiques de l'influent</i>	<i>Vitesse du flux ascendant</i>	<i>Efficacité du traitement</i>	<i>Notes et références</i>
Boues de vidange de latrines à fosse desservant les camps de personnes déplacées (IDP)	Décanteur suivi d'un RAC à 12 compartiments (Sittwe, Myanmar)	DCO de l'influent : 6 200 mg/l. Taux de charge organique : 2,55 kg de DCO/m ³ .j (pour l'ensemble du RAC). Temps de rétention hydraulique : 5 h par compartiment	Maximale : 0,9 m/h (sur une période d'alimentation de 8 h). Moyenne : 0,3 m/h (sur 24 heures).	Abattement de la DCO : 55 %.	Rapport non-publié, Solidarités International, cité dans de Bonis et Tayler (2016).
Eaux usées communales	RAC comportant de 4 à 12 compartiments. Volume du réacteur : 50 à 156 m ³ (4 systèmes étudiés en Inde et en Indonésie).	DCO de l'influent : 350 à 510 mg/l.	Maximale : 0,4 à 1,3 m/h.	Abattement de la DCO : 37 à 67 %.	Un rendement médiocre peut être attribuable à un faible taux de charge organique (Reynaud, 2014).
Boues de latrines à fosse	RAC constitué de 4 compartiments en laboratoire et précédé d'un réservoir d'alimentation	DCO de l'influent : 1 000 à 3 000 mg/l.	Non-communiquée.	Abattement de la DCO : de 52 à 80 %, principalement dans le réservoir	Bwapwa (2012). Seulement 28 % d'abattement de la DCO par

(Suite)

Tableau 8.4 Suite

<i>Provenance de l'influent</i>	<i>Description et emplacement du système</i>	<i>Caractéristiques de l'influent</i>	<i>Vitesse du flux ascendant</i>	<i>Efficacité du traitement</i>	<i>Notes et références</i>
Boues de latrines à fosse	(réservoir d'alimentation de 220 l et compartiments du RAC de 20 l chacun).			d'alimentation.	dégradation biologique.
Fraction liquide des matières fécales provenant de fosses domestiques (humides) et de fosses septiques	1 décanteur, 4 RAC, 2 filtres anaérobies, un RAC préfabriqué. Volume du réacteur : 12 m ³ (Devanahalli, Inde).	DCO de l'influent : 1 500 mg/l.	Maximale : 0,10 m/h (sur une période d'alimentation de 8 h). Moyenne : 0,03 m/h (sur 24 h).	Abattement de la DCO : 58 %. Abattement des MS : 64 (dont traitement dans le filtre anaérobie).	Communication personnelle, Consortium CDD Pour la dissémination des systèmes DEWATS à Bangalore en Inde.
Fraction liquide des boues provenant de fosses domestiques (humides)	5 RAC, 1 filtre anaérobie. Volume du réacteur : 14 m ³ (Dar es Salaam, Tanzanie).	DCO de l'influent : 950 mg/l.	Maximale : 0,36 m/h (sur une période d'alimentation de 8 h). Moyenne : 0,12 m/h (sur une période de 24 h).	Abattement de la DCO : 58 % d'élimination de la DCO (dont le traitement dans le filtre anaérobie).	Communication personnelle, BORDA, Tanzanie

Ces résultats confirment qu'il est peu probable que les performances des RAC en conditions réelles correspondent à celles obtenues en laboratoire dans des conditions contrôlées. Parmi les facteurs qui ont contribué au mauvais rendement des RAC pour le traitement des eaux usées communales, on peut citer les faibles taux de charge organique et les crues hydrauliques dues à l'intrusion des eaux pluviales. Les performances sont également affectées par la présence de produits chimiques illicites dans les boues et par l'accumulation de ces dernières dans les compartiments à flux ascendant. L'étude de Bwapa corrobore l'hypothèse que la teneur plus élevée en matières non-biodégradables dans les boues de vidange affecte également le rendement des RAC.

Jusqu'à ce que l'on dispose de données provenant d'un nombre plus important de RAC traitant les liquides issus des boues de vidange, il est préférable de choisir un taux d'abattement de 50 % de la DCO pour les systèmes satisfaisant aux critères de conception, qui sont décrits plus loin dans ce chapitre.

L'abattement de la DBO est susceptible d'être supérieur à celui de la DCO, car la première comprend une proportion plus élevée de matières facilement dégradables. On dispose de peu d'informations sur l'élimination des MES pour les RAC traitant la fraction liquide des boues de vidange. En l'absence de renseignements précis, on peut raisonnablement supposer que le taux d'abattement des MES est similaire à celui de la DCO. En général, il convient de choisir des valeurs prudentes pour les paramètres de conception dans l'attente de données d'exploitation supplémentaires.

Considérations sur la conception et l'exploitation

Résilience du réacteur. Certaines études ont constaté que les RAC sont résilients et se remettent bien des chocs hydrauliques et organiques (Barber et Stuckey, 1999). Cependant, des débits de pointe élevés peuvent entraîner le lessivage des boues, ce qui laisse peu de biomasse active à traiter (Reynaud, 2014). Lors de la conception des RAC, il est donc nécessaire d'évaluer l'impact des unités de traitement en amont sur le débit de pointe qui est transmis vers le RAC. L'objectif visé est d'atténuer suffisamment le débit pour s'assurer que le débit de pointe puisse être assimilé comme le débit moyen pendant les heures de réception de la station qui sont habituellement de 8 à 10 heures par jour.

Démarrage. Comme pour les autres procédés anaérobies, les performances du RAC dépendent de la présence d'une masse microbienne active qui prend du temps pour atteindre un niveau optimal. Gutterer *et al.* (2009) notent que l'inoculation de vieilles boues de fosses septiques permet de raccourcir la phase de démarrage. Ils conseillent également d'activer le réacteur en commençant par une charge équivalente à un quart du débit quotidien et d'augmenter lentement la charge pendant les trois premiers mois de fonctionnement.

Nécessité d'extraction des boues. L'accumulation de boues dans les compartiments du réacteur nuit aux performances du RAC. Il est donc essentiel de prévoir une extraction régulière des boues. En fonction de la teneur en graisses et en huiles et des modules de traitement en amont, il est également parfois nécessaire d'éliminer périodiquement l'écume. Gutterer *et al.* (2009) recommandent une vidange tous les six mois à trois ans pour les réacteurs traitant les eaux usées. Cette fréquence doit être augmentée dans le cas du traitement de boues de vidange. Les opérateurs de la station de traitement des boues desservant les camps de personnes déplacées autour de Sittwe au Myanmar ont signalé que les boues s'accumulaient rapidement dans les quatre premiers compartiments du RAC (qui en comporte 12) et que celles-ci devaient être vidangées fréquemment (de Bonis et Tayler, 2016). Lorsque l'effluent des RAC fait l'objet d'une surveillance régulière, l'augmentation de la teneur en matières sèches indique qu'il faut procéder à l'évacuation des boues. Il est néanmoins essentiel de laisser une quantité de boues actives dans chaque compartiment pour maintenir l'activité anaérobie (Sasse, 1998).

Solutions pour la vidange des boues. L'extraction des boues peut être effectuée à l'aide de petites pompes submersibles et de camions de vidange. La vidange manuelle comporte des risques importants pour la santé et doit être évitée. Il est peut-être possible de transformer le fond des compartiments à l'aide de trémies afin d'évacuer les boues par le bas. Les boues peuvent être pompées ou retirées par pression hydrostatique. Cette solution doit d'abord être testée sur le terrain et des essais pourraient être effectués sur des installations expérimentales de RAC.

Installation d'unités de traitement parallèles. Pour garantir la souplesse d'exploitation pendant les opérations de maintenance, il faut prévoir au moins deux réacteurs en parallèle. Pour assurer un bon brassage et limiter les coûts de structure, chaque unité ne doit pas mesurer plus de 2,5 à 3 m de large.

Nombre de compartiments. Selon les données disponibles, l'augmentation du nombre de compartiments améliore la rétention des matières solides. Une étude sur les performances de RAC de deux et de cinq compartiments, avec un temps de séjour de 14 jours, a montré que la rétention des matières solides était plus importante lorsque le nombre de compartiments était plus élevé (Boopathy, 1998). En se référant à ces résultats, Foxon et Buckley (2006) ont estimé que plusieurs passages dans le lit de boues permettent d'obtenir de meilleurs résultats que le maintien d'une faible vitesse de flux ascendant. Toutefois, ils ont également noté que l'abattement de la DCO se produit presque exclusivement dans les trois premiers compartiments.

Continuité de l'exploitation pendant l'extraction des boues et les réparations majeures. Lorsque des pompes submersibles ou des tuyaux de camions de vidange sont utilisés pour vidanger les compartiments du réacteur, il est possible de le faire sans mettre hors service les installations. Le principal souci est donc d'assurer la continuité du fonctionnement lors de réparations majeures. Une solution consiste à accepter des taux de charge plus élevés dans les autres RAC, dans les cas exceptionnels où un réacteur est mis hors service pour réparation. Une autre solution consiste à construire un RAC de réserve pour permettre la poursuite de l'exploitation lors de la vidange ou de la réparation du RAC de service. Dans le cas où chaque réacteur est conçu pour traiter 50 % du débit nominal, il est nécessaire de prévoir trois unités, ce qui donne une capacité totale de 150 % du débit de pointe. Lorsque l'on prévoit quatre unités, la capacité combinée est alors de 133 % du débit de pointe.

Détails de conception et exactitude du calcul des niveaux. Pour réduire au minimum le risque de colmatage et retenir l'écume dans les compartiments du RAC, l'exutoire de chaque compartiment, à l'exception du dernier, doit être situé à environ 20 cm sous la surface de l'eau, comme l'indique la figure 8.2. Lorsque l'exutoire est raccordé à un tuyau, il est conseillé d'utiliser un raccord en T plutôt qu'un coude, le tuyau vertical étant prolongé au-dessus du niveau de l'eau pour permettre de passer une tige afin de déboucher le

tuyau. Les tuyaux de sortie doivent être soigneusement nivelés pour assurer une distribution égale de l'écoulement sur toute la largeur du réacteur. Un regard de visite doit permettre l'accès à chaque compartiment. Un tuyau de ventilation vertical et des orifices de ventilation entre les compartiments au-dessus du niveau d'eau supérieur doivent être installés pour permettre l'évacuation des gaz produits pendant la digestion.

Paramètres et procédure de conception

Décanteur. Les recommandations existantes en matière de conception des RAC donnent peu d'informations sur la conception du décanteur. La méthode la plus simple consiste à considérer que le décanteur fonctionne de la même façon que le premier des deux compartiments d'une fosse septique. Le code brésilien (*Associação Brasileira de Normas Técnicas*, 1993) recommande une réduction linéaire du temps de séjour de 24 heures pour un débit de $6 \text{ m}^3/\text{j}$, jusqu'à 12 heures pour les débits de $14 \text{ m}^3/\text{j}$ et plus (Franceys *et al.*, 1992). Étant donné que le premier des deux compartiments d'une fosse septique représente habituellement environ les deux tiers du volume total, on peut en déduire que le temps de séjour dans le décanteur est de l'ordre de 8 à 16 heures, selon le débit. Il faut néanmoins prévoir une marge de tolérance supplémentaire pour le stockage des boues, équivalant à 50 à 100 % du temps de séjour calculé. La profondeur et la largeur doivent être les mêmes que celles des compartiments à flux ascendant à chicanes. Le rapport entre la longueur et la profondeur du décanteur doit être d'environ 1,5:1.

Compartiments à flux ascendant. Les recommandations de conception existantes donnent des indications sur la vitesse maximale du flux ascendant et le temps de séjour minimal dans les différents compartiments du RAC. La température a une influence sur les performances du RAC et les équations actuellement utilisées lors de la conception se basent sur le retour d'expérience de fonctionnement à température ambiante de l'ordre de 20°C et plus. Il serait utile de poursuivre les recherches à des températures plus basses.

La charge organique influence également les performances, bien que Reynaud et Buckley (2016) indiquent que le facteur limitant est le taux de charge hydraulique plutôt que le taux de charge organique. Sasse (1998) recommande une charge maximale de $3 \text{ kg de DCO}/\text{m}^3.\text{j}$, sur la base du volume total du réacteur, mais des études en laboratoire ont démontré que des charges plus élevées sont possibles lorsque la charge augmente progressivement sur une période de plusieurs mois (Boopathy, 1998 ; Hui-Ting et Yong-Feng, 2010, cités dans Hassan et Dahlan, 2013 ; Chang *et al.* 2008). Nguyen *et al.* (2010) ont comparé les données sur la relation entre le taux de charge organique et l'abattement de la DCO. Leurs résultats indiquent que des taux de charge allant jusqu'à environ $15 \text{ kg de DCO}/\text{m}^3.\text{j}$ impactent peu les performances et que celles-ci commencent à se dégrader à des taux de charge supérieurs. Il semble que certains de ces résultats soient basés sur des études en laboratoire, qui donnent souvent de meilleurs résultats que ce qui est réalisable en conditions

réelles. C'est pourquoi le présent ouvrage propose un taux de charge maximal de DCO de 6 kg de DCO/m³.j, mais reconnaît la nécessité de poursuivre les recherches dans ce domaine.

Étant donné la séparation de l'acidogenèse et de la méthanogenèse le long des compartiments du RAC, il existe un argument théorique pour définir la charge en fonction de la charge d'un seul compartiment à flux ascendant. Cela pourrait entraîner une variation de la taille des compartiments à flux ascendant tout au long du réacteur. D'autres recherches sont nécessaires pour étudier cette hypothèse. La charge en matières en suspension est sans doute importante pour les réacteurs traitant les boues vidange, mais elle n'est pas couverte par les critères de conception à ce jour. Encore une fois, il est nécessaire de poursuivre les recherches pour définir les paramètres de conception appropriés.

Le tableau 8.5 récapitule les paramètres de conception recommandés pour un RAC et les étapes de conception sont présentées ci-dessous.

1. Déterminer la charge de la station.

La charge hydraulique nominale correspond en principe au débit de pointe quotidien de la station pour sa durée de vie prévue. Les charges en matières organiques et en matières en suspension doivent être calculées en multipliant le débit quotidien de pointe par les concentrations estimées en DCO et en MES dans l'influent. Ces concentrations sont calculées en fonction des caractéristiques des boues dépotées en station, en tenant compte de l'abattement de la DCO et des MES résultant de la séparation solide-liquide.

2. Calculer le débit de pointe dans les réacteurs à chicanes en utilisant l'équation :

$$q_p = \frac{Q_p}{t_{op}}$$

Avec : q_p = le débit de pointe (m³/h) ;

Q_p = le débit de pointe quotidien (m³/j) ;

t_{op} = le nombre d'heures par jour pendant lesquelles la zone de réception de la station est opérationnelle (h/j).

3. Calculer la largeur du compartiment du RAC :

$$l_c = \frac{q_p}{L_c v_{as}}$$

Avec : l_c = la largeur totale du RAC (m) ;

L_c = la longueur du compartiment à chicanes (m). Elle doit être supérieure à 0,75 m et à la moitié de la profondeur du compartiment (h_c) ;

v_{as} = la vitesse de pointe du flux ascendant.

4. Déterminer le nombre d'unités de traitement parallèles nécessaires et leur largeur respective.

Tableau 8.5 Synthèse des paramètres de conception d'un réacteur anaérobie à chicanes

Paramètre	Symbole	Unité	Valeur/fourchette	Notes/Référence
Vitesse de flux ascendant	v_{as}	m/h	1	Au débit de pointe (Gutterer <i>et al.</i> , 2009).
Temps de rétention hydraulique	θ_{RAC}	h	48 à 72	Chiffres fournis par Tilley <i>et al.</i> (2014). Foxon et Buckley (2006) indiquent 20 à 60 heures, avec 40 à 60 heures au démarrage.
Taux de charge organique	λ_{RAC}	kg de DCO/ m ³ .j	6	Charge maximale admissible (Hui-Ting et Yong-Feng, 2010 ; Chang <i>et al.</i> , 2008, cités dans Hassan et Dahlan, 2013). Sasse donne un chiffre de 3 kg de DCO/m ³ .j. Le calcul de la charge organique doit être revu à la lumière des recherches ultérieures.
Nombre de compartiments	N_c	–	4 à 8	La plupart des traitements se font dans les trois premiers compartiments. L'ajout de compartiments supplémentaires réduit le risque de lessivage des boues (Gutterer <i>et al.</i> , 2009 ; Reynaud et Buckley, 2016).
Profondeur du compartiment	z_c	m	En principe de 1,8 à 2,5 m	Selon le site et les coûts d'excavation (Foxon et Buckley, 2006 ; BORDA, communication personnelle).
Longueur du compartiment	L_c	m	Minimum de 0,75 m entre le mur et la chicane et jusqu'à la moitié de la profondeur du compartiment ($z_c/2$)	Pour assurer une bonne répartition du débit sur toute la surface du réacteur (Gutterer <i>et al.</i> , 2009).

Pour assurer une bonne répartition des flux et maîtriser les coûts structurels, la largeur des unités individuelles de traitement ne doit pas excéder 3 m. Le nombre d'unités de traitement N_u est donné par le nombre entier supérieur à la valeur de $1/3$.

5. Calculer le temps de séjour dans le RAC :

$$\theta_c = \frac{24 N_u N_c V_p}{Q_p} = \frac{24 N_c w_c z_c L_c}{Q_p}$$

Avec : θ_c = le temps de rétention hydraulique dans le RAC (h) ;
 N_u = le nombre d'unités de traitement parallèles ;
 N_c = le nombre de compartiments à flux ascendant en série ;
 V_p = le volume de chaque compartiment (m^3) = $w_c z_c L_c / N_s$;
 z_c = la profondeur de chaque compartiment sélectionné (qui doit se situer entre 1,8 et 2,5 m).

Si le temps de séjour tombe en dessous de 48 heures, on peut l'augmenter en diminuant v_{as} , en augmentant z_c ou en augmentant N_c . De plus amples travaux de recherche sont nécessaires pour déterminer quelle serait la combinaison optimale pour traiter les effluents entrants dont les charges sont élevées, comme c'est le cas pour les RAC qui traitent la fraction liquide des eaux usées.

Conformément aux principes de conception cités dans la littérature, les équations données ci-dessus ne tiennent pas compte de la réduction du volume du réacteur résultant de l'accumulation des boues. Ceci est justifié par le fait que le flux traverse la couche de boues au fond de chaque compartiment afin que celle-ci ne réduise pas trop leur volume effectif.

6. Calculer le taux de charge organique et le comparer au taux maximal recommandé :

$$\lambda_{RAC} = \frac{DCO_i Q_p}{1\,000 N_u N_c V_p} = \frac{24\, DCO_i}{1\,000 \theta_c}$$

Avec : λ_{RAC} = le taux de charge organique du RAC (kg de DCO/ $m^3 \cdot j$) ;
 DCO_i = la DCO de l'influent (mg/l).

La valeur de la DCO_i devrait tenir compte de la réduction de la DCO dans le décanteur situé avant les compartiments à flux ascendant.

Dans la pratique, cette réduction est susceptible d'être limitée et peut être ignorée aux fins des calculs préliminaires. Les hypothèses peuvent être révisées une fois que les données pertinentes sur le terrain sont disponibles.

Lors de la conception du réacteur, il convient de se fonder sur l'hypothèse prudente selon laquelle λ_{RAC} ne devrait pas dépasser 6 kg de DCO/ $m^3 \cdot j$ lorsque le réacteur fonctionne à pleine capacité, mais il est possible que ce chiffre soit modifié à la lumière d'autres recherches. Lorsque le RAC est mis en service ou que certains flux sont remis en fonction après une mise hors service pour réparation, il est recommandé d'augmenter la charge sur une période de plusieurs mois pour atteindre ce niveau.

7. Calculer la concentration en DCO de l'effluent (DCO_e) à partir de la concentration en DCO de l'influent (DCO_i) et d'un pourcentage présumé d'abattement de la DCO. En l'absence d'autres données, on suppose un abattement de 50 % de la DCO.

Aussi :

$$DCO_e = DCO_i (1 - 0,5)$$

En l'absence d'autres données, on suppose que l'abattement en MES est aussi de 50 %, de sorte que :

$$MES_e = MES_i(1 - 0,5)$$

Le calcul de la fréquence requise de vidange des boues nécessite des informations sur leur taux global d'accumulation et sur la répartition des boues décantées entre les compartiments du RAC. À l'heure actuelle, il existe peu d'informations sur ces facteurs dans le cas des RAC qui traitent des effluents entrants à forte teneur en matières sèches. C'est pourquoi le présent ouvrage ne propose pas de méthode de conception pour évaluer le taux d'accumulation et la fréquence d'évacuation des boues. En revanche, ce sont les opérateurs eux-mêmes qui doivent déterminer les besoins en matière d'élimination des boues, en surveillant constamment les taux d'accumulation dans chaque compartiment. Par ailleurs, il est nécessaire de poursuivre les recherches sur les besoins en matière d'élimination des boues dans les RAC.

Exemple de conception d'un RAC

On prend pour exemple la conception de réacteurs anaérobies à chicanes traitant les effluents liquides d'une unité de séparation solide-liquide. Les caractéristiques de l'influent et les hypothèses de processus sont résumées ci-dessous :

Paramètre	Symbole	Valeur	Unité
Débit de pointe quotidien	Q_p	40	m ³ /j
Durée d'alimentation	t_{op}	8	h/j
Concentration moyenne de la DCO de l'influent	DCO_i	5 000	mg/l (g/m ³)
Concentration moyenne en MES de l'influent	MES_i	4 000	mg/l (g/m ³)
Profondeur du réacteur (profondeur du liquide)	z_c	2	m (basé sur les conditions réelles sur site)
Temps de rétention hydraulique	θ_c	48	h
Vitesse maximum du flux ascendant	v_{as}	1	m/h

1. Déterminer la charge.

La charge hydraulique nominale est calculée en fonction du débit de pointe de 40 m³/j de la station de traitement.

2. Calculer le débit de pointe :

$$Q_p = \frac{40 \text{ m}^3/\text{j}}{8 \text{ h/j}} = 5 \text{ m}^3/\text{h}$$

3. Déterminer les dimensions du réacteur en fonction de la vitesse de flux ascendant.

Calculer la longueur du compartiment. Elle doit être comprise entre au minimum 0,75 m et au maximum 0,5 z_c . Dans cet exemple, $z_c = 2$. Par conséquent la longueur du compartiment est de (0,5 × 2) = 1 m.

Calculer la largeur totale du RAC en fonction de la vitesse de flux ascendant maximale :

$$l_c = \frac{5 \text{ m}^3/\text{h}}{1 \text{ m} \times 1 \text{ m/h}} = 5 \text{ m}$$

4. Décider du nombre d'unités de traitement parallèles nécessaires et de la largeur de chacun d'entre eux.

Pour un circuit d'une largeur maximale de 3 mètres, il faut mettre en place deux circuits de 2,5 m de large chacun. Mise à part la vidange de routine, qui peut être effectuée sans que les unités ne soient mises hors service, seule une maintenance minimale est exigée ; c'est pourquoi il n'est pas nécessaire de prévoir d'unité de réserve.

5. Calculer le temps de séjour dans le RAC.

Calculer le volume total du réacteur du RAC avec six compartiments dans chacune des deux unités de traitement en parallèle :

$$V_{RAC} = 6 \times (2 \text{ m} \times 1 \text{ m} \times 5 \text{ m}) = 60 \text{ m}^3$$

Calculer le temps de rétention hydraulique :

$$\theta_{RAC} = \frac{60 \text{ m}^3}{40 \text{ m}^3/24 \text{ h}} = 36 \text{ h}$$

Ce temps de rétention hydraulique est inférieur au temps de séjour recommandé de 48 h. Pour augmenter le temps de séjour, on peut :

- Augmenter N_c de 6 à 8 ;
- Augmenter la largeur totale et ainsi réduire la vitesse du flux ascendant. La largeur totale nécessaire pour atteindre un temps de séjour de 48 h est égale à $48 \times 40 / (24 \times 6 \times 2 \times 1) = 81 \text{ m}^3$

La seconde solution donne plus de flexibilité opérationnelle. On peut alors construire trois unités de traitement avec chacune six compartiments de 2,25 m de large, 2 m de profondeur et 1 m de long (dimensions pour chaque compartiment). Le volume total est donc de : $3 \times 6 \times 2,25 \times 2 \times 1 = 81 \text{ m}^3$

6. Vérifier la charge organique maximale (λ_{RAC}) :

$$\text{Charge nominale en DCO} = 40 \text{ m}^3/\text{j} \times 5\,000 \text{ g/m}^3 \times \left(\frac{1 \text{ kg}}{1\,000 \text{ g}} \right) = 200 \text{ kg/j}$$

Étant donné que la DCO de l'influent est de 5 000 mg/l, ce qui équivaut à 5 000 g/m³,

$$\lambda_{RAC} = 5\,000 \text{ g/m}^3 \times 40 \text{ m}^3/\text{j} \times \frac{1 \text{ kg}}{1\,000 \text{ g}} \times \frac{1}{81 \text{ m}^3} = 2,47 \text{ kg DCO m}^3.\text{j}$$

Ceci est inférieur à la valeur maximale de 6 kg de DCO/m³ et est par conséquent satisfaisant.

7. Déterminer les concentrations en DCO et MES des effluents sortants :

$$DCO_e = 0,5 \times 5\,000 \text{ mg/l} = 2\,500 \text{ mg/l}$$

$$MES_e = 0,5 \times 4\,000 \text{ mg/l} = 2\,000 \text{ mg/l}$$

D'autres traitements ultérieurs sont nécessaires pour respecter la plupart des standards nationaux sur les effluents et, au besoin, pour réduire les concentrations en agents pathogènes.

Biofiltration sur boues anaérobies ou biofiltre anaérobie (UASB)

Contexte et description du système

Les biofiltres anaérobies ont été utilisés pour la première fois pour le traitement des eaux usées au Brésil et en Colombie au début des années 1980. Depuis lors, ils ont été largement utilisés dans les pays d'Amérique latine, notamment au Brésil, en Colombie, au Chili, en République dominicaine, au Guatemala et au Mexique (Noyola *et al.*, 2012). Un grand nombre d'entre eux ont également été construits dans le cadre des plans d'action Ganga et Yamuna en Inde. Une analyse de la littérature sur le rendement des biofiltres anaérobies traitant les eaux usées municipales en Amérique latine, en Inde et au Moyen-Orient fait état d'abattement de la DCO entre 41 et 79 %, de la DBO₅ entre 41 et 84 % et des MES entre 34 et 69 % (Chernicharo *et al.*, 2015).

Les biofiltres anaérobies séparent les eaux usées en trois phases : boues, effluents liquides et gaz. Les eaux usées à traiter sont introduites au fond de la cuve et remontent à travers un lit de boues en suspension. Les bactéries anaérobies présentes dans le lit de boues décomposent la matière organique de l'influent et la transforment en biogaz qui monte dans le réacteur. Des chicanes séparent le gaz du flux de liquide et le dirigent vers une ou plusieurs hottes aspirantes, d'où il est aspiré et utilisé ou bien brûlé à la torche. L'eau monte jusqu'aux déversoirs situés de chaque côté de la hotte et les matières solides demeurent dans la couche de boues ou se décantent. Ensemble, la hotte aspirante et la chicane sont désignés sous le nom de « séparateur GLS » (gaz-liquide-solides). Un bon contact entre les boues et les eaux usées est obtenu grâce à une répartition uniforme de l'influent dans le fond du biofiltre et au brassage causé par la production de biogaz. La figure 8.3 représente le schéma d'un biofiltre anaérobie type.

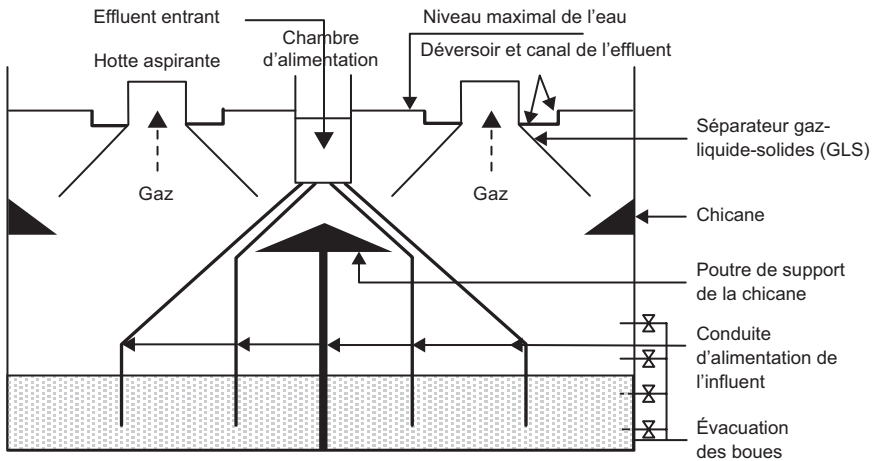


Figure 8.3 Schéma d'un biofiltre anaérobie

Source : adapté de van Lier *et al.* (2010)

Considérations sur la conception et l'exploitation

Il est important que les opérateurs de biofiltres anaérobies possèdent les connaissances de base sur les processus qui se déroulent dans le réacteur et qu'ils suivent les consignes nécessaires pour en assurer les performances.

Le bon fonctionnement des biofiltres anaérobies dépend de la surveillance régulière des niveaux de boues et des concentrations de matières en suspension ainsi que de l'extraction des boues excédentaires présentes dans le réacteur. Pour faciliter l'évacuation des boues, il faut prévoir une série de vannes espacées d'environ 50 cm sur la hauteur du lit de boues ; la première vanne étant placée à 15–20 cm au-dessus du fond du réacteur. Ces vannes peuvent également être utilisées pour prélever des échantillons, bien qu'elles soient sujettes à des effets de paroi, de sorte que les échantillons peuvent ne pas être représentatifs des conditions dans le réacteur dans son ensemble. L'ouverture rapide d'une vanne risque également de créer un hydrocyclone, ce qui peut entraîner des erreurs dans l'évaluation de la qualité des boues au niveau de l'échantillon. Une meilleure méthode d'échantillonnage consiste à prévoir une ouverture dans la partie supérieure du séparateur GLS, permettant l'introduction d'un dispositif simple d'échantillonnage, qui peut être descendu à la profondeur requise et ouvert pour effectuer le prélèvement. Pour éviter toute fuite de gaz, l'ouverture doit être munie d'un capuchon de protection qui ne doit être retiré que lors de la prise d'échantillon. Un joint d'étanchéité hydraulique est nécessaire pour empêcher les fuites de gaz pendant l'opération (van Lier *et al.*, 2010).

La plupart des biofiltres anaérobies ont des volumes de l'ordre de 1 500 à 3 000 m³, soit une capacité de 6 000 à 12 000 m³/j pour un temps de séjour de 6 heures. Certains d'entre eux ont un volume de seulement 65 m³, ce qui donne une capacité de l'ordre de 260 m³/j, mais il s'agit généralement de projets expérimentaux pour de grandes installations (van Lier *et al.*, 2010). Ces chiffres suggèrent que le débit normal d'un biofiltre anaérobie est supérieur à celui de la plupart des stations de traitement des boues. Par ailleurs, il est impossible de maintenir une couche de boues efficace avec des débits d'effluents entrants variant de plus de trois fois le débit moyen pendant la journée jusqu'à zéro la nuit. Ceci est un problème sérieux dans le cadre du fonctionnement d'un biofiltre anaérobie pour le traitement des boues de vidange. Ce problème pourrait être surmonté par une régulation des débits mais, comme nous l'avons déjà indiqué au chapitre 6, celle-ci est difficile à réaliser étant donné le régime des charges hydrauliques reçues en station de traitement des boues de vidange.

Ces observations indiquent que les bassins de lagunage anaérobies et les RAC représentent presque toujours de meilleures solutions de traitement anaérobie que les biofiltres pour les stations autonomes de traitement des boues. Cependant, c'est une solution envisageable dans le cas de cotraitement avec les eaux usées municipales, en particulier lorsque celles-ci sont faiblement concentrées en matières solides organiques. Des consignes détaillées sur la conception des biofiltres anaérobies sont présentées dans van Lier *et al.* (2010).

Solutions de traitement biologique aérobie et facultatif

Bassins facultatifs

Les bassins facultatifs sont la forme la plus simple de traitement secondaire. Leur but principal est d'éliminer les matières organiques et les matières solides, mais ils peuvent aussi éliminer l'azote qui est incorporé dans la biomasse (Mara, 2004). Lorsqu'ils sont utilisés dans le traitement des boues de vidange, ils sont généralement placés après les bassins anaérobies. Si l'effluent traité doit être utilisé pour irriguer les cultures, un traitement supplémentaire dans des bassins de maturation est nécessaire. Ces bassins de maturation font l'objet d'une discussion sur l'élimination des agents pathogènes plus loin dans ce chapitre.

Les couches supérieures des bassins facultatifs sont aérobies, puisque l'oxygène est introduit par la diffusion atmosphérique de l'oxygène et la photosynthèse des algues. Les conditions anaérobies prévalent près du fond des étangs, tandis que les niveaux intermédiaires peuvent être aérobies et anaérobies de façon intermittente, selon l'heure de la journée et la présence ou l'absence de photosynthèse.

Les bassins anaérobies ont un long temps de rétention hydraulique, ce qui leur permet de bien s'adapter aux variations de la charge hydraulique et organique, tout en exigeant plus de surface que la plupart des autres technologies. Ce désavantage apparent est atténué par le fait que la charge hydraulique d'une station de traitement des boues de vidange est beaucoup plus faible que celle d'une station d'épuration desservant la même population. L'emprise foncière est donc relativement faible, malgré la concentration beaucoup plus élevée des boues de vidange.

Les bassins facultatifs sont une solution pour le cotraitement des boues de vidange avec les eaux usées municipales, mais ils doivent être précédés d'une unité de séparation solide-liquide des boues. Lorsque la zone de desserte de la station de traitement est relativement petite et qu'une proportion élevée de la population utilise des dispositifs d'assainissement individuel, la charge exercée par les boues peut représenter une part importante de la charge totale de la station. Il convient donc d'en tenir compte dans la conception du système.

Lors du traitement des eaux usées municipales, des bassins facultatifs correctement dimensionnés, configurés et exploités peuvent éliminer entre 70 et 90 % de la DBO de l'influent (Mara, 2004). Les algues présentes dans les bassins contribuent à des taux relativement élevés de DBO et de MES dans l'effluent par rapport à d'autres procédés de traitement. En effet, elles représentent environ 60 à 90 % des matières en suspension de ce type de bassins (Mara, 2004). Les bassins facultatifs traitant les eaux usées enregistrent des taux d'abattement en MES de 70 à 80 % (von Sperling, 2007).

Considérations sur la conception et l'exploitation

Afin de maintenir des conditions aérobies en surface et des conditions anaérobies dans le fond, la profondeur des bassins facultatifs doit être comprise entre 1 et 2,5 m (Tilley *et al.*, 2014). Dans la pratique, on constate que la

plupart des bassins ont une profondeur située entre 1,5 et 2 m. Leur rapport longueur sur largeur doit être d'au moins 2:1 et de préférence 3:1 pour éviter les courts-circuits et assurer ainsi un temps de séjour maximum.

Les bassins peuvent être construits avec des murs verticaux en béton ou des murs inclinés, ce qui est généralement constaté dans la pratique, avec des pentes internes et externes de, respectivement, 1:3 et 1:2. Quelle que soit la méthode de construction utilisée, il est essentiel de faciliter l'accès des opérateurs pour leur permettre de retirer l'écume et les boues. En effet, lorsque l'accès n'est pas facile, l'expérience montre que l'entretien n'est jamais effectué.

Éviter les courts-circuits. La performance d'un bassin peut être considérablement compromise par un court-circuit, qui se produit lorsqu'une combinaison de conditions d'écoulement, de conditions environnementales et de géométrie du bassin a pour effet de déplacer directement le flux entre le point d'entrée et l'exutoire du bassin, alors que les autres zones sont presque stagnantes. Le court-circuit peut être le résultat de vents ou de forces créées par la dynamique du flux entrant dans le bassin. On peut réduire le risque de court-circuit en concevant des entrées de bassin de façon à minimiser la vitesse d'entrée et en installant des chicanes à l'intérieur des bassins pour prolonger le trajet de parcours et empêcher un écoulement direct du point d'entrée vers l'exutoire.

Vidange occasionnelle des boues. Bien que l'extraction des boues des bassins facultatifs soit moins fréquente que celle des bassins anaérobies, elle est quand même nécessaire de temps à autres. La configuration normale de deux ou plusieurs bassins fonctionnant en parallèle permet de mettre un bassin hors service et de l'assécher afin de pouvoir en retirer les boues. Le liquide évacué du bassin est souvent pompé vers un autre bassin. Une solution alternative consiste à évacuer les boues à l'aide d'une pompe montée sur radeau. Cela permet d'éviter d'avoir à vider le bassin pour l'assécher, mais il se peut qu'une certaine quantité de boues soit laissée sur place, entraînant un besoin ultérieur de mise hors service du bassin pour retirer les boues solidifiées qui ne peuvent pas être pompées.

Aspect du bassin. Lorsqu'ils fonctionnent correctement, les bassins facultatifs ont une couleur verte caractéristique, causée par la présence d'algues, comme le montre la photo 8.1 du bassin facultatif de Tabanan en Indonésie. Si le bassin est en surcharge, il prend alors une couleur rouge-brun, de l'écume se forme à la surface et il y a un risque de développement d'odeur.

Paramètres et méthode de conception

Le principal paramètre de conception des bassins facultatifs est la charge organique maximale admissible. Étant donné que les principaux processus de transfert d'oxygène se déroulent à la surface ou près de la surface, la charge admissible est définie en fonction de la superficie du bassin plutôt que de son volume.



Photo 8.1 Bassin facultatif à Tabanan en Indonésie

Les équations empiriques pour calculer le taux de charge admissible dans les bassins facultatifs comprennent :

McGarry et Pescod (1970) : $\lambda_s = 60 (1,099)^T$

Mara (1987) : $\lambda_s = 20 T - 120$

Arthur (1983) : $\lambda_s = 20 T - 60$

Mara (1987, 2004) : $\lambda_s = 350 (1,107 - 0,002T)^{T-25}$

Avec : λ_s = le taux de charge en kg de DBO₅/ha.j ;

T = la température moyenne du mois le plus froid en °C.

La figure 8.4 représente graphiquement ces équations. Les équations de McGarry et Pescod et d'Arthur prévoient la charge maximale qui peut être appliquée à un bassin facultatif avant qu'il ne devienne anaérobie, une donnée décisive pour sa conception et son bon fonctionnement. Les deux équations de Mara incluent un facteur de sécurité avant que le bassin ne devienne anaérobie. Pour des températures comprises entre 10 et 17,5 °C, les équations de McGarry et Pescod et d'Arthur sont en étroite concordance. À des températures supérieures à 20 °C, les prévisions de l'équation de McGarry et Pescod diffèrent considérablement de celles des autres équations. En gardant ces éléments à l'esprit, et en tenant compte des incertitudes quant à la performance des bassins pour le traitement des boues de vidange partiellement digérées, il est recommandé de baser les calculs de conception sur la seconde équation de Mara. La température utilisée dans le calcul est la température moyenne du mois le plus froid de l'année.

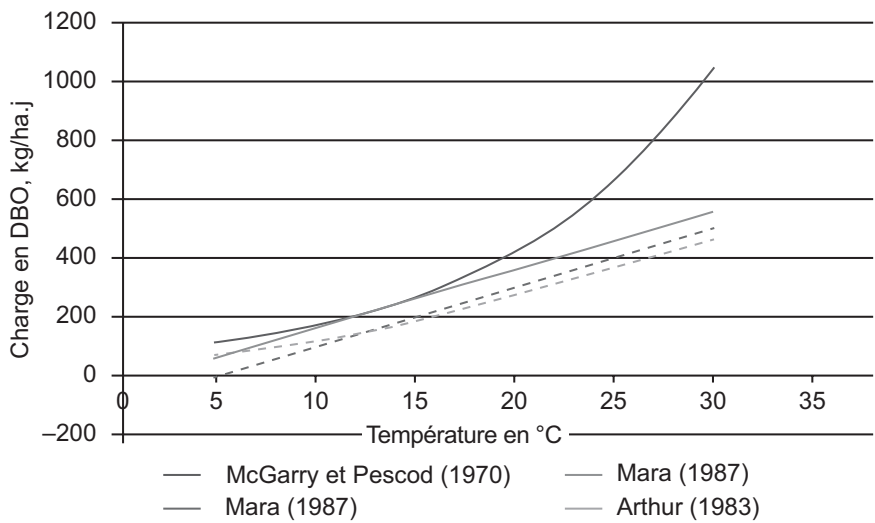


Figure 8.4 Comparaison des prévisions de charge admissible dans les bassins facultatifs

Tableau 8.6 Synthèse des paramètres de conception des bassins facultatifs

Paramètres	Symbole	Unité	Valeur/fourchette	Notes/références
La charge organique admissible en surface	λ_s	kg de DBO/ha.j	Tributaire de la température. Calculer à l'aide de l'équation appropriée	$\lambda_s = 350 \times (1,107 - 0,002T)^{(T-25)}$
Profondeur	z_f	m	1 à 2,5 m ; souvent 1,5 m	Fourchette recommandée (Mara, 2004)
Ratio longueur sur largeur	L/l	–	Souvent 2:1 à 3:1	(Mara, 2004)
Pente des murs latéraux	S	–	1:2	Pour les bassins avec murs inclinés

Le tableau 8.6 récapitule les paramètres recommandés pour la conception des bassins facultatifs. Il n'inclut pas le temps de séjour, qui est déterminé par la charge en surface et la profondeur du bassin, et n'est donc pas un paramètre de conception indépendant.

Les étapes de la conception d'un bassin facultatif sont les suivantes :

1. Calculer le taux de charge organique admissible dans le bassin (λ_s , kg de DBO/ha.j), en utilisant l'équation :

$$\lambda_s = 350 (1,107 - 0,002T)^{T-25}$$

Avec : T = la température moyenne du mois le plus froid de l'année en °C.

2. Calculer la superficie requise du bassin à mi-profondeur à l'aide de l'équation :

$$A_f = \frac{10L_i Q}{\lambda_s}$$

Avec : A_f = la surface totale à mi-profondeur du bassin facultatif (m^2) ;
 L_i = la DBO de l'influent en mg/l (généralement la DBO de l'effluent provenant du bassin anaérobie) ;
 Q = le débit quotidien moyen dans le bassin facultatif (m^3/j).

3. Choisir une profondeur de bassin (z_f) comprise entre 1,5 et 2,5 m et utiliser cette profondeur ainsi que la surface du bassin pour calculer le temps de séjour θ_f (jour).

$$\theta_f = \frac{A_f z_f}{Q}$$

4. Déterminer le nombre, la superficie et les dimensions des bassins, en permettant au moins à deux unités de traitement de fonctionner en parallèle pour assurer une plus grande souplesse opérationnelle. Dans le cas d'un système à deux unités, la superficie requise pour chacun d'entre eux est de $A_f/2$. À l'aide de la superficie calculée pour un bassin, il faut déterminer les dimensions du bassin selon un rapport longueur sur largeur entre 2:1 à 3:1. Si nécessaire, les dimensions du bassin peuvent être calculées en utilisant les méthodes de calcul expliquées ci-dessus pour les bassins anaérobies. Dans la plupart des cas, l'utilisation des dimensions du bassin à mi-profondeur est suffisamment précise pour calculer la superficie du bassin requise.

5. Calculer la DBO (L_e) de l'effluent à l'aide de l'équation :

$$L_e = L_i \left(1 - \frac{\%DBO_{abat}}{100} \right)$$

Avec : L_i = la DBO de l'influent ;
 DBO_{abat} = le pourcentage d'abattement de la DBO à travers le bassin (on prend pour hypothèse 70 %, à moins que l'on ne dispose de données sur l'abattement de la DBO dans les bassins de traitement des boues de vidange dans des conditions similaires).

Les bassins facultatifs doivent être vidangés lorsque l'accumulation de boues atteint 20 à 25 % de leur volume. Le taux d'accumulation des boues, la fréquence de vidange et le volume de boues enlevées peuvent être calculés en utilisant la méthode déjà décrite pour les bassins anaérobies. La fréquence réelle de retrait des boues doit être déterminée à l'aide de leur taux réel d'accumulation et peut différer de la fréquence calculée. Il est conseillé d'inclure dans les procédures d'exploitation standards des consignes sur la surveillance du taux d'accumulation des boues afin de s'assurer que la vidange des boues se fasse en temps et en heure.

Exemple de conception d'un bassin facultatif

Un bassin facultatif est destiné à traiter l'effluent liquide d'un procédé anaérobie. Les caractéristiques de l'influent et les hypothèses de processus sont indiquées dans le tableau ci-dessous.

Paramètre	Symbole	Valeur	Unité
Débit	Q	40	m ³ /j
Concentration en DBO de l'influent	L_i	500	mg/l
Concentration en MES de l'influent	MES_i	500	mg/l
Profondeur	z	1,5	M
Température	T	20	°C
Hypothèses			
% d'abattement de la DBO	%DBO	70	%
% MS des boues humides	%MS	10	%
% du bassin occupé par les boues	–	20	%
% de la teneur en boues sèches	%BS	10	%
Densité des boues	ρ_{boues}	1 000	kg/m ³

1. Calculer la charge organique admissible dans le bassin :

$$\lambda_s = 350[1,107 - (0,002 \times 20)]^{20-25} = 250 \text{ kg/ha.j}$$

2. Calculer la superficie du bassin facultatif à mi-profondeur :

$$A_r = \frac{10 \times 500 \text{ mg/l} \times 40 \text{ m}^3/\text{j}}{250 \text{ kg/ha. j}} = 800 \text{ m}^2$$

3. Déterminer la profondeur du bassin et calculer le temps de rétention.

Choisir une profondeur de bassin de 1,5 m. Le volume du bassin est alors

$$V_r = 800 \times 1,5 = 1\,200 \text{ m}^3.$$

$$\text{Le temps de rétention } \theta_r = \frac{1\,200 \text{ m}^3}{40 \text{ m}^3/\text{j}} = 30 \text{ j}$$

4. Déterminer le nombre de bassins en parallèle et calculer les dimensions en plan. Prévoir deux bassins en parallèle et faire l'hypothèse d'un rapport longueur sur largeur de 3:1. La largeur requise du bassin correspond approximativement à la racine carrée de $[800/(3 \times 2)]$, soit 11,55 m. En arrondissant à 11,5 m, les dimensions moyennes du bassin à mi-profondeur sont de 11,5 m × 34,5 m.

Supposons une pente latérale de 1:2.

Les dimensions du niveau d'eau supérieur sont de

$$11,5 + (4 \times 0,75) \text{ par } 34,5 + (4 \times 0,75) = 14,5 \text{ m par } 37,5.$$

5. Calculer la DBO de l'effluent du bassin, en supposant un abattement de 70 % :

$$L_e = (1 - 0,7) \times 500 \text{ mg/l} = 150 \text{ mg/l}$$

Si l'on dispose d'informations sur le taux d'abattement des MES, sur le taux d'élimination des matières solides dans le bassin et sur la teneur en MES des boues, le taux d'accumulation des boues peut être calculé en utilisant les méthodes déjà données pour les bassins anaérobies. Pour 80 % d'abattement de MES dans les

bassins, un taux de destruction des matières solides de 20 % et de 10 % de MES dans les boues du bassin, le taux d'accumulation de boues calculé est de 0,064 m³/j par bassin.

Si le bassin est vidangé lorsque la boue accumulée équivaut à 20 % du volume du bassin, la fréquence de vidange requise est donnée par l'équation :

$$f_{\text{vidange}} = \frac{0,2(\frac{1}{2} \times 1\,200\text{ m}^3)}{0,064\text{ m}^3/\text{jours}} = 1\,875\text{ jours} - \text{c.-à-d.} \sim 5\text{ ans}$$

Le volume de boues à enlever par bassin (V_{boues}) est égal au volume du bassin divisé par cinq :

$$V_{\text{boues}} = \frac{\frac{1}{2} \times 1\,200}{5} = 120\text{ m}^3$$

Lagunes aérées

Certaines stations de traitement des boues de vidange desservant les villes des pays à faible revenu utilisent des lagunes aérées pour traiter la fraction liquide des boues. Les lagunes aérées sont simples, mais elles sont tributaires d'un système d'aération mécanique, ce qui les rend plus complexes que les bassins facultatifs passifs. Elles peuvent être entièrement ou partiellement mélangées. Les lagunes partiellement mélangées et aérées fonctionnent en mode facultatif et contiennent à la fois des zones aérobies et anaérobies. Elles consomment moins d'énergie que les lagunes entièrement mélangées, mais nécessitent beaucoup d'espace au sol. Pour les lagunes situées dans le sud des États-Unis où la température est élevée, l'US EPA (2011) estime les besoins en superficie pour traiter 3 785 m³ (1 million de gallons américains) d'eaux usées de la façon suivante : 20 hectares pour les bassins facultatifs de stabilisation, 13 hectares pour les lagunes partiellement mélangées et 1 hectare pour les lagunes entièrement mélangées. On peut en déduire que les lagunes partiellement mélangées nécessitent environ deux tiers de la superficie requise pour les bassins facultatifs de stabilisation. Il est peu probable que l'économie d'espace relativement faible justifie l'augmentation des coûts d'exploitation et de la complexité résultant de la mise en place d'un système d'aération mécanique. C'est pourquoi l'accent est mis ici sur les lagunes entièrement mélangées.

Les bassins de lagunage aérés entièrement mélangés ont besoin de suffisamment d'énergie pour maintenir les matières solides en suspension et de suffisamment d'oxygène pour maintenir les conditions aérobies dans l'ensemble du bassin. À ce titre, ils sont semblables aux réacteurs à boues activées (RBA), mais se distinguent d'eux par le fait qu'il n'y a pas de réintroduction de boues. Comme dans le cas des RBA, les effluents de lagunes entièrement aérées et mélangées ont des concentrations élevées en MES, qui doivent être abattues avant le rejet final et les bassins de décantation sont une solution particulièrement simple. Le temps de séjour dans ces bassins

est généralement de l'ordre de 2 jours, ce qui est assez court pour empêcher la croissance des algues et l'augmentation de la concentration en matières solides dans les effluents sortants (Mara, 2004).

Les lagunes aérées exigent une alimentation en électricité fiable et un certain niveau de compétences des opérateurs. Le niveau de compétences demandé n'est toutefois pas aussi élevé que celui qui est requis pour l'exploitation des réacteurs à boues activées et de leurs variantes. De ce fait, elles ne sont une solution envisageable que lorsque l'espace disponible est suffisant pour permettre l'utilisation de bassins de stabilisation facultatifs. Les lagunes aérées sont une possibilité pour le cotraitement de la fraction liquide des boues de vidange et des eaux usées municipales. Comme pour les autres solutions de cotraitement, la charge exercée par le liquide séparé doit être prise en compte lors du dimensionnement du bassin. Étant donné que les lagunes aérées sont habituellement installées en aval d'une unité de séparation solide-liquide, les sables, les huiles et les graisses ne sont généralement pas problématiques.

Si elles sont bien conçues et utilisées, les lagunes aérées qui traitent les eaux usées peuvent éliminer jusqu'à 70, voire 90 %, de la DBO de l'influent. L'efficacité de l'abattement des MES d'une lagune traitant les eaux usées, bien entretenue, partiellement aérée et partiellement mélangée, se situe aux alentours de 80 % (von Sperling, 2007).

Considérations sur la conception et l'exploitation

Solutions d'aération. L'air peut être apporté soit par des aérateurs mécaniques installés en surface, soit sous forme d'air comprimé par le biais de diffuseurs situés près du fond du bassin de lagunage. Plusieurs modes de diffusion de l'air existent, à savoir, pour les aérateurs de surface une diffusion à grande ou à petite vitesse et, pour les diffuseurs placés en fond, une diffusion de petites ou de grosses bulles d'air. Le tableau 8.7 donne des informations sur ces quatre modes de diffusion.

La plupart des bassins de lagunage aérés utilisent des aérateurs de surface à grande vitesse et certains utilisent l'aération à grosses bulles. Les aérateurs de surface à basse vitesse sont principalement utilisés dans les réacteurs de boues activées des grandes stations d'épuration des eaux usées.

Les lagunes aérées ne disposent généralement pas de structure de support ni de plateforme d'accès permanente, dont les coûts sont élevés. Malgré leurs performances supérieures en matière de transfert d'oxygène, les aérateurs à fines bulles ne sont pas recommandés dans les stations de traitement des boues dans les pays à faible revenu. En effet, les diffuseurs sont susceptibles de se boucher et doivent être nettoyés régulièrement, ce qui nécessite l'assèchement complet de la lagune, tâche difficile qui peut être négligée et entraîner une défaillance de la totalité du système. Les systèmes de diffusion d'air à grosses bulles sont beaucoup moins susceptibles de se boucher, mais les bassins doivent néanmoins être vidés pour effectuer des réparations et des travaux d'entretien majeurs, comme le colmatage des conduites, la réparation

Tableau 8.7 Solutions d'aération du bassin de lagunage

Type d'aération	Transfert d'oxygène en kg de O_2 /kWh	Problèmes de conception et de maintenance
Aérateur de surface à grande vitesse jusqu'à 50 kW. 900 à 1 200 tr/min.	0,9 à 1,3	Entraînement direct du moteur ; peut être amené sur le côté de l'étang pour l'entretien.
Aérateur de surface à basse vitesse jusqu'à 150 kW. 40 à 60 tr/min.	1,5 à 2,1	Nécessite une structure de soutien.
Diffusion de grosses bulles. Diffuseurs de 5 à 12 mm.	0,6 à 1,5	Plus robuste que la diffusion à bulles fines.
Diffusion de fines bulles. Diffuseurs de 1 à 3 mm.	3,6 à 4,8 (Se détériorera si le système n'est pas bien entretenu et nettoyé régulièrement).	Nécessite un nettoyage régulier, généralement tous les 6 mois à 2 ans.

Source : d'après Stenstrom et Rosso (2010)

des joints non-étanches et des tuyaux corrodés. L'utilisation de conduites en plastique, en particulier en polyéthylène avec joints soudés, permet d'éliminer les problèmes de corrosion et de réduire considérablement l'incidence des fuites au niveau des joints. Elle ne permet pas néanmoins de résoudre les problèmes de colmatage. Les aérateurs flottants à grande vitesse éliminent ces problèmes et peuvent être déplacés de sorte qu'ils sont plus flexibles que les systèmes à air diffus, c'est pourquoi ils sont souvent la meilleure solution. La photo 8.2 montre un aérateur de surface à grande vitesse installé à l'usine de traitement des boues de Duri Kosambi à Jakarta, en Indonésie. Les aérateurs sont utilisés de façon intermittente et il semble que la lagune fonctionne en mode partiellement mélangé.

**Photo 8.2** Aérateur de surface à grande vitesse à Duri Kosambi à Jakarta

Forme de la lagune. Certains textes de référence recommandent l'utilisation de lagunes carrées (Crites et Tchobanoglous, 1998), mais les lagunes aérées sont souvent de forme rectangulaire.

Nécessité de mettre en place des unités de traitement parallèles et de disposer d'une capacité d'aération de réserve. Pour les motifs déjà expliqués pour les bassins anaérobies et facultatifs, il est conseillé de prévoir deux unités de traitement en parallèle lorsque la configuration du site l'autorise. Il est également conseillé de disposer d'aérateurs de réserve pour répondre aux besoins d'aération estimés lorsqu'un des aérateurs est hors service.

Exigences relatives à la fixation et à l'espacement des aérateurs de surface. Les aérateurs de surface doivent être fixés de façon à pouvoir être repositionnés au besoin et tirés vers le bord du bassin pour l'entretien et la réparation. Pour ce faire, on attache généralement les aérateurs à l'aide de cordes ou de fils métalliques, comme le montre la photo 8.2. Les aérateurs flottants doivent être dimensionnés de manière à assurer l'aération de toute la surface de la lagune, mais en évitant les turbulences excessives qui pourraient entraîner l'érosion de son lit. L'espacement requis entre les aérateurs est de l'ordre de 8 à 15 m, selon leur taille et leur puissance. Les aérateurs adjacents doivent tourner dans des directions opposées. L'espacement des aérateurs peut être réduit ou bien des aérateurs plus puissants peuvent être placés dans la zone d'alimentation, où la demande en oxygène est plus élevée. Dans la zone proche de l'exutoire, les aérateurs sont placés en nombre plus restreint pour permettre un certain niveau de sédimentation (von Sperling, 2007).

Importance de chaînes d'approvisionnement fiables. Les lagunes aérées sont tributaires d'un équipement mécanique, c'est pourquoi il est essentiel de disposer de chaînes d'approvisionnement fiables pour les pièces détachées. Le personnel doit être formé à l'entretien courant et aux tâches de réparation simples. Il est parfois judicieux de confier les tâches de réparation plus complexes à des ateliers locaux. Il est nécessaire d'avoir accès à des services de laboratoire internes ou externes pour permettre la collecte de données sur les paramètres des effluents entrants et sortants qui sont exigés pour ajuster la pratique opérationnelle en fonction des résultats obtenus.

Paramètres et méthode de conception

Les principaux paramètres de conception des lagunes aérées sont la taille et les dimensions du bassin, le temps de rétention et la quantité d'oxygène nécessaire pour abattre la DBO et l'azote. La profondeur et le temps de rétention hydraulique se situent généralement dans des fourchettes respectives de 2 à 5 m et de 2 à 6 jours (Tilley *et al.*, 2014 ; Arthur, 1983). Les aérateurs de surface mécaniques ont une efficacité d'oxygénation de 1,2 à 2 kg de O_2 /kWh (von Sperling, 2007). Les paramètres de conception recommandés pour un bassin de lagunage aéré sont présentés dans le tableau 8.8.

Tableau 8.8 Synthèse des paramètres de conception des bassins de lagunage aérés

Paramètre	Symbole	Unité	Valeur/gamme	Notes/référence
Profondeur	z_{AL}	m	2 à 5	Recommandé (Tilley <i>et al.</i> , 2014).
Temps de rétention hydraulique	θ_{AL}	jours	2 à 6	Recommandé 4 jours (Mara, 2004).
Rapport longueur sur largeur	$L:l$	–	2:1 à 4:1	Gamme recommandée (von Sperling, 2007).
Coefficient de pointe	P_j	–	Typiquement 1,5	Utiliser le coefficient du mois de pointe pour le dépotage de boues en station.

La conception de la lagune aérée nécessite également des données sur la température de conception (habituellement la température ambiante moyenne pendant le mois le plus froid de l'année), le débit, la DBO et les concentrations en NH_3 des effluents entrants et sortants. Les étapes de conception sont les suivantes :

1. Calculer les abattements nécessaires de DBO et d'azote.
L'élimination de la DBO requise est donnée par l'équation :

$$L_{\text{DBOabat}} = \frac{Q(L_i - L_e)}{1\,000 \text{ l/m}^3}$$

Avec : L_{DBOabat} = l'abattement nécessaire de la DBO (kg/j) ;

Q = le débit vers les lagunes aérées (m^3/j) ;

L_i = la DBO de l'influent (mg/l) ;

L_e = la DBO exigée de l'effluent (mg/l).

L'élimination de l'ammoniac nécessaire est calculée de la même manière.

2. Calculer la demande en oxygène (DO) pour l'élimination de la DBO (DO, kg/j) :

$$DO_{\text{DBO}} = L_{\text{DBOabat}} \times F_o$$

Avec : F_o = le rapport entre le poids de l'oxygène nécessaire et le poids de la DBO éliminée, soit 1,5 (c'est-à-dire 1,5 kg de O_2 nécessaire par kg de DBO abattue).

3. Calculer la demande en oxygène (DO) pour l'élimination de l'ammoniac (DO_{NH_3} , kg/j) – si l'élimination de l'ammoniac par nitrification est nécessaire :

$$DO_{\text{NH}_3} = L_{\text{NH}_3\text{abat}} \times F_n$$

Avec : F_n = la valeur choisie, qui est généralement à 4,6 (c'est-à-dire 4,6 kg de O_2 requis par kg de NH_3 éliminé) ;

$L_{\text{NH}_3\text{abat}}$ = l'élimination requise de NH_3 (kg/j).

4. Calculer le besoin réel total en oxygène du bassin.

Pour trouver l'oxygène total requis, calculer le besoin réel quotidien moyen en oxygène (AOR_{moy} , kg de O_2/j) en additionnant les besoins en oxygène pour la DBO et l'ammoniac. Pour trouver la valeur de pointe quotidienne AOR (AOR_{pointe}), multiplier AOR_{moy} par un coefficient de pointe (CP) approprié. On choisit en général le coefficient du jour où le débit vers la station de traitement est le plus élevé. Les besoins moyens et maximaux en oxygène sont ensuite donnés par des équations :

$$AOR_{moy} = DO_{DBO} + DO_{NH_3}$$

$$AOR_{pointe} = AOR_{moy} \times CP$$

La première équation doit être utilisée pour estimer la puissance annuelle requise et la seconde pour évaluer la puissance de sortie de l'aérateur.

5. Calculer la puissance requise.

Pour ce faire, il faut connaître l'efficacité de l'équipement utilisé pour transférer l'oxygène dans le liquide à traiter. Ces données sont disponibles dans la documentation fournie par les fabricants. Les données du fabricant indiquent généralement la quantité d'oxygène qu'un aérateur peut injecter dans l'eau en une heure, l'espacement nécessaire pour assurer le mélange complet du bassin et la puissance requise pour faire fonctionner l'aérateur. La puissance réelle requise (P , kW) peut être déterminée à l'aide de l'AOR de pointe et de l'efficacité d'oxygénation des aérateurs sélectionnés (OE , kg de O_2/kWh). L'efficacité d'oxygénation du fabricant (OE_m) doit être ajustée en fonction des conditions réelles en utilisant un coefficient d'ajustement de l'efficacité d'oxygénation empirique situé entre 0,55 et 0,65 (von Sperling, 2007).

$$OE = OE_m \times 0,6$$

$$P = \frac{AOR_{pointe}}{24 OE}$$

6. Déterminer le nombre et l'espacement des aérateurs ainsi que les dimensions du bassin.

- Nombre d'aérateurs = P/P_{aer} , où P_{aer} est la puissance nominale d'un seul aérateur. Dans la plupart des cas, les aérateurs choisis pour être utilisés dans les stations de traitement des boues de vidange auront une puissance de sortie de l'ordre de 4 à 18 kW ;
- Espacement des aérateurs et dimensions de la lagune. Le paramètre clé utilisé pour calculer l'espacement entre les aérateurs et les dimensions du bassin est le diamètre d'influence des aérateurs. Le tableau 8.9 donne des précisions à ce sujet et sur d'autres paramètres nécessaires à la conception préliminaire.

Pour les lagunes entièrement mélangées, le diamètre d'influence ne doit pas dépasser le diamètre de mélange. Pour les lagunes carrées et rectangulaires, la dimension critique est la diagonale à 45° des axes de la lagune,

Tableau 8.9 Paramètres de conception pour les aérateurs à grande vitesse

Puissance de l'aérateur		Profondeur d'opération (m)	Diamètre d'influence (m)	
En chevaux	En kW		Oxygénation	Mélange
5 à 10	3,70 à 7,35	2 à 3,6	45 à 50	14 à 16
15 à 25	11 à 18,4	3 à 4,3	60 à 80	19 à 24
30 à 50	22 à 36,75	3,8 à 5,2	85 à 100	27 à 32

qui détermine le point auquel la zone d'influence touche soit l'angle de la lagune, soit l'intersection avec la zone d'influence d'un autre aérateur. La distance entre tout aérateur et le côté de la lagune est alors le rayon de mélange divisé par la racine carrée de deux, tandis que la distance entre les aérateurs en ligne est le diamètre de mélange divisé par la racine carrée de deux. Les dimensions de la lagune sont ensuite définies par l'équation :

$$L = nD/\sqrt{2}$$

Avec : L = la longueur du bassin dans une direction donnée (m) ;
 n = le nombre d'aérateurs disposés en ligne dans cette direction ;
 D = le diamètre de mélange (m).

Comme les aérateurs de surface peuvent être déplacés dans l'étang, la procédure standard consiste à placer suffisamment d'aérateurs pour répondre aux besoins en oxygène avec des aérateurs de réserve conservés en stock ou fixés sur le côté de l'étang. Les aérateurs de secours doivent être prêts à être mis en place si l'un des aérateurs opérationnels est indisponible pour l'entretien ou la réparation.

7. Vérifier le temps de séjour dans les lagunes.

La surface totale de la lagune est donnée par l'équation $A_{AL} = N(D/\sqrt{2})^2$

Avec : A_{AL} = la surface totale de la lagune (m²) ;

N = le nombre total d'aérateurs.

Le temps de séjour (jours) = $z_{AL} A_{AL} / Q$.

Celui-ci est légèrement modifié si les dimensions du bassin sont arrondies vers le haut ou vers le bas.

8. Déterminer les dimensions finales du bassin de sédimentation. Prévoir un bassin pour chaque unité de traitement. Pour un temps de séjour de deux jours, la surface de chaque lagune sera donnée par l'équation :

$$A_p = 2Q/(nz_p)$$

Avec : A_p = la surface d'un bassin de sédimentation (m³) ;

n = le nombre d'unités de traitement ;

z_p = la profondeur du bassin (m).

Les étangs doivent être carrés ou rectangulaires, avec un rapport longueur sur largeur ne dépassant pas 2:1.

Boyle *et al.* (2002) donnent des recommandations supplémentaires sur le dimensionnement et le positionnement des aérateurs.

Exemple de conception d'une lagune aérée

Le liquide séparé qui a déjà été traité dans des bassins anaérobies de stabilisation doit être traité dans un bassin de lagunage aéré entièrement mélangé au moyen d'aérateurs de surface mécaniques. Les paramètres de conception sont décrits ci-dessous.

Paramètre	Symbole	Valeur	Unité
Débit de pointe	Q	100	m^3/j
Concentration en DBO de l'influent	L_i	1 500	mg/l
Concentration en NH_3 de l'influent	N_i	180	mg/l
Concentration visée en DBO de l'effluent	L_e	50	mg/l
Concentration visée en NH_3 de l'influent	N_e	50	mg/l
Masse en O_2 requise par masse de DBO	–	1,5	–
Masse en O_2 requise par masse de NH_3	–	4,6	–
Coefficient d'efficacité de l'oxygénation	–	0,6	–
Coefficient de pointe journalier de charge en DBO	CP	1,5	–
Efficacité d'oxygénation de l'aérateur du fabricant	OE_f	2	$\text{kg de } \text{O}_2/\text{kWh}$

1. Calculer la DBO et l'élimination de l'ammoniac nécessaires :

$$L_{\text{DBOabat}} = 100 \text{ m}^3/\text{j} (1\,500 - 50 \text{ mg/l}) (1\,000 \text{ l/m}^3) (1 \text{ kg}/10^6 \text{ mg}) = 145 \text{ kg/j}$$

$$L_{\text{NH3abat}} = 100 \text{ m}^3/\text{j} (180 - 50 \text{ mg/l}) (1\,000 \text{ l/m}^3) (1 \text{ kg}/10^6 \text{ mg}) = 13 \text{ kg/j}$$

2. Calculer les besoins en oxygène pour l'abattement de la DBO :

$$DO_{\text{DBO}} = 145 \text{ kg DBO/j} \times 1,5 \left(\frac{\text{kg } \text{O}_2}{\text{kg DBO}} \right) = 217,5 \text{ kg } \text{O}_2/\text{j}$$

3. Calculer les besoins en oxygène pour l'élimination de l'ammoniac :

$$DO_{\text{NH3}} = 13 \text{ kg } \text{NH}_3/\text{j} \times 4,6 \left(\frac{\text{kg } \text{O}_2}{\text{kg } \text{NH}_3} \right) = 59,8 \text{ kg } \text{O}_2/\text{j}$$

4. Calculer le besoin réel total en oxygène (AOR) de la lagune aérée :

$$AOR_{\text{moy}} = 217,5 + 59,8 = 277,3 \text{ kg } \text{O}_2/\text{j}$$

$$AOR_{\text{pointe}} = 277,3 \times 1,5 = 416 \text{ kg } \text{O}_2/\text{j}$$

5. Calculer la puissance requise.

Supposons que l'efficacité d'oxygénation d'un équipement est de 2 kg de O_2/kWh et que le coefficient d'ajustement empirique est de 0,6. Aussi :

$$OE = 2 \left(\frac{\text{kg } \text{O}_2}{\text{kWh}} \right) \times 0,6 = 1,2 \left(\frac{\text{kg } \text{O}_2}{\text{kWh}} \right)$$

$$P = \frac{416 \text{ kg } \text{O}_2/\text{j}}{1,2 \text{ kg } \text{O}_2/\text{kWh}} = 347 \text{ kWh par jour}$$

Les lagunes entièrement mélangées nécessitent une aération continue. La puissance totale requise de l'aérateur est de $347/24 = 14,45 \text{ kW}$.

6. Déterminer le nombre et l'espacement des aérateurs et les dimensions du bassin.
Supposons deux unités de traitement, chacune avec une paire d'aérateurs situés dans un bassin rectangulaire, ce qui donne un total de quatre aérateurs.

$$\text{La puissance requise pour chaque aérateur} = \frac{\text{Puissance requise}}{\text{Nombre d'aérateurs}} = 14,45/4 = 3,6125 \text{ kW.}$$

Quatre aérateurs de 5 hp (3,73 kW) sont donc nécessaires pour répondre à la puissance requise.

Sur la base du tableau 8.9, choisir une profondeur de bassin de lagunage et déterminer le diamètre de mélange nécessaire. Si l'on prend un bassin de 2 m de profondeur et un diamètre de mélange de 14 m, alors :

$$\text{Longueur du bassin de lagunage } L \text{ (deux aérateurs en ligne)} = \frac{2 \times 14 \text{ m}}{\sqrt{2}} = 19,8 \text{ m}$$

$$\text{Largeur bassin } l \text{ (un aérateur en ligne)} = \frac{1 \times 14 \text{ m}}{\sqrt{2}} = 9,9 \text{ m}$$

Temps de rétention hydraulique (débit mensuel de pointe)

$$= \frac{20 \text{ (longueur du bassin)} \times 10 \text{ (largeur du bassin)} \times 2 \text{ (profondeur du bassin)}}{100 \text{ (débit nominal)} \times 1,5 \text{ (coefficient de pointe)}} = 2,67 \text{ jours}$$

Cela suppose que les concentrations maximales d'azote organique et d'azote ammoniacal restent constantes dans une fourchette de débits, de sorte que les charges varient avec le débit.

7. Déterminer les dimensions finales du bassin de sédimentation.
Prévoir deux bassins de 1,5 m de profondeur en parallèle, dimensionnés pour assurer une rétention de deux jours au débit prévu.

Superficie requise pour chaque bassin de lagunage

$$= \frac{2 \text{ (jours de rétention)} \times 150 \text{ m}^3/\text{j}}{2 \text{ (nombre de bassins)} \times 1,5 \text{ m (profondeur du bassin)}} = 100 \text{ m}^2$$

Prévoir deux bassins de décantation de 10 m × 10 m × 1,5 m de profondeur.

Filtres plantés

Description du système

Les filtres plantés sont des systèmes artificiels qui reproduisent les processus ayant lieu dans les milieux humides naturels (Vymazal, 2010). Ils se répartissent en trois catégories :

- Les filtres plantés horizontaux à écoulement superficiel (dans lesquels l'écoulement se fait principalement au-dessus du sol) ;
- Les filtres plantés horizontaux à écoulement souterrain ;
- Les filtres plantés verticaux.

La plupart des systèmes en fonctionnement dans les climats chauds sont à écoulement horizontal souterrain. La préférence pour de tels systèmes découle de la reconnaissance des problèmes potentiels d'insectes vecteurs dans

les filtres à écoulement superficiel et des difficultés à assurer la répartition homogène du flux dans les filtres verticaux. Les côtés imperméables et la base de la structure de la zone humide contiennent un lit de gravier, généralement de 30 à 60 cm de profondeur et planté avec des végétaux qui poussent en milieu aquatique. Les eaux usées entrent par un côté du filtre et doivent être réparties uniformément sur toute la surface. Elles passent ensuite à travers le gravier et ressortent à l'autre extrémité. Ce faisant, une combinaison de processus microbiens physiques et aérobies, anoxiques et anaérobies a pour effet de réduire la charge en matières en suspension, en carbone organique et en azote dans les eaux usées.

Contrairement aux filtres horizontaux, les filtres verticaux sont alimentés de façon intermittente, le plus souvent entre 4 et 10 fois par jour pour les eaux usées municipales (Tilley *et al.*, 2014). Lorsque le lit est chargé, les eaux usées s'infiltrant en aspirant l'air dans le média filtrant, créant ainsi des conditions aérobies. Les plantes transfèrent aussi une petite quantité d'oxygène par leurs racines, mais leur fonction principale est de maintenir la perméabilité du lit. Les organismes sont privés de nourriture entre les épisodes d'alimentation, ce qui permet d'éviter une croissance excessive de la biomasse et de maintenir la porosité du lit. L'intermittence de l'alimentation permet aussi d'appliquer une plus grande charge dans les filtres verticaux que dans les filtres horizontaux. Malheureusement, l'exploitation des filtres verticaux est aussi plus complexe, car l'alimentation séquencée nécessite de mettre en place soit un système de pompage, soit un siphon. L'utilisation du siphon est la solution la plus simple et peut être choisie si la déclivité le permet.

À ce jour, les filtres plantés sont principalement utilisés pour traiter les eaux usées domestiques, les eaux grises et les eaux de ruissellement. En cas d'eaux usées fortement concentrées ou de boues de vidange, les charges élevées en matières organiques et en matières en suspension peuvent occasionner le dépérissement du filtre et une accumulation de matières solides, qui se traduit par la diminution de la capacité hydraulique et éventuellement une défaillance totale du dispositif. Pour cette raison, les filtres plantés ne peuvent être utilisés pour le traitement des boues qu'après un procédé de séparation solide-liquide et un traitement anaérobie dans des bassins ou dans un RAC. Inversement, les plantes peuvent dépérir si le filtre est fortement sous-chargé, de sorte qu'il n'y a pas de liquide pour maintenir la croissance des plantes. Il est donc important de s'assurer que la surface du filtre correspond à la charge de boues prévue à la fois au démarrage et pour la durée de vie du dispositif. À terme, il faudra peut-être prévoir la construction de filtres ou de compartiments supplémentaires pour répondre à l'augmentation de la charge de matières à traiter.

Considérations sur la conception et l'exploitation

Nécessité d'un prétraitement. Parce qu'ils dépendent de l'écoulement à travers une couche de graviers ou de sable contenant de petits espaces poreux, les filtres plantés sont sensibles aux colmatages. C'est particulièrement vrai

lorsqu'ils sont utilisés pour le traitement des boues de vidange, en raison de leur forte concentration en matières en suspension et de leur teneur potentiellement élevée en huiles et en graisses. La fiabilité des procédés de rétention des matières solides ainsi que des huiles et des graisses est donc particulièrement importante.

Surveillance du système. Les procédures d'exploitation standards doivent prévoir une obligation d'inspection régulière de la surface du filtre pour y déceler la formation de flaques d'eau qui sont des signes de colmatage souterrain.

Nécessité de disposer de plusieurs compartiments. La seule façon de supprimer les colmatages est de retirer les plantes ainsi que le média filtrant et de les remplacer. Il s'agit d'une tâche laborieuse qui nécessite la mise hors service de l'ensemble du filtre. Pour réduire au minimum les perturbations causées par de telles activités, il est recommandé de diviser le filtre en plusieurs compartiments et les conduites doivent être conçues de manière à permettre l'isolement et le court-circuitage de chaque compartiment pendant les opérations d'entretien.

Entretien de routine. Les opérations d'entretien importantes sont notamment l'enlèvement de la végétation morte et son remplacement, le retrait des espèces végétales indésirables (par exemple, les jeunes arbres) et l'éclaircissage de la végétation.

Configuration du lit. Le rapport longueur sur largeur d'un filtre horizontal doit être d'au moins 2:1, pour créer un parcours suffisamment long pour la traversée du filtre par les liquides et réduire la probabilité de court-circuit. Le rapport longueur sur largeur des filtres verticaux est déterminé par la méthode utilisée pour répartir les effluents sur la surface du filtre. Les filtres qui sont alimentés par des tuyaux verticaux sont généralement de forme à peu près carrée afin de réduire les débits différentiels causés par les pertes de charge sur de grandes longueurs de conduites. Lorsque le filtre est alimenté par un canal situé sur le côté du bassin, il est préférable d'opter pour une configuration longue et relativement étroite. Le lit doit avoir une pente longitudinale d'environ 1 % entre l'entrée et la sortie.

Paramètres et méthode de conception

La méthode de conception la plus simple consiste à dimensionner le filtre en fonction d'un taux de charge organique par unité de superficie. Les directives concernant la charge admissible, élaborées en fonction des pratiques européennes et nord-américaines, recommandent généralement des taux de charge organique de 7 à 16 g de DBO₅/m².j pour les filtres horizontaux (voir, par exemple, US EPA, 2000). Cette approche ne tient compte ni de la température ni de l'abattement en matières organiques ayant lieu dans le filtre. Des recherches sur des filtres plantés expérimentaux menées en Thaïlande ont mis en évidence des taux d'abattement plus élevés à la fois dans les filtres horizontaux et verticaux. Un taux d'abattement des matières organiques de 33,9 g de DBO₅/m².j a été constaté dans les filtres horizontaux avec des

eaux usées à 27 °C en moyenne et un taux de charge hydraulique de 20 cm/j (Kantawanichkul et Wannasri, 2013). Ces travaux de recherche ont également montré que le taux d'abattement augmentait avec la charge hydraulique et que les filtres horizontaux étaient plus efficaces que les filtres verticaux.

Plusieurs chercheurs ont mis au point des équations pour modéliser les performances des filtres plantés en fonction de la température et des concentrations des effluents entrants et sortants.

L'équation de Kickuth est une équation de premier ordre largement acceptée pour la conception des filtres plantés horizontaux :

$$A = \frac{Q(Ln C_i - Ln C_e)}{k_{20} 1,06^{(T-20)} zn}$$

Avec : A = la superficie du filtre planté en m^2 ;

Q = le débit journalier moyen en m^3/j ;

C_i et C_e = les concentrations en DBO_5 de l'influent et de l'effluent en mg/l ;

Ln = le logarithme naturel ;

k_{20} = une constante de vitesse à 20 °C j^{-1} ;

T = la température ambiante de calcul en °C ;

z = la profondeur du lit en m ;

n = la porosité du support, exprimée en fraction.

En réorganisant cette équation et en multipliant Q par C_i pour obtenir la charge, l'équation de Kickuth donne l'expression suivante pour la charge admissible :

$$L_{cw} = \frac{C_i Q}{A} = \frac{C_i (k_{20} 1,06^{(T-20)}) zn}{(Ln C_i - Ln C_e)}$$

Avec : L_{cw} = la charge admissible exprimée en g de $DBO_5/m^2.j$.

En l'absence d'information spécifique au site, on suppose une valeur de 1,1 pour le k_{20} par jour pour les filtres horizontaux. En supposant une température de 10 °C et des valeurs typiques de 40 cm de profondeur du bassin et de 40 % de porosité, cette équation donne une charge admissible de 12,8 g de $DBO_5/m^2.j$ pour un filtre conçu pour réduire la DBO_5 de l'influent de 300 mg/l à 30 mg/l . Ce chiffre se situe dans la fourchette de 7 à 16 g de $DBO_5/m^2.j$ indiquée ci-dessus. L'inclusion du terme $1,06^{(T-20)}$ dans l'équation signifie que L_{cw} est fortement dépendante de la température, et augmente d'un facteur d'environ 2,4 lorsque la température ambiante passe de 10 à 25 °C, pour obtenir un taux de charge organique de 30,73 g de $DBO_5/m^2.j$ à 25 °C. Étant donné que ces chiffres concordent dans l'ensemble avec les conclusions des enquêtes menées en Thaïlande, on peut donc raisonnablement utiliser l'équation de Kickuth pour calculer la charge admissible dans les filtres plantés. Pour plus d'informations sur ce point et sur d'autres aspects de la conception de filtres plantés on peut se référer à UN-Habitat (2008).

Jiminez (2007) indique des taux d'élimination de 90 à 98 % des coliformes thermotolérants et de 60 à 100 % pour les protozoaires dans les filtres plantés

horizontaux. Il recommande néanmoins de procéder à un traitement complémentaire dans les filtres à sable horizontaux pour assurer une élimination totale des œufs d'helminthes. Les filtres plantés ne sont donc pas une technologie suffisante pour permettre l'utilisation des effluents pour une irrigation sans restriction. Les chiffres cités ci-dessus proviennent avant tout de l'expérience de filtres plantés traitant les eaux usées domestiques. Il existe peu d'exemples de filtres plantés pour le traitement des liquides provenant des boues de vidange et d'autres travaux sont nécessaires pour évaluer leur pertinence à cette fin. Quoi qu'il en soit, un taux de charge d'environ 30 g de $\text{DBO}_5/\text{m}^2\cdot\text{j}$ à 25 °C, ce qui équivaut à 300 kg de $\text{DBO}_5/\text{ha}\cdot\text{j}$, est inférieur au taux que l'on peut atteindre dans un bassin facultatif à la même température. Il est possible de tirer un certain revenu de la vente des plantes faucardées, mais il sera faible. Dans l'ensemble, les bassins facultatifs constituent presque toujours une meilleure alternative pour le traitement secondaire par rapport aux filtres plantés. Il peut y avoir une exception dans les cas où les débits sont faibles et le taux d'évaporation des bassins ouverts est élevé, de sorte que l'effluent a une salinité importante. Dans ce cas, la construction de filtres plantés peut être une meilleure solution lorsque l'effluent traité doit être utilisé dans le cadre d'une irrigation restreinte. Il faudra procéder à d'autres traitements ou à une étape de désinfection pour s'assurer que les eaux usées traitées ne présentent aucun danger pour l'irrigation sans restriction. Étant donné les volumes relativement faibles d'eau traitée produite, il est quand même préférable d'utiliser les effluents traités pour l'irrigation restreinte.

Autres technologies aérobies

D'autres technologies de traitement aérobie sont notamment les lits bactériens, les disques biologiques, les réacteurs de boues activées, les réacteurs séquentiels, les procédés biologiques à cultures fixées et les chenaux d'oxydation, qui sont une forme d'aération prolongée. Il existe peu d'exemples d'utilisation de ces technologies dans les pays à faible revenu pour traiter les boues de vidange, bien que toutes aient un potentiel d'utilisation dans des installations de cotraitement. Ces technologies font l'objet d'une brève introduction ci-dessous et leur potentiel de traitement des boues de vidange y est examiné.

Lits bactériens

Les lits bactériens utilisent des micro-organismes fixés à un média pour éliminer la matière organique des eaux usées. Le média a généralement une profondeur d'environ 2 m, se compose de pierres ou de formes en matière plastique qui présentent une grande surface. Il est contenu dans une structure circulaire et est muni d'un système de drainage dans sa partie inférieure. L'influent est déversé sur la partie supérieure du média par des orifices percés dans un bras rotatif, lui-même entraîné par la force de l'eau qui en sort. Le système nécessite soit une pompe, soit une sorte de siphon pour déverser les effluents à traiter de façon intermittente et entraîner le bras. Les lits bactériens sont également dits « à cultures fixées », car ils fonctionnent essentiellement

en s'appuyant sur la croissance microbiologique des bactéries qui se fixent et forment une pellicule bactérienne (ou biofilm) sur le média. L'excès de biofilm se détache et s'écoule dans le système de drainage, ce qui crée un besoin de décantation secondaire dans les réservoirs « à humus » après le passage dans le lit bactérien.

Les lits bactériens semblent peu adaptés pour le traitement autonome de la fraction liquide des boues de vidange, pour les raisons suivantes :

- La teneur élevée en matières organiques de l'influent signifie que la conception du procédé est régie par la charge organique plutôt que par la charge hydraulique. Le faible taux de charge hydraulique des boues de vidange n'est donc probablement pas suffisant pour maintenir le niveau d'humidité nécessaire au fonctionnement du média filtrant ;
- La grande variabilité du débit de liquide qui devient nul pendant une période de 12 à 16 heures par jour, selon les heures d'ouverture de la station ;
- La teneur en matières sèches des boues de vidange est considérable et reste beaucoup plus élevée que celle des eaux usées municipales après la séparation solide-liquide.

Des concentrations élevées en matières solides sont de nature à provoquer des obstructions dans les gicleurs des bras de distribution des lits bactériens, ce qui a pour conséquence une répartition inégale du débit et une mauvaise performance des filtres.

Les trois difficultés énumérées ci-dessus créent également des problèmes d'odeurs et d'insectes. On peut contrôler les deux premières difficultés par la recirculation des liquides dans le lit, mais ceci implique l'installation et l'exploitation de pompes, augmentant par là même les coûts opérationnels et la complexité. Pour éliminer les plus grosses particules solides en suspension qui sont le plus à même de bloquer les gicleurs, on peut utiliser un procédé de dégrillage fin, mais ceci augmente également la complexité du système car ces dégrilleurs doivent être nettoyés mécaniquement.

Lorsque des boues de vidange sont traitées conjointement avec les eaux usées municipales dans une station équipée de lits bactériens, il est important d'évaluer l'effet de l'augmentation de la charge. La séparation solide-liquide des boues de vidange doit toujours être assurée au préalable et il est parfois recommandé de prévoir un dégrillage fin des effluents liquides après leur séparation d'avec les solides avant de les traiter dans un lit bactérien. Étant donné que l'ajout de boues de vidange aura un impact plus important sur la charge organique que sur la charge hydraulique, les taux de recirculation devront être augmentés pour s'assurer que les taux de charge hydraulique minimum sont bien respectés.

Disques biologiques

Les disques biologiques sont très répandus pour le traitement de petites quantités d'eaux usées. Ils se composent d'une série de disques montés sur

un arbre horizontal rotatif juste au-dessus de la surface de l'eau contenue dans une cuve rectangulaire, de sorte que les disques sont partiellement immergés. Les eaux usées s'écoulent d'un bout à l'autre de la cuve et passent dans les disques, qui tournent lentement lorsque l'arbre est entraîné par un petit moteur électrique. Des bactéries et d'autres organismes se développent à la surface des disques, formant une pellicule bactérienne (biofilm) qui passe alternativement dans les eaux usées et dans l'air pendant la rotation des disques. Le biofilm adsorbe l'oxygène lorsqu'il passe dans l'air et cet oxygène est ensuite disponible pour soutenir le processus de traitement aérobique dans les eaux usées de la cuve. Le biofilm s'épaissit avec le temps et finit par se détacher, ce qui entraîne un besoin de décantation ultérieur dans des bassins dits « à humus », de la même manière que pour les lits bactériens. Les critères standards de charge hydraulique et organique quotidienne se situent entre 0,08 et 0,16 m³/m² de surface de disque (Arundel, 1999) et entre 10 et 15 g de DBO/m² de surface de disque, bien que des taux de charge organique supérieurs soient tolérables (Hassard *et al.*, 2015). Les chercheurs ont étudié la possibilité d'utiliser des disques biologiques pour traiter les eaux usées plus concentrées, comme celles produites par les laiteries (Kadu *et al.*, 2013). La difficulté principale consiste à maintenir les conditions aérobies en raison de la grande résistance et du débit très variable des effluents entrants. Il est donc nécessaire de poursuivre les recherches sur ces questions avant de pouvoir recommander l'utilisation des disques biologiques dans le traitement des boues de vidange. Toutefois, compte tenu de leur faible consommation d'énergie et de leur relative simplicité, on peut envisager de les utiliser pour le traitement secondaire.

Solutions d'aération mécanique

Les réacteurs à mélange intégral sont notamment les réacteurs de boues activées, les chenaux d'oxydation et des procédés à aération prolongées comme les réacteurs séquentiels et les procédés biologiques à cultures fixées. Toutes ces technologies reposent sur les processus de cultures libres qui aèrent les eaux usées qui sont cotraitées avec les reprises de boues provenant des bassins de sédimentation finale. Les procédés biologiques à cultures fixées utilisent également un processus de culture bactérienne qui a lieu sur les surfaces de petits supports en plastique suspendus dans le réacteur.

Les procédés biologiques à cultures fixées sont essentiellement des réacteurs de boues activées qui fonctionnent en mode séquentiel ; l'aération et la sédimentation s'effectuant alternativement dans le même réacteur plutôt que dans des unités de traitement distinctes, comme dans un réacteur de boues activées conventionnel. Les réacteurs séquentiels présentent un autre avantage puisque l'on peut ajuster la durée des cycles d'alimentation et de repos, ce qui permet de traiter des volumes et des concentrations d'effluents entrants variables. Ils sont donc plus souples que les procédés conventionnels à boues activées. Wilderer *et al.* (2001) donnent de plus amples informations sur les réacteurs séquentiels. Ces derniers sont installés dans certaines stations de

traitement aux Philippines, et des chenaux d'oxydation sont installés dans la station d'épuration de Surabaya à Keputih en Indonésie.

Tous les procédés de boues activées et d'aération prolongée exigent que la concentration en matières solides dans le réacteur et les MES dans la liqueur mixte soient maintenues à un niveau optimal compris entre 2 200 et 3 000 mg/l pour les réacteurs de boues activées et entre 4 000 et 5 000 mg/l pour les chenaux d'oxydation. Si le taux de MES dans la liqueur mixte est trop élevé, il peut se produire un agglutinement des matières solides, entraînant une baisse du taux d'oxygène, une mauvaise sédimentation des boues et une augmentation des besoins énergétiques pour maintenir le procédé. Si le taux de MES dans la liqueur mixte est trop faible, cela se traduira par une dégradation des performances de la station. Les opérateurs ont donc pour tâche de maintenir le taux de MES dans la liqueur mixte à un niveau adéquat, en faisant recirculer les boues des clarificateurs qui suivent l'étape d'aération du procédé de traitement.

Les performances du procédé d'aération dépendent de la connaissance par les opérateurs de la quantité de boues à réintroduire, ce qui exige qu'ils aient des informations sur les concentrations en MES dans la liqueur mixte du réacteur. Un opérateur expérimenté peut être en mesure d'estimer ce niveau en fonction de l'aspect du contenu du réacteur, mais il faut normalement que les décisions relatives à la recirculation des boues soient fondées sur les données obtenues par prélèvement régulier d'échantillons pour en analyser les concentrations. Pour contrôler le système, l'opérateur doit également disposer de données sur la concentration en oxygène dissous dans le bioréacteur et sur la qualité des effluents sortants. Ces données nécessitent l'accès à des services de laboratoires de qualité. Les technologies reposant sur une aération mécanique ont un besoin élevé en énergie, ce qui augmente souvent les coûts d'exploitation à des niveaux inabordables. Ceci est particulièrement problématique dans le cas d'effluents entrants fortement concentrés comme les boues de vidange. Ces exigences étant difficiles à satisfaire, les procédés reposant sur l'aération mécanique sont plutôt limités au traitement des effluents de grandes villes par exemple, lorsque le manque d'espace disponible réduit le champ des possibilités.

Pour plus de renseignements sur les paramètres et les méthodes de conception des systèmes à boues activées, on peut consulter les textes de référence sur les eaux usées, comme par exemple Metcalf et Eddy (2003) et WEF (2010).

Élimination des agents pathogènes

Vue d'ensemble

Les technologies de traitement décrites au chapitre 7 et plus haut dans le présent chapitre ont pour but de séparer les solides et de réduire les charges tant en matières organiques qu'en MES dans l'effluent liquide. Elles ne

produisent pas un effluent qui satisfait aux exigences des catégories A et B de l'OMS énoncées dans le tableau 4.2. Un traitement supplémentaire pour éliminer les agents pathogènes est donc requis si l'effluent liquide doit être utilisé pour l'irrigation ou s'il est rejeté dans un plan d'eau utilisé pour les loisirs ou comme une source d'approvisionnement en eau potable.

Les bassins de maturation, déployés après les bassins facultatifs et les filtres plantés, constituent une solution simple pour l'élimination des agents pathogènes. Leur inconvénient est leur grande emprise foncière. En cas de manque d'espace, il existe en théorie d'autres méthodes pour éliminer les agents pathogènes, comme le traitement au chlore, à l'ozone et aux rayons ultraviolets. Tous nécessitent de bons systèmes de gestion et une chaîne d'approvisionnement fiable, et ne sont efficaces que pour les liquides dont la teneur en MES est faible. Étant donné que les quantités de rejets liquides des stations de traitement des boues sont faibles comparativement aux quantités rejetées par les stations d'épuration, il y a peu de situations qui justifient la mise en place de processus complexes d'élimination des pathogènes afin de produire un effluent utilisable sans restriction à l'irrigation. Compte tenu de ces éléments, il est recommandé de mettre en œuvre une stratégie d'élimination des agents pathogènes dans les cas suivants :

- Lorsque l'on dispose de suffisamment d'espace et que les étapes de traitement précédentes comportent un traitement soit dans un bassin facultatif soit dans un filtre planté, on peut envisager de construire des bassins de maturation pour réduire les concentrations en agents pathogènes aux niveaux requis pour une irrigation limitée ou non-restreinte ;
- Lorsque ces conditions ne s'appliquent pas, on peut envisager d'autres solutions de rejet des effluents liquides qui exigent un minimum d'intervention de la part des opérateurs, comme par exemple l'irrigation des pépinières arboricoles ;
- Lorsque la station de traitement est située près d'un plan d'eau utilisé pour les loisirs ou comme source d'approvisionnement en eau, il est préférable d'éviter de déverser les effluents dans le cours d'eau et d'étudier d'autres options.

Bassins de maturation

Comme indiqué dans la présentation générale, les bassins de maturation sont d'ordinaire situés en aval des bassins facultatifs et sont conçus pour l'élimination des agents pathogènes. Leur faible profondeur, le plus souvent entre 1 et 1,5 m, permet à la lumière du soleil de pénétrer jusqu'au fond du bassin et d'inactiver les agents pathogènes. La lumière du soleil favorise également la photosynthèse et la croissance aérobie des bactéries et des algues. Les concentrations en coliformes fécaux sont normalement utilisées comme un indicateur de la présence d'agents pathogènes spécifiques, car elles sont relativement faciles à mesurer.

Considérations sur la conception et l'exploitation

Place dans le processus de traitement. Puisque leur but principal est d'éliminer les éléments pathogènes plutôt que de réduire les charges en matières organiques et en MES, les bassins de maturation doivent venir à la suite de processus d'abattement de la DBO et des MES.

Configuration du bassin. Les bassins doivent avoir un rapport longueur sur largeur d'au moins 2:1 et peuvent atteindre 10:1. Des rapports plus élevés offrent de meilleures conditions d'écoulement de type piston (Mara, 2004). Le chiffre de 2:1 est approprié lorsque deux bassins ou plus sont construits en série. Les bassins peuvent être bâtis avec des murs verticaux en béton, mais la pratique la plus normale est de prévoir des côtés inclinés, comme déjà décrit pour les bassins facultatifs. Des chicanes peuvent être utilisées pour éviter les courts-circuits, mais la procédure standard consiste à prévoir plusieurs bassins en série, car cela maximise l'élimination des agents pathogènes.

À ce stade du processus de traitement, la teneur en matières sèches du liquide à traiter est faible et l'accumulation de boues et d'écume est, de ce fait, lente. Dans ce contexte, il n'est pas indispensable de construire des bassins en parallèle, mais il est conseillé d'installer les conduites de raccordement, de manière à ce que chaque bassin puisse être contourné et mis hors service pour l'entretien, les réparations et les vidanges occasionnelles. L'enlèvement des boues est facilité par la construction de rampes d'accès inclinées sur le côté des bassins et la mise en place de pompes installées sur des radeaux flottants.

Paramètres et méthode de conception

L'élimination des bactéries fécales dans les bassins anaérobies, facultatifs et de maturation peut être estimée en se basant sur une cinétique de premier ordre. L'équation pour un seul bassin est :

$$N_e = \frac{N_i}{1 + K_b t}$$

Avec : N_e = le nombre de coliformes fécaux (CF) par 100 ml dans l'effluent ;

N_i = le nombre de coliformes fécaux (CF) par 100 ml dans l'influent ;

K_b = la constante de vitesse du premier ordre pour l'élimination des coliformes fécaux (par jour) ;

t = le temps de séjour dans le bassin (en jours).

Lorsque plusieurs bassins sont disposés en série, l'équation devient :

$$N_e = \frac{N_i}{[(1 + K_b t_1)(1 + K_b t_2) \dots (1 + K_b t_n)]}$$

Avec : t_1 à t_n = les temps de séjour depuis le premier jusqu'au n ème bassin. Cette équation s'applique à tous les bassins, y compris les bassins anaérobies et facultatifs.

La constante de vitesse du premier ordre (K_b) dépend de la température. En théorie, la constante de vitesse varie légèrement selon le type de bassin mais, pour des raisons pratiques de conception, elle est estimée par l'équation :

$$K_b = 2,6 \times 1,19^{(T-20)}$$

Avec : T = la température du bassin ($^{\circ}\text{C}$).

Les étapes de la conception sont les suivantes :

1. Calculer la valeur de K_b pour la température de conception, qui est par défaut la température ambiante du mois le plus froid de la saison d'irrigation.

2. Déterminer les valeurs de N_i et N_e .

Pour déterminer N_i , établir une valeur pour la numération des coliformes fécaux dans l'effluent non-traité entrant dans la station de traitement et calculer l'élimination possible engendrée par les étapes précédentes du processus de traitement. Supposons une élimination de 50 % grâce aux épaisseurs gravitaires et aux bassins de décantation et d'épaississement, puis de 90 % (1 log) grâce aux presses mécaniques. Utiliser l'équation de calcul de l'abattement des coliformes fécaux dans les bassins en série pour calculer l'abattement obtenu dans les bassins anaérobies et facultatifs. Cet exercice donnera une valeur pour N_i .

Ensuite, choisir une valeur adéquate pour N_e . Lorsque l'effluent doit être utilisé pour l'irrigation sans restriction, cette valeur est de 1 000 NPP (nombre le plus probable) de coliformes fécaux par 100 ml.

3. Choisir un temps de séjour (θ , jours) pour un bassin de maturation standard, avec une valeur minimale de 3 jours dans les climats chauds (Marais, 1974) et calculer le nombre de bassins de maturation standards requis.

L'équation de base pour l'élimination des agents pathogènes dans n bassins de même taille est :

$$\frac{N_e}{N_i} = \frac{1}{(1 + K_b\theta)^n}$$

Avec : n = le nombre de bassins.

Cette équation peut être réécrite comme suit :

$$n = \frac{\log(N_i/N_e)}{\log(1 + K_b\theta)}$$

Elle peut alors être résolue pour n en utilisant les valeurs précédemment déterminées de N_i , N_e , K_b et θ .

Lorsque la valeur résultante de n est légèrement inférieure à un nombre entier, elle doit être arrondie au nombre entier supérieur. Si la valeur est légèrement supérieure à un nombre entier, il est recommandé

d'augmenter légèrement la taille des bassins pour ramener n en dessous de ce nombre.

4. Choisir une profondeur de bassin appropriée, aux environs de 1,2 m, et calculer la surface requise pour chaque bassin de maturation en utilisant l'équation :

$$A_{BM} = \frac{Q\theta}{z_{BM}}$$

Avec : A_{BM} = la superficie de chaque bassin de maturation en m^2 ;
 $Q\theta$ = le débit en m^3/j ;
 z_{BM} = la profondeur choisie pour le bassin.

La longueur et la largeur du bassin peuvent être calculées à partir de sa surface en utilisant un rapport longueur sur largeur minimum de 2:1.

Exemple de conception : bassin de maturation sous la forme de bassins de stabilisation installés en série

Calculer le nombre de bassins nécessaires pour atteindre la valeur cible de 1 000 coliformes fécaux/100 ml dans un système comprenant un épaisseur gravitaire, un bassin anaérobie avec un temps de séjour de 5 jours et un bassin facultatif avec un temps de séjour de 15 jours.

Paramètre	Symbole	Valeur	Unité
Température	T	20	°C
Débit	Q	40	m^3/j
Temps de séjour dans un bassin de maturation unique	θ_{BM}	3	jour
Numération des coliformes fécaux dans les boues entrantes	CF_{boues}	10^8	pour 100 ml
Rapport longueur sur largeur	$L:l$	3:1	–
Profondeur des bassins de maturation	z_{BM}	1,2	m

1. Calculer la constante de vitesse de premier ordre à la température de conception de 20 °C :

$$K_b = 2,6 \times 1,19^{(T-20)} = 2,6 \text{ jour}^{-1}$$

2. Calculer le nombre de CF à l'entrée des bassins de maturation.
Le taux de CF dans les matières fécales brutes est de 10^8 pour 100 ml.
Supposons un abattement de 50 % par épaisseur gravitaire pour obtenir un taux de CF à l'entrée du bassin anaérobie de 5×10^7 pour 100 ml.
La concentration en CF après un temps de séjour (supposé) de 5 jours dans un bassin anaérobie et de 15 jours dans un bassin facultatif est donnée par l'équation :

$$N_e = \frac{5 \times 10^7}{[1 + (2,6 \times 5)][1 + (2,6 \times 15)]} = 9 \times 10^4$$

3. Déterminer le nombre de bassins requis pour réduire la concentration en CF dans l'effluent jusqu'à atteindre le niveau de référence.

En supposant un temps de séjour de 3 jours dans chaque bassin, le nombre de bassins de maturation requis est donné par l'équation :

$$n = \frac{\log(9 \times 10^4 / 1\,000)}{\log[1 + (2,6 \times 3)]} = 2,07$$

La présence de deux bassins avec un temps de rétention de trois jours entraîne théoriquement une concentration en CF dans l'effluent légèrement supérieure à la numération cible des coliformes fécaux. Si le temps de rétention du bassin est augmenté à 3,5 jours, la valeur de n diminue à 1,95.

Il faut donc prévoir deux bassins de maturation avec un temps de rétention de 3,5 jours chacun au débit nominal.

4. Déterminer les dimensions du bassin.

Volume d'un seul bassin = $40 \text{ m}^3/\text{j} \times 3,5 \text{ j} = 140 \text{ m}^3$.

Supposons que la profondeur du bassin est de 1,2 m, la superficie requise pour l'étang = $140/1,2 = 116,67 \text{ m}^2$.

Pour un rapport longueur sur largeur de 3:1, la largeur requise sera $\sqrt{(116,67/3)} = 6,23 \text{ m}$. Il faut arrondir les dimensions pour obtenir une taille de bassin standard de $18,75 \text{ m} \times 6,25 \text{ m}$. Il s'agit de dimensions indicatives qui doivent être adaptées à la topologie du site.

Le cotraitement des boues de vidange avec les eaux usées municipales

Ce chapitre a fait régulièrement référence à la façon dont les technologies décrites peuvent être utilisées pour le cotraitement des liquides après séparation solide-liquide avec les eaux usées municipales. Toutefois, son principal centre d'intérêt a porté sur le traitement autonome des boues de vidange, car il s'agit de l'approche recommandée lorsque l'on envisage de construire de nouvelles installations de traitement des boues. Toutefois, comme nous l'avons mentionné au chapitre 4, il existe des situations dans lesquelles les stations d'épuration existantes ont une capacité inutilisée qui pourrait être employée pour le traitement des boues de vidange. Le cotraitement peut aussi être pris en considération parce qu'il permet d'utiliser efficacement des ressources opérationnelles et de gestion limitées. Lorsque l'on étudie l'option du cotraitement, il faut en connaître les inconvénients et concevoir les installations afin de minimiser l'effet de ces problèmes. Comme nous l'avons déjà indiqué au chapitre 4, les inconvénients majeurs sont notamment la forte concentration des boues de vidange par rapport à celle des eaux usées municipales, l'impact de leur nature partiellement digérée et de leur forte teneur en ammoniac sur le traitement, la grande variabilité de la fréquence de dépotage et, par conséquent, de la charge de boues à traiter en station.

Le chapitre 7 souligne que la séparation solide-liquide est une première étape essentielle dans tout projet de cotraitement. Des installations de réception séparées doivent être prévues pour les boues de vidange dont le dégrillage, la régulation du débit et d'autres procédés de traitement préliminaire en fonction des besoins. Le chapitre 6 contient des précisions sur ces exigences. La fraction liquide résultant de la séparation solide-liquide continue d'exercer

des charges élevées en matières organiques et en matières en suspensions (MES). Les équations de base qui régissent les charges hydraulique, organique et en MES d'une station de traitement combinée sont les suivantes :

$$\text{Charge hydraulique } Q_t = Q_w + Q_s$$

$$\text{Charge de matières organiques ou de MES} = Q_w c_w + Q_s c_s$$

Avec : Q_t = le débit total ;

Q_w = le débit des eaux usées ;

Q_s = le débit des boues de vidange ;

c_w = la concentration en DCO, DBO, NH_4 ou MES dans les eaux usées ;

c_s = la concentration en DCO, DBO ou MES dans la fraction liquide des boues de vidange.

Ces équations peuvent être utilisées pour calculer la charge quotidienne ou la charge horaire. Dans ce dernier cas, des coefficients de pointe appropriés doivent être appliqués à la fois aux eaux usées et aux boues de vidange. Les débits doivent être exprimés en m^3/j ou en m^3/h , selon le cas, et les concentrations doivent être exprimées en kg/m^3 ou en g/l . La seconde équation peut être utilisée avec chaque paramètre à tour de rôle pour calculer les charges totales en DCO, DBO, NH_4 et MES.

En raison de la forte concentration des boues de vidange par rapport aux eaux usées, l'ajout d'une quantité relativement faible de boues de vidange dans la filière boues de la station génère une forte augmentation de la charge en matières organiques en suspension et en composés azotés. Une augmentation importante de l'accumulation de matières solides peut entraîner une réduction de l'efficacité du transfert d'oxygène et, par conséquent, une diminution de la capacité de traitement. En gardant ces points à l'esprit, l'US EPA (1984) recommande que le rapport du débit des boues par rapport au débit total ne dépasse pas 0,036 (3,6 %) pour les lagunes aérées, 0,0285 (2,85 %) pour les boues activées précédées d'un traitement primaire et 0,0125 (1,25 %) pour les boues activées sans traitement primaire. Ces recommandations sont fondées sur des hypothèses, non-énoncées par l'US EPA, sur les concentrations relatives des boues de vidange et des eaux usées et font référence à la capacité de la station à traiter les boues lorsqu'il n'y a pas de flux d'eaux usées. Si les eaux usées représentent déjà 50 % de la charge nominale, la charge de boues admissible n'est que de 50 % des chiffres indiqués ci-dessus ; de même, si les eaux usées représentent 75 % de la charge nominale, la charge de boues admissible est ramenée à 25 %.

Des études plus récentes recommandent de réviser ces directives de l'US EPA à la baisse pour les stations d'épuration à boues activées conçues pour éliminer biologiquement l'azote (Dangol *et al.*, 2013, cités dans Lopez-Vazquez *et al.*, 2014). Pour les matières digérées « faiblement concentrées » dont les concentrations en DCO et en MES sont de, respectivement 10 000 mg/l et 7 000 mg/l , Lopez-Vazquez *et al.* recommandent que les volumes de boues

de vidange ne dépassent pas 3,75 % du débit total en régime permanent et 0,64 % en régime « dynamique ». Le sens du mot *dynamique* n'est pas défini, mais se réfère vraisemblablement à la nature intermittente du dépôtage des boues en station.

Les recommandations de l'US EPA et les recherches de Dangol portent toutes deux sur le traitement aérobique dans un réacteur à boues activées. Afin d'améliorer la capacité de cotraitement, on pourrait inclure une étape anaérobie avant le traitement aérobique. Lorsque l'on envisage cette possibilité, il faut tenir compte du fait que l'ajout de boues de vidange digérées au flux des eaux usées municipales entraîne sans doute un ralentissement de la dégradation anaérobie. Des études menées en Jordanie ont montré que 86 % de la fraction biodégradable de l'influent d'une station ne recevant que des eaux usées municipales était digérée après 27 jours, contre seulement 57 % de la fraction biodégradable d'une station recevant à la fois des eaux usées municipales et des boues de vidange (Halalsheh *et al.*, 2004, cités dans Halalsheh *et al.*, 2011). Des études de suivi ont confirmé que le taux de biodégradation des boues était inférieur à celui des eaux usées domestiques et des boues primaires d'une station d'épuration (Halalsheh *et al.*, 2011). La vitesse de biodégradation des boues de vidange se rapproche d'une réaction de premier ordre avec une constante de vitesse de $0,024 \text{ jour}^{-1}$ à 35°C . En comparaison, la constante de débit estimée était de $0,103 \text{ jour}^{-1}$ pour les eaux usées domestiques et la constante de débit rapportée était de $0,113 \text{ jour}^{-1}$ pour les boues primaires. Ces résultats se rapportent à des boues faiblement concentrées, dont la DCO moyenne est de 2 696 mg/l en hiver et de 6 425 mg/l en été et dont le rapport DCO sur DBO est de 2,22, ce qui suggère une bonne biodégradabilité.

Dans l'ensemble, ces points suggèrent que le cotraitement doit être appréhendé prudemment. Dans la mesure du possible, les recommandations relatives à la conception des installations et aux charges admissibles doivent se baser sur les résultats des études de terrain, c'est-à-dire soit des études de stations de traitement expérimentales, soit le suivi de l'impact des charges sur les performances d'une station d'épuration en fonctionnement.

Points clés de ce chapitre

- La fraction liquide des boues de vidange doit subir un traitement afin de réduire les concentrations en matières organiques, en matières en suspension et en agents pathogènes à des niveaux compatibles avec les normes nationales et internationales pertinentes, et assurer la protection de la santé publique et de l'environnement.
- Étant donné la concentration du liquide, même après la séparation solide-liquide, il faut généralement effectuer plusieurs étapes de traitement pour atteindre ces objectifs.
- Les technologies de traitement des liquides font appel à la fois à des procédés anaérobies et aérobies et vont de simples systèmes « naturels » à des systèmes techniques qui utilisent des équipements mécaniques.

- Les procédés anaérobies ne nécessitent pas de source d'énergie extérieure et ont une emprise foncière relativement faible. Il s'agit donc d'une bonne solution pour la première étape du traitement des liquides, qui permet de réduire les besoins en surface et/ou en énergie des étapes aérobies suivantes.
- Les procédés de traitement anaérobie qui conviennent au traitement du flux liquide des boues de vidange sont notamment les lagunes anaérobies et les réacteurs anaérobies à chicanes (RAC). Les filtres anaérobies (UASB) à haut débit peuvent tout à fait convenir au cotraitement avec les eaux usées municipales, mais ils sont peu adaptés au traitement autonome des boues de vidange.
- L'accumulation des boues constitue un enjeu opérationnel pour tous les procédés anaérobies.
- Les bassins facultatifs et les filtres plantés sont simples, mais exigent une grande superficie de terrain comparativement aux autres options de traitement. Les bassins facultatifs sont une bonne solution pour le traitement secondaire lorsqu'ils sont installés avec un traitement anaérobie, que l'on dispose de suffisamment d'espace et que les compétences opérationnelles sont limitées. Du fait de leur simplicité et à surface égale, ils constituent une meilleure alternative aux filtres plantés.
- Les systèmes mécanisés basés sur les boues activées, l'aération prolongée et leurs variantes peuvent produire un effluent de bonne qualité, mais dépendent d'une alimentation électrique fiable, d'opérateurs formés et de bons systèmes de surveillance des performances. En raison de leur consommation en énergie, leur fonctionnement peut être coûteux et ils sont également sujets à des pannes de courant. Ces systèmes peuvent être choisis pour de grandes stations de traitement qui disposent de gestionnaires compétents, de personnel qualifié, de systèmes de surveillance efficaces et de chaînes d'approvisionnement fiables. La mise en place d'un dispositif de traitement anaérobie avant le traitement aérobie mécanisé permet de réduire les dépenses d'exploitation.
- Les lagunes aérées entièrement mélangées ne nécessitent pas de recirculation des effluents et sont donc plus simples à exploiter que les systèmes à boues activées. Comme les autres systèmes mécanisés, elles dépendent d'une alimentation électrique fiable et ont des coûts d'électricité élevés. Elles ne constituent une solution envisageable que lorsqu'il n'y a pas suffisamment d'espace pour les bassins facultatifs, et, à l'instar des autres technologies mécanisées, nécessite que les effluents aient subi au préalable un traitement anaérobie.
- Lorsque les débits sont intermittents, des problèmes d'insectes et d'odeurs apparaissent dans les lits bactériens. La recirculation de l'effluent traité permet de réduire ces problèmes, mais nécessite de mettre en place un pompage et donc des équipements mécaniques, ce qui entraîne une augmentation des coûts d'exploitation. Les lits bactériens sont donc déconseillés dans le cadre du traitement autonome des boues de vidange.

- Lorsque l'on dispose de suffisamment d'espace, on peut aménager des bassins de maturation pour réduire les concentrations en agents pathogènes dans les effluents à des niveaux qui respectent les normes de rejet et d'utilisation finale. Lorsqu'il n'est pas possible de respecter ces normes, on peut étudier d'autres solutions de réduction des agents pathogènes et/ou d'utilisation finale, comme par exemple le rejet dans une zone plantée d'arbres.

Références bibliographiques

- Alberta Agriculture and Forestry (2012). *Dugout/Lagoon Volume Calculator* <<https://www.agric.gov.ab.ca/app19/calc/volume/dugout.jsp>> [Consulté le 9 avril 2018].
- Arthur J.P. (1983). *Notes on the Design and Operation of Waste Stabilization Ponds in Warm Climates of Developing Countries* World Bank Technical Paper Number 7, Washington, DC: World Bank <<http://documents.worldbank.org/curated/en/941141468764431814/pdf/multi0page.pdf>> [Consulté le 26 janvier 2018].
- Arundel J. (1999). *Sewage and Industrial Effluent Treatment*, 2nd ed., Oxford: Wiley Blackwell.
- Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) (1993). *Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos*, NBR 7229, Rio de Janeiro: ABNT
- Barber W.P. et Stuckey D.C. (1999). 'The Use of the Anaerobic Baffled Reactor (ABR) for Wastewater Treatment: a Review', *Water Research* 33(7): 1559–78 <[http://doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00371-6](http://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00371-6)> [Consulté le 19 juillet 2018].
- Bassan M., Tchonda T., Yiougo L., Zoellig H., Maahamane I., Mbéguéré M. et Strande L. (2013). 'Characterization of Faecal Sludge During Dry and Rainy Seasons in Ouagadougou, Burkina Faso', paper presented at the 36th WEDC International Conference at Nakuru, Kenya <<https://wedc-knowledge.lboro.ac.uk/resources/conference/36/Bassan-1814.pdf>> [Consulté le 7 février 2018].
- de Bonis E. et Tayler K. (2016). *Latrine Sludge Management in the IDP Camps of Sittwe, Myanmar*, Unpublished report produced for Solidarités International, Paris.
- Boopathy R. (1998). 'Biological Treatment of Swine Waste Using Anaerobic Baffled Reactors', *Bioresource Technology* 64: 1–6 <[http://dx.doi.org/10.1016/S0960-8524\(97\)00178-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0960-8524(97)00178-8)> [Consulté le 19 juillet 2018].
- Boyle W.C., Popel H.J. et Mueller J. (2002). *Aeration: Principles and Practice*, Boca Raton, FL: CRC Press.
- Bwapwa J.K. (2012). 'Treatment Efficiency of an Anaerobic Baffled Reactor Treating Low Biodegradable and Complex Particulate Wastewater (Blackwater) in an ABR Membrane Reactor Unit (MBR-ABR)', *International Journal of Environmental Remediation and Pollution* 1(1): 51–8 <<http://dx.doi.org/10.11159/ijep.2012.008>> [Consulté le 19 juillet 2018].
- Chang S., Li J., Liu F. et Zhu G. (2008). 'Performance and Characteristics of Anaerobic Baffled Reactor Treating Soybean Bastewater', paper presented at the 2nd International Conference on Bioinformatics and Biomedical Engineering (ICBBE) Shanghai, China <<http://dx.doi.org/10.1109/ICBBE.2008.1030>> [Consulté le 19 juillet 2018].

- Chernicharo C.A., van Lier J., Noyola A. et Ribeiro T. (2015). 'Anaerobic Sewage Treatment: State of the Art, Constraints and Challenges', *Reviews in Environmental Services and Bio/Technology* 14(4): 649–79 <<http://dx.doi.org/10.1007/s11157-015-9377-3>> [Consulté le 19 juillet 2018].
- Crites R. et Tchobanoglous, G. (1998). *Small and Decentralized Wastewater Management Systems*, Boston, MA: WCB McGraw Hill.
- Fernández R.G., Inganllinella A.M., Sanguinetti G.S., Ballan G.E., Bortolotti V., Montangero A. et Strauss M. (2004). 'Septage Treatment Using WSP', paper presented at the 9th International IWA Specialist Group Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control and to the 6th International IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilization Ponds, Avignon, France, 27 September – 1 October 2004.
- Foxon K.M. et Buckley C.A. (2006). *Guidelines for the Implementation of Anaerobic Baffled Reactors for On-Site or Decentralised Sanitation*, Durban: University of KwaZulu-Natal <<http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.568.378&rep=rep1&type=pdf>> [Consulté le 20 juin 2018].
- Franceys R., Pickford J. et Reed R. (1992). *A Guide to the Development of On-site Sanitation*, Geneva, Switzerland: World Health Organization <http://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/39313/9241544430_eng.pdf?sequence=1&isAllowed=y> [Consulté le 29 mars 2018].
- Gutterer B., Sasse K., Panzerbieter T. et Reckerzügel T. (2009). *Decentralised Wastewater Treatment Systems (DEWATS) and Sanitation in Developing Countries*, Loughborough: Water, Engineering and Development Centre, University of Loughborough <<https://wedc-knowledge.lboro.ac.uk/details.html?id=10409>> [Consulté le 29 mars 2018].
- Halalsheh M., Smit T., Kerstens S., Tissingh, J., Zeeman G., Fayyad M. et Lettinga G. (2004). 'Characteristics and Anaerobic Biodegradation of Sewage in Jordan', in *Proceedings of the 10th IWA World Conference on Anaerobic Digestion, Montreal, Canada*, pp. 1450–3.
- Halalsheh M., Noaimat H., Yazajeen H., Cuello J., Freitas B. et Fayyad M.K. (2011). 'Biodegradation and Seasonal Variations in Septage Characteristics', *Environmental Monitoring and Assessment* 172(1–4): 419–26 <<http://dx.doi.org/10.1007/s10661-010-1344-4>> [Consulté le 19 juillet 2018].
- Hansen K.H., Angelidaki I. et Ahring B.K. (1998). 'Anaerobic Digestion of Swine Manure: Inhibition by Ammonia', *Water Research* 32(1): 5–12 <[http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00201-7](http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00201-7)> [Consulté le 19 juillet 2018].
- Hassan S.R. et Dahlan I. (2013). 'Anaerobic Wastewater Treatment Using Anaerobic Baffled Reactor: a Review', *Central European Journal of Engineering* 3(3): 389–99 <<http://dx.doi.org/10.2478/s13531-013-0107-8>> [Consulté le 19 juillet 2018].
- Hassard F., Biddle J., Cartmell E., Jefferson B., Tyrrel S. et Stephenson T. (2015). 'Rotating Biological Contactors for Wastewater Treatment', *Journal of Process Safety and Environmental Protection* 94: 285–306 <<http://dx.doi.org/10.1016/j.psep.2014.07.003>> [Consulté le 19 juillet 2018].
- Hui-Ting L. et Yong-Feng L. (2010). 'Performance of a Hybrid Anaerobic Baffled Reactor (HABR) Treating Brewery Wastewater', paper presented at the *International Conference on Mechanic Automation and Control Engineering*, Wuhan, China, 26–28 June 2010.

- Jiminez B. (2007). 'Helminth Ova Removal from Wastewater for Agriculture and Aquaculture se', *Water Science and Technology* 55(1-2): 485-93 <<http://dx.doi.org/10.2166/wst.2007.046>> [Consulté le 19 juillet 2018].
- Kadu P.A., Landge R.B. et Rao Y.R.M. (2013). 'Treatment of Dairy Wastewater Using Rotating Biological Contactors', *European Journal of Experimental Biology* 3(4): 257-60 <<http://www.imedpub.com/articles/treatment-of-dairy-wastewater-using-rotating-biological-contactors.pdf>> [Consulté le 20 janvier 2018].
- Kantawanichkul S. et Wannasri S. (2013). 'Wastewater Treatment Performances of Horizontal and Vertical Subsurface Flow Constructed Wetland Systems in Tropical Climates', *Songklanakarin Journal of Science and Technology* 35(5): 599-603 <<http://rdo.psu.ac.th/sjstweb/journal/35-5/35-5-13.pdf>> [Consulté le 21 janvier 2018].
- Koné D. et Strauss M. (2004). 'Low-cost Options for Treating Faecal Sludges (FS) in Developing Countries: Challenges and Performance', paper presented at the 9th International IWA Specialist Group Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control and the 6th International IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilization Ponds, Avignon, France, 27 September – 1 October <https://www.eawag.ch/fileadmin/Domain1/Abteilungen/sandec/publikationen/EWM/Journals/FS_treatment_LCO.pdf> [Consulté le 7 février 2018].
- Lopez-Vazquez C., Dangol B., Hooijmans C. et Brdvanovic D. (2014). 'Co-treatment of Faecal Sludge in Municipal Wastewater Treatment Plants', in L. Strande, M. Ronteltap et D. Brdjanovic (eds.), *Faecal Sludge Management: Systems Approach for Implementation and Operation*, London: IWA Publishing <https://www.eawag.ch/fileadmin/Domain1/Abteilungen/sandec/publikationen/EWM/Book/FSM_Ch09_lowres.pdf> [Consulté le 15 mars 2017].
- Mara D.D. (1987). 'Waste Stabilization Ponds: Problems and Controversies', *Water Quality International* 1: 20-2 <www.personal.leeds.ac.uk/~cen6ddm/pdf%27s%201972-1999/e9.pdf> [Consulté le 8 mars 2018].
- Mara D.D. (2004). *Domestic Wastewater Treatment in Developing Countries*, London: Earthscan <www.personal.leeds.ac.uk/~cen6ddm/Books/DWWTDC.pdf> [Consulté le 8 mars 2018].
- Marais G.V.R. (1974). 'Faecal Bacterial Kinetics in Waste Stabilization Ponds', *Journal of the Environmental Engineering Division*, American Society of Civil Engineers, 100 (EE1): 119-39.
- McGarry M.G. et Pescod M.B. (1970). 'Stabilization Pond Design Criteria for Tropical Asia', in *Proceedings of the 2nd International Symposium on Waste Treatment Lagoons*, pp. 114-32, Kansas City, KS.
- Metcalf et Eddy (2003). *Wastewater Engineering Treatment and Reuse*, 4th ed., New York: McGraw Hill.
- Milner J.R. (1978). *Control of Odors from Anaerobic Lagoons Treating Food Processing Wastewaters*, Cincinnati, OH: Industrial Environmental Research Laboratory, US EPA <<https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/9101KSIA.PDF?Dockey=9101KSIA.PDF>> [Consulté le 7 avril 2018].
- Moestedt J., Müller B., Westerholm M. et Schnürer A. (2016). 'Ammonia Threshold for Inhibition of Anaerobic Digestion of Thin Stillage and the Importance of Organic Loading Rate', *Microbial Biotechnology* 9(2): 180-94 <<http://dx.doi.org/10.1111/1751-7915.12330>> [Consulté le 19 juillet 2018].

- Nguyen H., Turgeon S. et Matte J. (2010). *The Anaerobic Baffled Reactor: A study of the Wastewater Treatment Process Using the Anaerobic Baffled Reactor*, Cape Town: Worcester Polytechnic Institute <<http://wp.wpi.edu/capetown/files/2010/12/Anaerobic-Baffled-Reactor-for-Wastewater-Treatment.pdf>> [Consulté le 13 mai 2018].
- Noyola A., Padilla-Rivera A., Morgan-Sagastume J.M., Gureca L.P. et Hernanndez-Padilla, F. (2012). 'Typology of Municipal Wastewater Treatment Technologies in Latin America', *Clean Soil Air Water* 40(9): 926–32 <<http://dx.doi.org/10.1002/clen.201100707>> [Consulté le 19 juillet 2018].
- Rands M.B. et Cooper D.E. (1966). 'Development and Operation of a Low Cost Anaerobic Plant for Meat Wastes', in *Proceedings of 21st Purdue Industrial Waste Conference, Lafayette, IN*.
- Reynaud N. (2014). *Operation of Decentralised Wastewater Treatment Systems (DEWATS) Under Tropical Field Conditions* (PhD thesis), Dresden: Faculty of Environmental Sciences, Dresden Technical University <www.qucosa.de/fileadmin/data/qucosa/documents/18556/Dissertation_Nicolas_Reynaud_Final.pdf> [Consulté le 9 avril 2018].
- Reynaud N. et Buckley C.A. (2016). 'The Anaerobic Baffled Reactor (ABR) Treating Communal Wastewater Under Mesophilic Conditions: a Review', *Water Science and Technology* 73(3): 463–78 <<http://dx.doi.org/10.2166/wst.2015.539>> [Consulté le 19 juillet 2018].
- Sasse L. (1998). *DEWATS: Decentralised Wastewater Treatment in Developing Countries*, Bremen: Overseas Research and Development Association (BORDA) BORDA <www.sswm.info/sites/default/files/reference_attachments/SASSE%201998%20DEWATS%20Decentralised%20Wastewater%20Treatment%20in%20Developing%20Countries_0.pdf> [Consulté le 13 mars 2018].
- Schoebitz L., Bassan M., Ferré A., Vu T.H.A., Nguye A. et Strande L. (2014). 'FAQ: Faecal Sludge Quantification and Characterization – Field Trial of Methodology in Hanoi, Vietnam', paper presented at 37th WEDC International Conference, Hanoi, Vietnam <<https://www.dora.lib4ri.ch/eawag/islandora/object/eawag%3A11874/datastream/PDF/view>> [Consulté le 2 mai 2018].
- Schoebitz L., Bischoff F., Ddiba D., Okello F., Nakazibwe R., Niwagaba C.B., Lohri C.R. et Strande L. (2016). *Results of Faecal Sludge Analyses in Kampala, Uganda: Pictures, Characteristics and Qualitative Observations for 76 Samples*, Dübendorf: Eawag, Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology <www.eawag.ch/fileadmin/Domain1/Abteilungen/sandec/publikationen/EWM/Laboratory_Methods/results_analyses_kampala.pdf> [Consulté le 7 février 2018].
- Stenstrom M.K. et Rosso D. (2010). *Aeration*, University of California <www.seas.ucla.edu/stenstro/Aeration.pdf> [Consulté le 12 avril 2018].
- Strande L., Ronteltap M. et Brdjanovic D. (2014). *Faecal Sludge Management: Systems Approach for Implementation and Operation*, London: IWA Publishing <https://www.un-ihe.org/sites/default/files/fsm_book_lr.pdf> [Consulté le 20 juin 2018].
- Tilley E., Ulrich L., Lüthi C., Reymond P., Schertenleib R. et Zurbrügg C. (2014). *Compendium of Sanitation Systems and Technologies*, 2nd ed., Dübendorf: Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag) <<http://www.iwa-network.org/wp-content/uploads/2016/06/Compendium-Sanitation-Systems-and-Technologies.pdf>> [Consulté le 8 avril 2018].

- UN-Habitat (2008). *Constructed Wetlands Manual*, Kathmandu, Nepal: UN-HABITAT Water for Asian Cities Programme <https://sswm.info/sites/default/files/reference_attachments/UN%20HABITAT%202008%20Constructed%20Wetlands%20Manual.pdf> [Consulté le 27 novembre 2017].
- US EPA (1984). *Handbook: Septage Treatment and Disposal*, Cincinnati, OH: Municipal Environmental Research Laboratory <<https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/30004ARR.PDF?Dockey=30004ARR.PDF>> [Consulté le 19 juin 2018].
- US EPA (2000). *Wastewater Technology Fact Sheet Wetlands: Subsurface Flow*, Washington, DC: US EPA <https://www3.epa.gov/nepdes/pubs/wetlands-subsurface_flow.pdf> [Consulté le 20 juin 2018].
- US EPA (2011). *Principles of Design and Operations of Wastewater Treatment Pond Systems for Plant Operators, Engineers and Managers*, Cincinnati, OH: US EPA <<https://www.epa.gov/sites/production/files/2014-09/documents/lagoon-pond-treatment-2011.pdf>> [Consulté le 10 avril 2018].
- van Lier J.B., Vashi A., van der Lubbe J. et Heffernan B. (2010). 'Anaerobic Sewage Treatment Using UASB Reactors: Engineering and Operational Aspects', in H.H.P. Fang (ed.), *Environmental Anaerobic Technology; Applications and New Developments* pp. 59–89, London: Imperial College Press <https://courses.edx.org/c4x/DelftX/CTB3365STx/asset/Chap_4_Van_Lier_et_al.pdf> [Consulté le 20 juin 2018].
- von Sperling M. (2007). *Waste Stabilization Ponds, Biological Wastewater Treatment Series, Volume 3*, London: IWA Publishing <<https://www.iwapublishing.com/sites/default/files/ebooks/9781780402109.pdf>> [Consulté le 20 juin 2018].
- Vymazal J. (2010). 'Constructed Wetlands for Wastewater Treatment', *Water* 2: 530–49 <<http://dx.doi.org/10.3390/w2030530>> [Consulté le 19 juillet 2018].
- WEF - Environment Federation (WEF) (2010) *Design of Municipal Wastewater Treatment Plants (WEF Manuals of Practice No. 8 and ASCE Manuals and Reports on Engineering Practice No. 76, 5th ed.)*, Arlington, VA: Water Environment Federation Press <<https://www.accessengineeringlibrary.com/browse/design-of-municipal-wastewater-treatment-plants-wef-manual-of-practice-no-8-asce-manuals-and-reports-on-engineering-practice-no-76-fifth-edition>> [Consulté le 17 mai 2018].
- Wilderer P.A., Irvine R.L. et Goronszy M.C. (2001). *Sequencing Batch Reactor Technology*, London: IWA Publishing.

CHAPITRE 9

La déshydratation des matières solides

Ce chapitre étudie les solutions de déshydratation des boues, soit après la séparation solide-liquide, soit en même temps que celle-ci. La déshydratation des matières solides est nécessaire pour réduire suffisamment la teneur en eau des boues de vidange, afin de réduire leur volume dans des proportions gérables et permettre leur manipulation sous forme solide, en utilisant des pelles ou des équipements mécaniques tels que des tractopelles. En fonction de l'utilisation finale des boues déshydratées (mise en dépôt ou réutilisation sans risque pour la santé), un traitement supplémentaire des matières solides peut être nécessaire après la déshydratation, ce qui sera abordé au chapitre 10. Ce chapitre-ci commence par un bref aperçu des concepts théoriques pertinents, passe ensuite à l'identification des technologies de déshydratation, puis examine chaque solution très précisément, tout en donnant des informations sur les paramètres et les détails de conception. Il termine avec une synthèse et une comparaison des technologies étudiées.

Mots-clés : déshydratation, boues, teneur en eau, lit de séchage, cycle d'alimentation.

Introduction

La déshydratation est nécessaire pour augmenter la teneur en matières sèches des boues à un niveau au moins égal à 20 %, qui est la teneur nécessaire pour que les boues agissent comme un « gâteau » et puissent être manipulées à l'aide d'une pelle ou d'autres équipements similaires. La déshydratation au-delà de 20 % de matières solides a pour effet de réduire le volume de boues à traiter et peut être bénéfique lorsqu'elles doivent être transportées vers un site distant pour y être mises en dépôt.

Mécanismes de déshydratation des matières solides

La teneur en eau des boues humides comprend l'eau libre et l'eau liée. La majeure partie de l'eau contenue est libre et n'est pas liée aux matières solides présentes dans les boues. La part de l'eau liée est bien plus faible et comprend :

- *L'eau interstitielle* présente dans les espaces situés entre les particules solides et liée à ces particules par les forces capillaires ;
- *L'eau colloïdale* présente à la surface des particules solides et liée à ces dernières par adsorption et adhérence ;
- *L'eau intracellulaire* contenue dans les cellules des micro-organismes et donc impossible à éliminer, sauf par le biais de mécanismes qui décomposent ces micro-organismes.

Les mécanismes de décantation et de filtration éliminent l'eau libre tandis que l'élimination de l'eau liée nécessite une combinaison de dosage chimique, de centrifugation, de pression et d'évaporation. Les proportions d'eau libre et d'eau liée dans les boues ont une incidence sur la méthode de déshydratation, mais, dans la plupart des cas, l'élimination de l'eau libre suffit à produire une boue qui agit comme un produit solide.

Les boues de fosses septiques contiennent généralement moins d'eau liée et sont donc plus faciles à déshydrater que les boues fraîches.

Aperçu des technologies de déshydratation des matières solides

Comme nous l'avons déjà indiqué, le principal objectif de la déshydratation des boues est d'augmenter la teneur en matières sèches jusqu'à ce que les boues agissent comme un gâteau et puissent être traitées comme un produit solide. Une déshydratation supplémentaire peut s'avérer nécessaire lorsque l'utilisation finale requiert une teneur en matières sèches supérieure aux 20 à 40 % habituellement obtenus par déshydratation. De même, un traitement supplémentaire peut être nécessaire pour réduire la teneur en agents pathogènes, et ce en fonction de la réutilisation envisagée. Le chapitre 10 étudie les exigences supplémentaires en matière de traitement pour diverses utilisations finales. La figure 9.1 montre la relation entre la déshydratation des matières solides et les étapes de traitement antérieures et postérieures.

La figure 9.1 identifie trois technologies de déshydratation des boues, à savoir les lits de séchage non-plantés, les lits de séchage plantés et les presses mécaniques. Comme expliqué au chapitre 7, il n'y a pas de ligne de démarcation nette entre la séparation solide-liquide et la déshydratation des boues, et les deux mécanismes sont parfois combinés. Comme nous le verrons plus loin dans

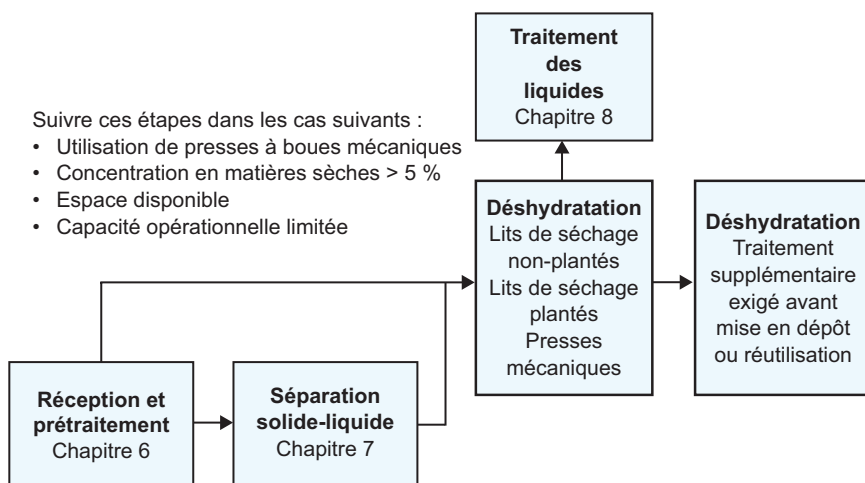


Figure 9.1 La déshydratation des matières solides en fonction du contexte

ce chapitre, la superficie nécessaire aux lits de séchage non-plantés a tendance à augmenter avec la teneur en eau des boues. Cela signifie que la séparation solide-liquide est conseillée avant la déshydratation si la teneur en matières sèches des boues à traiter est inférieure à environ 5 %. Comme expliqué dans le chapitre 6, il est recommandé de stabiliser les boues de vidange provenant de réservoirs amovibles, de fosses simples et de fosses d'aisance fréquemment vidangées avant de procéder à la déshydratation sur lits de séchage. Il est possible de mettre en place un dispositif de séparation solide-liquide avant traitement dans les presses mécaniques, mais, à ce jour, toutes les presses utilisées pour le traitement des boues combinent les processus de séparation solide-liquide et de déshydratation. C'est pourquoi les presses mécaniques sont étudiées dans le détail au chapitre 7 et ne sont que brièvement mentionnées dans le présent chapitre.

La conception des unités de déshydratation doit tenir compte des caractéristiques du liquide à déshydrater, de sa teneur en matières sèches et du mode d'alimentation utilisé. Ce dernier dépend des technologies adoptées pour la séparation solide-liquide et pour le traitement de l'effluent liquide, comme expliqué ci-dessous :

- Les installations de déshydratation qui reçoivent les effluents déversés par les véhicules de transport des boues sont alimentées plusieurs fois par jour, à intervalles fréquents ;
- Les installations de déshydratation qui reçoivent des boues humides provenant de la vidange d'épaississeurs gravitaires sont alimentées à des fréquences inférieures à un jour, généralement plusieurs fois par jour ;
- Les installations de déshydratation qui reçoivent les boues humides provenant des bassins de décantation et d'épaississement et d'autres systèmes de décantation sont alimentées à des fréquences qui varient entre une et quatre semaines, en fonction du cycle d'exploitation du dispositif précédent ;
- Les procédés de traitement des effluents liquides génèrent des matières solides qui doivent être déshydratées. Le volume et la fréquence des charges générées dépendent du type de traitement et du régime d'exploitation. Par exemple, les réacteurs anaérobies à chicanes (RAC) génèrent des boues à une fréquence de plusieurs semaines ou plusieurs mois et les bassins anaérobies produisent de plus grandes quantités de boues à une fréquence qui est généralement mesurée en mois ou en années.

Ces aspects ont un impact sur les procédés de déshydratation et sont étudiés au fur et à mesure de la description de ces procédés.

Les lits de séchage non-plantés

Description du système

Les lits de séchage non-plantés sont la méthode la plus ancienne et la plus simple pour déshydrater les boues. Le principe de fonctionnement est simple. Les boues humides sont déversées sur un lit de sable en couche épaisse de 200 à

300 mm. Elles sont ensuite laissées au repos. Sous l'action des phénomènes de percolation et d'évaporation, leur teneur en matières sèches augmente jusqu'à ce qu'elles aient la consistance de boues pelletables. La percolation de l'eau libre est le mécanisme qui prédomine au cours des premières étapes de la déshydratation, l'évaporation devenant plus importante après le retrait de la plus grande partie de l'eau libre. Heinss *et al.* (1998) indiquent que la percolation représente entre 50 et 80 % et l'évaporation entre 20 et 50 % de l'eau retirée. Une étude des performances de déshydratation des lits expérimentaux chargés de boues d'épuration au Yémen a fait ressortir que la percolation et l'évaporation représentaient respectivement 65 % et 35 % de l'eau retirée, plus de 70 % de cette eau ayant été enlevés pendant les deux premiers jours (Al-Nozaily *et al.*, 2013). De même, des études expérimentales menées à Dakar ont montré que la percolation cessait après une période de 2 à 4 jours lorsque la charge massique était de 100 kg de MS/m².an et après une période de 6 à 8 jours lorsque la charge massique était de 150 kg de MS/m².an (Seck *et al.*, 2015).

La déshydratation des boues nécessite la construction de plusieurs lits de séchage. Comme nous le verrons dans le présent chapitre, le nombre de lits dépend de la durée du cycle de séchage, du calendrier de déversement des boues humides et de leur débit. Les dimensions des lits individuels sont généralement de 5 à 6 m de large sur 10 à 20 m de long et ceux-ci sont disposés en parallèle, avec des murs de séparation communs. Ils sont généralement composés d'une couche de sable d'une épaisseur maximale de 300 mm sur une couche de gravier d'une épaisseur de 200 à 450 mm, disposées dans une « boîte » étanche en béton et en maçonnerie. La granulométrie effective du sable est comprise entre 0,3 et 0,7 mm et son coefficient d'uniformité ne peut dépasser 3,5 (Crites et Tchobanoglous, 1998). Le sable doit être lavé pour éliminer les fines qui, autrement, pourraient obstruer le lit et entraver l'efficacité du drainage. Les revanches du lit doivent avoir un franc-bord suffisant pour contenir l'épaisseur nominale des boues humides qui y sont appliquées. Le drainage est assuré par des tuiles d'argile disjointes placées sous le gravier ou des tuyaux perforés placés dans le gravier. Ces dispositifs permettent de recueillir le percolat et l'acheminement jusqu'au milieu du lit, où il peut alors s'écouler dans un canal de drainage ou un tuyau. Il est courant de construire plusieurs lits de séchage côte à côte à l'intérieur d'une même structure fermée et peu profonde. La figure 9.2 montre une coupe transversale d'un lit de séchage classique, avec une partie d'un lit adjacent.

La photo 9.1 montre des lits de séchage en construction à Samarinda, dans la région du Kalimantan oriental en Indonésie. La structure des lits de séchage est déjà construite, ainsi que le canal de drainage central, mais les couches de gravier et de sable n'ont pas encore été appliquées.

La photo 9.1 met en évidence plusieurs points importants concernant la disposition des lits de séchage :

- Des rampes d'accès permettent l'évacuation des boues séchées. Elles sont relativement raides et il aurait été préférable de concevoir une pente plus douce ;

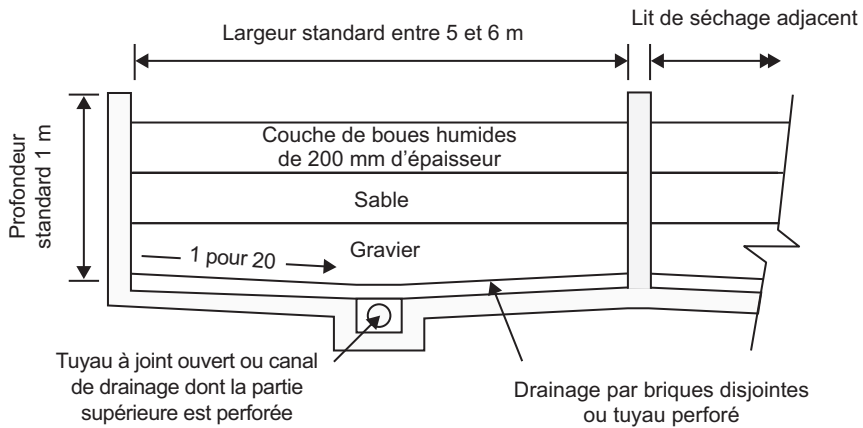


Figure 9.2 : Coupe d'un lit de séchage standard



Photo 9.1 Lits de séchage en construction

- L'influent, en l'occurrence les boues issues de la séparation, est distribué dans les lits de séchage par un canal qui passe le long du côté adjacent des lits. Des conduites forcées contrôlent l'écoulement des boues ;
- La pente transversale des lits est supérieure à la pente de 1 pour 20 qui est recommandée dans la figure 9.2. Cela a pour effet d'augmenter le volume de gravier nécessaire au fonctionnement du dispositif ;

- Le pourtour des lits est entouré de poteaux munis de boulons, qui serviront à fixer une structure permettant de couvrir l'ensemble de la zone de déshydratation et la protéger des précipitations.

Une dalle anti-éclaboussure en béton dur ou maçonnée doit être placée sous la conduite d'alimentation de chaque lit pour réduire le risque d'affouillement lors de l'arrivée des boues entrantes. Pour ce faire, cette dalle doit se prolonger sur au moins 0,5 m de chaque côté de la conduite d'alimentation et sur au moins 0,75 m dans son prolongement.

Performances

Facteurs influant sur les performances. La déshydratation sur lits de séchage non-plantés peut générer des boues dont la siccité est au moins égale à 20 % sur une période de 7 à 10 jours dans des climats chauds et secs, et jusqu'à 75 % ou plus si les conditions sont favorables et que le temps de séchage est suffisant. Les facteurs qui influencent la performance de déshydratation sont notamment :

- *La température, l'humidité et la force du vent.* Le taux d'évaporation augmente avec la température et la force du vent, et diminue avec l'humidité. Dans les climats chauds et secs, on peut obtenir une teneur en matières sèches de 20 % en moins d'une semaine, alors qu'il faut plusieurs semaines pour obtenir le même résultat dans un climat humide et tempéré ;
- *La pluie.* Dans les régions qui connaissent des périodes de fortes pluies, le temps de déshydratation augmente considérablement pendant la saison humide, sauf si les lits de séchage sont couverts. En effet, dans les régions qui connaissent une saison des pluies marquée, il est parfois impossible de déshydrater les boues sur des lits non-couverts, même pendant de longues périodes ;
- *La capacité de déshydratation des boues.* Elle dépend des caractéristiques des boues qui, à leur tour, dépendent de leur origine. Des études ont montré que les boues fraîches non-digérées ont un temps de déshydratation plus long que les boues digérées, probablement en raison de leur forte teneur en eau intracellulaire. Par exemple, des essais réalisés à Accra au Ghana (Heinss *et al.*, 1998) ont donné les résultats suivants sur une période de déshydratation de 8 jours :
 - Les boues de bassins primaires, théoriquement assez bien digérées, ont atteint 40 % de matières sèches ;
 - Les boues des toilettes publiques ont donné des résultats erratiques, allant de presque aucune capacité de décantation jusqu'à 29 % de matières sèches.

La déshydratation des boues fraîches peut être améliorée en les mélangeant avec les boues digérées. Pendant les essais réalisés à Accra, un mélange d'une part de boues de toilettes publiques pour quatre parts de boues de fosse septique a permis d'atteindre jusqu'à 70 % de matières sèches. Une autre

option est de procéder préalablement à la stabilisation, comme cela est décrit au chapitre 6.

La meilleure façon d'évaluer les performances de déshydratation des boues sur un site spécifique est de faire des essais sur le terrain, sur des lits de séchage existants ou dans de petites installations expérimentales. Les résultats obtenus sur le terrain en un lieu particulier peuvent être extrapolés à d'autres sites de la même région ayant des conditions climatiques et des caractéristiques de boues similaires.

Propriétés de percolation. Les lits de séchage non-plantés éliminent les matières organiques et les matières en suspension de l'effluent liquide ainsi drainé. Des études montrent que les concentrations en matières en suspension (MES) dans le percolat provenant des lits de séchage non-plantés peuvent être inférieures à 5 % de la concentration dans les boues humides. Les tests effectués à Accra, au Ghana, ont fait état de 95 % et plus d'élimination des MES (Heinss *et al.*, 1998), et les tests effectués à Kumasi, au Ghana, de 96 % en moyenne (Cofie *et al.*, 2006). L'élimination de la charge organique est généralement plus faible. Les études réalisées à Accra et à Kumasi ont rapporté une élimination de la demande chimique en oxygène (DCO) du percolat liquide de, respectivement, 70 à 90 % et 85 à 90 %. L'abattement de la demande biochimique en oxygène (DBO) était de 86 à 91 % (Cofie *et al.*, 2006). Malgré ces taux d'abattement élevés, la concentration en MES du percolat et la demande en oxygène restent élevées. Par exemple, en supposant que les concentrations en MES et en DCO des boues brutes sont toutes deux de 20 000 mg/l et que les taux d'abattement sont respectivement de 95 % et 85 %, les concentrations dans le percolat deviennent alors de 1 000 mg/l pour les MES et de 3 000 mg/l pour la DCO.

Le percolat et les boues déshydratées auront tous deux une teneur élevée en agents pathogènes après déshydratation. D'autres traitements sont donc nécessaires avant de rejeter le percolat dans un plan d'eau de surface (sur ce point, voir le chapitre 8). De même, en fonction de l'utilisation finale prévue, il faut éventuellement faire subir un traitement supplémentaire au gâteau. Ce point est particulièrement important si l'intention est d'utiliser les boues séchées comme amendement de sol. Des recherches menées à Accra, au Ghana, ont révélé que la déshydratation sur des lits de séchage ne permet pas de neutraliser tous les œufs d'helminthes. Le nombre d'œufs d'helminthes a été comptabilisé au cours de deux cycles d'exploitation, chacun comprenant la déshydratation sur lits de séchage, suivie de compostage. Le nombre d'œufs comptabilisé dans les boues brutes avant le premier cycle était de 60 œufs/g de MS et le comptage n'a pas été effectué avant le second cycle. Le nombre d'œufs d'helminthes (*Ascaris* et *Trichuris*) dans les boues déshydratées était de 38 après le premier cycle et de 22 après le second cycle, dont 25 à 50 % étaient viables (Koné *et al.*, 2007). Dans ce dernier cas, la teneur en œufs des boues brutes était de 60 œufs/g de MS. Les nombres exacts dépendent du nombre d'œufs d'helminthes dans les boues brutes. Toutefois, les résultats montrent que la déshydratation dans les lits de séchage non-plantés ne garantit pas la



Photo 9.2 Couverture d'un lit de séchage à Jombang en Indonésie

neutralisation des œufs d'helminthes. Les solutions permettant de réduire le nombre d'agents pathogènes dans les boues séchées à des niveaux qui autorisent leur utilisation finale en toute sécurité en tant qu'amendement agricole sont identifiées et décrites au chapitre 10.

Considérations sur l'exploitation et la conception

Recouvrir les lits de séchage pour en améliorer l'utilisation. La construction d'un toit au-dessus des lits de séchage permet de les utiliser tout au long de l'année, quelles que soient les précipitations. Il n'est donc plus nécessaire de disposer d'un lit supplémentaire pour traiter les boues qui ont dû être stockées pendant les périodes pluvieuses. Des études menées à Lusaka, en Zambie, et à Dakar, au Sénégal, ont montré que les lits couverts étaient nettement plus performants que les lits non-couverts pendant la saison humide (*Lusaka Water and Sewerage Company*, 2014 ; Seck *et al.*, 2015). La photo 9.2 montre un exemple de lit de séchage protégé par une bâche transparente.

Plusieurs éléments sont à noter sur la photo 9.2 :

- Le toit translucide ne s'étend pas jusqu'en haut des parois latérales du lit de séchage et permet ainsi une ventilation transversale ;
- La structure portante est constituée de profilés métalliques. Elle doit être bien fixée et suffisamment solide pour résister au vent ;

- Pour éviter que la pluie ne pénètre dans l'espace entre la couverture du toit et les parois du lit par temps venteux, un débord de toit est souhaitable ;
- La configuration du toit doit permettre d'évacuer les eaux de pluie.

Lorsque plusieurs lits sont situés l'un à côté de l'autre, il faut installer des gouttières pour capter l'eau qui s'écoule des toits et la diriger hors du lit. En l'absence de ventilation traversante, une condensation se forme sous le matériau de couverture, augmente le taux d'humidité et limite, voire supprime, les performances de déshydratation pendant la saison sèche (Seck *et al.*, 2015). Ce problème peut être surmonté en installant des ventilateurs et une ventilation mécanique, mais cela accroît la complexité de l'installation. De plus amples informations sur cette solution sont présentées dans la partie consacrée au séchage solaire du chapitre 10.

Épaisseur de la couche de boues humides. Comme indiqué précédemment, les lits de séchage non-plantés sont normalement alimentés avec des boues humides déversées en couche de 200 à 300 mm d'épaisseur. Les premières recherches de Pescod (1971) ont montré que les meilleures performances de déshydratation étaient obtenues avec une épaisseur de 200 mm. Il est possible d'accroître la charge massique en réduisant l'épaisseur de la couche mais cela entraîne une augmentation de la fréquence d'évacuation des boues et des besoins en main-d'œuvre.

Impact du brassage. Le brassage des boues humides accroît le taux de déshydratation et réduit le temps nécessaire pour atteindre une teneur donnée en matières solides. L'étude de Dakar mentionnée ci-dessus (Seck *et al.*, 2015) a montré que le brassage quotidien des boues permettait de réduire le temps de déshydratation d'environ 6 jours, en partant de 19 ± 1 jours pour une charge de 100 kg de MS/m² et de 26 ± 2 jours pour une charge de 150 kg de MS/m² sans brassage. Ces réductions du temps de déshydratation représentent respectivement 31 % et 23 % des temps nécessaires au séchage sans brassage. Lors de l'étude, douze lits de séchage de 2 m × 2 m ont été observés, leur petite taille facilitant grandement le mélange des boues par rapport aux lits de taille conventionnelle. Le brassage étant de plus en plus difficile à mesure que la teneur en eau des boues diminue, il requiert des équipements mécaniques, ce qui peut engendrer des coûts importants et poser des problèmes opérationnels. Il est néanmoins indispensable pour le séchage solaire, comme expliqué au chapitre 10.

Éviter de pomper les boues. Le pompage nécessite une alimentation électrique sûre et une maintenance mécanique performante, y compris une chaîne d'approvisionnement fiable en pièces détachées. C'est pourquoi il convient d'éviter le pompage, en particulier dans les petites stations de traitement. Lorsque la topographie le permet, il est préférable de favoriser un écoulement gravitaire du percolat vers les unités de traitement des liquides. Lorsque cela n'est pas possible, il faut étudier la possibilité de diriger le percolat vers un puits d'infiltration, encore une fois pour éviter le pompage.

Besoins en main-d'œuvre. Il existe peu de cas où la taille des lits de séchage dans les stations de traitement permet de justifier l'utilisation de tractopelles ou d'autres équipements mécaniques pour retirer les boues séchées. C'est pourquoi un curage manuel est en principe nécessaire. Il s'agit d'un processus qui demande une main-d'œuvre importante. Une étude a montré qu'il fallait environ deux jours à un ouvrier pour retirer une épaisseur de 7 cm de boues séchées d'un lit de 130 m², ce qui donne un taux d'enlèvement de boues d'environ 4,5 m³ par travailleur et par jour (Dodane et Ronteltap, 2014). Une autre étude a révélé que le curage manuel des boues nécessitait de 2 à 4 heures de travail par tonne de boues séchées, ce qui revient à un taux d'enlèvement d'environ 4 m³ par travailleur par jour (Nikiema *et al.*, 2014). Le chargement séquentiel de lits relativement petits entraîne un besoin assez constant de main-d'œuvre, mais des pics ont lieu lorsqu'il y a un afflux de grandes quantités de boues, par exemple lorsque des bassins anaérobies sont vidés de leur fraction liquide. Il est probable que cette situation entraîne un besoin de main-d'œuvre occasionnelle supplémentaire.

Nécessité de remplacer périodiquement le sable. Une certaine quantité de sable est retirée chaque fois que la boue séchée est enlevée, de sorte que l'épaisseur du lit de sable diminue graduellement avec le temps. Le remplacement du sable est nécessaire une fois que son épaisseur totale est réduite à environ 100 mm. Le coût de remplacement du sable doit être pris en compte lors de l'évaluation des coûts d'exploitation des lits de séchage des boues.

Paramètres et méthode de conception

La plupart des recommandations de conception des lits de séchage des boues précisent la charge admissible en matières solides sur le lit en kilogrammes de matières sèches par mètre carré par année (kg de MS/m².an). Metcalf et Eddy (2003) recommandent des valeurs nominales de 120 à 150 kg de MS/m².an pour les boues de stations d'épuration primaires et de 90 à 120 kg de MS/m².an pour les boues provenant de décanteurs produisant de l'humus. Ces chiffres sont destinés à être utilisés dans les climats tempérés. Se référant aux conditions dans les pays tropicaux, Strande *et al.* (2014) affirment que la charge massique varie généralement entre 100 et 200 kg de MS/m².an, tout en notant la possibilité d'atteindre des charges supérieures. Dans la pratique, plusieurs chercheurs ont constaté des charges massiques supérieures à 200 kg de MS/m².an, comme indiqué dans les exemples ci-dessous :

- Expériences à Bangkok avec des variations de la teneur en matières sèches des boues entre 1,7 et 6,5 % et différentes épaisseurs lors de l'application de la couche de boues : les charges massiques ont été estimées entre 70 et 475 kg de MS/m².an (Pescod, 1971) ;
- Le suivi des performances des lits de séchage non-plantés à Accra, au Ghana, sur huit cycles d'alimentation, a fait apparaître des charges massiques allant de 196 à 321 kg de MS/m².an (Cofie *et al.*, 2006) ;

- Des études à l'échelle de banc d'essais à Kumasi, au Ghana, ont permis d'atteindre des charges massiques allant jusqu'à 467 kg de MS/m².an pour un mélange de boues de fosses septiques et de boues de toilettes publiques de 3:1. La teneur en matière organique des boues séchées était de 334 kg de matières volatiles en suspension (MVS)/m².an. L'ajout de sciure de bois a permis d'atteindre une charge massique de 525 kg de MS/m².an (Kuffour, 2010) ;
- Une autre étude menée au Ghana a constaté des charges massiques de 300 kg de MS/m².an pour des boues contenant 60 g de MS/l et de 150 kg de MS/m².an pour des boues contenant 5 g de MS/l (Badji *et al.*, 2011, cité dans Strande *et al.*, 2014, p. 145).

Les résultats des études de Pescod et Badji révèlent que la charge massique augmente avec la teneur en matières solides des boues humides, ce qui implique que les installations qui sont conçues sur la base de la charge massique supposée sans prendre en compte la teneur en matières sèches pourraient être incorrectes. Ceci est illustré par l'expérience de la station de traitement des boues de Cambérène à Dakar au Sénégal. La conception du lit de séchage était basée sur une hypothèse de 200 kg de MS/m².an et une épaisseur de boues de 200 mm. L'analyse ultérieure des opérations a montré que les charges constatées étaient en réalité de l'ordre de 34 kg de MS/m².an, de sorte que seuls 6 à 7 lits étaient nécessaires, au lieu des 10 lits prévus lors de la conception (voir encadré 7.2 ; Dodane et Ronteltap, 2014).

L'encadré 9.1 résume les conclusions des travaux de recherche sur la relation entre la teneur en matières sèches des boues humides et la charge massique. Ces résultats ont été obtenus dans des conditions climatiques tempérées et ne peuvent pas être utilisés directement pour évaluer les charges des lits de séchage dans des conditions climatiques plus chaudes. Toutefois, ils corroborent la thèse selon laquelle la charge massique applicable est influencée par la teneur en matières sèches des boues humides.

Si l'on accepte ce raisonnement, les calculs basés sur une charge massique hypothétique sont peu fiables, quelle que soit la teneur en matières sèches des boues humides. Dans le cadre de la conception des lits de séchage non-plantés, on conseillera donc plutôt de procéder comme suit :

- Déterminer la charge hydraulique admissible, qui est le produit de l'épaisseur des boues humides au début de chaque cycle de séchage et du nombre de cycles de déshydratation au cours d'une année, exprimé en m³/m².an ;
- Calculer la charge massique admissible en multipliant la charge hydraulique par la teneur moyenne en matières solides des boues humides.

Le temps nécessaire à la déshydratation des boues, et donc la durée du cycle de séchage, dépend d'une série de facteurs tels que l'épaisseur de la couche de boues humides déversées sur le lit, le climat, les caractéristiques des boues, les mesures prises pour protéger le lit de séchage des intempéries et la teneur attendue en matières solides des boues déshydratées. Il est possible de l'évaluer soit en surveillant les temps de séchage des boues observés sur

Encadré 9.1 Résultats des travaux de recherche sur la relation entre la teneur en matières sèches des boues humides et la charge massique brute

Haseltine (1951) a utilisé des données de plusieurs stations de traitement pour établir une relation linéaire entre la charge massique brute dans les lits de séchage et la teneur en matières sèches des boues humides. En utilisant une analyse de régression sur les mêmes données, Vater (1956) a dérivé l'équation :

$$Y = 0,033 S_0^{1,6}$$

Avec : Y = la charge brute sur le lit en $\text{kg/m}^2 \cdot \text{j}$;

S_0 = le pourcentage de teneur en matières sèches des boues déversées dans le lit.

L'équation de Vater s'applique aux boues d'épuration dans un climat tempéré et n'est donc pas directement applicable à la déshydratation des boues de vidange dans les climats plus chauds. Sa pertinence réside ici dans le fait qu'elle prédit que la charge massique réalisable augmente avec la teneur en matières sèches des boues humides. D'autres chercheurs sont arrivés à des conclusions différentes. Par exemple, Vankleeck (1961, cité dans Wang *et al.*, 2007, p. 410) a signalé un doublement du temps de séchage pour une augmentation de la teneur en matières sèches des boues, de 5 à 8 % ; chiffres qui laissent entendre que la charge massique diminue au lieu d'augmenter dans le cas de boues davantage chargées en matières solides. Plus récemment, les chercheurs ont produit des modèles mathématiques détaillés pour prédire la façon dont divers paramètres, y compris la teneur initiale en matières solides, influent sur les performances du lit de séchage (Adrian, 1978). Des expériences en laboratoire suggèrent que le temps de drainage pour atteindre une concentration donnée de matières solides est à peu près proportionnel à la concentration initiale de matières solides dans les boues (Wang *et al.*, 2007). Si le drainage était le seul mécanisme contribuant à la déshydratation, cela signifierait que la teneur initiale des boues en matières solides aurait très peu d'effet sur la charge massique applicable. Dans la pratique, l'évaporation joue un rôle important dans le séchage, en particulier dans les climats plus chauds.

les lits expérimentaux, soit en obtenant des informations de lits de séchage existants fonctionnant dans des conditions climatiques similaires.

La charge massique admissible pour les boues humides à faible teneur en matières sèches est vraisemblablement inférieure aux 200 kg de $\text{MS/m}^2 \cdot \text{an}$ qui sont habituellement utilisés lors de la conception des lits de séchage. Lorsque les calculs indiquent une charge massique élevée, de l'ordre de plus de 300 kg de $\text{MS/m}^2 \cdot \text{an}$, il faut vérifier que le temps nécessaire à la déshydratation des boues a été correctement estimé, soit en évaluant les performances d'un lit de séchage existant, soit en réalisant un petit lit expérimental pour en contrôler les performances.

Les valeurs recommandées pour les paramètres de conception des lits de séchage non-plantés sont discutées et résumées dans le tableau 9.1.

Les étapes de la conception des lits de séchage non-plantés sont les suivantes :

1. Déterminer le volume de boues à déshydrater et la fréquence à laquelle elles seront déversées.

Plusieurs scénarios sont envisageables :

- Les boues à déshydrater sont appliquées une ou plusieurs fois par jour sur les lits. C'est le cas des lits de séchage qui reçoivent des boues de

Tableau 9.1 Synthèse des paramètres de conception des lits de séchage non-plantés

<i>Paramètre</i>	<i>Symbole</i>	<i>Unité</i>	<i>Fourchette recommandée ou standard</i>	<i>Notes</i>
Granulométrie du sable	<i>De</i>	mm	0,3 à 0,75	Le sable doit être lavé pour éliminer les fines et éviter les colmatages. Le sable de rivière est généralement trop petit pour cet usage.
Coefficient d'uniformité du sable	<i>CU</i>	–	< 3,5	
Épaisseur de la couche de boues humides	<i>z</i>	mm	200 à 300	La charge massique atteignable est inversement proportionnelle à l'épaisseur de la couche.
Temps de déshydratation	<i>t_d</i>	jour	4 à 15 jours (climat chaud/aride avec des lits couverts) 15 à 30 jours (climat tempéré/humide avec lits couverts)	Les temps indiqués sont donnés à titre indicatif pour atteindre ~15 à 30 % de matières solides. Le temps de déshydratation réel dépend des caractéristiques des boues et des conditions climatiques locales. Des temps plus longs se traduisent par une teneur en MS plus élevée.
Taux de charge massique	<i>λ_s</i>	kg de MS/ m ² .an	Non-utilisé dans la conception initiale	Vérifier le temps de déshydratation présumé si la charge est supérieure à 300 kg de MS/m ² .an.

vidange brutes, des boues issues de la décantation dans les épaisseurs gravitaires et des gâteaux solides produits par des presses à boues ;

- *Les boues à déshydrater sont appliquées sur les lits à une fréquence de plus d'une journée, mais inférieure à la durée du cycle de séchage. C'est probablement le cas des bassins de décantation et d'épaississement installés à Dakar par exemple ;*
- *Les boues à déshydrater sont appliquées à une fréquence de quelques semaines ou de quelques mois. C'est le cas pour les bassins de décantation et d'épaississement similaires à ceux qui sont exploités à Achimota, pour des bassins anaérobies et les RAC. La fréquence de curage des boues est généralement plus espacée que la durée du cycle de séchage.*

Lorsque les boues de vidange sont rejetées directement dans des lits de séchage, la charge nominale des lits correspond à la charge quotidienne

moyenne du mois le plus chargé (c'est-à-dire la charge mensuelle maximale), calculée selon les méthodes décrites au chapitre 3. Pour les procédés impliquant une séparation solide-liquide, la fréquence de production des boues et le volume de boues produites doivent être calculés selon les méthodes décrites au chapitre 7. Les volumes et la fréquence de production des boues pour les bassins anaérobies et facultatifs ainsi que les RAC doivent être calculés selon les méthodes décrites au chapitre 8.

Il n'est pas rare que la charge initiale soit inférieure à la charge projetée sur la durée de vie de l'installation. Dans ce cas, plusieurs solutions sont possibles :

- Échelonner la construction des lits pour répondre à la charge ;
- Utiliser tous les lits, mais réduire l'épaisseur de la couche de boues humides ;
- Utiliser tous les lits, mais augmenter le temps de déshydratation.

À court terme, les deuxième et troisième options se traduisent par une augmentation de la teneur en matières sèches des boues déshydratées.

2. Évaluer le temps du cycle de séchage à l'aide de l'équation :

$$t_{cs} = t_a + t_d + t_{curage}$$

Avec : t_{cs} = le temps du cycle de séchage (j) ;

t_a = le temps d'application des boues (j) ;

t_d = le temps de déshydratation (j) ;

t_{curage} = le temps de curage des boues (j).

Pour les lits fréquemment alimentés, le temps d'alimentation est de l'ordre d'une journée et peut aller jusqu'à environ deux jours pour les lits de séchage légèrement chargés. Lorsque les boues proviennent de bassins anaérobies et d'autres installations de traitement, le temps d'alimentation sera plus long. Afin de faire une première estimation du temps de déshydratation (t_d), on peut se référer au tableau 9.1 et aux données issues d'installations existantes dans des conditions climatiques similaires.

On suppose un volume de curage des boues de 2 à 4 m³ par opérateur et par jour pour calculer le temps total nécessaire à l'évacuation des boues déshydratées.

3. Évaluer la surface de lit requise par jour, ou, dans le cas d'alimentation à des fréquences inférieures à un jour, la surface requise pour chaque opération de déversement des boues humides.

L'aire requise est donnée par l'équation :

$$A = \frac{V_a}{Z}$$

Avec : A = l'aire nécessaire en m² ;

V_a = le volume de boues humides appliquées en m³ ;

Z = l'épaisseur de la couche de boues humides déversées en m.

Pour les boues déversées à une fréquence d'un jour ou moins, V_a est égale au volume de boues déversées au cours d'une journée et peut être désigné par V_j . La surface de lit correspondante, A_j , est en principe donnée pour un lit, bien qu'elle puisse être divisée entre deux lits dans les grandes stations de traitement. Dans les petites stations, la taille d'un lit peut être de $2A_j$, le lit étant alimenté sur une durée de deux jours.

Pour les boues retirées des bassins de lagunage et d'autres bassins à une fréquence de l'ordre de plusieurs jours, V_a est le volume de boues déversées au cours de chaque opération de vidange du bassin et peut être désigné par le terme $V_{a\text{-opération}}$. Selon le volume de boues retirées, la surface nécessaire peut être répartie sur deux lits ou plus.

4. Déterminer le nombre de lits de séchage requis.

Le nombre de lits nécessaires dépend du temps de cycle de séchage, de la quantité de boues humides à déshydrater et de la fréquence à laquelle les boues humides sont déversées pour être traitées. La figure 9.3 donne une représentation graphique du cycle d'alimentation d'un ensemble de lits de séchage montrant une situation dans laquelle les boues sont déversées quotidiennement et le temps total de déshydratation est de 10 jours, dont un jour pour l'alimentation, sept jours pour la déshydratation et deux jours pour le curage des boues. La modélisation ci-dessous prend pour base une semaine de travail de cinq jours, sachant que la déshydratation des boues se poursuit le week-end, mais l'alimentation du lit et le curage des boues ne peut avoir lieu que pendant la semaine de travail. En utilisant ces hypothèses, on organise les cycles d'exploitation et une nouvelle rangée est ajoutée chaque fois qu'un nouveau lit de séchage est nécessaire. Le graphique montre que premier lit est libre à partir du 11^e jour et peut être alimenté à nouveau.

Lorsque les boues sont déversées chaque jour dans un lit séparé, le nombre de lits requis est en principe donné par l'expression :

$$n = t_{dc} - j_{we}$$

Avec : n = le nombre de lits requis ;

t_{dc} = la durée du cycle de séchage (jours) ;

j_{we} = le nombre minimum de jours non-travaillés pendant la durée du cycle complet de séchage.

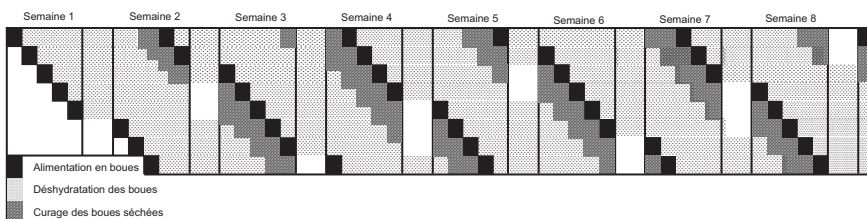


Figure 9.3 Exemple du cycle d'exploitation d'un ensemble de lits de séchage

C'est ce qu'illustre la figure 9.3, qui montre que huit lits sont nécessaires pour un cycle de séchage de 10 jours avec un week-end de deux jours sans travail. Par conséquent, il faut prévoir un autre lit pour permettre la mise hors service des lits pour les opérations de réparation et d'entretien. Cela permet également de disposer d'une capacité de réserve pour faire face à d'autres perturbations du calendrier causées par les jours fériés ou d'autres jours non-travaillés.

Une approche similaire peut être utilisée pour les bassins qui sont curés à une fréquence supérieure à un jour, mais inférieure à la durée du cycle de séchage. Prenons, par exemple, le cas des bassins de décantation et d'épaississement des boues qui sont vidangés tous les 7 jours et d'un cycle de séchage de 18 jours. Dans ce cas, l'effet du week-end peut être ignoré, car on peut adapter le cycle pour que l'alimentation du lit et le curage des boues se fasse toujours le même jour de la semaine. Il faut donc trois lits, le premier étant alimenté à nouveau au cours du quatrième cycle d'alimentation. En théorie, il est possible d'optimiser l'utilisation des lits en augmentant légèrement l'épaisseur de la couche de boues et en réduisant proportionnellement la surface du lit de séchage, de sorte que le temps du cycle de séchage puisse être porté à 21 jours. Dans la réalité, il est sans doute peu pratique de procéder à un ajustement aussi fin du mode d'alimentation.

Des lits supplémentaires sont nécessaires pour déshydrater les boues des bassins anaérobies et facultatifs, des bassins de décantation et d'épaississement – comme ceux installés à Achimota – et des RAC, qui seront tous vidangés à une fréquence dont la durée dépasse la durée du cycle de séchage des lits. Cela peut entraîner des temps de séchage supérieurs au temps nécessaire pour obtenir la teneur souhaitée en matières solides du gâteau. Plusieurs solutions sont alors envisageables :

- Prolonger le temps de déshydratation et ainsi produire un gâteau à haute teneur en matières sèches ;
- Augmenter l'épaisseur de la couche de boues humides. Ceci permet d'augmenter la durée du cycle de séchage tout en réduisant le nombre de lits nécessaires. Cela donne l'occasion aussi de faire un meilleur usage de l'espace disponible ;
- Stocker les boues humides dans des bassins de rétention, d'où elles peuvent être acheminées périodiquement vers les lits de séchage.

Ces solutions peuvent être combinées.

5. Déterminer la superficie totale nécessaire pour le lit de séchage.

La surface totale nécessaire est la somme des surfaces nécessaires à la déshydratation des boues provenant des diverses unités de traitement de la station. La surface totale requise par la charge hydraulique est la somme des surfaces requises pour l'alimentation régulière et intermittente des boues :

$$A_h = nA_j + \sum A_{\text{opération}}$$

Avec : A_h = la surface totale de lit requise par la charge hydraulique en m^2 ;

A_j = la surface de lit en m^2 , nécessaire pour l'alimentation régulière en boues pendant une journée (dépotage des camions de vidange directement dans le lit ou acheminement des boues d'une installation vidangée de façon régulière comme un épaisseur gravitaire) ;

n = le nombre de lits nécessaires pour traiter les boues qui sont acheminées régulièrement ;

$A_{opération}$ = la surface, en m^2 , de lit nécessaire pour la vidange occasionnelle d'installations telles que les bassins anaérobies et les RAC. Le symbole de la somme indique la possibilité que la surface du lit de séchage soit nécessaire pour traiter les boues provenant de plus d'un type d'installation.

Les systèmes qui utilisent des bassins de décantation et d'épaississement ou des bassins anaérobies pour séparer les solides ne produisent pas de boues nécessitant une vidange quotidienne.

6. Déterminer le nombre de cycles de déshydratation au cours d'une année. Pour les lits alimentés quotidiennement, la première étape pour déterminer le nombre de cycles de séchage dans une année consiste à établir une série de cycles consécutifs de séchage pour le premier lit, à partir du premier jour de la semaine de travail. Lors de l'établissement des cycles, il faut veiller à ce qu'aucune alimentation en boues humides et aucune évacuation des boues déshydratées ne soit programmée un jour non-travaillé. Le cycle se répète au bout de plusieurs semaines, le lit étant alimenté en boues humides le premier jour de la semaine de travail. Dans l'exemple de la figure 9.3, le cycle de séchage se répète à partir de la semaine 9, avec cinq cycles de séchage sur une période de 8 semaines. Ce cycle se répète pour tous les lits. Une fois que le nombre de cycles complets dans une période donnée a été déterminé, le nombre de cycles d'alimentation dans une année peut être calculé en utilisant l'équation :

$$N_c(\text{cycle par an}) = \left(\frac{\text{cycles complétés en } x \text{ semaines}}{x \text{ semaines}} \right) \times 52(\text{semaines/an})$$

Pour l'exemple de la figure 9.3, avec cinq cycles complétés en 8 semaines, on obtient : $N_c = (5/8) \times 52 = 32,5$. En pratique, ce chiffre doit être arrondi à 32, voire peut-être 30, pour tenir compte des congés supplémentaires et d'autres interruptions de service. Un lit est en principe prévu pour recevoir les boues humides dépotées au cours d'une seule journée de travail.

7. Vérifier la charge massique à l'aide de l'équation :

$$\lambda_s = zC_{MES}N_c$$

Avec : λ_s = la charge massique en kg de MS/m².an ;
 z = l'épaisseur de la couche de boues humides appliquées en m ;
 N_c = le nombre de lits requis pour recevoir une alimentation régulière ;
 C_{MES} = la concentration en matières solides des boues humides, exprimée en g/l ou en kg/m³.

Si λ_s est inférieur à environ 100 kg/m².an, on pourra envisager une des solutions de séparation solide-liquide permettant d'augmenter la teneur en matières sèches des boues humides décrites dans le chapitre 7. Si λ_s est supérieur à 300 kg/m².an, le cycle de séchage présumé doit être validé, soit en enregistrant le temps de déshydratation dans des lits en opération et traitant des boues similaires, soit en construisant un lit expérimental de petite taille pour évaluer les performances de déshydratation. Si les résultats montrent que le temps de séchage est réaliste, il n'est pas nécessaire de limiter la charge massique à une valeur arbitraire par défaut.

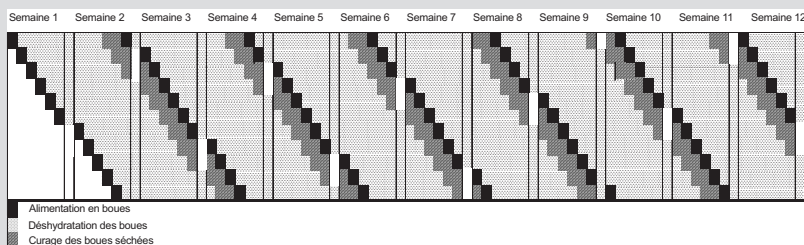
Exemple de conception de lits de séchage non-plantés

Une station d'épuration est nécessaire pour traiter environ 450 m³ de boues de vidange par semaine. Le prélèvement d'échantillons dans les camions de vidange indique que la teneur moyenne en matières solides des boues est d'environ 1 %. On propose une séparation solide-liquide dans des épaisseurs statiques pour obtenir des boues contenant 5 % de matières solides (50 g de MS/l). Les boues sont ensuite déshydratées sur des lits de séchage non-plantés. D'après les données recueillies dans les installations similaires de la région, il faut 9 jours pour déshydrater les boues et obtenir une teneur d'au moins 20 % de matières solides. La station de traitement est exploitée activement 6 jours par semaine et les boues ne sont pas traitées le 7^e jour. Les paramètres clés pour la conception des lits de séchage sont les suivants :

Paramètre	Symbole	Valeur	Unité
Charge hydraulique sur les lits de séchage	V_s	15	m ³ /j (6 j/semaine)
Concentration en MES moyenne dans les boues issues de la séparation	C_{MES}	50	g de MS/l (ou kg de MS/m ³)
Profondeur maximale de la charge hydraulique	Z	200	mm
Temps de déshydratation	t_d	9	jour
Temps d'exploitation par semaine	f_{op}	6	jour/semaine

Les étapes du calcul sont les suivantes :

1. Déterminer le volume de boues humides à déshydrater.
L'accent est mis ici sur le traitement des boues des épaisseurs statiques. Des lits supplémentaires sont nécessaires pour traiter les boues produites lors des étapes ultérieures du traitement liquide, mais leur conception n'est pas prise en compte ici. Les 450 m³ de boues dépotées par semaine ont une teneur en matières sèches de 1 %. Après la séparation solide-liquide, celle-ci est de 5 %, ce qui donne un volume de boues de 450 (1/5) = 90 m³/semaine ou 15 m³/jour ouvrable.



2. Calculer le temps du cycle de séchage et la charge hydraulique, en supposant 1 jour d'alimentation du lit et 2 jours de curage des boues après séchage.

$$t_{dc} = t_i + t_d + t_{ds} = 1 \text{ jour} + 9 \text{ jours} + 2 \text{ jours} = 12 \text{ jours}$$

3. Calculer la surface nécessaire pour traiter les boues produites au cours d'une seule journée.

$$A = \left(\frac{V_s}{Z} \right) = \frac{15 \text{ m}^3}{0,2 \text{ m}} = 65 \text{ m}^2$$

Supposons que les dimensions du lit sont de 11,5 m × 5,75 m, ce qui donne une surface de lit de 66 m².

4. Déterminer le nombre de lits de séchage requis.

La durée du cycle d'exploitation est de 12 jours et comprend au moins un jour non-ouvrable. Le nombre minimum de lits requis est donc de 11. Un lit supplémentaire doit être prévu en raison des périodes d'immobilisation nécessaire pour les travaux de réparation et d'entretien.

5. Calculer la superficie totale requise.

La superficie requise est de $12 \times 66 \text{ m}^2 = 792 \text{ m}^2$, à quoi il faut ajouter la superficie requise pour l'élimination des boues des unités de traitement des liquides, qui n'est pas illustrée dans cet exemple et qui devrait faire l'objet d'un calcul séparé.

6. Déterminer le nombre de cycles complets par an.

Tout d'abord, il faut dessiner le diagramme d'exploitation, comme illustré ci-dessous. Ce diagramme montre que le cycle d'alimentation a lieu toutes les onze semaines et que six cycles complets de déshydratation ont lieu pendant cette période.

$$N_c (\text{cycles par an}) = \left(\frac{6 \text{ cycles}}{11 \text{ semaines}} \right) \times 52 (\text{semaines dans l'année}) = 28,36$$

Par conséquent il faut prendre en compte 28 cycles complets d'exploitation par an.

7. Vérifier la charge massique.

Pour une profondeur de charge hydraulique de 200 mm, la charge massique est de :

$$\lambda_s = 0,2 \text{ m} \times 50 \text{ kg de MS/m}^3 \times 28 \text{ cycles/an} = 280 \text{ kg de MS/m}^2 \cdot \text{an}$$

La charge massique ainsi obtenue se situe dans la fourchette supérieure des valeurs de référence citées dans la littérature et il convient de vérifier que les hypothèses relatives à la durée du cycle sont réalistes.

Sans séparation solide-liquide, la charge massique diminuerait d'un facteur de cinq, réduisant λ_s à 56 kg de MS/m².an et augmentant la surface requise du lit de séchage à près de 4 000 m². Cette charge en MS est beaucoup plus faible que la valeur nominale généralement admise de 200 kg de MS/m².an. Cela confirme qu'il est souhaitable d'assurer la séparation solide-liquide avant la déshydratation des boues.

Les lits de séchage plantés

Description du système

Depuis la fin des années 1980, des lits de séchage plantés sont utilisés pour stabiliser et déshydrater les boues des petites stations de traitement à boues activées en Europe, en particulier au Danemark, qui compte plus de 140 systèmes à grande échelle. D'autres pays européens comme la Pologne, la Belgique, le Royaume-Uni, l'Espagne, l'Italie et la France (Uggetti *et al.*, 2010) utilisent également des lits de séchage plantés pour le traitement des boues d'épuration. Dans les pays à faible revenu, leur utilisation est pour l'instant concentrée sur des expériences en laboratoire et des projets expérimentaux. Des lits de séchage plantés de grande taille ont été mis en service entre 2008 et 2011 à la station de traitement de Cambérène à Dakar, au Sénégal (Dodane *et al.*, 2011). À Belo Horizonte, au Brésil, un filtre planté destiné au traitement des eaux usées a été modifié pour devenir un lit de séchage planté et a été utilisé comme tel pendant 405 jours entre septembre 2013 et octobre 2014 (Andrade *et al.*, 2017).

Au niveau de la construction, les lits de séchage plantés sont semblables aux lits non-plantés, mais ils sont végétalisés avec des macrophytes émergents, qui sont des plantes enracinées dans le lit et qui émergent au-dessus de la surface de la couche de boues. On les qualifie parfois de « filtres plantés », mais ils fonctionnent plutôt différemment des filtres à écoulement vertical et sont de taille différente selon les paramètres de conception. La perte en eau des lits de séchage plantés se produit par une association d'évaporation, d'évapotranspiration des plantes et de percolation à travers le lit. Comme les lits non-plantés, ils sont alimentés de façon séquentielle, mais sont différents au niveau de la fréquence de curage des boues qui est de l'ordre de plusieurs années et non de plusieurs semaines. Ceci est possible parce que les racines des plantes forment des galeries dans la couche de boues, facilitant ainsi à la fois l'évaporation et la percolation.

L'évapotranspiration (ET) contribue de façon importante au processus de déshydratation, particulièrement dans les climats chauds et secs. Chazarenc *et al.* (2003) ont mesuré des taux d'ET de l'ordre de 4 à 12 mm/j pour un lit expérimental de 1 m² en France, planté de *Phragmites australis*. Leurs résultats sont comparables aux taux de 25 à 38 mm/j et 32 à 50 mm/j enregistrés dans le nord et le sud de l'Italie par Borin *et al.* (2011). Les taux d'ET sont susceptibles d'être encore plus élevés dans les climats tropicaux et subtropicaux. Ils sont significativement plus élevés que les taux d'évaporation standards d'environ 8 mm/j des lits de séchage non-plantés (voir, par exemple, Simba *et al.*, 2013). Des taux d'ET élevés réduisent la longueur du cycle de séchage et permettent ainsi d'accroître la charge hydraulique par rapport aux taux admissibles dans les lits non-plantés. Dans les climats chauds et secs, il peut y avoir des problèmes opérationnels car les lits peuvent s'assécher rapidement, créant ainsi des conditions stressantes pour les plantes.

Les plantes couramment utilisées sont les roseaux (*Phragmites spp.*) et les massettes (*Typha spp.*). Ces dernières sont une solution intéressante en raison de

leur rapidité de croissance initiale. D'autres espèces sont également utilisables dans les climats tropicaux, notamment l'herbe à antilope (*Echinochloa spp.*) et le papyrus (*Cyperus papyrus*). Le choix des plantes est influencé par la présence des espèces dans le milieu environnant. Par exemple, un projet expérimental portant sur les performances de lits de séchage plantés à Ouagadougou, au Burkina Faso, a utilisé l'*Andropogon gayanus* et la citronnelle (*Cymbopogon nardus*), deux plantes qui poussent localement (Joceline *et al.*, 2016). Toutes les plantes identifiées ci-dessus se multiplient à partir de rhizomes qui sont des tiges souterraines produisant des pousses se développant vers le haut et des racines vers le bas. Les pousses produisent de nouvelles tiges, de sorte que la densité de la plante augmente avec le temps.

La profondeur du lit est généralement de l'ordre de 60 à 80 cm, ce qui est suffisant pour accommoder le système racinaire des plantes. La structure typique d'un lit de séchage planté est constituée d'une couche de sable de 10 à 15 cm, qui recouvre une couche de 15 à 25 cm de gravier de taille moyenne, qui est elle-même posée sur 25 à 40 cm de gravier de plus gros diamètre. Pour éviter le lessivage, le fond de chaque lit est étanchéifié, de préférence au moyen d'une membrane imperméable. Le percolat s'écoule à travers le lit dans des tuyaux perforés, placés à intervalles réguliers dans le gros gravier posé sur le fond du lit. Pour assurer un bon drainage, le lit doit être incliné vers l'exutoire du drain, avec une pente minimale de 1 %. Les boues sont acheminées par des conduites qui peuvent être situées dans un coin, le long d'un des côtés ou au milieu du lit (tuyaux verticaux à écoulement ascendant). La figure 9.4 montre une coupe d'un lit de séchage planté standard.

Comme pour les lits non-plantés, le nombre de lits dépend du temps nécessaire à la déshydratation. Si chaque lit est alimenté pendant 2 jours, puis laissé au repos pendant 10 jours, la période totale d'alimentation est de 12 jours et six lits sont alors nécessaires. Une fois le cycle terminé, les boues sont à nouveau déversées dans le premier lit. L'augmentation du nombre de lits permet d'accroître le temps de séchage et d'obtenir des boues plus sèches. Cependant, il est important de conserver en permanence suffisamment d'humidité pour répondre aux besoins des plantes, sinon elles risquent de souffrir et de finir par mourir. Un ou plusieurs lits supplémentaires doivent être prévus pour permettre un temps de repos avant le curage des boues.

Les avantages potentiels des lits de séchage plantés par rapport aux lits de séchage non-plantés sont les suivants :

- *Réduction des besoins en main-d'œuvre.* Le faucardage des plantes nécessite la présence de main-d'œuvre généralement une ou deux fois par an, mais l'effort requis pour cette tâche est beaucoup moins important que celui requis pour le curage régulier d'un lit non-planté ;
- *Revenus provenant de la vente de plantes.* Ceux-ci dépendent de l'existence d'un marché pour les plantes récoltées et de systèmes de commercialisation efficaces, mais il est tout à fait possible qu'il compense le coût du faucardage, permettant de réaliser un léger profit. Un rapport sur

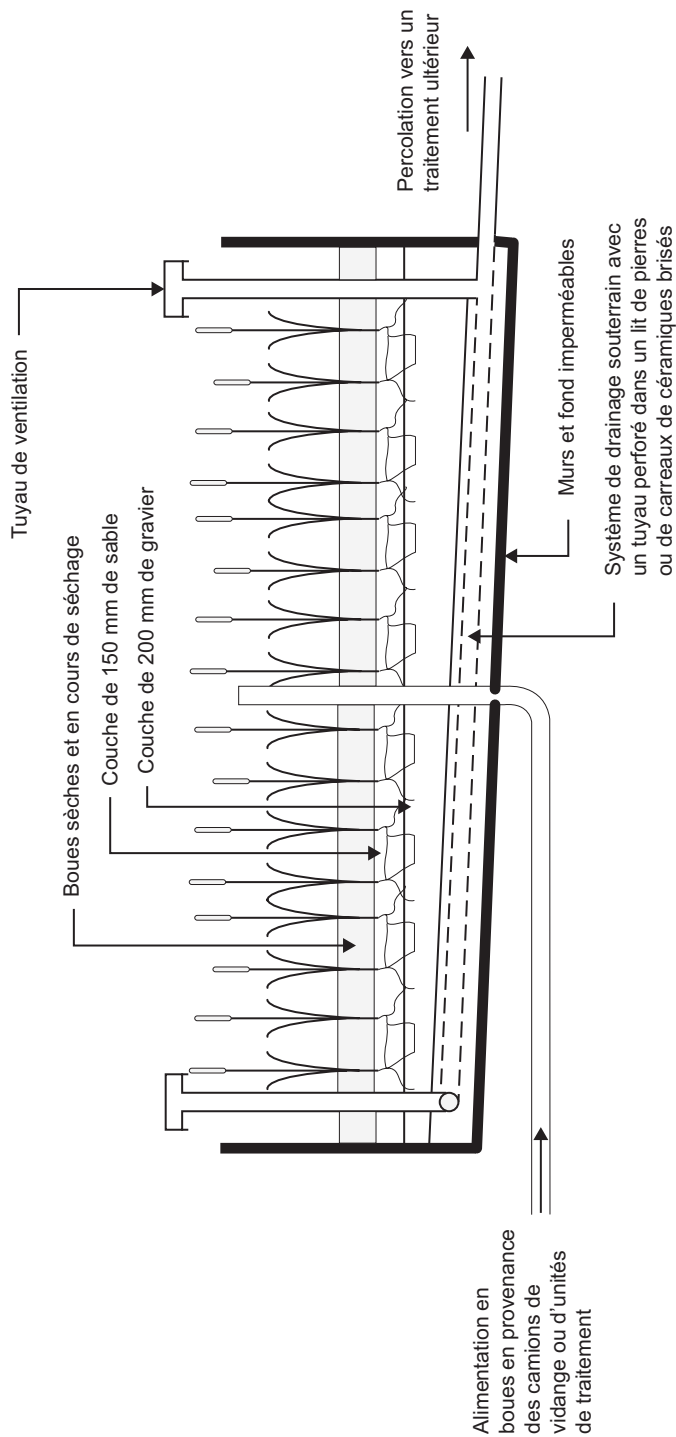


Figure 9.4 Coupe d'un lit de séchage planté

des études expérimentales menées au Cameroun indique que la récolte complète des pousses d'*Echinochloa pyramidalis*, fauchées trois fois par an, peut produire une biomasse d'au moins 100 à 150 tonnes à l'hectare (Kengne et Tilley, 2014). Il convient de conduire de nouvelles études pour déterminer les rendements que l'on peut obtenir à partir de lits de taille réelle dans des conditions normales d'exploitation ;

- *Réduction des risques pour la santé.* En réduisant l'exposition des travailleurs aux boues fraîches, les lits de séchage plantés diminuent leur exposition aux agents pathogènes ;
- *Bonne minéralisation des boues.* Ceci est le résultat de la stabilisation et de la déshydratation pendant la longue période de rétention sur le lit. Ces processus peuvent engendrer un produit final qui convient à l'épandage sur le sol sous forme de biosolide de classe B, soit directement, soit après compostage. Il est peu probable que la rétention sur un lit de séchage planté produise un biosolide de classe A. Des recherches menées au Cameroun ont montré que la concentration en œufs d'helminthes dans les boues séchées après une période d'alimentation de six mois, suivie de six mois supplémentaires de repos, était de 4 œufs/g de MS, ce qui reste supérieur au seuil fixé par l'OMS (≤ 1 œuf/g de MS, Kengne *et al.*, 2009). Les concentrations en métaux lourds ne posent normalement pas de problème pour les boues issues de fosses domestiques, mais celles-ci doivent être contrôlées si l'on prévoit l'épandage des biosolides ;
- *Amélioration de la qualité du percolat.* Heinss et Koottatep (1998) ont indiqué des concentrations dans le percolat de filtres plantés de 35 à 55 % pour la DBO et de 50 à 60 % pour la DCO, soit moins que dans le percolat issus de filtres non-plantés. Ils n'ont pas précisé comment ces chiffres ont été déterminés. Les données sur les performances, résumées ci-dessous, montrent qu'il est nécessaire de poursuivre les recherches pour évaluer la qualité du percolat en conditions réelles.

Ces avantages doivent être comparés aux inconvénients possibles des lits de séchage plantés, dont le plus important est le risque de défaillance du système si les conditions réelles s'écartent trop des conditions optimales de fonctionnement. En particulier, il convient de veiller à ce que les plantes ne s'assèchent pas et ne flétrissent pas, et à ce que leur densité soit maintenue à un niveau acceptable. Ces exigences sont examinées plus en détail ci-dessous.

Performances

Les performances des lits de séchage plantés peuvent être évaluées en fonction de la teneur en matières sèches et en agents pathogènes des boues séchées ainsi que de la qualité du percolat. Des recherches menées à Yaoundé, au Cameroun, ont montré que des teneurs en matières sèches de plus de 30 % pouvaient être obtenues sur des lits de séchage de petite taille, alimentés en boues brutes pendant six mois à des taux constants de 100 à 200 kg de MS/m².an. Les concentrations d'œufs d'helminthes dans les biosolides séchés sont demeurées élevées

Tableau 9.2 Performances des lits de séchage plantés

<i>Lieu</i>	<i>Caractéristiques de l'effluent (mg/l)</i>	<i>Charge massique (kg de MS/m².an)</i>	<i>Abattement dans les effluents liquides (%)</i>	<i>Notes et références</i>
Bangkok, Thaïlande	MS : 15 350 DCO : 15 700 NTK : 1 100 NH ₃ -N : 415	80 à 500 Généralement 250	MS : 74 à 86 DCO : 78 à 99 NTK : 70 à 99 NH ₃ -N : 50 à 99	Koottatep <i>et al.</i> (2005) Nitrification indiquée pour les boues.
Yaoundé, Cameroun	MES : 27 600 DCO : 31 000 NH ₃ -N : 600	196 à 321	MES : 92 DCO : 98 NH ₃ -N : 78	Kengne <i>et al.</i> (2011) Valeurs moyennes. La valeur médiane des MES est moins élevée.
Ouagadougou, Burkina Faso	DCO : 952 DBO : 441	Non-communicué	COD : 71 à 77 DBO : 75 à 90	Joceline <i>et al.</i> (2016).
Sarawak, Malaisie	MS : 24 573 DCO : 31 957 NTK : 1 209 NH ₃ -N : 428	250	MS : 89 DCO : 94,5 NTK : 76 NH ₃ -N : 76,8	Jong et Tank (2014) Abattement légèrement plus élevé à 100 kg de MS/m ² de charge par an.
Belo Horizonte, Brésil	MS : 2 349 DCO : 2 937 DBO : 1 074 NTK : 88 NH ₄ -N ¹ : 82	81	MS : 51 DCO : 82 DBO : 77 NTK : 63 NH ₄ -N ¹ : 65	Andrade <i>et al.</i> (2017) Les lits sont soumis à de grandes variations de charge hydraulique et massique.

Notes : NTK est l'azote Kjeldahl total.

¹ Certains chercheurs désignent l'azote ammoniacal par la formule NH₃ et d'autres par la formule NH₄, mais le point clé est la teneur en azote, que l'ammoniac soit sous forme non-ionisée (NH₃) ou ionisée (NH₄⁺).

avec 79 œufs/g de MS (Kengne *et al.*, 2009). L'alimentation d'un lit de 29,1 m² à l'usine Arrudas de Belo Horizonte, au Brésil, à un taux moyen de 81 kg de MS/m².an, a produit des biosolides contenant 55 % de matières sèches (Andrade *et al.*, 2017).

Le tableau 9.2 récapitule les résultats d'études sélectionnées concernant la qualité du percolat. Celles-ci montrent que l'élimination des matières solides ainsi que l'abattement de la DCO et de la concentration en azote sont en général insuffisants pour permettre un rejet dans un cours d'eau ou une réutilisation sans autre traitement.

Un autre point à noter est que les performances du lit de grande taille installé à Belo Horizonte étaient inférieures à celles de plusieurs installations

expérimentales. Cela peut s'expliquer en partie par le fait que les matières déversées sur les lits de Belo Horizonte sont bien plus variées que celles des lits à l'échelle expérimentale, qui sont pour la plupart alimentés avec des charges contrôlées soigneusement. Andrade *et al.* (2017) suggèrent que les performances relativement médiocres de la station de Belo Horizonte peuvent aussi s'expliquer par l'utilisation de gravier grossier. Les recherches effectuées dans les installations de Belo Horizonte ont également montré qu'il n'y avait aucune élimination des coliformes totaux ni d'*Escherichia coli* dans le percolat.

Considérations sur l'exploitation et la conception

Phases opérationnelles. L'exploitation des lits de séchage plantés se déroule en trois phases (Brix, 2017) :

- *Phase de démarrage*, au cours de laquelle les installations sont progressivement acclimatées pour résister aux charges maximales d'exploitation. Une solution pour l'acclimatation des lits est de les alimenter en eaux usées municipales mélangées à une quantité croissante de boues, jusqu'à ce que la charge atteigne environ 50 % de la charge nominale. Les durées recommandées pour la phase de démarrage vont de 6 mois (Kengne *et al.*, 2011) à 2 ans (Brix, 2017) ;
- *Phase d'exploitation*, pendant laquelle les lits sont alimentés cycliquement, avec une période d'alimentation suivie d'une période de repos plus longue. La période de repos doit être suffisamment longue pour permettre aux boues de s'assécher et de se fissurer, afin que l'oxygène circule dans le lit pour y maintenir les micro-organismes aérobies qui participent au processus de stabilisation. Au cours de la phase d'alimentation, les lits sont remplis pendant des périodes allant jusqu'à 2 heures, puis laissés à sécher durant quelques heures avant d'accepter une nouvelle phase d'alimentation. Dans les conditions tempérées, les phases d'alimentation et de repos augmentent petit à petit en démarrant par des périodes de 3 à 7 jours jusqu'à atteindre 3 à 7 semaines (Brix, 2017). Le cycle d'alimentation est plus court dans les climats chauds. Kengne et Tilley (2014) recommandent d'alimenter le lit 1 à 3 fois par semaine avec une période de repos de 2 jours à plusieurs semaines, en fonction des conditions météorologiques, de la teneur en matières sèches des boues et des espèces plantées. Brix recommande un minimum de 8 lits pour s'assurer que le temps de repos est suffisant pour permettre aux boues de sécher et de se fissurer. Les boues s'accumulent lentement pour se retrouver juste en dessous du haut des murs latéraux. Dans les climats tempérés, cela prend en général de cinq à dix ans, en fonction du taux d'accumulation et de la profondeur du lit. C'est à ce moment que la phase d'alimentation prend fin et que commence la phase de repos et de curage des boues ;

- *Phase de repos et de curage des boues.* Cette phase permet aux boues de sécher et d'augmenter ainsi leur teneur en matières sèches. Elle dure généralement quelques semaines et varie en fonction des conditions climatiques locales. Si les boues sont retirées avec soin pour éviter de perturber le lit de sable et de gravier sous-jacent, il est possible que les plantes repoussent. Pendant les quelques mois suivant l'enlèvement des boues, il faut réduire la charge, et ce, indépendamment du fait que les plantes repoussent ou que de nouvelles pousses soient plantées (Brix, 2017).

Charge massique. En climat tempéré et froid, la charge massique varie entre environ 60 kg de MS/m².an (Brix, 2017) et 100 kg de MS/m².an (Kinsley et Crolla, 2012). Les résultats des études synthétisées dans l'encadré 9.2 indiquent des charges allant jusqu'à environ 250 kg de MS/m².an dans les climats tropicaux. Si l'on souhaite appliquer des charges de cet ordre, il faut disposer d'informations sur le volume et la concentration des boues déversées dans le lit. Il est difficile de déterminer la concentration lorsque les caractéristiques des boues à traiter sont très variables (Sonko el Hadji *et al.*, 2014). L'évaluation de la concentration des boues doit être basée sur un maximum d'échantillons.

Taux d'accumulation des boues. Celui-ci est fortement influencé par la charge massique des matières à traiter. En Europe, la charge massique se situe en général

Encadré 9.2 Synthèse des informations provenant d'études sur les charges admissibles dans les lits de séchage plantés

Des travaux expérimentaux ont été menés à l'Institut asiatique de technologie (AIT) sur des lits expérimentaux plantés de massettes (*Typha angustifolia*) à la fin des années 1990 avec des boues assez fortement concentrées – en moyenne de 15 700 mg/l de DCO, 15 350 mg/l de MS, 1 100 mg/l d'azote Kjeldahl total (NTK) et 415 mg/l d'azote ammoniacal (NH₄-N). Ces travaux ont fait état d'un bon fonctionnement des lits avec des charges pouvant atteindre 250 kg/m².an. Les abattements constatés dans les lits sont les suivants : de 78 à 99 % de la DCO, de 74 à 86 % des MS, de 70 à 99 % en NTK et de 50 à 99 % en NH₄-N. On a observé une certaine tendance à la détérioration des performances au-delà d'une charge massique de 500 kg de MS/m².an, qui est la charge à laquelle s'est produit le flétrissement des massettes (Koottatep *et al.*, 2005).

Au cours d'une étude menée à Yaoundé au Cameroun entre 2005 et 2006, des lits plantés de *Cyperus papyrus* et d'*E. pyramidalis* ont été alimentés avec des boues dont la charge massique était de 100, 200 et 300 kg de MS/m².an. Les concentrations moyennes en DCO, en MES et en azote ammoniacal des boues appliquées étaient de, respectivement, 31 100 mg/l, 27 600 mg/l et 600 mg/l. Les lits ont affiché de bonnes performances avec des abattements moyens de 98 % en DCO, 92 % en MES et 78 % en azote ammoniacal. Un léger colmatage des lits a commencé à se manifester à partir de 200 kg de MS/m².an et un colmatage grave s'est produit dans certains lits à 300 kg de MS/m².an. Le rapport de recherche a conclu qu'il était possible d'appliquer une charge massique allant jusqu'à 200 kg de MS/m².an sur des lits plantés d'*E. pyramidalis* (Kengne *et al.*, 2011). Des travaux menés sur des lits expérimentaux en Malaisie ont montré que la proportion d'eau drainée diminuait avec l'augmentation de la charge, passant de 59 à 81 % pour une charge de 100 kg/m².an à 11 à 38 % pour une charge de 350 kg/m².an (Tan *et al.*, 2017).

entre 50 et 60 kg de MS/m², ce qui donne un taux d'accumulation d'environ 10 cm/an (Brix, 2017 ; Troesch *et al.*, 2009). Andrade *et al.* (2017) ont rapporté un taux d'accumulation de 7,3 cm/an pour une charge moyenne de 81 kg de MS/m².an. Kengne *et al.* (2011) donnent des taux d'accumulation de 50 à 70 cm/an pour des lits chargés à 100 kg de MS/m².an et de 80 à 113 cm/an pour trois lits chargés à 200 kg de MS/m².an. Les taux d'accumulation dépendent aussi des conditions locales et les conclusions d'Andrade *et al.* (2017) sur les installations de Belo Horizonte au Brésil indiquent que, dans les climats chauds, le taux d'accumulation pour une charge massique donnée peut être inférieur aux taux observés dans les climats tempérés. Les chiffres montrent que l'augmentation de la charge massique admissible dans les climats chauds tend à raccourcir la phase d'exploitation à deux ans à peine, alors qu'elle est de dix ans ou plus dans les conditions qui prévalent en Europe.

Hauteur des revanches. Comme indiqué précédemment, les boues peuvent s'accumuler pendant plusieurs années sur des lits de séchage plantés. On laisse généralement les boues atteindre une épaisseur de 1 à 1,5 m avant de les curer. Pour une profondeur de lit de 800 mm, et un espace de 200 mm entre le niveau de boue le plus élevé et le sommet des parois, la hauteur totale des revanches doit être comprise entre 2 et 2,5 m.

Plantation et éclaircissage. Les plantes sont normalement plantées en godets à une densité comprise entre 4 et 12 plantes/m² (Brix, 2017 ; Edwards *et al.*, 2001). Les plantes utilisées dans les lits de séchage poussent à partir de rhizomes – des tiges souterraines qui produisent des racines et des tiges à partir de nœuds répartis sur toute leur longueur. La densité des plantes augmente à mesure que de nouvelles pousses sont produites. Lorsque la charge massique se situe dans la fourchette recommandée, la densité des plantes peut augmenter rapidement jusqu'à plus de 200 plantes/m² dans certains cas. Par exemple, Sonko el Hadji *et al.* (2014) ont enregistré des densités d'*E. pyramidalis* de 211, 265 et 268 plantes/m² pour des lits alimentés respectivement une, deux et trois fois par semaine. Ces densités sont significativement plus élevées que celles enregistrées dans des conditions naturelles.

Modalités d'alimentation des lits. Les camions de vidange peuvent dépoter directement dans les lits de séchage. Cependant, cette pratique risque d'entraîner une surcharge dans les zones proches des points de déchargement, alors que les zones inaccessibles aux tuyaux de vidange des camions seront sous-alimentées. De plus, cela signifie qu'il est difficile de procéder au dégrillage des boues entrantes de manière adéquate. Une répartition irrégulière pose également un problème si la conduite d'évacuation des boues se situe dans un angle du lit ou dans un canal placé à une extrémité du lit de séchage. L'accumulation de boues qui en résulte autour du point de rejet est également susceptible d'inhiber la croissance des plantes (Uggetti, 2011, p. 169). Une meilleure alternative consiste à introduire les boues par une série de tuyaux verticaux, situés à intervalles réguliers dans le lit, comme le montre

la figure 9.4. L'un des obstacles potentiels de cette disposition est la difficulté d'accès aux conduites de répartition enfouies sous le lit pour remédier aux colmatages éventuels. La conception hydraulique doit tenir compte des pertes de charge dans les conduites de répartition. Dans le cas contraire, les différences de hauteur manométrique peuvent entraîner une répartition inégale du flux entre les diverses conduites verticales.

Régime d'alimentation. Il est indispensable de disposer d'une quantité suffisante d'eau pour maintenir les plantes en vie, car une charge massique trop importante peut entraîner leur dépérissement. Les lits de séchage plantés sont donc plus appropriés pour les boues faiblement concentrées ayant une forte teneur en eau. Une fréquence d'alimentation des lits d'au moins deux fois par semaine contribue à limiter les risques de dépérissement des plantes, mais peut aussi empêcher le lit de sécher et de se fissurer. Il est donc préférable d'installer des vannes ou des batardeaux sur les sorties du système de drainage souterrain afin de permettre la mise en eau du percolat et de maintenir ainsi un certain niveau d'humidité sous les lits de séchage. Koottatep *et al.* (2005) recommandent de retenir le percolat pendant 2 à 6 jours, mais ne disent pas comment déterminer la période de rétention. Ils avancent que l'immobilisation du percolat peut créer des conditions anaérobies et donc entraîner une dénitrification. À noter qu'elle n'a pas eu d'effet significatif sur les performances d'abattement des MS et de la DCO.

Besoins en main-d'œuvre. Les opérations nécessaires à l'entretien des lits de séchage comme l'éclaircissage des plants et le faucardage deux à trois fois par an nécessitent de la main-d'œuvre. En ce qui concerne le faucardage, il est possible de sous-traiter la tâche à des agriculteurs ou à un entrepreneur local. S'il existe un marché pour les plantes récoltées et des systèmes de commercialisation adéquats, les revenus provenant de la vente des plantes peuvent compenser le coût du faucardage et éventuellement générer un léger profit. La difficulté technique consiste à pratiquer un éclaircissage optimal et en particulier à ne pas trop éclaircir la végétation, au risque de dénuder les lits de séchage.

Ventilation. Des conduits d'aération doivent être aménagés pour permettre à l'air d'atteindre les couches inférieures du lit. Heinss et Koottatep (1998) font état de résultats de recherche selon lesquels des roseaux sur des lits plantés non-ventilés alimentés avec des boues activées sont morts, alors que les roseaux plantés sur des lits ventilés ayant reçu des charges similaires ont survécu. Ces résultats ont également fait état d'un taux de déshydratation moyen bien plus élevé lorsqu'un système de ventilation était en place.

Couverture. Comme pour les lits de séchage non-plantés, l'installation d'une couverture transparente sur les lits améliore l'efficacité du séchage.

Paramètres et méthode de conception

La plupart des données sur les performances des lits de séchage plantés dans les climats chauds sont basées sur des initiatives pilotes. Dodane *et al.*

Tableau 9.3 Synthèse des paramètres de conception des lits de séchage plantés

Paramètre	Symbole	Unités	Valeurs recommandées	Notes
Profondeur du lit	Z_b	cm	70 à 90	La profondeur doit être suffisante pour le développement des racines.
Charge massique	λ_s	kg de MS/ m ² .an	≤ 250	Augmenter la charge graduellement pendant la phase de démarrage pour permettre aux plantes de s'acclimater au milieu.
Nombre et configuration des lits (en service et en réserve)	N_{lit}	–	≥ (2 + 1)	Prévoir une cellule de réserve pour mettre le lit au repos avant l'opération de curage.
Profondeur de la charge hydraulique	Z_h	mm	150 à 200	Épaisseur des boues humides.
Fréquence de la charge hydraulique	f_H	Nb de séquences d'alimentation par semaine	1 à 2	La période entre deux séquences d'alimentation doit être suffisamment longue pour permettre aux boues de sécher et de se fissurer.
Fréquence de curage		année	3 à 10	Elle dépend du taux d'accumulation des boues, qui dépend lui-même de la charge massique.

(2011) mentionnent les résultats obtenus avec l'utilisation de lits de séchage plantés à grande échelle, mais il est urgent d'approfondir les recherches sur les questions pratiques associées à leur utilisation. Le tableau 9.3 présente des paramètres de conception sur la base des informations actuellement disponibles.

Pour les boues à faible teneur en matières sèches, la surface de lit requise est généralement régie par la charge hydraulique. En ce qui concerne les boues de vidange fortement concentrées, c'est la charge massique qui est un paramètre critique. La surface de lit requise en fonction de la charge hydraulique doit être calculée à l'aide de la méthode déjà décrite pour les lits de séchage non-plantés. Une méthode de calcul de la superficie de lit requise, basée sur la charge massique, est présentée ci-dessous.

1. Calculer la charge annuelle de solides à l'aide de l'équation :

$$M_s = Q_d C_{MES} N$$

Avec : M_s = la masse sèche des matières solides dans les boues humides déversées en un an (kg/an) ;

Q_d = le volume de boues humides déversées (m^3/j) ;

C_{MES} = la concentration moyenne de matières solides dans les boues humides (g/l ou kg/m^3) ;

N = le nombre de jours par an pendant lesquels les boues humides sont dépotées en station.

Lorsque les matières à déshydrater sont des boues de vidange, plutôt que des boues provenant d'une unité de traitement de la station, il est judicieux de calculer directement le volume à déshydrater, en utilisant les méthodes décrites au chapitre 3.

2. Calculer la superficie totale du lit nécessaire, en fonction de la charge massique :

$$A_s = \frac{M_s}{\lambda_s}$$

Avec : A_s = la surface totale de lit requise (m^2) ;

λ_s = la charge massique (kg de MS/ $m^2.an$).

3. Déterminer le nombre de lits et la superficie par lit.

Le nombre minimum de lits requis dépend du mode d'alimentation et de la longueur des cycles d'alimentation et de repos. Pour les lits qui sont alimentés quotidiennement, la durée du cycle d'alimentation et de repos est donnée par l'équation :

$$t_{A-R} = t_A + t_R$$

Avec : t_{A-R} = le temps du cycle alimentation – repos ;

t_A = la durée de la séquence d'alimentation ;

t_R = la durée de la séquence de repos.

Si un lit est alimenté chaque jour, le nombre de lits opérationnels requis est normalement égal au nombre de jours ouvrables au cours d'un cycle complet d'alimentation et de repos. La surface d'un lit est donnée par l'équation :

$$A_{lit} = \frac{A_s}{n}$$

Avec : A_{lit} = la surface d'un lit ;

n = le nombre de lits opérationnels requis.

4. Vérifier la profondeur de chaque application de boue.

L'épaisseur des boues à chaque application est égale au volume de boues humides divisé par la surface du ou des lits de séchage dans lesquels les boues sont déversées. Ainsi :

$$Z_h = \frac{1\,000\,Q_d}{A_{lit}}$$

Pour assurer l'efficacité du séchage, la profondeur maximale recommandée est de 200 mm et, dans tous les cas, celle-ci ne doit

pas dépasser 300 mm. Une profondeur élevée (valeur élevée pour Z_h) signifie que le paramètre critique est la charge hydraulique plutôt que la charge massique.

- Déterminer le nombre de lits nécessaires pour permettre l'acclimatation et la mise au repos.

Des lits supplémentaires sont nécessaires pour permettre l'acclimatation ainsi qu'une phase de repos au début et à la fin du cycle d'alimentation. Le nombre de lits supplémentaires requis est fonction de la durée du cycle d'exploitation complet pour un lit simple, du temps requis pour l'acclimatation et le repos en fin de cycle, et du nombre de lits en service à un moment donné. En règle générale, un lit supplémentaire est nécessaire lorsque le nombre d'années du cycle d'exploitation complet est égal ou supérieur au nombre de lits. Deux lits supplémentaires peuvent être nécessaires pour des cycles d'exploitation plus courts.

Exemple de conception d'un lit planté de roseaux.

Conception de lits de séchage plantés pour traiter des boues dont les caractéristiques sont résumées dans le tableau, dans une station de traitement fonctionnant 6 jours par semaine.

Paramètre	Symbole	Valeur	Unité
Débit moyen quotidien (moyenne sur un an)	Q_d	40	m ³ /j
Concentration moyenne en MES de l'influent	C_{MES}	15	g de MS/l (ou kg de MS/m ³)
Temps d'exploitation hebdomadaire	f_{op}	6	jour/semaine

- Déterminer la charge massique :

$$M_s = 40 \text{ m}^3/\text{j} \times 15 \text{ kg/m}^3 \times \left(\frac{365 \text{ j}}{1 \text{ an}} \right) = 219\,000 \text{ kg/an}$$

- Calculer la surface en fonction de la charge massique, en prenant pour hypothèse une charge maximum de 250 kg/m².an :

$$A_s = \frac{219\,000 \text{ kg.an}}{250 \text{ kg/m}^2 \cdot \text{an}} = 876 \text{ m}^2$$

- Déterminer le nombre de lits et la surface par lit.

On prend pour hypothèse une fréquence de charge hydraulique d'une fois par semaine. Six lits sont nécessaires.

$$A_{lit} = \frac{876 \text{ m}^2}{6 \text{ lits}} = 146 \text{ m}^2$$

Prévoir six lits de 20 m × 7,5 m, soit une surface de 150 m²/lit et une surface totale de lits de 900 m².

On prend pour hypothèse que chaque lit nécessite 6 mois d'acclimatation avant d'être complètement rempli et 6 mois de repos entre la fin de la phase de remplissage active et le curage.

4. Calculer l'épaisseur de l'application en boues humides.

Calculer la profondeur d'application des boues et vérifier par rapport aux paramètres de conception :

$$Q_{s\_charge} = 40 m^3/j \left(\frac{365 j/an}{52 semaines \times 6 jours d'alimentation/semaine} \right) = 46,8 m^3$$

$$Z_{h\_charge} = \frac{46,8 m^3}{150 m^2} \times 1\,000 mm/m = 312 mm$$

Ce chiffre est légèrement supérieur à l'épaisseur maximale pour Z_h de 300 mm, ce qui indique que la charge hydraulique est le paramètre déterminant, plutôt que la charge massique.

5. Déterminer le nombre de lits supplémentaires nécessaires pour permettre l'acclimatation au lit et le repos.

Si le taux d'accumulation des boues est de 300 mm/an et que le lit de boues est curé après 4 ans d'exploitation, le temps de mise au repos du lit équivaut à 25 % du temps d'alimentation active. Pour y faire face, deux lits supplémentaires, soit 33 % de surface supplémentaire, sont nécessaires.

Si le taux d'accumulation des boues est de 200 mm/an et que chaque lit est curé après 6 ans d'exploitation, le temps de mise au repos est alors de 17 % du temps d'alimentation active. Un lit supplémentaire est alors nécessaire pour assurer la capacité de couvrir le temps de la mise au repos du lit.

Les presses mécaniques

Les presses mécaniques sont couramment utilisées pour déshydrater les boues produites dans les stations d'épuration et ont aussi été utilisées pour le traitement des boues de vidange. Jusqu'à présent, tous les exemples d'utilisation pour le traitement des boues de vidange combinent la séparation solide-liquide et la déshydratation et, dans cette optique, ils sont étudiés dans le chapitre 7. En principe, il n'y a aucune raison de ne pas utiliser les presses mécaniques comme technologie de déshydratation après la séparation solide-liquide. Lors de la réception des boues provenant d'un procédé de séparation solide-liquide en amont, tel qu'un épaisseur gravitaire, la concentration relativement élevée en matières solides dans l'effluent signifie que le dimensionnement de l'équipement est plus vraisemblablement décidé en fonction de la charge massique qu'hydraulique.

L'utilisation de sacs géotextiles pour faciliter la déshydratation des boues

Des sacs géotextiles ont été utilisés dans les pays industrialisés pour déshydrater les boues des stations d'épuration, et des projets expérimentaux ont été menés en Malaisie, au Bangladesh, en Ouganda, en Tanzanie, au Kenya et aux Philippines pour tester leur aptitude à déshydrater les boues de vidange. Les sacs géotextiles sont des sacs longs, relativement étroits et flexibles fabriqués à partir de textiles perméables ultra résistants. La seule ouverture dans le sac est

le raccordement à une extrémité qui permet d'y déverser les boues. Les boues sont pompées dans le sac et les matières solides y sont retenues tandis que l'eau libre s'écoule à travers les parois perméables. Les sacs géotextiles sont disponibles dans plusieurs tailles. Ils ont un aspect plat lorsqu'ils sont vides et prennent la forme d'une saucisse lorsqu'ils sont remplis de boue. Dans le projet expérimental mené en Malaisie, les géotextiles ont été placés sur les lits de séchage de sable d'une station d'épuration, ce qui a permis la collecte du percolat dans le système de drainage inférieur du lit et son traitement ultérieur. Dans ce projet, les opérateurs des camions de vidange raccordent les tuyaux de vidange des camions directement au sac géotextile. Chaque sac de 14,8 m × 3,3 m a ainsi reçu les effluents de 90 camions. L'exposition à la chaleur du soleil a entraîné une augmentation de la température à l'intérieur des sacs de couleur noire et a permis d'accélérer le processus de déshydratation. Le système consiste à remplir le sac, puis à le laisser sécher, à le découper pour faciliter le transport, puis à le charger sur un camion pour l'emmener vers un lieu de dépôt approprié et le remplacer par un sac vide. L'utilisation de sacs géotextiles a également été testée au Bangladesh par WSUP dans de moindres proportions, avec un mélange initial d'un polymère pour améliorer les propriétés de sédimentation des boues. Une étude interne (non-publiée) indique que lorsque des polymères sont ajoutés, une déshydratation rapide a lieu pendant environ 90 minutes, après quoi le taux de déshydratation chute, vraisemblablement en raison de l'obstruction des pores du matériau par les particules de boues. Néanmoins les performances obtenues sans ajout de polymère ont été moins satisfaisantes, avec une réduction de volume de l'ordre de 10 % après 30 minutes et une déshydratation plus faible par la suite. L'ajout de polymère est donc nécessaire pour améliorer les résultats, mais les opérateurs ont rapporté que l'opération consistant à mélanger le polymère avec la boue était difficile à réaliser et prenait du temps.

Les sacs géotextiles doivent être retirés et remplacés lorsqu'ils sont pleins, ce qui en fait une technologie aux coûts d'exploitation élevés et réduit sa viabilité en tant que solution de déshydratation.

Points clés de ce chapitre

La déshydratation est indispensable pour augmenter la teneur en matières sèches des boues au minimum à 20 % et permettre ainsi leur traitement comme produit solide. Les solutions de déshydratation sont notamment l'application des boues sur les lits de séchage plantés et non-plantés ainsi que divers types de presses mécaniques. Jusqu'à présent, tous les exemples d'utilisation de presses mécaniques dans le traitement des boues de vidange combinent les processus de déshydratation et de séparation des fractions solide et liquide. Les autres points clés de ce chapitre sont énumérés ci-dessous :

- Les lits de séchage des boues, plantés et non-plantés, offrent une solution simple de déshydratation, mais ont une emprise foncière relativement élevée ;

- Les lits de séchage non-plantés sont généralement recouverts d'une couche de boues humides d'une épaisseur d'environ 200 mm. Les boues sont laissées à sécher jusqu'à ce que la teneur en matières sèches atteigne un minimum de 20 %. La surface nécessaire au séchage des boues dépend de la charge hydraulique et de la durée de la phase de déshydratation. Celle-ci dépend des conditions climatiques, de la nature des boues et de la teneur finale en matières sèches requise. Elle doit être déterminée sur la base des données recueillies dans des lits de séchage exploités dans des conditions similaires et des essais dans des conditions réelles, conçus pour reproduire le comportement des lits de séchage ;
- Les données dont on dispose montrent que la charge massique admissible sur les lits de séchage non-plantés tend à augmenter avec la teneur en matières sèches des boues brutes. Les installations qui sont conçues seulement sur la base d'une hypothèse de charge massique, sans tenir compte de la teneur en matières sèches des boues brutes, sont susceptibles d'être mal dimensionnées ;
- Les lits de séchage non-plantés nécessitent de la main-d'œuvre pour curer les boues séchées à intervalles réguliers. Les besoins en main-d'œuvre pour les lits de séchage plantés sont considérablement réduits, parce que la fréquence de curage des boues est de plusieurs années ;
- Jusqu'à présent, la plupart des expériences d'utilisation de lits de séchage plantés pour traiter les boues de vidange dans les pays à faible revenu ont été menées à une échelle expérimentale et l'on ne dispose que d'informations limitées sur les difficultés de leur exploitation à plus grande échelle. L'une de ces difficultés est de parvenir au maintien de la croissance des plantes. En effet, les phénomènes de surcharge et de sous-charge périodiques peuvent entraîner le dépérissement des plantes et une diminution des performances. Les impératifs de gestion des lits de séchage plantés sont donc plus stricts que ceux des lits de séchage non-plantés ;
- Il est possible d'utiliser des presses mécaniques pour la déshydratation après la séparation gravitaire initiale solide-liquide. Cependant, tout avantage potentiel doit être pondéré en tenant compte de l'augmentation de la complexité d'un processus impliquant à la fois la séparation solide-liquide et la déshydratation mécanique dans la presse.

Références bibliographiques

- Adrian D.D. (1978). *Sludge Dewatering and Drying on Sand Beds*, EPA-600/2-78-141, Cincinnati, OH: US EPA Municipal Environmental Research Laboratory <<https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/9101CGM4.PDF?Dockkey=9101CGM4.PDF>> [Consulté le 27 janvier 2018].
- Al-Nozaily E.A., Taher T.M. et Al-Rawi M.H.M. (2013). 'Evaluation of the Sludge Drying Beds at Sana'a Wastewater Treatment Plant', paper presented at the 17th International Water Technology Conference, Istanbul <<http://iwtc.info/wp-content/uploads/2013/11/99.pdf>> [Consulté le 21 décembre 2017].

- Andrade C.E, von Sperling M. et Manjate E.S. (2017). 'Treatment of Septic Tank Sludge in a Vertical Flow Constructed Wetland System', *Engenharia Agrícola* 37(4): 811–9 <<http://dx.doi.org/10.1590/1809-4430-eng.agric.v37n4p811-819/2017>> [Consulté le 22 mai 2018].
- Badji K., Dodane P.-H., Mbéguéré M. et Koné D. (2011). « Traitement des boues de vidange : éléments affectant la performance des lits de séchage non-plantés en taille réelle et les mécanismes de séchage », *Actes du symposium international sur la Gestion des boues de vidange, Dakar, 30 juin–1^{er} juillet 2009*, Dübendorf, Switzerland: Eawag/SANDEC <www.pseau.org/outils/ouvrages/eawag_gestion_des_boues_de_vidange_optimisation_de_la_filiere_2011.pdf> [Consulté le 24 mars 2018].
- Borin M., Milani M., Salvato M. et Toscano A. (2011). 'Evaluation of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. Evapotranspiration in Northern and Southern Italy', *Ecological Engineering* 37(5): 721–8 <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.05.003>> [Consulté le 22 mai 2018].
- Brix H. (2017). 'Sludge Dewatering and Mineralization in Sludge Treatment Reed Beds', *Water* 9(3): 160 <<http://dx.doi.org/10.3390/w9030160>> [Consulté le 22 mai 2018].
- Chazarenc F., Merlin G. et Gonthier Y. (2003). 'Hydrodynamics of Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetlands', *Ecological Engineering* 21: 165–73 <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2003.12.001>> [Consulté le 22 mai 2018].
- Cofie O.O., Agbottah S., Strauss M., Esseku H., Montangero A., Awuah E. et Koné D. (2006). 'Solid-Liquid Separation of Faecal Sludge Using Drying Beds in Ghana: Implications for Nutrient Recycling in Urban Agriculture', *Water Research* 40: 75–82 <<http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2005.10.023>> [Consulté le 22 mai 2018].
- Crites R. et Tchobanoglous G. (1998). *Small and Decentralized Wastewater Management Systems*, Boston, MA: WCB McGraw Hill.
- Dodane P.-H. et Ronteltap M. (2014). 'Unplanted Drying Beds', in L. Strande, M. Ronteltap et D. Brdjanovic (eds.), *Faecal Sludge Management: Systems Approach for Implementation and Operation*, London: IWA Publishing <https://www.un-ihe.org/sites/default/files/fsm_ch07.pdf> [Consulté le 26 janvier 2018].
- Dodane P.-H., Mbéguéré M., Kengne I.M. et Strande Gaulke L. (2011). 'Planted Drying Beds for Faecal Sludge Treatment: Lessons Learned Through Scaling up in Dakar, Senegal', *Sandec News* 12 <www.eawag.ch/fileadmin/Domain1/Abteilungen/sandec/publikationen/EWM/Treatment_Technologies/Planted_drying_beds_Dakar.pdf> [Consulté le 22 février 2018].
- Edwards J.K., Gray K.R., Cooper D.J., Biddlestone A.J. et Willoughby N. (2001). 'Reed Bed Dewatering of Agricultural Sludges and Slurries', *Water, Science and Technology* 44(10–11): 551–8.
- Haseltine T.R. (1951). 'Measurement of Sludge Drying Bed Performance', *Sewage Works Journal* 23(9).
- Heinss U. et Koottatep T. (1998). *Use of Reed Beds for Faecal Sludge Dewatering*, Eawag/Sandec <https://www.sswm.info/sites/default/files/reference_attachments/HEINSS%20and%20KOOTTATEP%201998%20Use%20of%20Reed%20Beds%20for%20FS%20Dewatering.pdf> [Consulté le 22 février 2018].
- Heinss U., Larmie S.A. et Strauss M. (1998). *Solids Separation and Pond Systems for the Treatment of Faecal Sludges in the Tropics: Lessons Learnt and*

- Recommendations for Preliminary Design*, Sandec Report No. 5/98, 2nd ed., Dübendorf, Switzerland: Eawag/Sandec <<https://www.ircwash.org/sites/default/files/342-98SO-14523.pdf>> [Consulté le 21 mars 2018].
- Joceline S.B., Koné M., Yacouba O. et Arsène Y.H. (2016). 'Planted Sludge Drying Beds in Treatment of Faecal Sludge from Ouagadougou: Case of Two Local Plant Species', *Journal of Water Resource and Protection* 8: 697–705 <<http://dx.doi.org/10.4236/jwarp.2016.87057>> [Consulté le 22 mai 2018].
- Jong V.S.W et Tang E.E. (2014). 'Septage Treatment Using Pilot Vertical Flow Engineered Wetland System', *Pertanika Journal of Science and Technology* 22(2): 613–25 <https://espace.curtin.edu.au/bitstream/handle/20.500.11937/46255/234719_234719.pdf?sequence=2> [Consulté le 23 mars 2018].
- Kengne I.M. et Tilley E. (2014). 'Planted Drying Beds', in L. Strande, M. Ronteltap et D. Brdjanovic (eds.), *Faecal Sludge Management: Systems Approach for Implementation and Operation* <https://www.un-ihe.org/sites/default/files/fsm_ch08.pdf> [Consulté le 22 février 2018].
- Kengne I.M., Dodane P.-H., Akoka A. et Koné D. (2009). 'Vertical-flow Constructed Wetlands as Sustainable Sanitation Approach for Faecal Sludge Dewatering in Developing Countries', *Desalination* 248(1–3): 291–7 <<http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2008.05.068>> [Consulté le 22 mai 2018].
- Kengne I.M., Kengne E.S., Akoka A., Benmo N., Dodane P.-H. et Koné D. (2011). 'Vertical-flow Constructed Wetlands as an Emerging Solution for Faecal Sludge Dewatering in Developing Countries', *Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development* 1(1): 13–19 <<http://dx.doi.org/10.2166/washdev.2011.001>> [Consulté le 22 mai 2018].
- Kinsley C. et Crolla A. (2012). *Septage Treatment Using Reed and Sand Bed Filters, Goulet Pilot Project*, Final Report to the Ontario Ministry of Environment, Ontario Rural Wastewater Centre, Université de Guelph-Campus d'Alfred <www.uoguelph.ca/orwc/Research/documents/Septage%20Treatment%20Using%20Reed%20and%20Sand%20Bed%20Filters%20Final%20Report%20to%20MOE.pdf> [Consulté le 26 février 2018].
- Koné D., Cofie O., Zurbrugg C., Gallizzi K., Moser D., Drescher S. et Strauss M. (2007). 'Helminth Eggs Inactivation Efficiency by Faecal Sludge Dewatering and Composting in Tropical Climates', *Water Research* 41(19): 4397–402 <<http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2007.06.024>> [Consulté le 22 mai 2018].
- Koottatep T., Surinkul N., Polprasert C., Kamal A., Koné D., Montangero A., Heinss U. et Strauss M. (2005). 'Treatment of Septage in Constructed Wetlands in Tropical Climate: Lessons Learnt after Seven Years of Operation', *Water Science and Technology* 51(9): 119–26.
- Kuffour R.A. (2010). *Improving Faecal Sludge Dewatering Efficiency of Unplanted Drying Bed* (PhD Thesis), Department of Civil Engineering, Kwame Nkrumah University of Science and Technology, Kumasi, Ghana <https://ocw.un-ihe.org/pluginfile.php/4126/mod_resource/content/1/Kuffour_Improvement%20Unplanted%20Drying%20Beds.pdf> [Consulté le 16 avril 2018].
- Lusaka Water and Sewerage Company (2014). *Scientific Monitoring of Quality of Sludge at Kanyama Water Trust: Comparing Efficacy of Different Beds Designs, Drying Beds Designs Performance*, Unpublished report for WSUP. Metcalf et Eddy (2003) *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*, 4th ed., New York: McGraw Hill.

- Nikiema J., Cofie O. et Impraim R. (2014). *Technological Options for Safe Resource Recovery from Fecal Sludge*, Resource Recover and Reuse Series 2, International Water Management Institute (IWMI), CGIAR Research Program on Water, Land and Ecosystems (WLE) <www.iwmi.cgiar.org/Publications/wle/rrr/resource_recovery_and_reuse-series_2.pdf> [Consulté le 26 mars 2018].
- Pescod M.B. (1971). 'Sludge Handling and Disposal in Tropical Developing Countries', *Journal of the Water Pollution Control Federation* 44(4): 555–70.
- Seck A., Gold M., Niang S., Mbéguéré M., Diop C. et Strande L. (2015). 'Faecal Sludge Drying Beds: Increasing Drying Rates for Fuel Resource Recovery in Sub-Saharan Africa', *Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development* 5(1): 72–80 <<http://dx.doi.org/10.2166/washdev.2014.213>> [Consulté le 22 mai 2018].
- Simba E.M., Matorevhu A., Chikodzi D. et Murwendo T. (2013). 'Exploring Estimation of Evaporation in Dry Climates Using a Class 'A' Evaporation Pan', *Irrigation & Drainage Systems Engineering* 2(2): #1000109 <<http://dx.doi.org/10.4172/2168-9768.1000109>> [Consulté le 22 mai 2018].
- Sonko el Hadji M., Mbéguéré M., Diop C., Niang S. et Strande L. (2014). 'Effect of Hydraulic Loading Frequency on Performance of Planted Drying Beds for the Treatment of Faecal Sludge', *Journal of Water Sanitation and Hygiene for Development* 4(4): 633–41 <<http://dx.doi.org/10.2166/washdev.2014.024>> [Consulté le 22 mai 2018].
- Strande L., Ronteltap M. et Brdjanovic D. (2014). *Faecal Sludge Management: Systems Approach for Implementation and Operation*, London: IWA Publishing <www.eawag.ch/fileadmin/Domain1/Abteilungen/sandec/publikationen/EWM/Book/FSM_Ch0_Table_of_Contents.pdf> [Consulté le 2 mars 2017].
- Tan Y.Y., Tang F.E., Ho C.L.I. et Jong V.S.W. (2017). 'Dewatering and Treatment of Septage Using Vertical Flow Constructed Wetlands', *Technologies* 5: 70 <<https://doi.org/10.3390/technologies5040070>> [Consulté le 22 mai 2018].
- Troesch S., Lienard A., Molle P., Merlin G. et Esser D. (2009). 'Treatment of Septage in Sludge Drying Reed Beds: a Case Study on Pilot-scale Beds', *Water Science and Technology* 60(3): 643–53 <<https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00453160/document>> [Consulté le 12 mars 2018].
- Uggetti E. (2011). *Sewage Sludge Treatment in Constructed Wetlands: Technical, Economic, and Environmental Aspects Applied to Small Communities of the Mediterranean Region* (PhD thesis), Universitat Politècnica de Catalunya, Barcelona, Spain <http://gemma.upc.edu/images/downloads/thesis/tesis_enrica%20uggetti.pdf> [Consulté le 12 mars 2018].
- Uggetti E., Ferrer I., Castellnou R. et Garcia J. (2010). *Constructed Wetlands for Sludge Treatment: A Sustainable Technology for Sludge Management*, Barcelona: GEMMA Environmental Engineering and Microbiology Group <<http://gemma.upc.edu/images/downloads/libros/constructed%20wetlands%20for%20sludge%20treatment-libro1.pdf>> [Consulté le 13 février 2018].
- Vater W. (1956). *Die Entwässerung Trocknung und Beseitigung von Städtischen Klärschlamm*, Doctoral dissertation, Hannover Institute of Technology, Germany, p. 10.
- Wang L., Li Y., Shammass N.K. et Sakellaropoulos G.P. (2007). 'Drying Beds', in *Handbook of Environmental Engineering, Volume 6: Biosolids Treatment Processes*, Chapter 13, Totowa, NJ: The Humana Press Inc., <https://doi.org/10.1007/978-1-59259-996-7_13> [Consulté le 22 mai 2018].

CHAPITRE 10

Le traitement additionnel des boues pour la mise en dépôt ou la valorisation

Le dernier maillon de la chaîne de services d'assainissement est la valorisation ou la mise en dépôt en toute sécurité des produits du traitement. Les produits pouvant être réutilisés sont les boues séchées, l'eau surnageante et les lixiviats traités, ainsi que le biogaz. Les chapitres précédents ont déjà apporté des informations sur les possibilités de réutilisation des effluents liquides et du biogaz. Ce chapitre aborde la question du traitement supplémentaire nécessaire pour permettre une valorisation finale et sans risque des boues séparées et déshydratées. Il énonce d'abord les principes fondamentaux, puis décrit les technologies qui s'appuient sur ces principes pour fabriquer des produits pouvant être exploités. Certaines de ces technologies n'ont pas encore été mises en œuvre au-delà de la phase expérimentale et nécessitent donc des recherches plus approfondies pour déterminer leur viabilité technique et financière lorsqu'elles seront appliquées à plus grande échelle.

Mots-clés : biosolides, utilisation finale, amendement agricole, biocarburant, alimentation animale.

Introduction

Les boues obtenues après traitement, appelées ici « biosolides », peuvent être substituées aux ressources conventionnelles comme l'énergie, les nutriments et l'eau. Ce faisant, elles contribuent à la réalisation des objectifs de développement durable (ODD) en matière de lutte contre le changement climatique, de production d'énergie peu coûteuse et de diminution de l'exploitation des ressources naturelles. Plusieurs possibilités existent pour la valorisation des boues traitées, par exemple en tant qu'amendement de sol, matériau de construction, biocarburant et comme intrant dans la production de nourriture pour les animaux (Diener *et al.*, 2014). Jusqu'à présent, il n'existe aucun exemple connu d'utilisation commerciale des boues de vidange traitées comme matériau de construction, c'est pourquoi le présent ouvrage n'aborde pas cette possibilité. Certains chercheurs se sont penchés sur la transformation des boues en biocarburants mais il s'avère que, bien que cela soit techniquement possible, cela n'est pas financièrement viable en raison du coût élevé du séchage et de la faible teneur en lipides extractibles des boues (Tamakloe, 2014). Le présent chapitre porte donc sur le traitement requis avant l'utilisation des biosolides comme amendement de sol, comme combustible solide et comme intrant dans la production d'aliments pour animaux. Il s'intéresse principalement au traitement des biosolides issus du traitement

des boues de vidange. La plupart des technologies et des méthodes décrites s'appliquent également au traitement des boues des stations d'épuration. Elles sont donc applicables au cotraitement des boues de vidange. Un traitement supplémentaire pour éliminer les métaux lourds et autres contaminants peut être nécessaire lorsque ceux-ci sont présents dans les boues à traiter et que l'on souhaite utiliser les biosolides comme additifs agricoles. Cela est plus fréquent dans le cas des boues provenant de stations de cotraitement que de stations traitant exclusivement les boues de vidange.

Lorsqu'ils sont ajoutés au sol, les biosolides en augmentent la teneur en matières sèches et en améliorent la structure. S'ils sont épandus sur un sol argileux, ils peuvent rendre le sol plus friable et augmenter l'espace poreux disponible pour la croissance des racines et l'infiltration de l'eau. Inversement, s'ils sont ajoutés à un sol sablonneux, ils peuvent augmenter sa capacité de rétention d'eau et offrir une structure permettant un échange et une adsorption des nutriments (US EPA, 1995). Les biosolides enrichissent le sol d'éléments nutritifs, mais sont beaucoup moins efficaces à cet égard que les engrais artificiels. Les boues séchées peuvent être transformées en briquettes de combustible à usage industriel ou domestique. Il est également possible d'utiliser la pyrolyse pour produire, à partir de boues séchées, du charbon et du gaz, qui peuvent tous deux être utilisés comme combustibles. À ce jour, les tentatives pour développer la valorisation des boues pour l'alimentation animale se sont principalement concentrées sur la culture de larves de mouches soldats noires sur les boues. Les larves sont une bonne source de protéines et peuvent être séchées, emballées et vendues comme aliments pour animaux.

Les boues qui ont été déshydratées selon les méthodes décrites au chapitre 9 ont généralement une teneur en matières sèches de l'ordre de 15 à 40 % et contiennent un grand nombre d'agents pathogènes. Il est donc impératif de poursuivre le traitement pour s'assurer que les boues issues de la séparation se prête à ce type de valorisation et ne présentent pas de risque pour la santé et l'environnement dans le cadre des filières de valorisation mentionnées ci-dessus. La figure 10.1 présente les solutions de traitement envisageables pour chacun des objectifs de valorisation, ainsi que les possibilités de mise en dépôt sans traitement supplémentaire.

Certains des procédés identifiés dans la figure 10.1 exigent que les boues aient une teneur élevée en matières solides. Dans le cas des boues qui sont compostées, la teneur adéquate en matières solides est obtenue par l'addition d'un agent de charge ; c'est-à-dire un produit ayant une teneur relativement élevée en matières solides. D'autres méthodes pour augmenter la teneur en matières sèches des boues sont la rétention prolongée sur les lits de séchage et le séchage solaire. La première repose sur les méthodes étudiées au chapitre 9. Elle nécessite un temps de séjour prolongé et, par conséquent, une grande surface de séchage. La seconde, à savoir le séchage solaire, est également étudiée dans ce chapitre. Il peut être employé soit en tant que technologie indépendante de déshydratation, soit pour réduire la teneur en eau des boues pour permettre l'application et la viabilité financière d'autres solutions de traitement.

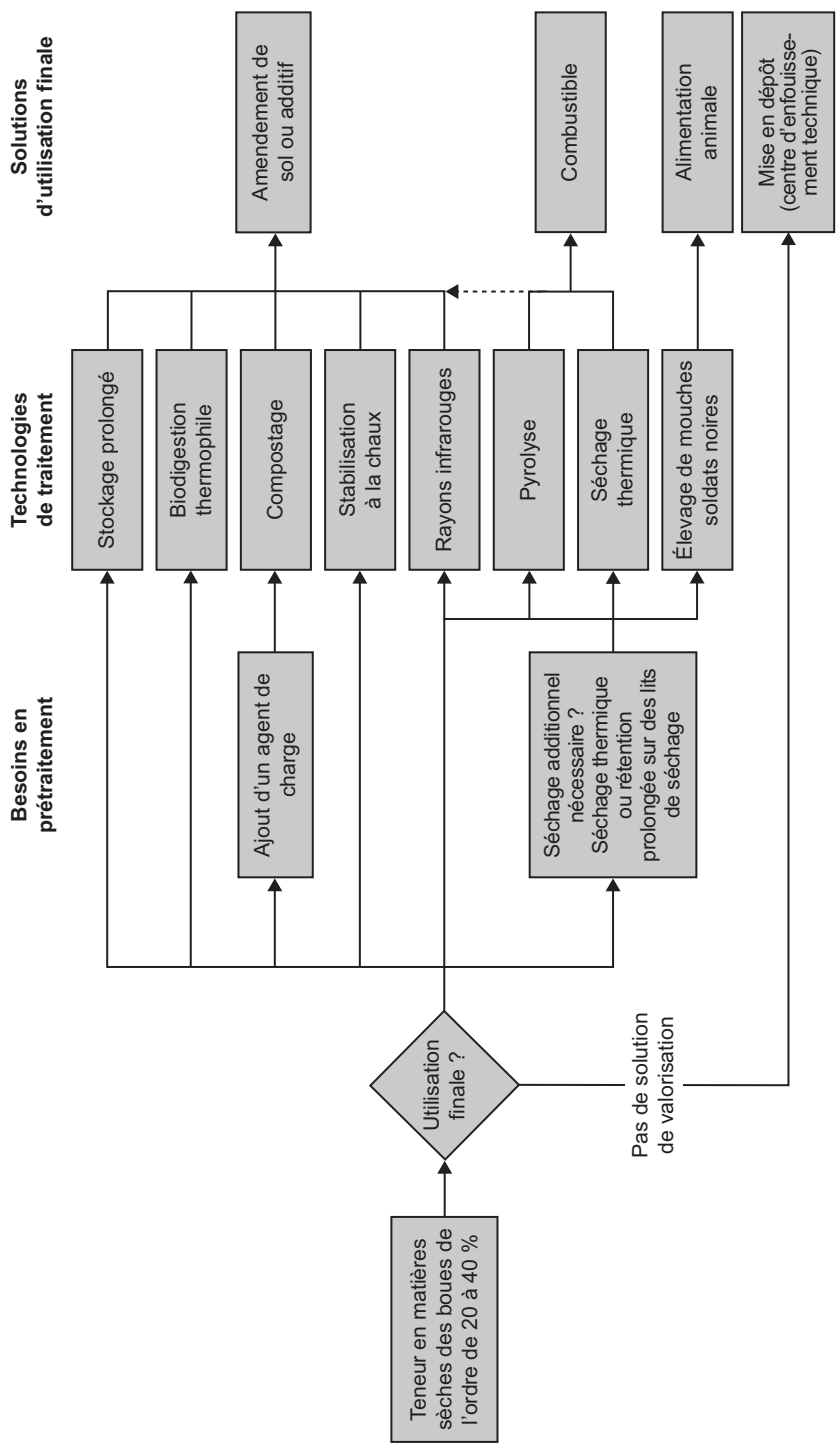


Figure 10.1 Aperçu des technologies de traitement et des solutions d'utilisation finale

Prérequis et besoins pour la valorisation des boues

Les conditions préalables à la valorisation des boues sont d'ordre financier et sanitaire. D'autres exigences entrent en ligne de compte comme la teneur en matières sèches, notamment pour certains procédés, et le pouvoir calorifique des biosolides séchés, en particulier pour le recyclage des boues comme combustible.

Prérequis financiers

Les projets de valorisation des biosolides en tant qu'intrants agricoles ou combustibles ne peuvent aboutir que s'ils sont financièrement viables. Comme nous l'avons déjà indiqué au chapitre 4, ceci implique que :

$$R_{PT} + S \geq C_{PT} - C_D$$

Avec : R_{PT} = le revenu généré par la vente des produits traités ;

S = toute subvention pouvant servir à promouvoir la réutilisation des produits traités ;

C_{PT} = le coût du traitement additionnel nécessaire pour que les produits de traitement puissent être réutilisés ;

C_D = le coût de la mise en dépôt sans aucun traitement additionnel.

Le terme C_{PT} inclut en principe tous les coûts récurrents, y compris l'achat et le remplacement du matériel. Les subventions peuvent prendre la forme de crédits carbone destinés à soutenir les initiatives de substitution des combustibles fossiles par des combustibles neutres en carbone. En théorie, le recouvrement complet des coûts dépend d'une provision pour l'amortissement des dépenses d'investissement réalisées pour le traitement supplémentaire. En pratique, les coûts de construction, qui représentent la plus grande partie ou la totalité des investissements, sont souvent pris en charge au niveau de l'État et n'apparaissent pas dans l'équation.

Les subventions peuvent être directes ou indirectes. Les subventions directes prennent généralement la forme de paiements aux opérateurs pour contribuer à leurs coûts d'exploitation quotidiens. Les subventions indirectes peuvent prendre la forme du financement des infrastructures par un tiers, généralement un gouvernement ou un organisme international. Une autre forme de subvention indirecte consiste à payer un prix plus élevé pour les produits traités que le prix du marché. Lors de l'évaluation de la viabilité financière d'une filière de valorisation, il est très important de bien définir le mode de financement de l'investissement initial et des dépenses de renouvellement du matériel. La viabilité financière à long terme implique que les revenus couvrent les coûts de renouvellement futurs et les charges d'exploitation, indépendamment de la disponibilité de subventions pour l'investissement initial.

Les ventes des produits traités dépendent du marché. En l'absence de demande, un produit ne peut être vendu et ne génère donc aucun revenu. Il est

donc indispensable d'effectuer une étude de marché pour évaluer la demande existante et potentielle des produits qui peuvent être valorisés de diverses façons. L'étude devrait *a minima* porter sur les aspects suivants :

- Identification de toute modification nécessaire aux technologies existantes pour leur permettre d'utiliser des biosolides traités (par exemple : les fours devraient-ils être modifiés pour permettre l'utilisation des biosolides comme combustible ?) ;
- Évaluation de la quantité de biosolides traités dont on dispose par rapport à la demande, en tenant compte des variations saisonnières de la production et de la demande ainsi que des pénuries éventuelles d'approvisionnement. Il faudrait étudier les possibilités pour compléter la production de biosolides avec d'autres produits, comme les déchets agricoles ou municipaux, afin de pouvoir répondre à tout moment à la demande des utilisateurs ;
- Évaluation des systèmes de commercialisation, de distribution et de vente : quels changements doivent être apportés aux systèmes existants pour que les biosolides traités puissent être vendus aux utilisateurs escomptés ?

Schoebitz *et al.* (2016) apportent des précisions sur la mise en œuvre de l'approche axée sur le marché des produits issus du traitement des boues de vidange.

Prérequis sanitaires

Le deuxième prérequis des projets de valorisation des biosolides est de ne pas poser de risque important pour la santé des travailleurs ou des consommateurs. La réduction des risques pour la santé à un niveau acceptable implique de mettre en place un traitement permettant de ramener la teneur en agents pathogènes aux niveaux définis par les normes nationales et internationales. Le tableau 10.1 présente les principaux points des recommandations de l'Organisation mondiale de la santé (OMS – WHO en anglais) et de l'US EPA sur les teneurs limites en agents pathogènes pour les biosolides destinés à

Tableau 10.1 Recommandations de l'OMS et de l'US EPA relatives aux agents pathogènes pour la valorisation des biosolides

Organisation	Recommandations	Source
Organisation mondiale de la santé	Dénombrement des œufs d'helminthes : ≤ 1 /g de MS. Dénombrement des bactéries <i>E. coli</i> : $\leq 1\,000$ /g de MS.	OMS (2006)
Agence de protection de l'environnement des États-Unis (partie 503 du règlement sur les biosolides)	Biosolides de classe A : densité des coliformes fécaux $\leq 1\,000$ /g de MS ou densité de la sous-espèce <i>Salmonella</i> (spp) ≤ 3 pour 4 g de MS. Biosolides de classe B : densité des coliformes fécaux $\leq 2\,000\,000$ /g de MS.	US EPA (1994)

l'agriculture. Les directives nationales, lorsqu'elles existent, sont en principe établies à partir des directives de l'OMS.

Les valeurs indicatives de l'OMS présentées dans le tableau 10.1 sont des valeurs prudentes. Comme indiqué au chapitre 4, l'OMS préconise désormais l'utilisation de l'évaluation quantitative des risques microbiens (EQRM) pour évaluer les risques sur le plan sanitaire. Navarro *et al.* (2009) ont ainsi montré que des concentrations plus élevées en œufs d'helminthes dans les biosolides ne provoquaient pas une augmentation significative des risques pour la santé des consommateurs et des agriculteurs, et ont conclu que la valeur indicative recommandée par l'OMS de ≤ 1 œuf d'helminthe/g de MS dans les biosolides était inutilement stricte. L'OMS reconnaît désormais que les risques pour la santé peuvent être maîtrisés en réduisant le niveau de traitement, tout en mettant l'accent sur une gestion holistique des biosolides. Celle-ci inclut notamment une période de repos des cultures (pendant laquelle les applications de biosolides sont suspendues) pour permettre la destruction des agents pathogènes avant la récolte et des mesures d'hygiène alimentaire appropriées comme le lavage à l'eau propre et la cuisson des aliments (WHO, 2006).

Les organisations locales n'ont souvent pas les ressources nécessaires pour recueillir les informations indispensables à la réalisation d'une EQRM. Dans ce cas, il est généralement plus facile de définir des niveaux acceptables en agents pathogènes par rapport à l'utilisation finale envisagée des biosolides traités, comme le recommande la partie 503 du règlement sur les biosolides aux États-Unis (US EPA, 1994). On fait ainsi la distinction entre les biosolides de classe A, applicables sans restriction, et les biosolides de classe B, applicables sur les terres arables destinées à des cultures qui ne peuvent pas être consommées crues, et pour lesquelles l'accès public est interdit pour une durée de plus d'un an après application. Les biosolides qui satisfont aux exigences de la classe B peuvent également être épandus sur les terres boisées, ce qui peut être un bon débouché pour les faibles quantités de biosolides produits par les stations de traitement des boues. Le tableau 10.2 résume les conditions à remplir pour que les biosolides soient acceptés dans les catégories A et B. La principale difficulté avec cette approche, tout comme avec une approche fondée sur le respect des normes de qualité des biosolides, est de s'assurer que les normes, les directives et les procédures sont appliquées par les intervenants conformément aux recommandations. À cet égard, l'éducation peut être aussi importante que l'application de la loi.

En ce qui concerne les coliformes fécaux, les normes applicables aux biosolides de classe A sont beaucoup plus strictes que celles qui s'appliquent aux biosolides de classe B. La différence entre les deux est surprenante et il est concevable que l'on cherche à atteindre des concentrations en coliformes fécaux plus faibles que ce que suggère le tableau 10.2 pour les biosolides de classe B.

Pour obtenir le label de biosolides de classe A, l'US EPA exige que les boues dont la teneur en matières sèches est inférieure à 7 % et qui sont traitées uniquement à l'aide de procédé thermique soient soumises à une température

Tableau 10.2 Exigences de la partie 503 du règlement sur les biosolides de l'US EPA pour les biosolides de classe A et de classe B

	<i>Exigences de la classe A</i>	<i>Exigences de la classe B</i>
Agents pathogènes	Densité des coliformes fécaux $\leq 1\,000/\text{g}$ de MS (en poids sec). Densité de <i>Salmonella</i> ≤ 3 nombre le plus probable (NPP)/4 g de MS (en poids sec). Densité des virus entériques ≤ 1 UFP (unité de formation de plaque)/4 g MS (sur la base du poids sec). Densité d'œufs d'helminthes viables $\leq 1/4$ g de MS (sur la base du poids sec).	Densité des coliformes fécaux $\leq 2\,000\,000\,000/\text{g}$ de MS.
Vecteurs	La partie 503 du règlement contient douze mesures pour réduire les vecteurs de maladies dans le traitement des biosolides. Neuf d'entre elles ont pour but de réduire l'attractivité des biosolides aux vecteurs. Ce sont notamment le compostage anaérobie et aérobie, la déshydratation pour atteindre une forte teneur en MS et le traitement alcalin à la chaux. Les trois autres agissent en empêchant les vecteurs d'entrer en contact avec les biosolides, soit en les enfouissant dans le sol, soit en les recouvrant.	
Polluants	Les biosolides destinés à l'épandage sur des terres agricoles ne doivent pas dépasser les concentrations maximales fixées pour les polluants, dont les métaux lourds. Le guide de la partie 503 du règlement de l'US EPA indique les concentrations maximales autorisées pour dix métaux lourds. Le respect de ces limites ne pose en principe pas de problème pour les biosolides provenant des installations sanitaires domestiques.	

d'au moins 50 °C pendant un temps t (jours) qui ne doit être inférieur ni à 20 minutes ni à la durée donnée par cette équation :

$$t = 131\,700\,000/(10^{0.14T})$$

Avec : T = la température en degrés Celsius (US EPA, 1994 : tableau 5–3).

L'équation est très sensible à la température, ce qui donne des valeurs pour T de 13,17 jours à 50 °C, de 12,58 heures à 60 °C, de 30 minutes à 70 °C et 71 secondes à 80 °C. La durée de 20 minutes est ramenée à 15 secondes si les biosolides sont sous forme de particules et qu'ils sont chauffés par contact avec des gaz chauffés ou un liquide non-miscible (liquide qui ne se combine pas avec les biosolides). Les exigences pour les biosolides dont la teneur en MS est inférieure à 7 % sont légèrement moins strictes.

Le tableau 10.5 présente les exigences de la partie 503 du règlement de l'US EPA sur les biosolides pour les procédés qui utilisent à la fois une élévation de température et de pH pour éliminer les agents pathogènes.

Il n'est pas toujours facile d'obtenir le label de catégorie A pour les biosolides, par exemple en raison des difficultés de contrôle et de surveillance d'un procédé ou de coûts d'exploitation élevés. En revanche, il est plus réaliste d'atteindre les normes requises pour les biosolides de classe B qui sont bien moins exigeantes.

La nécessité de réduire les concentrations en agents pathogènes dans les produits utilisés pour l'alimentation animale et les combustibles solides reçoit moins d'attention que pour les exigences relatives aux produits destinés à l'agriculture. Néanmoins, lorsque l'on envisage ce type de valorisation, il faut également prendre en compte les risques pour la santé des travailleurs qui entrent en contact avec les biosolides. La meilleure façon de faire face à ce risque est de s'assurer que les travailleurs suivent des pratiques recommandées à cet effet. Il s'agit notamment du port de vêtements de protection, en particulier de gants, lors de la manipulation de matières potentiellement dangereuses et du lavage des mains au savon après chaque contact. Lorsque le contact direct des travailleurs ne peut être évité, il est préférable que les biosolides répondent aux exigences de classe B énoncées dans le tableau 10.2.

Exigences relatives à la teneur en matières sèches

Selon l'utilisation finale proposée, il est parfois nécessaire, après le processus de déshydratation décrit au chapitre 9, d'augmenter davantage la teneur en matières sèches des biosolides. En fonction des procédés de traitement et des objectifs de valorisation, les biosolides doivent avoir certaines caractéristiques :

- *Combustion*. La teneur en matières sèches doit être supérieure ou égale à 80 %. Les exigences précises dépendent du procédé utilisé pour brûler les boues ;
- *Compostage*. Pour obtenir des résultats optimaux, la teneur en matières sèches doit être comprise entre 40 et 45 %. Cela correspond à une teneur en eau, appelée « taux d'humidité », de 55 à 60 %. Il est possible d'atteindre une teneur en matières sèches située dans cette fourchette en augmentant le temps de séjour sur les lits de séchage des boues. Cependant, la méthode la plus courante consiste à cocomposter les boues déshydratées avec des matériaux ayant un ratio C:N plus élevé et une moindre teneur en humidité ;
- *Séchage thermique*. Il est possible d'utiliser la chaleur pour déshydrater les boues, quelle que soit leur teneur en eau, sachant que les besoins en énergie augmentent avec celle-ci. Pour cette raison, il est généralement conseillé de réduire la teneur en eau des boues avant le séchage thermique ;
- *Pyrolyse*. Comme pour le séchage thermique, il faut prendre en compte les besoins énergétiques de la pyrolyse, c'est pourquoi il est recommandé de réduire la teneur en eau des boues provenant des lits de séchage avant de procéder à la pyrolyse.
- *Traitement biologique à l'aide de mouches soldats noires*. La teneur en matières sèches des boues recommandée se situe entre 10 et 40 % (Dortmans *et al.*, 2017).

Il est possible de créer un processus circulaire dans lequel la chaleur générée par la combustion des boues séchées est utilisée pour sécher les boues humides afin de les rendre combustibles. Cette méthode est utilisée dans certaines

technologies comme le Janicki Omniprocessor (Janicki Bioenergy, non-daté). Le procédé devient généralement autosuffisant en énergie lorsque la teneur en matières sèches des boues se situe entre 15 et 20 %, le chiffre exact étant fonction du pouvoir calorifique des boues et de l'efficacité du procédé. Lorsque la teneur en matières sèches des boues est inférieure au niveau à partir duquel le procédé devient autosuffisant en énergie, une source d'énergie externe est alors nécessaire. Lorsque la teneur en matières sèches excède ce niveau, le procédé peut produire de l'énergie, de l'eau propre ou les deux. Le volume d'eau propre produit est plus faible que le volume de boues traitées.

Pouvoir calorifique

Lorsque l'objectif est de valoriser les boues séchées en tant que combustible solide, il faut que celles-ci aient un pouvoir calorifique suffisant pour garantir la viabilité technique et financière du procédé. Le pouvoir calorifique des matières fécales est déterminé par la façon dont elles ont été stockées dans les dispositifs à la parcelle. Celui-ci peut donc varier d'une ville à l'autre et d'une fosse à l'autre au sein d'une même ville. Des études menées dans trois villes africaines, à Kumasi, Dakar et Kampala, ont ainsi fait apparaître un pouvoir calorifique moyen de, respectivement, 19,1 MJ/kg de MS, 16,6 MJ/kg de MS et 16,2 MJ/kg de MS pour les boues de vidange brutes (Muspratt *et al.*, 2014). Le pouvoir calorifique des boues digérées est inférieur à celui des boues non-traitées. Le pouvoir calorifique moyen des échantillons prélevés dans les bassins de lagunage anaérobies de Kumasi se situait entre 14,6 MJ/kg pour les bassins en service et 11,3 MJ/kg pour ceux qui étaient au repos depuis les 6 derniers mois. Ces résultats sont entre 25 et 40 % inférieurs au pouvoir calorifique des boues de vidange brutes. La perte de pouvoir calorifique au fil du temps dans les bassins s'explique par la libération de carbone sous forme de méthane et de dioxyde de carbone lors de la digestion anaérobie. Ces chiffres peuvent être mis en perspective par rapport aux pouvoirs calorifiques standards d'environ 15 MJ/kg pour le lignite (charbon de mauvaise qualité) et 43 MJ/kg pour le diesel et les autres combustibles à base de pétrole. Les pouvoirs calorifiques du méthane et du gaz naturel sont, respectivement, d'environ 40 MJ/m³ et 43 MJ/m³. Ces chiffres suggèrent que les boues séchées peuvent être utilisées comme combustible solide, mais qu'il faut éviter de mettre en place un traitement anaérobie en amont si l'on souhaite valoriser les boues comme combustible. La difficulté consiste à mettre au point des procédés et des technologies pour exploiter ce potentiel tout en préservant la viabilité financière. L'initiative *Pivot Works* à Kigali, au Rwanda, décrite dans l'encadré 10.7, est un bon exemple d'utilisation des boues séchées et des biosolides comme combustibles solides.

Méthodes de réduction des concentrations en agents pathogènes

La fonction principale de cinq des technologies illustrées à la figure 10.1 est de réduire les concentrations en agents pathogènes. Ces technologies sont le stockage pendant une période prolongée, le compostage, la stabilisation

à la chaux, le rayonnement infrarouge et la biodigestion thermophile. Le séchage thermique et la pyrolyse sont très efficaces pour détruire les agents pathogènes, mais leur utilisation principale consiste jusqu'à présent à préparer des biosolides en vue de leur utilisation comme combustible. L'entreposage pendant une période prolongée est simple mais difficile à contrôler et à surveiller, de sorte qu'il est tout aussi difficile de prédire son effet sur les concentrations en agents pathogènes. Le compostage et la stabilisation à la chaux sont examinés en détail ci-dessous ainsi qu'un retour d'expérience sur une initiative sud-africaine qui utilise le rayonnement infrarouge pour produire des biosolides sans danger pour la santé.

L'utilisation de digesteurs de biogaz à petite échelle pour réduire les problèmes d'odeur et de vecteurs de maladies liés aux boues fraîches et mal digérées est déjà décrite au chapitre 6. Ces systèmes à petite échelle utilisent en général des processus mésophiles et n'impliquent ni mélange ni chauffage externe. Il est peu probable que le traitement dans un digesteur à biogaz affecte la concentration en agents pathogènes. Il ne s'agit donc pas d'une solution appropriée pour un traitement avant l'utilisation finale. Les digesteurs anaérobies de grande taille sont largement utilisés pour réduire et stabiliser les boues dans les stations d'épuration des pays industrialisés. Ils utilisent le brassage mécanique, ce qui exige une source d'énergie fiable. La plupart utilisent les processus mésophiles et ont besoin d'un temps de séjour prolongé pour inactiver les agents pathogènes. L'US EPA (partie 503) indique une durée minimale de rétention des boues de 15 jours entre 30 et 55 °C et de 60 jours à 20 °C pour réduire suffisamment la concentration en agents pathogènes des biosolides de classe B. La période de rétention requise pour l'inactivation des agents pathogènes peut être réduite grâce à un chauffage externe permettant de maintenir les températures thermophiles dans le digesteur. Cela permet de réduire le volume du digesteur, mais entraîne une augmentation des coûts d'exploitation. En raison de leur complexité et de leur coût, les digesteurs anaérobies de grande échelle sont peu susceptibles d'être une solution viable pour le traitement des boues de vidange dans les pays à faible revenu. Pour cette raison, cette technologie n'est pas étudiée plus en détail dans le présent ouvrage.

Stockage prolongé

La solution la plus simple pour réduire les concentrations en agents pathogènes consiste à stocker les boues séchées pendant une longue période. Cette solution peut être utilisée dans les zones au climat sec qui offrent suffisamment d'espace pour stocker les boues. La difficulté est de déterminer la période de stockage requise. Au Cameroun, Kengne *et al.* (2009) ont établi que les risques pour la santé associés à la manipulation des boues provenant des lits de séchage plantés seraient minimes si une période d'au moins six mois était observée entre l'application des boues humides sur le lit et le curage des boues séchées. Gallizzi (2003) cite les conclusions de Veerannan (1977)

selon lesquelles le nombre d'œufs d'*Ascaris* dans les boues stockées diminue de 50 % après un an et de 100 % après 3 ans. D'autres chercheurs cités par Gallizzi ont enregistré des diminutions plus faibles du nombre d'œufs. Schwartzbrod (1997) a constaté que le stockage de boues séchées pendant 16 mois à une température de 25 °C éliminait efficacement les œufs d'*Ascaris*, mais que le stockage à 4 °C était inefficace, ce qui indique que le taux de mortalité des œufs est lié à la température. Celui-ci est également influencé par le taux d'humidité ainsi que par la taille et la forme du tas de stockage. On peut parfois observer un regain du nombre d'agents pathogènes pendant l'entreposage, selon les conditions de température et d'humidité.

Étant donné la difficulté de gérer les conditions dans lesquelles les boues sont stockées, il y a lieu d'accorder une grande marge de sécurité lors de l'évaluation des besoins de stockage. Si les boues sont couvertes afin qu'elles restent sèches, la période de stockage doit être d'au moins 18 mois. Si les boues sont exposées à des épisodes pluvieux entraînant l'augmentation de leur teneur en eau, la période de stockage doit être d'au moins 3 ans. Ces chiffres sont indicatifs et révisables si les analyses indiquent une bonne réduction des agents pathogènes sur une période plus courte. Compte tenu des incertitudes inhérentes au stockage prolongé, il est davantage pertinent de viser une qualité de biosolides de classe B et de les appliquer en conséquence. Pour réduire le risque de pollution des eaux de surface, les boues doivent être stockées dans des zones non-inondables dont la pente est inférieure à 2 %. Le risque de contamination des eaux souterraines doit également être pris en compte. Aussi, il est recommandé de déterminer l'emplacement des sites de stockage en fonction de la profondeur de la nappe phréatique, qui doit être d'au moins 3 à 4 m durant toutes les saisons. Même dans ces conditions, il est recommandé de prévoir un revêtement étanche pour stocker les boues, à l'exception des zones dont le sol est particulièrement imperméable. Le béton et l'asphalte sont couramment utilisés pour construire les plateformes de compostage, mais ils sont relativement coûteux. On peut recourir à d'autres matériaux, comme une couche d'argile ou un géotextile recouvert de gravier (Cornell Waste Management Institute, 2005). Un système de drainage doit être mis en place pour diriger les lixiviats vers des installations de traitement simples telles que des étangs ou des filtres plantés. Lorsque le risque de pollution de la nappe ne peut être évité, il est recommandé de forer des puits ou des lysimètres de surveillance des eaux souterraines (Olds College Composting Technology Centre, 1999). La difficulté est alors de s'assurer que des échantillons sont régulièrement prélevés et analysés. Le code canadien cité par le Olds College Composting Technology Centre fixe des normes pour le chlorure, le nitrate et le pH. Toutefois, les coliformes fécaux, qui sont utilisés comme indicateur de la concentration en agents pathogènes sont le paramètre principal qui doit être contrôlé dans la plupart des pays à faible revenu. Il faut aménager des bermes pour évacuer les eaux de ruissellement hors de la zone de séchage et faire le nécessaire pour recueillir et éliminer en toute sécurité la moindre eau contaminée qui percole des boues de séchage. Les agents pathogènes sont

éliminés plus rapidement si l'aire d'entreposage est recouverte pour éviter la pluie. Toutefois, il faut tenir compte du coût de la couverture sur la grande superficie requise pour estimer la faisabilité de cette solution.

Le compostage

Description du système

Le compostage utilise la décomposition aérobie pour dégrader les matières organiques dans des conditions contrôlées et produire des produits stabilisés qui ne dégagent pas d'odeur. Les activités des micro-organismes aérobies qui utilisent l'oxygène pour convertir le carbone en dioxyde de carbone génèrent de la chaleur et accroissent la température du compost. Les agents pathogènes présents dans le matériau de compostage sont inactivés par le maintien de la température dans une plage thermophile (entre 40 et 70 °C) pendant une période de temps suffisante, comme expliqué plus en détail ci-dessous.

Pour atteindre les niveaux de température requis, il faut que la teneur en eau et le rapport carbone sur azote (C:N) du matériau de compostage soient maintenus dans des limites assez restreintes et qu'il y ait suffisamment de poches d'air pour fournir l'oxygène nécessaire à une activité microbienne aérobie. Pour remplir ces conditions, les boues de vidange sont le plus souvent cocompostées avec un agent de charge adapté ayant une forte teneur en carbone et une faible teneur en eau. Il peut également être nécessaire d'ajouter de l'eau pour maintenir le taux d'humidité dans une plage optimale. Les matériaux couramment utilisés comme agents de charge sont notamment les déchets solides municipaux, les déchets agricoles et la sciure de bois. Le volume d'agent de charge requis équivaut généralement à 2 à 5 fois celui des boues, ce rapport variant en fonction du rapport C:N, de la teneur en eau des boues et de l'agent de charge. Le produit stabilisé est une matière de couleur sombre, semblable à de l'humus, qui peut être ajoutée au sol pour en augmenter le contenu organique et améliorer les propriétés de rétention d'eau.

Il existe plusieurs techniques de compostage :

- *Compostage en andains.* Le matériau à composter est disposé en longs tas, généralement de section triangulaire ou trapézoïdale, hauts de 1,25 à 2,5 m avec un rapport largeur sur hauteur d'environ 2:1. Les tas doivent être suffisamment grands pour retenir la chaleur et garantir des conditions thermophiles, mais suffisamment poreux pour que l'oxygène puisse s'infiltrer profondément. Les andains doivent être retournés à intervalles réguliers pour maintenir la porosité et permettre à l'oxygène de pénétrer dans le cœur de l'andain ;
- *Compostage statique aéré.* Le matériau à composter est disposé en un tas d'une hauteur approximative de 2 m et recouvert d'une couche de compost mûr de 150 à 300 mm d'épaisseur ou d'un matériau approprié pour réduire la perte de chaleur. Des souffleurs sont utilisés

pour pomper l'air à l'intérieur des tas depuis des tuyaux placés en dessous. L'utilisation de l'aération élimine le besoin de main-d'œuvre pour retourner le compost. De plus, l'aération forcée permet de mieux maîtriser le processus et de réduire le temps nécessaire par rapport au compostage en andains. Cependant, cette technique est plus coûteuse et nécessite un bon système d'entretien, une chaîne d'approvisionnement efficace et une source d'énergie constante ;

- *Compostage en bacs clos.* Les matières à composter sont placées dans des réacteurs fermés dotés de systèmes de contrôle de la température, de l'humidité et des odeurs. Les composteurs commerciaux en bacs clos sont coûteux et relativement complexes, et il est peu probable qu'ils soient adaptés aux stations de traitement dans les pays à faible revenu.

Jusqu'à présent, la plupart des initiatives de compostage des boues de vidange ont utilisé le compostage en andains. L'encadré 10.1 met en avant d'autres exemples de compostage des boues à plus grande échelle.

La viabilité du compostage dépend de la disponibilité de plusieurs éléments :

- Un terrain ;
- De la main-d'œuvre ou des équipements mécaniques pour les opérations nécessaires, en particulier le retournement des andains ;
- Un marché pour les amendements de sols produits à partir de matières compostées ;
- Une source fiable et peu coûteuse de déchets riches en carbone à utiliser comme agent de charge ;
- Des capacités opérationnelles et des systèmes de gestion permettant de surveiller le processus.

Objectifs et performances du compostage

L'objectif général du compostage est de réduire la teneur en agents pathogènes jusqu'à ce qu'elle ne présente plus de risque pour la santé. Les analyses requièrent du matériel spécifique et des compétences spécialisées qui peuvent engendrer des coûts élevés. De ce fait, la pratique courante consiste à surveiller la température pendant le processus de compostage et à ajuster les paramètres pour s'assurer que les critères de température et de durée minimales sont bien respectés. Le tableau 10.3 indique quelles sont les exigences de l'US EPA (partie 503) en matière de température et de durée pour les biosolides de classe A et de classe B. Il est difficile, mais pas impossible, de satisfaire à ces exigences dans les climats froids.

En se basant sur l'analyse des données de terrain compilées par Feachem *et al.* (1983), Vinnerås *et al.* (2003) ont dérivé des équations pour déterminer la relation entre la température de compostage et le temps requis pour l'élimination totale des organismes viables d'*Ascaris* et de *Schistosoma*. L'équation pour les *Ascaris* est la suivante :

$$t = 177 \times 10^{-0,1922(T-45)}$$

Encadré 10.1 Exemples de cocompostage des boues fécales

Balangoda au Sri Lanka. Les boues traitées sont compostées avec les déchets municipaux dans une usine de compostage publique, qui produit 420 tonnes de compost par an. Les ventes sont destinées aux petits agriculteurs, aux plantations et aux institutions gouvernementales (Rao *et al.*, 2016).

Hanoi City au Vietnam. Les boues de vidange séchées sont cocompostées avec les déchets organiques du marché dans l'usine de compostage de Cau Dzien qui est une entreprise privée. L'usine produit environ 4 500 tonnes par an, ce qui est nettement inférieur à sa capacité nominale de 13 600 tonnes par an. On signale que le compost excède les normes nationales recommandées pour la réutilisation, en ce qui concerne la teneur en arsenic et en coliformes (Nguyen *et al.*, 2011).

Kushtia au Bangladesh. Une station expérimentale de traitement a la capacité de produire 4 tonnes de boues de vidange et de déchets organiques cocompostés par jour (Enayetullah et Sinha, 2013).

Nairobi au Kenya. Sanergy, une entreprise basée à Nairobi, utilise le compostage en andains pour cocomposter les boues fécales de ses toilettes à réservoir amovible (CBS) avec les déchets agricoles. Elle a également lancé un projet expérimental de compostage statique aéré (Kilbride et Kramer, 2012). La photo 10.1 montre l'installation de compostage en andains de Sanergy. En 2017, Sanergy a évacué environ 5 000 tonnes de matières fécales des toilettes « Fresh Life » installées dans les bidonvilles de Nairobi et a produit environ 425 tonnes d'amendement de sol/engrais à partir de ces déchets compostés (Jan Willem Rosenboom, communication personnelle, mai 2018).



Photo 10.1 Installation de compostage d'andains Sanergy à Nairobi

Crédit photo : Jan Willem Rosenboom

Haïti. L'ONG SOIL cocomposte les boues de vidange et les déchets agricoles dans un système de compostage en bacs qui n'a recours ni au retournement du compost ni à l'aération forcée (Berendes *et al.*, 2015 ; Remington *et al.*, 2016). La température du compost est contrôlée régulièrement. Après au moins deux mois dans un bac, le compost est transféré dans des andains où il est composté dans des conditions moins contrôlées pendant 4 à 6 mois supplémentaires (Kramer *et al.*, 2011).

Accra au Ghana. Une nouvelle usine de compostage, exploitée dans le cadre d'un partenariat public-privé et dont la conception repose sur un projet de recherche de dix ans de l'Institut international de gestion de l'eau (IWMI) à Kumasi et Accra (voir encadré 10.2), a la capacité de produire 500 tonnes de compost en pellets par an à partir de 12 500 m³ de boues fécales et 700 tonnes de déchets organiques (alimentaires) triés (IWMI, 2017). La proportion de déchets alimentaires faisant partie du mélange boues/déchets alimentaires semble être inférieure à celle des autres systèmes identifiés dans cet encadré.

Tableau 10.3 Partie 503 du règlement de l'US EPA sur les paramètres de température et de temps pour le compostage des biosolides

Classe	Exigences
Classe A (utilisation non-restreinte)	Compostage en andains : la température doit être > 55 °C pendant une durée minimale de 15 jours et les andains doivent être retournés au moins 5 fois.
Classe B (utilisation restreinte)	La température doit être > 40 °C pendant une durée minimale de 5 jours et > 55 °C pendant au moins 4 heures sur la période de 5 jours.

Avec : t = le temps en jours ;
 T = la température en degrés Celsius.

Ils ont calculé que le temps nécessaire pour inactiver les œufs d'*Ascaris* est de 19 jours à une température de 50 °C, de 2 jours à 55 °C et de 6 heures à 60 °C. Ces exigences sont moins contraignantes que celles de la partie 503 du règlement de l'US EPA pour les biosolides de classe A, sans doute parce que l'US EPA prend en compte la durée nécessaire à la montée en température du compost. Lors d'études portant sur le cocompostage des boues de stations d'épuration municipales dans le sud de la Californie, on a observé qu'il fallait environ 20 jours pour atteindre une température de 55 °C dans des andains de 1,2 à 1,5 m de hauteur. Les concentrations en coliformes fécaux ont été ramenées à moins de 1 pour 100 g de MS après 25 jours (Iacoboni *et al.*, 1984). La norme de l'OMS de $\leq 1\,000$ CF/g de MS a été atteinte au bout d'environ 15 jours, la température dans le tas de compost ayant alors atteint environ 50 °C. L'étude de Kumasi, au Ghana, décrite dans l'encadré 10.2, indique que le temps nécessaire pour inactiver les œufs d'*Ascaris* est probablement plus long que le temps prévu par l'équation de Vinnerås.

Considérations sur l'exploitation et la conception

Compostage actif et passif. De nombreuses initiatives de compostage comprennent une phase active, au cours de laquelle le compost est régulièrement retourné, suivie d'une phase passive pendant laquelle le compost est laissé au repos. L'inclusion d'une phase de compostage passif améliore l'abattement de la concentration en agents pathogènes à un seuil acceptable dans le compost mûr. En revanche, elle a pour effet de multiplier la surface nécessaire au compostage par un facteur de deux.

Techniques de rotation et de mélange. Lors de la conception d'un dispositif de compostage, il faut déterminer les possibilités pour se procurer les agents de charge, les acheminer à la station de traitement et les mélanger avec les boues. Le retournement manuel des andains exige beaucoup de main-d'œuvre et l'équipement mécanique sous forme de tractopelles est indispensable dans les installations de grande taille. Les besoins en opération et en maintenance doivent être évalués au moment de la planification.

Encadré 10.2 Travaux de recherche sur l'inactivation des œufs d'helminthes à Kumasi au Ghana

Lors d'une étude à Kumasi au Ghana (Gallizzi, 2003 ; Koné *et al.*, 2007), deux tas de compost d'un volume de 3 m³ ont été formés, sur la base de 1 m³ de boues déshydratées et de 2 m³ de déchets organiques provenant de marchés locaux. Le mélange de boues était lui-même formé de boues de toilettes publiques et de boues de vidange selon un ratio de 1:2. La déshydratation des boues a été conduite sur des lits de séchage pour atteindre une teneur en matières sèches de 20 %. Le compost a été contrôlé sur deux cycles de compostage comprenant les phases suivantes :

- Une phase active, durant laquelle le compost a été régulièrement retourné pour l'aérer et arrosé dans le cas où le taux d'humidité était en deçà de 50 à 60 % ;
- Une phase passive, pendant laquelle le compost a été laissé en phase de maturation, sans opération d'arrosage ni de retournement.

Au cours des deux cycles, la durée de la phase active a été d'environ 60 jours, tandis que la durée de la phase passive a été de trois semaines durant le premier cycle et de six semaines durant le second cycle. Le premier tas a été retourné dès que sa température a dépassé 55 °C, d'abord environ trois fois par semaine, puis une fois par semaine. Le second tas a été retourné tous les 10 jours, quelle que soit la température. Des échantillons prélevés à l'intérieur et à l'extérieur du tas lors du retournement du compost ont montré des différences de température allant jusqu'à 10 °C. Les températures enregistrées ont dépassé 45 °C pendant environ 40 jours sur les échantillons pris à l'intérieur des deux tas et 20 jours sur les échantillons pris à l'extérieur. À la fin du second cycle, au bout d'une durée d'environ 110 jours de compostage, le nombre d'œufs d'helminthes enregistrés dans les biosolides finaux se situait entre 0,2 et 1,7 œuf/g de MS, ce niveau étant en-dessous ou très proche des valeurs fixées par l'OMS.

Les andains de plus grande taille contiennent une plus grande quantité de compost que les andains plus petits et atteignent plus rapidement la température requise pour l'inactivation des agents pathogènes, mais ils exigent plus d'efforts pour les retourner. C'est pourquoi les andains retournés manuellement doivent être plus petits que les andains qui sont retournés par des engins mécaniques.

Teneur en humidité. Comme nous l'avons déjà indiqué, les meilleurs résultats sont obtenus lorsque le taux d'humidité du compost se situe entre 55 et 60 %. Pour maintenir le taux d'humidité dans cette fourchette, les opérateurs doivent être en mesure de l'évaluer. Des méthodes manuelles simples permettent d'évaluer qualitativement la teneur en humidité du compost. Si celle-ci se trouve dans la fourchette optimale, le compost doit avoir la texture d'une éponge « essorée », c'est-à-dire qu'en pressant une poignée de compost l'on devrait obtenir un filet d'eau. Les méthodes gravimétriques, qui exigent que le compost soit pesé avant et après son séchage, sont des méthodes d'évaluation quantitative. Elles permettent d'obtenir des résultats précis, mais nécessitent également des séchoirs ou des fours et des balances de précision. Une autre possibilité pour évaluer la teneur en humidité est d'utiliser des capteurs d'humidité fabriqués dans le commerce. Pour plus d'informations sur ces options, on peut consulter Rynk (2008).

Aération. Un compostage efficace n'est possible que si le compost reste aérobique, ce qui permet de procurer suffisamment d'oxygène aux micro-organismes pour qu'ils puissent se développer. Il est nécessaire que le tas de compost comporte des espaces pour permettre la circulation de l'air. L'ajout d'un agent de charge permet d'augmenter le nombre d'espaces libres et facilite ainsi l'aération. L'aération forcée et la rotation du compost augmentent l'apport d'air et en améliorent la circulation. Il existe peu d'exemples d'utilisation de l'aération forcée dans les pays à faible revenu. L'expérience de SOIL en Haïti, qui est brièvement décrite dans l'encadré 10.3, suggère que l'ajout d'un agent de charge à faible densité, comme la bagasse, apporte les espaces suffisants pour permettre de réaliser un compostage sans aération forcée ni retournement, mais cette constatation doit être davantage étudiée.

Exigences en matière d'essais et de surveillance. Le rapport C:N et la teneur en eau des échantillons composites des boues à composter et d'un ou de

Encadré 10.3 SOIL – Haïti : une approche simple du compostage en bacs

L'ONG SOIL exploite un système de compostage en bacs pour traiter les boues de vidange collectées à partir de toilettes à réservoir amovible (CBS). Chaque mois, un volume de 21 tonnes de déchets fécaux est mis à composter et produit environ 4 tonnes de compost utile par mois (Remington *et al.*, 2016). Les dimensions de chaque bac de compostage sont de 3 m × 6 m au sol, de 1 m de hauteur sur les côtés et de 1,5 m de hauteur en son centre. Chaque bac est rempli d'un mélange de boues de vidange et de bagasse (résidu de l'extraction du sucre de la canne à sucre) pendant une période de deux semaines. Une fois le bac plein, une couche de 5 à 10 cm d'écorce de canne à sucre, mélangée à des feuilles de palmier, est placée sur le tas pour aider à retenir la chaleur et protéger le contenu du vent. Le tas n'est pas mélangé pendant la période de compostage de 6 mois, mais il est fréquemment arrosé pendant les 2 à 3 premiers mois, en utilisant l'urine recueillie dans les toilettes à séparation d'urine, pour maintenir un rapport C:N d'environ 30:1. Une analyse des performances du compostage dans les bacs réalisée en 2012 a fait état des constatations suivantes (Berendes *et al.*, 2015) :

- La température au centre des bacs a fluctué entre 60 et 70 °C pendant les deux premières semaines et est restée supérieure à 58 °C jusqu'à ce que le compost soit transporté sur un tas en plein air après six mois. Les températures relevées dans les coins des bacs sont moins élevées, aucune n'ayant dépassé 51 °C ;
- La teneur en humidité était en moyenne de 79 % pour les déchets non-traités des latrines, d'environ 70 % pour les matières dans les bacs pendant les deux premières semaines, et de 45 % environ en moyenne dans les échantillons finaux.

La concentration de référence en *E. coli* dans les échantillons de matières brutes issues des latrines non-traitées se situait entre 10^5 et 10^7 par g de produit sec. Les niveaux enregistrés après 10 jours se situaient pour la plupart dans une fourchette de 10^3 à 10^5 par g de produit sec. Après 75 jours, les concentrations en *E. coli* sont devenues inférieures à la limite détectable d'environ 10^2 par g de produit sec, quelle que soit la profondeur ou l'emplacement dans le tas de compost.

Après au moins deux mois dans un bac, le compost est transféré dans des andains où il est composté dans des conditions moins contrôlées pendant 4 à 6 mois supplémentaires (Kramer *et al.*, 2011).

plusieurs matériaux de charge potentiels doivent être testés lors l'étape de la planification. Les résultats obtenus doivent ensuite être utilisés pour déterminer le rapport approprié entre les boues et les agents de charge, tel que cela est décrit ci-dessous.

Une fois le processus de compostage opérationnel, la température des boues doit être surveillée régulièrement pour s'assurer que les conditions nécessaires à l'inactivation des agents pathogènes sont remplies. Les températures doivent être relevées en divers endroits du tas de compost, y compris près de la surface, par exemple à l'aide d'un thermomètre à compost à longue tige. Si, malgré un dimensionnement correct, la température requise pour l'inactivation des pathogènes n'est pas atteinte, on peut déduire que le problème provient du fait que la teneur en eau, le rapport C:N ou les deux, se situent en dehors de la fourchette des valeurs permettant un compostage efficace. Martin *et al.* (1995) donnent des détails sur le protocole d'échantillonnage pour le compost.

Accès. Il faut prévoir de l'espace autour des andains et des bacs à compost pour faciliter l'accès. Les voies d'accès doivent être suffisamment larges pour permettre aux tractopelles d'effectuer les virages nécessaires à leurs opérations.

Exclusion des eaux pluviales. Placer les andains sous abri permet de les protéger des eaux de pluies, qui sont susceptibles de perturber la teneur en humidité du compost et de l'empêcher d'atteindre son niveau optimal. Les côtés de la structure de couverture doivent être ouverts pour permettre une ventilation croisée. Étant donné le coût élevé de la toiture, il est conseillé de couvrir la zone de compostage actif et de laisser la zone de compostage passif exposée aux intempéries.

Impact environnemental. Comme cela a déjà été mentionné dans le paragraphe sur le stockage de longue durée, il faut éviter les zones inondables et les zones où la nappe phréatique est située à faible profondeur pendant la saison humide. Lorsqu'il existe un risque de contamination des eaux souterraines, des puits de surveillance ou des lysimètres devraient être installés pour la surveillance de la qualité de ces eaux souterraines.

Paramètres et méthode de conception

Comme nous l'avons déjà mentionné, le processus de compostage est influencé par la teneur en humidité du compost, son rapport C:N et la présence d'air pour lui permettre de rester anaérobie. La teneur en humidité et le rapport C:N sont ajustés en mélangeant la boue avec un agent de charge sec et riche en carbone. Comme le taux d'humidité est le facteur le plus critique et le plus facile à tester pendant le fonctionnement, la méthode la plus courante consiste à choisir un ratio boues/agent de charge pour obtenir une teneur optimale en humidité, puis à vérifier que le rapport C:N est lui-même dans une fourchette optimale. La détermination des besoins en air n'apparaît pas explicitement dans la méthode de calcul ci-dessous. Dans les pays à faible revenu, la disponibilité de l'air sera normalement assurée par la sélection d'un

agent de charge à faible densité et le retournement régulier du compost plutôt que par une aération forcée. En gardant à l'esprit ces points introductifs, on peut déterminer le processus adéquat de mélange du compost en suivant les étapes décrites ci-dessous.

1. Calculer la masse nécessaire de l'agent de charge pour obtenir un mélange ayant un taux d'humidité optimal pour le compostage. La teneur en eau des boues déshydratées est en principe de l'ordre de 70 à 80 %. Pour que le compostage soit efficace, le taux d'humidité doit se situer entre 55 et 62 % (WEF, 2010). La quantité d'agent de charge nécessaire pour obtenir un taux d'humidité situé dans une fourchette optimale est calculée à l'aide de l'équation :

$$MC_{mix} = \frac{(m_s \times MC_s) + (m_{AC} \times MC_{AC})}{m_s + m_{AC}}$$

Avec : MC = la teneur en humidité (%) ;

m = la masse (kg/jour) ;

s = les boues déshydratées ;

$_{AC}$ = l'agent de charge ;

$_{mix}$ = le mélange de boues déshydratées et d'agent de charge.

Cette formule peut être modifiée pour trouver la masse de l'agent de charge nécessaire pour atteindre le taux d'humidité optimal choisi :

$$m_{AC} = \frac{m_s (MC_s - MC_{mix})}{MC_{mix} - MC_{AC}}$$

La masse des boues est calculée à l'aide de l'équation :

$$m_s = V_s \rho_s$$

Avec : m_s = la masse des boues à composter (kg/j) ;

V_s = le volume de boues à composter (m³/j) ;

ρ_s = la densité des boues (kg/m³).

2. Calculer le volume de l'agent de charge (V_{AC}) requis, en se basant sur sa densité apparente estimée (ρ_{AC}) :

$$V_{AC} = \frac{m_{AC}}{\rho_{AC}}$$

Le tableau 10.4 donne des valeurs indicatives des taux d'humidité des agents de charge courants. La teneur en humidité d'un site particulier est influencée par le climat et les conditions d'entreposage. Dans la mesure du possible, il faut effectuer des essais pour déterminer le taux d'humidité de l'agent de charge proposé.

3. Déterminer le rapport C:N du mélange.

Le compostage est plus efficace lorsque le rapport C:N est de l'ordre de 25 à 35:1 (WEF, 2010). Lorsque le rapport C:N est inférieur à 25, la température n'augmente pas suffisamment pour permettre l'inactivation des agents

Tableau 10.4 Exemples de teneurs standards en humidité, de rapports C:N et de densité dans les agents de charge sélectionnés

Agent de charge	Taux d'humidité (%)	Rapport C:N	Densité de l'agent de charge (kg/m³)
Papier/journaux ^{1,2}	4 à 6	150 à 500:1	100 à 500
Déchets végétaux ^{1,2,3}	80 (variable)	10 à 15:1	470 à 600
Herbe coupée ^{1,2,3}	60 à 80	12 à 25:1	240 à 480
Paille de maïs ^{4,7}	9	30 à 60:1	50
Balles de riz ^{4,5}	8 à 10	110:1	90 à 110
Bagasse ^{4,6}	9	170:1	100 à 200
Feuilles ^{1,2,3}	10 à 50	30 à 80:1	90 à 400
Déchets de débroussaillage et d'élagage ^{1,3}	40 à 50	200 à 500:1	150 à 300
Copeaux et sciure de bois ^{1,2,3}	5 à 20	100 à 500:1	180 à 360

Notes : ¹ CalRecovery Inc. (1993) ; ² Hirrel *et al.* (non-daté) ; ³ Michigan Recycling Coalition (2015) ; ⁴ Danish *et al.* (2015) ; ⁵ NIIR (non-daté) ; ⁶ Hobson *et al.* (2016) ; ⁷ Thoreson *et al.* (2014).

pathogènes et il se forme alors vraisemblablement du gaz ammoniac qui produit une odeur. Inversement, les rapports C:N supérieurs à 35 réduisent l'activité microbiologique et entraînent un abaissement des températures dans le compost (WEF, 2010). Le rapport C:N des boues déshydratées est bien inférieur aux valeurs optimales requises pour un compostage efficace. Nartey *et al.* (2017) ont rapporté un ratio de 11:1 pour les boues déshydratées au Ghana, et Chazirakis *et al.* (2011) un ratio de 5,5:1 pour les boues déshydratées en Crète.

Pour augmenter le rapport C:N et atteindre la valeur requise pour que le compostage soit efficace, il faut mélanger des matériaux à forte teneur en carbone avec des boues. Par chance, les matériaux utilisés pour ajuster le taux d'humidité du compost sont également riches en carbone. Le rapport C:N du mélange de boues déshydratées et d'agent de charge est calculé à l'aide de l'équation :

$$CN_{mix} = \frac{[m_s(100 - MC_s) \times c_s] + [m_{AC}(100 - MC_{AC}) \times c_{AC}]}{[m_s(100 - MC_s) \times n_s] + [m_{AC}(100 - MC_{AC}) \times n_{AC}]}$$

Avec : CN = le rapport carbone/azote ;
MC = la teneur en humidité (%) ;
m = la masse (kg/jour) ;
c = la proportion de carbone (selon le rapport C:N du composant) ;
n = la proportion d'azote (selon le rapport C:N du composant) ;
 s' $_{AC}$ et $_{mix}$ représentent respectivement la boue déshydratée, l'agent de charge et le mélange de boues déshydratées et d'agent de charge.

Le tableau 10.4 donne les valeurs standards d'une gamme de matériaux couramment utilisés comme agents de charge. Les études ont révélé d'importantes variations par rapport à certaines des valeurs qui y sont données. Par exemple, Zhang *et al.* (2012) ont trouvé que la densité apparente des balles de riz, mesurée sur trois continents, était de l'ordre de 332 à 381 kg/m³, soit trois fois la densité indiquée au tableau 10.4. Cette variation de densité reflète peut-être l'effet des modalités de stockage. Quelle qu'en soit la raison, cette différence confirme l'importance de déterminer la densité des matériaux envisagés comme matériaux de charge dans les conditions d'utilisation prévue.

4. Déterminer la superficie nécessaire pour le compostage actif.
Après avoir déterminé le volume d'agent de charge, on peut déterminer la superficie nécessaire pour une installation de compostage actif. Crites et Tchobanoglous (1998) donnent l'équation suivante pour estimer la superficie nécessaire au compostage actif :

$$A = \frac{1,1S(R + 1)}{h}$$

Avec : A = la surface requise pour les tas de compost actif (m²) ;
 S = le volume total de boues produites en 4 semaines (m³) ;
 R = le rapport agent de charge/boues (m³/m³) ;
 h = la hauteur du tas de compost, à l'exclusion des matériaux de couverture ou de base (m).

Cette équation suppose un temps de compostage de 28 jours, ce qui est nettement plus court que celui des exemples décrits dans les encadrés 10.2 et 10.3. Il est possible de faire un calcul plus précis de la superficie au sol dans le cas de compostage en andains en utilisant un profil d'andainage, qui comprend un espace de travail adéquat autour de chaque tas et en déterminant la superficie requise pour contenir le volume de boues et d'agents de charge combinés soumis au compostage actif. L'espace requis pour le compostage en bacs est généralement plus petit, probablement parce que les côtés des réservoirs permettent de retenir le contenu.

5. Déterminer les autres besoins en espace aux fins suivantes :

- Le stockage des boues déshydratées et de l'agent de charge ;
- Le mélange des boues et de l'agent de charge ;
- Le compostage actif ;
- Le compostage passif (phase de maturation) ;
- Le tamisage final ;
- Le stockage et la mise en sac.

L'aménagement doit également permettre de déplacer les matériaux sur le site et de retourner les tas de compost. Il faut prévoir plus d'espace lorsque le retournement des tas est effectué à l'aide d'une tractopelle. Pour des temps de compostage passif standard de 30 à

60 jours, la surface requise est au moins égale à celle nécessaire pour le compostage actif. L'espace requis pour le stockage et le mélange des boues et des agents de charge est fonction des procédures de réception et de mélange des matières. Pour minimiser les besoins en espace, l'objectif est de mélanger le compost et de l'acheminer vers les zones de compostage actif dans un délai d'un ou deux jours suivant sa réception.

Le tamisage final et la mise en sac ne demandent pas beaucoup de place. Le compost en sac doit de préférence être entreposé à l'abri. L'espace nécessaire dépend de la vitesse à laquelle le compost en sac est enlevé du site de traitement pour être vendu aux clients. Une façon d'optimiser les flux et de minimiser l'espace d'entreposage est d'établir des partenariats avec des distributeurs.

Exemple de conception : le cocompostage

Il s'agit de concevoir une installation de cocompostage pour traiter 10 m³ de boues séchées par jour. Il a été établi qu'il existe un marché viable pour l'utilisation des biosolides comme amendement de sol pour l'aménagement des espaces verts et que les balles de riz se trouvent facilement. La main-d'œuvre est relativement peu coûteuse et la chaîne d'approvisionnement en pièces détachées est plutôt mauvaise. Pour ces raisons, le compostage en andains est considéré comme la méthode la mieux adaptée. Le taux d'humidité visé pour le mélange à cocomposter est de 60 %. Les paramètres de conception et les hypothèses de base sont énumérés ci-dessous.

<i>Paramètre</i>	<i>Symbole</i>	<i>Valeur</i>	<i>Unité</i>
Volume des boues après déshydratation	V_s	10	m ³ /j
Densité des boues déshydratées	ρ_s	1 050	kg/m ³
Densité de l'agent de charge (balles de riz)	ρ_{AC}	100	kg/m ³
Teneur en humidité des boues	MC_s	75	%
Teneur en humidité de l'agent de charge (balle de riz)	MC_{AC}	9	%
Rapport C:N des boues	C:N _s	6	
Rapport C:N de l'agent de charge	C:N _{AC}	110	

1. Calculer la masse de l'agent de charge (m_{AC}) nécessaire pour atteindre la teneur nominale en humidité :

$$\begin{aligned} m_{AC} &= \frac{(10 \text{ m}^3/\text{j} \times 1\,050 \text{ kg/m}^3) \times (75 - 60)}{60 - 9} \\ &= 3\,088 \text{ kg d'agent de charge nécessaire par jour} \end{aligned}$$

2. Calculer le volume d'agent de charge (V_{AC}) nécessaire en fonction de sa densité estimée (ρ_{AC}) :

$$V_{AC} = \frac{3\,088 \text{ kg/j}}{100 \text{ kg/m}^3} = 31 \text{ m}^3/\text{j d'agent de charge nécessaire}$$

3. Vérifier si le rapport C:N du mélange de boues déshydratées et d'agent de charge se situe dans la plage optimale :

$$CN_{\text{mix}} = \frac{[(10 \text{ m}^3/\text{j} \times 1050 \text{ kg/m}^3)(1 - 0,75) \times 6] + [(31 \text{ m}^3/\text{j} \times 100 \text{ kg/m}^3)(1 - 0,09) \times 110]}{[(10 \text{ m}^3/\text{j} \times 1050 \text{ kg/m}^3)(1 - 0,75) \times 1] + [(31 \text{ m}^3/\text{j} \times 100 \text{ kg/m}^3)(1 - 0,09) \times 1]} = 30$$

Ce rapport C:N de 30 se situe dans les valeurs indiquées pour un compostage efficace.

4. Estimer la superficie requise pour la phase active du compostage.
Supposons que la station de traitement fonctionne 6 jours par semaine et que la hauteur des andains est de 1,5 m :

$$A = 1,1 \times 10 \text{ m}^3/\text{jour} \times 4 \text{ semaines} \times 6 \text{ jours/semaine} \times \frac{[(31 \text{ m}^3/10 \text{ m}^3) + 1]}{1,5 \text{ m}} = 720 \text{ m}^2$$

5. Déterminer la surface requise pour le stockage des boues non-traitées et des agents de charge.

Exemple de conception d'un dispositif de cocompostage

Diaz *et al.* (2007) et Sunar *et al.* (2009) apportent des informations plus détaillées sur les procédés de compostage.

Supposons que l'agent de charge est livré à une fréquence hebdomadaire. Le volume à traiter est alors de 186 m³ et celui des boues de 60 m³. En supposant que l'agent de charge est contenu dans une sorte de bac, dont la profondeur moyenne est de 1 m, un bac de 15 m × 15 m est donc nécessaire pour fournir le stockage requis. En supposant que les boues sont stockées dans un bac sur une profondeur de 1 m, la surface de stockage requise est alors d'environ 60 m², ce qui nécessite des dimensions sur un plan de 8 m × 8 m. Un espace supplémentaire est alors nécessaire pour stocker les boues et le produit en vrac en piles plutôt que dans des bacs. La meilleure façon de déterminer l'espace requis pour pouvoir y accéder est de préparer un dessin à l'échelle, montrant l'aménagement proposé de l'installation de compostage.

Stabilisation à la chaux

Description du système

La stabilisation à la chaux consiste à ajouter à la boue soit de la chaux vive (CaO), soit de la chaux hydratée (Ca(OH)₂), aussi appelée « hydroxyde de calcium » ou « chaux éteinte ». Les deux types de chaux permettent d'augmenter le pH et la chaux vive réagit également avec l'eau contenue dans les boues pour en augmenter la température. Pour assurer l'inactivation des agents pathogènes, la chaux doit être mélangée uniformément à la boue. Les biosolides stabilisés à la chaux peuvent être incorporés au sol, ce qui augmente le pH, et sont donc particulièrement bénéfiques pour les sols acides. Ils ne doivent pas être appliqués sur des sols alcalins. Les biosolides stabilisés à la chaux contiennent généralement moins d'azote que les autres biosolides, car l'azote est converti en ammoniac pendant le traitement (US EPA, 2000). La chaux vive réagit violemment avec l'eau et son utilisation est potentiellement dangereuse. Jusqu'à présent, toutes les initiatives de stabilisation à la chaux dans les pays à faible revenu ont utilisé de la chaux hydratée et la présentation qui suit se concentre sur cette option.

La chaux peut être appliquée sur les boues de vidange avant la séparation solide-liquide et la déshydratation, lorsque la teneur relativement élevée en eau facilite le mélange. L'ajout de chaux aux boues de vidange au début du processus de traitement permet de réduire les odeurs, mais augmente le volume des boues à traiter ultérieurement. L'ajout de chaux en fin de traitement complique le mélange en raison de la teneur plus élevée en matières solides des boues déshydratées. Il existe des équipements mécaniques spéciaux, notamment des broyeurs, des malaxeurs et des transporteurs à vis, pour assurer un bon mélange de la chaux avec des matières solides plus épaisses et moins humides. Comme pour les autres types d'équipement mécanique, celui-ci exige l'application de procédures d'entretien et de maintenance efficaces ainsi que l'existence de bonnes chaînes d'approvisionnement en pièces détachées. Quelle que soit la méthode de mélange adoptée, l'utilisation de la chaux comme réponse à long terme aux besoins de stabilisation des boues et de réduction des agents pathogènes n'est viable que si l'on peut obtenir de la chaux éteinte à un prix abordable.

Rendement requis et rendement réel

L'inactivation des agents pathogènes par stabilisation à la chaux dépend de l'ajout d'une quantité suffisante de chaux pour atteindre un pH et une certaine température pendant un temps de contact minimum. Le tableau 10.5 présente les lignes directrices de l'US EPA en ce qui concerne les résultats à atteindre en matière de stabilisation de la chaux pour produire des biosolides de classe A et de classe B (US EPA, 2000).

Lorsque l'on utilise de la chaux éteinte, une source de chaleur externe est indispensable pour répondre aux exigences de température nécessaires à la production de biosolides de catégorie A. Pour cette raison, la stabilisation à l'aide de chaux hydratée est une option qui n'est en principe envisagée que pour atteindre les objectifs des biosolides de classe B qui sont moins onéreux. Les résultats sur l'élimination des œufs d'helminthes résumés dans l'encadré 10.4 montrent que la stabilisation à la chaux ne les élimine pas de façon suffisamment fiable.

Considérations sur l'exploitation et la conception

Disponibilité et coût de la chaux. La chaux éteinte est produite en ajoutant de l'eau à la chaux vive broyée, qui à son tour est produite en chauffant le calcaire broyé dans un four. Autrefois, les fours étaient petits et relativement

Tableau 10.5 Exigences de la partie 503 du règlement de l'US EPA sur la stabilisation à la chaux

Catégorie de biosolides	pH et temps de contact	Température	Exigences supplémentaires
Classe A	> 12 pendant 72 heures	52 °C pendant plus de 12 heures	Séchage à l'air > 50 % de matières solides
Classe B	> 12 pendant 2 heures	Pas d'exigence	Aucune

Encadré 10.4 Exemples de réduction des agents pathogènes à l'aide de chaux éteinte

Des essais en laboratoire à Blantyre, au Malawi, sur des boues prélevées dans des fosses et contenant de 9 à 12 % de matières sèches ont permis de réduire les concentrations d'*E. coli* en dessous de la limite détectable de $10^4/100$ ml dans l'heure suivant le traitement à un pH supérieur ou égal à 11. Des essais ultérieurs sur un volume de 600 litres de boues dans un réservoir de 1 000 litres ont permis d'obtenir une concentration de 1 000 *E. coli*/100 ml en une heure à un pH 12. Dans les deux cas, un agitateur a été utilisé pour mélanger la chaux avec les boues. Une nouvelle prolifération des bactéries s'est produite à des valeurs de pH plus faibles (Greya *et al.*, 2016).

L'élimination des œufs d'helminthes est plus difficile. Bean *et al.* (2007) ont constaté que les coliformes fécaux et les salmonelles étaient indétectables après 2 heures de stabilisation à la chaux à un pH 12, mais que les oocystes d'*Ascaris lumbricoides* et de *Cryptosporidium parvum* restaient viables après 2 heures à un pH 12, suivies de 70 heures à un pH 11,5. De même, Bina *et al.* (2004) ont constaté que la réduction du nombre des œufs d'helminthes après 5 jours n'était que de 56 % à un pH 11 et de 83,8 % à un pH 12.

simples, mais la production de chaux est maintenant un processus industriel. La disponibilité de la chaux dépend donc de l'existence d'un processus de production dans le territoire. Le coût de la chaux doit être pris en compte lors de la comparaison des coûts opérationnels des différentes solutions de traitement.

Préparation de la solution de chaux hydratée. La chaux éteinte est disponible sous forme de poudre. Il est difficile de bien mélanger la chaux sèche et les boues. La procédure habituelle consiste à mélanger la chaux sèche avec de l'eau pour former une pâte, qui est ensuite mélangée avec les boues. Le mélange est en général constitué d'un sac de chaux de 20 kg pour 60 à 80 litres d'eau (USAID, 2015).

Possibilités de mélange. L'inactivation complète des agents pathogènes n'est possible que si la chaux est bien mélangée à la boue.

Lorsque l'on effectue le mélange à la main, il est difficile d'assurer un mélange complet de la chaux avec les boues, ce qui fait que les boues ne peuvent atteindre le pH minimum de 11, nécessaire à l'élimination des agents pathogènes (USAID, 2015). Par conséquent, il est nécessaire de procéder à un mélange mécanique pour toutes les installations, à l'exception des plus petites d'entre elles. Le surdosage de chaux ne compense pas un mauvais mélange (North *et al.*, 2008). À long terme, la viabilité du mélange mécanique est conditionnée par la fiabilité des sources d'énergie, la compétence des opérateurs et la qualité de la chaîne d'approvisionnement en pièces de rechange.

Exigences en matière de suivi. Le pH du mélange doit être surveillé à intervalles réguliers pour s'assurer que le niveau requis est maintenu pendant le temps désiré.

Questions de santé et de sécurité. La chaux éteinte peut irriter la peau, les yeux, les poumons et le système digestif. C'est pourquoi il est important que les travailleurs qui manipulent la chaux ou travaillent à proximité portent

un équipement de protection individuelle approprié. Les travailleurs doivent avoir accès à une trousse de premiers soins adaptée et doivent être informés des procédures à suivre en cas d'irritation des yeux et de la peau – voir *National Lime Association* (2004) pour un aperçu des consignes de sécurité liées à l'utilisation de la chaux.

Stockage de la chaux. La chaux éteinte doit être gardée au sec avant l'utilisation. Il faut donc prévoir une aire de stockage *ad hoc* sur place.

Paramètres et méthode de conception

La question centrale dans la conception du système de stabilisation à la chaux est le dosage de chaux nécessaire pour élever le pH des boues au niveau requis. Cela dépend de la teneur en matières sèches des boues à stabiliser. Les chiffres cités dans la littérature pour les boues de vidange digérées de façon anaérobie se situent entre 0,1 et 0,5 kg d'hydroxyde de calcium (Ca(OH)_2) par kg de poids sec des boues traitées. L'analyse des chiffres existants dans les pays à faible revenu donne des résultats situés dans une fourchette plus petite, avec 0,25 à 0,35 kg de chaux hydratée généralement nécessaire par kg de boues sèches.

Un exemple de conception simple est illustré ci-dessous. On peut obtenir de plus amples renseignements sur les critères de conception pour la stabilisation à la chaux des boues déshydratées auprès de l'US EPA (2000).

Pour que le calcul nominal soit valable, la chaux doit être complètement mélangée avec les boues. Il est très difficile de mélanger manuellement des boues ayant une teneur en matières sèches de l'ordre de 20 % et il est donc nécessaire de recourir à un mélangeur mécanique. Pour faciliter le mélange à la main en utilisant des pales, il est possible d'ajouter de l'eau, mais cela a pour effet d'augmenter les besoins ultérieurs de déshydratation. Lorsqu'un mélange mécanique est considéré, il est recommandé de commencer par déterminer les paramètres de conception de base, puis de solliciter les propositions de plusieurs fabricants. L'appel à propositions doit préciser que les fabricants doivent démontrer qu'ils ont une certaine forme de présence locale et qu'ils peuvent donc apporter un soutien opérationnel, notamment en ce qui concerne l'approvisionnement en pièces de rechange.

Exemple de conception : évaluation préliminaire du dosage de la chaux

La stabilisation à la chaux est considérée comme une possibilité de traitement des boues issues des fosses de latrines. La charge nominale est de 10 m³/j de boues de vidange avec une teneur en matières sèches de 20 % (200 kg/m³). La chaux hydratée ayant une teneur en Ca(OH)_2 de 90 % est conditionnée en sacs de 25 kg. Les essais en laboratoire ont montré que la quantité de Ca(OH)_2 nécessaire est de l'ordre de 0,3 kg par kg de matières solides pour faire monter le pH des boues au niveau requis pour produire des biosolides de classe B. Afin d'assurer la continuité de l'exploitation en cas de perturbation de l'approvisionnement en chaux éteinte, il faut prévoir un stock de chaux de 14 jours. Le tableau ci-dessous résume les paramètres de conception.

Paramètre	Symbole	Valeur	Unité
Charge des boues de vidange	Q_{boues}	10	m ³ /j
Teneur en matières sèches des boues		20	%
Temps de contact pour obtenir des biosolides de classe A		pH > 12 pendant 12 heures ET maintenir la température au-dessus de 52 °C pendant 72 heures ET teneur finale en matières sèches > 50 %	
Dose de chaux (déterminée par des essais en laboratoire)	D_{chaux}	0,3	kg de Ca(OH) ₂ / kg de MS des boues

1. Calculer la quantité de chaux nécessaire par jour :

$$\text{Poids à sec des boues à traiter} = 10 \text{ m}^3/\text{jour} \times \frac{200 \text{ kg de boues sèches}}{\text{m}^3 \text{ de boues humides}} = 2\,000 \text{ kg/jour}$$

$$D_{\text{chaux}} = \frac{2\,000 \text{ kg de boues sèches}}{\text{jour}} \times \frac{0,3 \text{ kg (OH)}_2}{\text{kg de boues sèches}} \times \frac{1 \text{ kg de chaux selon livraison}}{0,9 \text{ kg Ca(OH)}_2}$$

$$= 667 \text{ kg de chaux selon la livraison par jour}$$

2. Calculer le stock de chaux requis.

Entreposage requis pour la chaux = 667 kg/jour × 14 jours = 9 338 kg.

Le stockage est donc nécessaire pour 9 338/25 = 374 sacs de 25 kg.

Rayonnement infrarouge

Les rayons infrarouges à ondes moyennes sont une forme invisible de rayonnement électromagnétique qui est émis par des objets à haute température. Ces rayons chauffent les objets plus rapidement que le chauffage conventionnel et sont utilisés, par exemple, dans l'industrie alimentaire pour augmenter suffisamment la température de surface des aliments pour tuer les micro-organismes sans provoquer d'augmentation substantielle de la température intérieure. En raison de leur faible capacité de pénétration, les rayons infrarouges ne peuvent avoir un effet sur l'élimination des agents pathogènes dans les boues que si celles-ci ont d'abord été traitées pour les fragmenter en petites particules. L'encadré 10.5 donne des informations sur un procédé de traitement qui intègre le rayonnement infrarouge.

Solutions de déshydratation

Deux méthodes de déshydratation sont étudiées dans cette partie : le séchage solaire et le séchage thermique. En plus d'éliminer l'eau, les deux méthodes permettent de diminuer les concentrations en agents pathogènes. Le séchage thermique est particulièrement efficace à cet égard et permet d'obtenir des biosolides de classe A.

Encadré 10.5 Pasteurisation par infrarouge : déshydratation et pasteurisation des boues de latrines (« LaDePa » de l'anglais *Latrine sludge dehydration and pasteurization*)

En Afrique du Sud, le service d'eau et d'assainissement de la municipalité d'eThekweni a développé le procédé LaDePa, en partenariat avec la société *Particle Separation Solutions* (PSS). Le procédé en question utilise le rayonnement infrarouge à ondes moyennes pour transformer les boues des latrines en amendement de sol. Le procédé est alimenté par un générateur diesel (Septien *et al.*, 2018) et est conçu pour traiter les boues contenant un pourcentage élevé d'ordures ménagères et d'autres détritiques. Les boues d'alimentation doivent avoir une teneur en matières sèches de 25 à 30 %, ce qui est habituel dans le cas des boues provenant des fosses des latrines en Afrique du Sud. Le système LaDePa est la propriété du service d'eau et d'assainissement de la municipalité d'eThekweni. Sa capacité de traitement est de 1,5 m³/h (soit 12 m³/jour). Le système a été conçu pour traiter les matières de vidange provenant de 35 000 latrines à fosse aérées de type VIP, la municipalité étant responsable de vider les fosses tous les 5 ans. Les étapes du processus sont les suivantes :

- Les boues et les détritiques collectés dans les fosses sont comprimés dans un compacteur à vis doté d'orifices latéraux par lesquels les boues comprimées sont expulsées. Les détritiques sont évacués par l'extrémité du compacteur à vis ;
- Les boues séparées sont déversées sur un tapis roulant en acier poreux, sur lequel elles forment une couche de 25 à 40 mm d'épaisseur ;
- Le tapis fait passer les boues au travers d'un pré-sécheur qui est chauffé par les gaz d'échappement du générateur ;
- Les boues passent ensuite à travers une machine, brevetée par PSS, dans laquelle elles sont exposées à un rayonnement infrarouge à ondes moyennes. L'énergie est fournie par l'électricité produite par le générateur diesel, tandis qu'une hotte aspire l'air au fur et à mesure du passage des boues, ce qui permet d'en extraire encore de l'eau. La température des boues est augmentée par les effets combinés du rayonnement infrarouge et des gaz d'échappement du générateur ;
- Les boues séchées et pasteurisées sont déversées en fin de tapis roulant pour être ensuite collectées et mises en sac.

Pendant le processus, les boues sont chauffées à des températures supérieures à 100 °C pendant environ 8 minutes. De plus, l'exposition aux rayons infrarouges détruit les agents pathogènes, y compris les œufs d'helminthes, ce qui permet de les utiliser comme amendement agricole en toute sécurité.

Le système LaDePa nécessite peu de main-d'œuvre et peu de place. Il est installé dans deux conteneurs standards, ce qui permet de déplacer l'installation si besoin. Ses principaux inconvénients sont que son fonctionnement dépend de l'approvisionnement en énergie et en pièces mécaniques. Au moment de la rédaction du présent ouvrage (mai 2018), le service d'eau et d'assainissement de la municipalité d'eThekweni était en train de finaliser un contrat de concession avec le bureau d'études ayant développé cette technologie sur le développement de quatre installations LaDePa, avec des études permettant de tester cette technologie pour traiter les boues provenant de stations d'épuration (Teddy Gounden, communication personnelle, mai 2018).

Séchage solaire

Description du système

Le séchage solaire permet d'augmenter la teneur en matières sèches des boues à un niveau requis pour pouvoir appliquer certaines des solutions de traitement indiquées à la figure 10.1.

Il peut également être utilisé comme technologie indépendante de séchage des boues. Cette technologie diffère des lits de séchage non-plantés à plusieurs égards :

- *Les lits sont situés dans des structures semblables à des serres, faites de polyéthylène translucide fixé sur un cadre métallique ;*
- *La technologie repose entièrement sur l'évaporation pour éliminer l'humidité.* Le revêtement transparent empêche la pénétration de la pluie et augmente la température de l'air au-dessus des boues, augmentant ainsi le taux d'évaporation. Une ventilation est nécessaire pour éliminer l'air humide qui se trouve au-dessus des lits et le remplacer par de l'air plus sec, maximisant de ce fait l'évaporation potentielle. Une aération naturelle grâce au vent est relativement efficace, mais la plupart des systèmes de séchage solaire sont munis de ventilateurs pour faire circuler l'air et empêcher l'air chaud de monter ;
- *Les boues doivent être retournées régulièrement, ce qui a pour effet de faire remonter les boues humides à la surface, augmentant alors le potentiel d'évaporation.*

Les séchoirs solaires disponibles dans le commerce peuvent fonctionner en mode discontinu ou continu. Les boues sont retournées par une série de peignes et de pales qui labourent la surface des boues et permettent l'aération des couches inférieures. Dans les systèmes qui fonctionnent en mode continu, ce mécanisme de labourage permet également de déplacer les boues lentement sur toute la longueur du lit. Ce dernier peut être plat ou légèrement incliné vers la sortie. La figure 10.2 illustre une installation de séchage solaire pour le traitement des boues de vidange.

La plus grande partie des connaissances sur la performance du séchage solaire est basée sur des études et des données opérationnelles provenant de stations d'épuration. Comme les mécanismes de base sont les mêmes, les informations obtenues en évaluant la performance du séchage solaire dans les stations d'épuration sont en principe applicables aux stations de traitement des boues de vidange.

Intervalle de performance

Les principaux facteurs influençant la vitesse à laquelle les boues se déshydratent sur un lit de séchage solaire sont la quantité de rayonnement solaire, la température de l'air, l'humidité relative et l'épaisseur des boues. L'humidité relative est fortement influencée par le flux de ventilation, la vitesse à laquelle l'air saturé est retiré de la serre et remplacé par de l'air relativement sec. Certaines données indiquent que la teneur initiale en matières sèches influe également sur le rendement (Seginer et Bux, 2005). Des études menées dans des climats tempérés montrent que, dans des conditions environnementales favorables et avec un fonctionnement efficace, les boues d'une teneur initiale en matières sèches d'environ 15 à 20 % peuvent atteindre une teneur de 75 à 95 % en l'espace de 15 à 30 jours (Bux *et al.*, 2001 ; Paluszak *et al.*, 2012 ; Mathioudakis

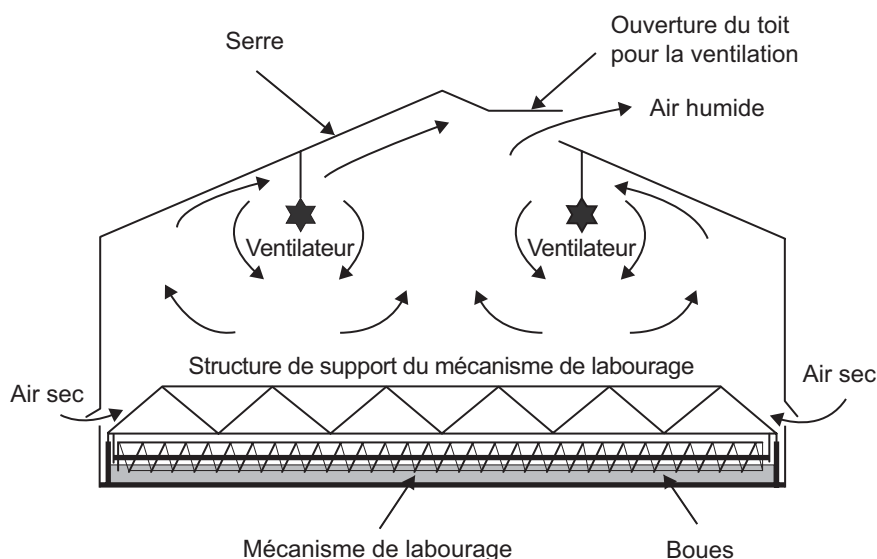


Figure 10.2 Séchage solaire dans une serre

et al., 2013). *Pivot Works* mentionne une déshydratation de boues avec un taux de 20 % de matières solides ayant atteint 70 à 80 % en 7 jours à Kigali au Rwanda, en utilisant le retournement manuel. L'analyse des données d'une installation expérimentale en Grèce montre que l'épaisseur des boues a une incidence importante sur le temps de séchage et que des charges supérieures à 500 kg de matières solides par m² et par an peuvent être atteintes à des températures égales ou supérieures à 20 °C lorsque la teneur en matières sèches des boues entrantes est supérieure à 15 % (Mathioudakis *et al.*, 2013). Dans la mesure du possible, il faut effectuer des études sur site pour déterminer le temps de séchage réel.

Le séchage solaire a pour effet de réduire la concentration en agents pathogènes, mais les conclusions des études sont variables quant à l'ampleur de cette réduction (voir encadré 10.6). Compte tenu de cette incertitude, les matières solides issues du séchage solaire doivent au mieux être considérées comme des biosolides de classe B, destinées à être appliquées dans les champs qui ne sont pas utilisés pour cultiver des légumes consommés crus.

Considérations sur l'exploitation et la conception

Le séchage solaire nécessite un équipement mécanique et une alimentation électrique fiable. L'utilisation des procédés manuels dans les installations de séchage solaire exige beaucoup de main-d'œuvre, que ce soit pour le transport des boues déshydratées vers la zone de séchage solaire ou pour le mélange et le retournement réguliers de la boue. Pour toutes les installations, à l'exception des plus petites, il est indispensable de mettre en place des dispositifs mécaniques de labourage pour retourner les boues. Il faut également s'assurer de l'existence de systèmes de maintenance efficaces qui s'appuient sur un bon approvisionnement

Encadré 10.6 Exemples d'élimination des agents pathogènes par séchage solaire

Le séchage solaire des boues de la station de traitement de Maroochydore dans le Queensland, en Australie, a permis de réduire suffisamment le nombre de virus, d'helminthes, de salmonelles et d'*E. coli* pour satisfaire aux exigences des directives de l'Agence de protection de l'environnement de la Nouvelle-Galles du Sud afin de les utiliser comme amendement de sol de catégorie A. Les résultats concernant les indicateurs bactériens, en particulier les coliformes fécaux, n'étaient pas concluants. Les essais ont été réalisés sur deux lits de séchage rectangulaires, la profondeur des boues variant de 150 mm à 300 mm. Des bâches de plastique enroulables ont été utilisées pour protéger les boues de la pluie sans bloquer le rayonnement solaire. Il est possible que la bâche ait bloqué les rayons ultraviolets de courte longueur qui sont les plus efficaces pour éliminer les micro-organismes pathogènes (Shanahan *et al.*, 2010).

Une étude de l'impact du séchage solaire des boues dans une station d'épuration en Pologne a révélé un impact limité sur les streptocoques fécaux et *E. coli*, avec une réduction de seulement 2 log de la concentration enregistrée après 4 semaines. L'inactivation des œufs d'*Ascaris suum* a été encore plus limitée, plus de 90 % des œufs étant encore vivants après 28 jours (Sypuła *et al.*, 2013).

Une étude des lits de séchage solaire à l'échelle expérimentale à Lusaka, utilisant les boues de la station d'épuration de Manchinchí et de toilettes écologiques (Phiri *et al.*, 2014), a montré que les oocystes du protozoaire *Cryptosporidium parvum* étaient réduits de 62 % après 1 semaine et étaient totalement éliminés des biosolides après 2 semaines de traitement. Aucun œuf viable d'*Ascaris lumbricoides* n'a été trouvé après 4 semaines. L'équipe de recherche a noté que le temps nécessaire à l'élimination des agents pathogènes était plus long que celui enregistré par d'autres études, ce qui donne à penser que l'étude avait été menée pendant la saison des pluies, lorsque les longues périodes de ciel couvert réduisent l'exposition à la lumière solaire.

en pièces détachées pour faire fonctionner tous les équipements mécaniques de façon constante. Une alimentation électrique fiable est également requise pour alimenter les ventilateurs et les appareils de labourage. Ces derniers peuvent être automatisés, ce qui permet d'optimiser les performances de séchage. Grâce à ces systèmes automatisés, il est possible d'obtenir de bonnes performances, mais ils entraînent des contraintes opérationnelles supplémentaires et nécessitent des opérateurs formés ayant une bonne connaissance des outils de surveillance et du système d'automatisation.

Nombre et configuration des lits de séchage. Il faut prévoir plusieurs lits en parallèle pour pouvoir les alimenter de façon séquentielle.

Il faut prévoir au moins un lit supplémentaire en plus du nombre requis pour une exploitation continue, afin de permettre la mise hors service des lits pour leur entretien et en cas de réparation.

Autres besoins d'entretien. Le revêtement de la serre doit être nettoyé régulièrement pour éviter que la poussière et la saleté ne s'y accumulent et ne bloquent le rayonnement solaire, réduisant ainsi les performances de séchage.

Paramètres et méthode de conception

Les procédures de conception des lits de séchage solaire sont semblables à celles des lits de séchage non-plantés, qui ont déjà été décrites au chapitre 9.

Les paramètres de conception critiques sont la teneur en matières sèches des boues entrantes, la teneur en matières sèches requise des boues déshydratées, l'épaisseur initiale de la couche de boues déchargées sur le lit et la durée du cycle de déshydratation. Les performances de séchage sont également influencées par le taux de ventilation. Comme pour les lits de séchage non-plantés, la conception des lits solaires doit se fonder sur la charge hydraulique/volumétrique plutôt que sur une charge massique maximale supposée.

Temps de cycle de déshydratation. Le temps de séchage est une variable clé de la conception qui, à son tour, influence la durée du cycle de déshydratation et détermine le nombre de fois qu'un lit peut être chargé dans une année. Le temps de séchage dépend d'un certain nombre de facteurs, dont la teneur en matières sèches des boues traitées et non-traitées, le taux d'évaporation et l'épaisseur de la couche de boues. Le taux d'évaporation dépend également d'un certain nombre de facteurs, dont les plus importants sont le rayonnement solaire, la température de l'air, le taux de ventilation et la teneur en matières sèches des boues (Seginer et Bux, 2005).

Épaisseur de la couche de boues. Elle doit se situer entre 150 et 400 mm, mais elle peut être plus importante pour les systèmes avec un mélange mécanique. Mathioudakis *et al.* (2013) rapportent qu'en Grèce l'épaisseur des boues d'épuration séchées par le soleil est comprise entre 150 et 200 mm, ce qui permet d'atteindre une teneur en matières sèches de 95 % entre 8 et 31 jours selon les conditions météorologiques. Mehrdadi *et al.* (2007) recommandent une épaisseur de boues de l'ordre de 150 à 350 mm. L'effort requis pour retourner les boues augmente avec leur épaisseur, ce qui signifie que si la couche est épaisse, il faut recourir à un système mécanique pour les mélanger et les retourner. Dans certains systèmes, l'équipement de mélange et de retournement déplace les boues le long du lit, favorisant la déshydratation au fur et à mesure de leur déplacement. De ce fait, l'épaisseur des boues diminue au fur et à mesure qu'elles sont étalées le long du lit. La différence d'épaisseur d'une extrémité à l'autre peut atteindre 100 mm (Hoffman *et al.*, 2014).

Taux de ventilation. Une étude de Bux *et al.* (2001) sur la modélisation du taux d'évaporation a montré que, pour le site de l'étude à Füssen, en Allemagne, le taux de ventilation optimal était d'au moins 150 m³/m² de surface utile. Le taux de ventilation peut être inférieur ou supérieur à ces valeurs en fonction des spécifications.

Seginer et Bux (2005) ont développé l'équation suivante pour prédire l'évaporation d'un lit de séchage solaire :

$$E = 0,000461R_e + 0,00101Q_v + 0,00744T_e - 0,22\sigma + 0,000114Q_m$$

Avec : E = le taux d'évaporation (mm/h) ;

R_e = le rayonnement solaire extérieur (W/m²) ;

- Q_v = le taux de ventilation ($\text{m}^3/\text{m}^2.\text{h}$) ;
 T_e = la température extérieure de l'air ($^{\circ}\text{C}$) ;
 σ = la teneur en matières sèches ($\text{kg solides/kg de boues}$) ;
 Q_m = le taux de mélange d'air ($\text{m}^3/\text{m}^2.\text{h}$).

En théorie, cette équation pourrait être résolue pour déterminer le taux d'évaporation, qui pourrait ensuite être utilisé pour calculer le taux de déshydratation. L'intégration du taux de déshydratation dans le temps permettrait de calculer la variation de la teneur en eau des boues. Le calcul est compliqué par le fait que le taux d'évaporation est influencé par la teneur en matières sèches qui change avec le temps. Dans la pratique, il est plus facile de déterminer les besoins en lits de séchage solaire à l'aide des informations sur les taux de séchage obtenues à partir d'études sur le terrain. Si des équipements électromécaniques et automatisés spécialisés doivent être utilisés, il faut demander au fournisseur de réaliser une installation aux dimensions requises et d'en garantir la performance en fonction de cette taille.

Séchage thermique

Description du système

Le séchage thermique consiste à chauffer les biosolides déshydratés pour provoquer une évaporation et réduire ainsi la teneur en eau. Ceci permet de :

- Réduire le volume des boues, diminuant ainsi les coûts de transport des matières traitées ;
- Augmenter suffisamment les niveaux de température pour éliminer les agents pathogènes ;
- Augmenter le pouvoir calorifique spécifique (par unité de volume) des biosolides, un aspect important si l'on a l'intention d'utiliser les matières sèches comme combustible.

Les séchoirs thermiques se divisent en deux grandes catégories : les séchoirs thermiques directs, dans lesquels l'air chaud est soufflé directement sur les boues, et les séchoirs thermiques indirects, dans lesquels la chaleur est transférée aux boues par conduction à travers la paroi métallique de la cuve qui les contient, en utilisant un média de transfert thermique comme le pétrole. Le fluide de transfert thermique n'a pas de contact direct avec les matières solides. Les types de sècheurs directs les plus couramment utilisés sont les sècheurs rotatifs et les sècheurs à bande. La forme la plus simple de sécheur est le sécheur rotatif direct. Il s'agit d'une coquille cylindrique en acier qui tourne sur des roulements et qui est montée horizontalement, avec une légère inclinaison vers le bas en allant de l'alimentation vers la sortie. Les boues déversées sont mélangées à des gaz chauds produits dans un four et sont acheminées par le séchoir. Lorsqu'elles traversent le séchoir, des ailettes (attaches en forme de lamelles sur la paroi du cylindre) ramassent puis laissent retomber les boues, ce qui les fait passer en cascade dans le flux gazeux. L'eau contenue dans les boues s'évapore et il reste un matériau

beaucoup plus sec à la sortie du séchoir. Les boues séchées sont séparées des gaz d'échappement chauds, dont une partie est recyclée dans le séchoir tandis que le reste est traité pour éliminer les polluants et est ensuite rejeté dans l'atmosphère. Un séchoir rotatif a été utilisé dans l'usine *Pivot Works* de Kigali, au Rwanda (voir encadré 10.7). Les sècheurs à bande (ou tapis roulants) fonctionnent à des températures plus basses que les sècheurs à tambour rotatif. La chaleur du four est transférée à un fluide thermique qui réchauffe l'air dans le séchoir. Le gâteau déshydraté qui doit être davantage séché est réparti sur un tapis qui avance lentement et qui expose une grande surface de boues à l'air chaud.

Les solutions de séchage indirect sont notamment les sècheurs à palettes, les sècheurs à plateaux verticaux et un type indirect de séchoir à lit fluidisé (WEF, 2014). À partir des années 1940, des sècheurs instantanés ont été installés aux États-Unis pour sécher les boues des eaux usées municipales, mais peu d'entre eux étaient encore en service à la fin du ^{xx}e siècle (WEF, 1998, cité dans Metcalf et Eddy, 2003). Des sècheurs à lit fluidisé ont également été utilisés en Europe et aux États-Unis pour la fabrication d'un produit granulé à partir de boues de stations d'épuration. Ils sont plus complexes et nécessitent plus d'énergie que les sècheurs rotatifs.

Les sècheurs directs et indirects ont besoin d'une source d'énergie extérieure pour fournir la chaleur essentielle au séchage. Une alimentation électrique est généralement nécessaire pour faire tourner le sècheur et pour alimenter un ventilateur ou une pompe afin de déplacer le fluide chauffant autour du matériau à sécher.

Intervalle de performance

Metcalf et Eddy (2003) indiquent que les sècheurs rotatifs ont besoin d'une alimentation en boues dont la teneur en eau est d'environ 65 % pour permettre aux boues de se déplacer dans le séchoir sans coller. Cependant, l'expérience de *Pivot Works* à Kigali montre que celle-ci doit plutôt être de l'ordre de 60 % (Ashley Murray Muspratt, communication personnelle, novembre 2017). Pour réduire les besoins en énergie, le séchage solaire peut être utilisé afin de diminuer la teneur en eau des boues avant le séchage thermique.

La teneur en matières sèches des boues séchées se situe généralement entre 90 et 95 %. Leur teneur en agents pathogènes doit être indétectable, de sorte que les boues séchées en utilisant un séchoir rotatif puissent atteindre le statut de biosolides de classe A. L'expérience de *Pivot Works* à Kigali montre que les boues séchées avec une teneur de cet ordre peuvent être commercialisées comme combustible solide.

Considérations sur l'exploitation et la conception

Les sècheurs thermiques ont un besoin élevé en énergie. Il faut 4,186 kJ (1 kcal) par degré Celsius pour élever la température d'un kilogramme d'eau au point d'ébullition. Il faut encore 2 260 kJ (540 kcal)/kg pour évaporer les 90 à 95 % de la teneur en eau des boues qui sont éliminées pendant le séchage. Comme l'eau liée est physiquement et chimiquement liée à la boue, il faut de l'énergie

Encadré 10.7 Utilisation d'un séchoir thermique pour une réutilisation rentable des matières solides au Rwanda

En 2015, *Pivot Works*, une société privée basée à Kigali, au Rwanda, a conclu un accord avec la municipalité de Kigali pour la construction et l'exploitation d'une installation permettant de convertir en combustible les boues issues des fosses. L'installation produisait environ 1 tonne de biocombustible par jour, vendu à des clients privés, principalement à un producteur de ciment utilisant les boues séchées pour alimenter ses fours et à un fabricant de textile pour alimenter des chaudières à vapeur. Le prix était concurrentiel par rapport aux autres combustibles, notamment la biomasse saisonnière et le charbon importé.

L'usine pilote de *Pivot Works* était située sur l'ancien site de dépotage des camions en charge de la vidange des fosses septiques de la ville. En moyenne, un volume de boues vidangées d'environ 100 m³ était livré quotidiennement à l'usine *Pivot Works*. L'usine recevait également 1 à 2 m³/j de boues provenant de latrines vidangées par sa propre équipe d'ouvriers. La teneur en matières sèches des boues de fosses septiques était de l'ordre de 1 % et de 7 à 12 % pour les boues plus épaisses issues d'autres types de fosses.

Les boues de vidange étaient déshydratées à l'aide d'un microfiltre, puis passées par un procédé de séchage solaire avant d'utiliser un séchoir à tambour à chaleur directe pour augmenter encore la teneur en matières sèches de l'ordre de 95 %. En plus de réduire la teneur en eau des boues, le séchoir permettait d'éliminer les agents pathogènes, afin que les clients puissent manipuler les produits traités en toute sécurité.

L'approche de *Pivot Works* repose sur la conviction qu'il est possible d'exploiter le potentiel économique des déchets humains et que les installations doivent être considérées comme des usines plutôt que des stations de traitement (Muspratt *et al.*, 2017). Pour ce faire, les ventes de combustible doivent couvrir les coûts d'exploitation. *Pivot Works* a estimé que cet objectif pourrait être atteint avec un apport d'une dizaine de tonnes de matières solides par jour. Dans la pratique, il s'est avéré difficile d'atteindre cette quantité et l'exploitation est restée tributaire des fonds fournis par les bailleurs et les investisseurs internationaux. Ceux-ci se sont avérés insuffisants ou trop peu constants. La société a été dissoute et l'usine a cessé ses activités en décembre 2017. Plusieurs leçons importantes peuvent être tirées de l'expérience de *Pivot Works*. La première est qu'une entreprise privée dont l'objet est de gérer une affaire prospère peut innover et exploiter avec succès des technologies telles que des dispositifs mécaniques de déshydratation, des lits de séchage solaire et des séchoirs à boues. La seconde est qu'il n'est pas réaliste de s'attendre à ce que les ventes des produits traités couvrent la totalité du coût du traitement (Muspratt, 2017). Avant le projet conduit par *Pivot Works*, il n'existait aucun système de traitement des boues de vidange à Kigali. L'entreprise a donc dû relever le défi de couvrir la totalité du coût du traitement à partir des ventes de combustibles solides. Il s'agit là d'un enjeu beaucoup plus lourd que celui qui a été évoqué au début de ce chapitre de couvrir le coût supplémentaire du traitement afin de permettre la réutilisation. Cela laisse entendre qu'il existe peu de situations dans lesquelles les installations peuvent être considérées comme des usines plutôt que des stations de traitement. En fait, il est plutôt nécessaire d'établir des partenariats qui reconnaissent le rôle des financements publics pour pouvoir rejeter les boues de vidange en toute sécurité (Muspratt, 2017). On peut argumenter que les financements publics devraient couvrir la plus grande partie ou la totalité de la composante représentant un bien public du traitement, en d'autres termes du traitement nécessaire pour s'assurer que les effluents liquides et les boues traitées puissent être rejetés en toute sécurité dans l'environnement. Le défi consiste à élaborer des procédures et des ententes contractuelles qui permettent de partager équitablement les coûts, les bénéfices et les risques entre les partenaires.

pour la libérer de ses liaisons. Chun *et al.* (2012) mentionnent des efficacités de séchage allant jusqu'à 84,8 % pour un séchoir à tambour rotatif fonctionnant dans des conditions optimales et Crawford (2012) rapporte des rendements thermiques de chaudière allant jusqu'à 87 % pour les chambres de combustion à lit fluidisé. Cependant, la combinaison de l'énergie supplémentaire requise pour libérer les liaisons de l'eau liée, des pertes de chaleur dans les gaz d'échappement et à travers le corps du séchoir, des pertes de production et de distribution de vapeur, des pertes de condensat, des pertes au démarrage, à l'arrêt et pendant les périodes de faible charge et d'autres facteurs auxiliaires, signifie que l'énergie requise pour l'évaporation ne représente peut-être que 5 % de la consommation totale en énergie du procédé (Kemp, 2011).

Considérations relatives à la santé et à la sécurité. Les systèmes de séchage thermique produisent de la poussière, en particulier lorsque la teneur en matières sèches dépasse 95 %. Le dépoussiérage, souvent réalisé au moyen de filtres à sacs, est nécessaire pour les séchoirs directs. Le système doit être conçu de manière à ce que l'équipement ne pulvérise pas le produit et ne produise pas davantage de poussière.

Exigences en matière de formation et de compétences des opérateurs. Les équipements de séchage thermique nécessitent des opérateurs qualifiés, qui ont été formés pour les faire fonctionner correctement et en toute sécurité, qui sont capables de résoudre les problèmes et qui peuvent réparer les défaillances simples du matériel.

Support du fabricant. Le soutien technique du fabricant de l'équipement est fortement souhaitable et une chaîne d'approvisionnement fiable pour les pièces de rechange et de remplacement est essentielle. Si ces conditions ne sont pas réunies, il est peu probable que le séchage thermique soit viable. L'appui du fabricant doit être recherché dès la phase de conception. La procédure usuelle consiste à spécifier le volume de boues à sécher, la teneur initiale et finale en eau requise, et à demander aux fabricants de présenter une proposition de prix pour un système de séchage répondant aux exigences de performance spécifiées.

Paramètres et méthode de conception

L'énergie requise pour évaporer l'eau de 1 kg de boues humides est donnée par l'équation :

$$E_{r,e} = \frac{[4,186(100 - T_a) + 2\,260(c_i - c_f)]}{\varepsilon}$$

Avec : $E_{r,e}$ = l'énergie totale requise à l'évaporation (kJ/kg de boues humides) ;

c_i = la teneur en eau des boues déshydratées ;

c_f = la teneur en eau des boues séchées ;

T_a = la température ambiante (°C) ;

ε = l'efficacité du processus de séchage ;

4,186 = l'énergie nécessaire pour chauffer l'eau (kJ/kg/°C) ;

2 260 = l'énergie nécessaire à la vaporisation (kJ/kg).

Pour une température ambiante de 25 °C et des teneurs en matières sèches initiales et finales de, respectivement, 60 % et 95 %, les besoins énergétiques pour le séchage d'un kilogramme de boues humides sont :

$$E_{r,e} = 4,186 \times (100 - 25) + [2\,260 \times (0,95 - 0,6)] = 1\,105 \text{ kJ/kg de boues humides}$$

Cela équivaut à $1\,105/0,6 = 2\,762 \text{ kJ/kg}$ de matières solides.

C'est la quantité d'énergie thermique transférée à l'eau. Si le rendement global du procédé est de 60 %, la puissance requise est alors de $2\,762/0,6 = 4\,603 \text{ kJ/kg}$ de matières solides, soit un peu plus de 1,25 kWh.

Il est possible de brûler les matières solides séchées pour fournir l'énergie requise au processus de séchage. Ce principe est utilisé dans l'Omniprocasseur Janicki, dont il y a une installation à Dakar, au Sénégal. Cela permet de réduire la facture considérable de combustible qu'il faudrait autrement acheter pour alimenter le séchoir. L'énergie produite par incinération ($E_{p,i}$) peut être calculée comme suit :

$$E_{p,i} = (1 - c_i) \times PC \times \varepsilon$$

Avec : $E_{p,i}$ = l'énergie produite par incinération (par kg de boues humides) ;

c_i = la teneur en eau des boues (kg d'eau/kg de boues humides) ;

PC = le pouvoir calorifique des boues (MJ/kg de MS) ;

ε = l'efficacité du processus.

Un exemple de calcul pour déterminer la teneur en eau des boues nécessaire pour qu'un système soit neutre sur le plan énergétique est présenté ci-dessous. Le calcul est simplifié et tient compte d'hypothèses sur l'efficacité des séchoirs et des fours. Aux rendements supposés, il suggère qu'une teneur initiale en matières sèches d'environ 16,5 % est nécessaire pour que le système soit autosuffisant en énergie. Ceci est en adéquation avec les résultats cités pour l'Omniprocasseur Janicki. Compte tenu des autres facteurs susceptibles d'influer sur l'efficacité du système, identifiés par Kemp (2011), ce calcul peut représenter un scénario optimiste.

L'encadré 10.7 décrit un projet qui a utilisé un séchoir rotatif à tambour à chaleur directe pour produire des biosolides qui ont été commercialisés avec succès comme combustible solide.

Le procédé a incorporé un séchage solaire avant le séchage thermique.

Calcul pour un système de séchage auto-alimenté

Définir l'énergie produite par incinération et l'énergie nécessaire à l'évaporation comme étant égales entre elles.

Pour que le système soit neutre sur le plan énergétique, l'énergie nécessaire à l'évaporation doit être égale à l'énergie produite par l'incinération. Pour connaître la teneur initiale en eau des boues déshydratées à laquelle le système est énergétiquement neutre, il faut définir l'énergie requise à l'évaporation de l'eau ($E_{r,e}$) comme étant égale à l'énergie produite par incinération :

$$E_{r,e} = E_{p,i}$$

Élargir la relation en utilisant les équations données dans le texte :

$$E_{r,e} = \frac{[4,186(100 - T_a) + 2\,260(c_i - c_f)]}{\varepsilon(\text{séchoir})}$$

$$= (1 - c_i) \times PC \times \varepsilon(\text{four})$$

Pour les hypothèses de cet exemple :

$$\frac{[4\,186(100 - 30) + 2\,260(c_i - 0,05)]}{0,85} = (1 - c_i) \times 17\,300 \times 0,85$$

On résout l'équation pour trouver c_i et on obtient une teneur initiale en eau d'une valeur de 83,5 %, ce qui indique qu'une teneur en matières sèches de 16,5 % est nécessaire pour que le système soit neutre sur le plan énergétique.

Paramètres de conception et hypothèses de base

La température ambiante moyenne est de 30 °C, la teneur finale en matières sèches des boues séchées est de 95 % et l'efficacité du procédé est de 85 % pour un séchoir rotatif, ainsi que de 85 % pour le four utilisé pour l'incinération des boues séchées. Les boues sont fraîches avec un pouvoir calorifique supposé de 17,3 MJ/kg de MS (à noter que ce pouvoir calorifique serait d'environ 12 MJ/kg de MS pour les boues bien digérées comme les boues de fosses septiques).

Deux autres exemples sont donnés ci-dessous pour illustrer l'influence de la teneur en eau des boues sur le bilan énergétique. Tous deux supposent les mêmes gains d'efficacité que dans l'exemple principal.

Si la teneur en matières sèches des boues est de 5 %, l'énergie nécessaire à l'évaporation est de 2 738 kJ/kg de boues humides, alors que l'énergie produite par l'incinération est de 735 kJ/kg, soit un déficit énergétique de 2 003 kJ/kg. Une source d'alimentation externe est donc nécessaire pour fournir cette énergie. Alternativement, les boues peuvent être déshydratées avant le séchage thermique afin d'obtenir un système neutre en énergie.

Si la teneur en matières sèches des boues à traiter est de 50 %, l'énergie nécessaire à l'évaporation est de 1 541 kJ/kg de boues humides, alors que l'énergie produite par incinération serait de 7 352 kJ/kg de boues humides, ce qui donne un surplus énergétique de 5 811 kJ/kg de boues humides.

Pyrolyse

La pyrolyse est la décomposition thermique d'un matériau à haute température en l'absence d'oxygène. Elle se classe en trois catégories : rapide, intermédiaire ou lente. Les pyrolyses rapide et intermédiaire exigent que le matériau en décomposition reste dans le réacteur pendant quelques secondes ou quelques minutes. La pyrolyse lente, qui est le point d'intérêt ici, nécessite un temps de rétention mesuré en heures ainsi qu'une température d'au moins 200 °C et généralement plus, jusqu'à 700 °C environ. La pyrolyse diffère de la combustion en ce sens qu'elle libère peu ou pas de dioxyde de carbone pendant le processus. La matière organique subit plutôt une carbonisation ou une conversion en carbone sous forme de charbon dur et poreux. Ce matériau, appelé « biochar », peut être utilisé comme amendement de sol ou comme source de combustible.

La pyrolyse produit un mélange de gaz qui sont utilisés comme combustibles pour alimenter le procédé. Des recherches menées à la station de traitement de Cambérène à Dakar, au Sénégal, ont révélé que des teneurs en matières sèches de 58 %, 62 % et 70 % seraient requises aux températures de chauffage les plus élevées, à savoir, respectivement, 700 °C, 500 °C et 300 °C pour répondre à la demande de chaleur industrielle sans recourir à une source de chauffage externe (Cunningham *et al.*, 2016). Ces chiffres indiquent que la pyrolyse nécessite une teneur en matières sèches d'au moins 60 à 70 % pour être autosuffisante en énergie. La teneur en matières sèches exigée dans la pratique est parfois plus élevée. La plupart des installations de pyrolyse opérant dans les pays à faible revenu fonctionnent en mode séquentiel. Cela simplifie leurs exigences opérationnelles, mais augmente le besoin d'une source de combustible externe pour chauffer le contenu du réacteur à la température de réaction requise.

Le biochar augmente la capacité du sol à retenir l'eau et les nutriments et à les libérer lentement. Une méta-analyse des résultats de 109 études a révélé que l'application de biochar dans des conditions tropicales avait entraîné une augmentation moyenne du rendement des cultures d'environ 25 % à un taux médian d'application de biochar de 15 tonnes/ha. Ces résultats contrastent nettement avec la situation sous les latitudes tempérées, où l'application de biochar a eu pour effet moyen d'entraîner une légère diminution du rendement des cultures. Les bénéfices constatés dans les régions tropicales ont été plus importants dans les sols acides à faible teneur en nutriments, ce qui suggère que l'augmentation du rendement associée à l'application de biochar provient d'un effet de chaulage du sol, semblable à celui que l'on trouve pour les résidus charbonneux dans les écosystèmes affectés par les feux de forêt (Jeffery *et al.*, 2017).

Les températures élevées atteintes lors de la pyrolyse éliminent complètement les agents pathogènes, ce qui garantit que le biochar produit est sûr à utiliser. Parmi les autres avantages potentiels, se trouvent également la réduction du volume, la séquestration du carbone et la production de liquide qui peut être traité pour produire un combustible. Les défis potentiels comprennent la difficulté de contrôler les émissions et les défis d'entretien découlant de la nature du liquide produit pendant la pyrolyse. Il s'agit d'un mélange d'hydrocarbures complexes et d'eau (Basu, 2013). Plusieurs initiatives à l'échelle expérimentale se sont concentrées sur l'utilisation possible du biochar pour produire des briquettes de combustible solide. L'encadré 10.8 présente brièvement certaines d'entre elles. De nombreux habitants pauvres vivant dans les zones urbaines des pays à faible revenu, en particulier les pays africains, utilisent le bois ou le charbon produit à partir de bois comme combustible domestique. Il est possible que les briquettes de biochar produites à partir de boues de vidange ou d'un mélange de boues de vidange et de déchets solides offrent une alternative moins coûteuse. L'un des avantages de la conversion au biochar issu des boues de vidange serait de réduire la déforestation autour des villes et des agglomérations.

Encadré 10.8 Production de biochar par pyrolyse à partir de boues de vidange

Jusqu'à présent, la plupart des projets utilisant la pyrolyse pour produire du biochar ou des briquettes combustibles à partir de boues de vidange ont été réalisés de façon expérimentale. L'un de ces projets, mis en œuvre par *Water for People* avec le soutien de la *Water Research Commission* (WRC) en Ouganda, a pour objet la production de briquettes à partir de boues. Avant la pyrolyse, les boues de vidange entrantes sont déshydratées sur des lits de séchage non-plantés jusqu'à atteindre une teneur en matières sèches d'environ 60 %. Elles sont ensuite séchées sur des grilles pour obtenir une teneur en matières sèches de 80 % qui convient au procédé de pyrolyse. Actuellement, l'organisation expérimente deux types de petits fours qui ont déjà été utilisés pour la carbonisation du bois : un four isolé à autoclave en maçonnerie et un four métallique. Le processus comprend les étapes suivantes : (1) un combustible de démarrage (bois ou charbon de bois) est brûlé à la base du four, (2) des boues séchées sont ajoutées jusqu'à ce que le four soit plein, (3) des boues supplémentaires sont ajoutées au fur et à mesure que les boues brûlent (après 4 à 5 heures) et (4) lorsque le feu traverse les boues supérieures, le dispositif est fermé à l'air pour que la pyrolyse continue toute la nuit. Au cours de l'étape finale du processus, le biochar carbonisé est broyé en fines particules, puis mélangé avec un liant comme du manioc ou de la mélasse. De l'argile peut également être ajoutée comme agent de remplissage pour réduire la vitesse de combustion des briquettes. Cela n'est néanmoins pas nécessaire, car l'absence de revêtement dans les fosses signifie que les boues peuvent déjà contenir une proportion élevée d'agent de remplissage. On peut ajouter du charbon de bois broyé pour augmenter le contenu énergétique du mélange. Après mélange et ajout d'eau pour augmenter le taux d'humidité, les briquettes sont produites à l'aide d'une extrudeuse mécanisée, d'une extrudeuse à vis, d'une presse manuelle ou d'une presse alvéolée. Le pouvoir calorifique des briquettes se situe entre 7,5 et 15,5 MJ/kg, contre 12,5 MJ/kg pour la poussière de charbon de bois. L'organisation affirme que le prix de vente du charbon de bois est 5,8 fois plus élevé que le prix de vente des briquettes, bien que l'on ne sache pas exactement quels sont les revenus et les coûts de fonctionnement du système. D'autres projets utilisant la pyrolyse pour produire des briquettes à partir de boues de vidange sont notamment *Slamson Ghana Ltd* (<https://www.slamsonghana.com>) et *Sanivation* au Kenya (<http://sanivation.com>).

À court terme, il est probable que les projets d'utilisation de la pyrolyse seront expérimentaux et conçus pour explorer la viabilité technique et financière de cette solution. De toute évidence, cette dernière dépendra de la demande en biochar et de systèmes de commercialisation efficaces. Le carbone contenu dans le biochar se décompose beaucoup plus lentement que la matière organique ordinaire, c'est pourquoi le carbone est considéré comme étant « séquestré » dans le biochar. Il est possible qu'une partie des coûts de production du biochar puisse être récupérée grâce aux crédits de séquestration du carbone.

Traitement à l'aide de mouches soldats noires*Description*

La mouche soldat noire (*Hermetia illucens*) est une mouche de la famille des *Stratiomyidae*. Dans la nature, ses larves jouent un rôle important dans la décomposition des matières organiques et le retour des nutriments

dans le sol. Les systèmes basés sur l'utilisation de mouches soldats noires exploitent cette activité pour transformer les matières organiques telles que les déchets alimentaires et agricoles, les fumiers et les fèces humaines en sous-produits utilisables. Dans les installations de traitement, les larves de mouches soldats noires se nourrissent de matières organiques en décomposition et grandissent de quelques millimètres à environ 2,5 cm en l'espace de 14 à 16 jours, tout en réduisant le poids humide des déchets jusqu'à 80 % (Dortmans *et al.*, 2017). Les larves sont récoltées avant le stade prénuptial à l'aide d'un agitateur mécanique afin de les séparer des déchets organiques. Celles-ci sont riches en protéines (environ 35 %) et en graisses (environ 30 %) et peuvent être utilisées dans l'alimentation animale au même titre que la farine de poisson (Dortmans *et al.*, 2017). Le résidu peut également être utilisé comme amendement de sol, mais nécessite un traitement supplémentaire avant d'être réutilisé. Le traitement des boues de vidange à l'aide des mouches soldats noires réduirait efficacement les *Salmonella spp.*, mais n'aurait qu'un effet minime sur les œufs d'*Ascaris* (Lalander *et al.*, 2013). Les mouches soldats noires sont présentes naturellement dans les environnements tropicaux et subtropicaux du monde entier et ne transmettent pas de maladies à l'homme.

Un dispositif d'élevage et d'utilisation des mouches soldats noires consiste généralement en plusieurs unités :

- Une pépinière dans laquelle les mouches se reproduisent et sont élevées ;
- Une unité de croissance dans laquelle les larves parviennent à maturité dans des bacs peu profonds appelés *larveros* tout en se nourrissant de déchets, ce qui permet de convertir la matière organique en biomasse ;
- Des unités de traitement pour la récolte des larves, le raffinage et le traitement des résidus.

La surface requise pour ces procédés est comprise entre 500 et 750 m² par tonne de matières solides traitées par jour et 60 m² supplémentaires par tonne sont nécessaires pour aménager une aire de réception des déchets, un laboratoire, un bureau, un entrepôt et des locaux destinés au personnel (Dortmans *et al.*, 2017 ; projet Khanyisa, communication personnelle, novembre 2017).

Considérations sur l'exploitation et la conception

Exigences en matière de gestion. Le traitement des boues à l'aide de mouches soldats noires ne nécessite pas de technologies sophistiquées. Cependant, les colonies peuvent être difficiles à établir et les cycles de reproduction et de croissance des mouches sont sensibles à un ensemble de conditions, dont des conditions environnementales. Une surveillance régulière de la reproduction et de la croissance des mouches est nécessaire pour assurer la fiabilité et la régularité de l'approvisionnement en larves pour traiter les déchets.

Conditions environnementales. La reproduction et la croissance des mouches sont sensibles aux conditions environnementales de maturation :

- *Température et humidité.* La température idéale se situe entre 25 et 30 °C avec une température optimale pour la nymphose des larves de 27,8 °C. Pour encourager l'accouplement des mouches, l'humidité doit se situer entre 30 et 90 %. L'humidité optimale pour le développement des larves est de 70 % (Bullock *et al.*, 2013) ;
- *Lumière.* Dans la nature, les mouches adultes ont besoin d'une quantité abondante de rayonnement solaire direct pour se reproduire efficacement. Lorsqu'elles sont élevées à l'intérieur, elles ont besoin d'un éclairage artificiel souple. Une lampe à iode de 500 watts et 135 $\mu\text{mol}/\text{m}^2.\text{s}$ stimule l'accouplement et la ponte à des taux et à des rythmes comparables à ceux de la lumière naturelle du soleil (Park, 2016). Les larves préfèrent un environnement ombragé. Si leur source de nourriture est exposée à la lumière, elles essaieront de s'enfoncer plus profondément dans la nourriture (Dortmans *et al.*, 2017) ;
- *Épaisseur de la couche de déchets organiques.* Les larves de mouches soldats noires ne se développent pas à plus de 225 mm sous la surface de leur source de nourriture (Bullock *et al.*, 2013) ;
- *Ventilation.* Elle est nécessaire pour alimenter les larves en oxygène et remplacer l'air saturé d'humidité. Une ventilation additionnelle à l'aide de ventilateurs est souhaitable au cours des derniers jours avant la récolte, afin d'augmenter l'évaporation et de produire un résidu de déchets friables qui peut facilement être tamisé pour en séparer les larves (Dortmans *et al.*, 2017).

Le système a besoin d'une alimentation dont la teneur en matières sèches est de 20 à 30 % et qui est exempte de détritits et de matières dangereuses. Les boues de vidange des fosses sèches situées dans des endroits où la nappe phréatique est peu élevée ou issues des toilettes à séparation d'urine peuvent se situer dans cette fourchette pour la teneur en matières sèches. Les boues provenant d'autres types d'installations, y compris les latrines à fosse dans les zones où la nappe phréatique est élevée, devront être déshydratées avant d'être traitées par les mouches soldats noires.

Il faut procéder à un tamisage avant le traitement avec les mouches pour retirer les déchets solides. Il est également important d'éliminer les contaminants tels que les produits chimiques, les huiles de moteur usagées et les détergents, qui sont parfois utilisés pour contrôler les odeurs et les moustiques dans les fosses. L'encadré 10.9 décrit les contraintes opérationnelles causées par la présence de déchets solides et de sable dans les boues de vidange d'une installation expérimentale de traitement à l'aide de mouches soldats noires à Durban, en Afrique du Sud.

En raison des difficultés associées à l'élevage des mouches soldats noires et de la sensibilité du processus, on peut faire valoir qu'il est préférable de considérer ce traitement comme une activité commerciale, qui doit être

Encadré 10.9 Traitement des boues de vidange à l'aide de mouches soldats noires : *Khanyisa Projects*, Durban, Afrique du Sud

À Durban en Afrique du Sud, la société BioCycle, en partenariat avec la municipalité d'eThekweni et avec le soutien de *Khanyisa Projects*, exploite depuis 2017 une installation de traitement utilisant les mouches soldats noires pour le traitement des boues de vidange. L'installation permettait de traiter 3 tonnes de boues de vidange (poids humide) par jour fin 2017 et est conçue pour potentiellement traiter 20 tonnes par jour. L'exploitation reposait initialement sur un mélange de déchets alimentaires et de boues de vidange. L'utilisation des déchets alimentaires a été abandonnée et, en mai 2018, l'usine assurait le traitement d'un mélange de 80 % de boues de vidange et de 20 % de boues primaires d'épuration (Teddy Gouden, communication personnelle, mai 2018).

Les boues de vidange traitées n'ont pas besoin d'être déshydratées avant le traitement à l'aide de mouches soldats noires, car elles proviennent principalement de fosses à séparation d'urine et ont une faible teneur en eau. En effet, la société BioCycle rapporte devoir utiliser des boues primaires comme additif afin d'augmenter à la fois les niveaux de nutriments et le taux d'humidité du matériau. Au cours de la période de démarrage, *Khanyisa* et BioCycle ont dû faire face à des défis opérationnels, notamment de grandes quantités de sable et de détritres provenant des fosses des toilettes à séparation. Les détritres doivent être retirés de la matière organique avant le chargement du malaxeur si l'on veut que le contenu organique de la boue soit suffisant pour permettre un processus d'alimentation efficace. D'autres difficultés sont relatives à la sédimentation des résidus dans le bac d'agitation mécanique prévu pour séparer les larves des déchets organiques au moment de la récolte. L'organisation estime que le revenu perçu par tonne de déchets est de l'ordre de 350 à 525 rands (entre 28 et 39 dollars US), et ce, en fonction du montant payé par la municipalité par tonne de boues traitées et des revenus tirés de la vente des protéines, de l'huile et des produits résiduels, tous en cours de développement.

Source : d'après des communications personnelles avec Nick Alcock de *Khanyisa Projects* et Marc Lewis d'Agriprotein (mars 2018).

Pour plus d'informations sur le traitement à l'aide des mouches soldats noires, voir Dortmans *et al.* (2017).

dirigée par une organisation du secteur privé ou une entreprise publique possédant les compétences spécialisées requises pour mettre le traitement en œuvre avec succès.

Points clés de ce chapitre

Les boues de vidange traitées peuvent être utilisées comme amendement de sol, aliments pour animaux, combustibles solides, biocarburants et matériaux de construction. En l'absence d'exemples commerciaux des deux derniers types d'utilisation, le présent chapitre s'est concentré sur les solutions de traitement permettant de rendre les boues aptes à servir d'amendement de sol, de combustible solide et d'aliments pour animaux. Les principaux points qui ressortent de ce chapitre sont les suivants :

- Il est difficile de soutenir un projet qui repose sur l'utilisation finale des boues de vidange traitées, à moins qu'il ne soit financièrement viable. Au minimum, il faut faire en sorte que les coûts d'exploitation permettant de transformer les boues traitées en un produit sans danger

et commercialisable soient inférieurs à la somme des revenus générés par la vente du produit et du coût de la mise en décharge sans traitement. Les subventions peuvent être justifiées, soit comme un expédient à court terme pour soutenir le développement de systèmes, soit pour faciliter la réalisation d'objectifs plus larges en matière d'environnement et de changement climatique ;

- Les coûts ne peuvent être recouverts de la vente d'un produit que s'il existe une demande qui peut être satisfaite grâce à des mécanismes efficaces de marketing et de vente ;
- L'utilisation comme additif agricole ou amendement de sol est souvent considérée comme la solution par défaut de valorisation des boues de vidange déshydratées. La difficulté inhérente à cette solution est de parvenir à générer des revenus suffisants pour satisfaire au critère de viabilité financière. Il y a peu d'exemples d'utilisation de cette solution à grande échelle ;
- Les boues séchées destinées à l'agriculture doivent être pratiquement exemptes d'agents pathogènes. Les moyens d'y parvenir sont notamment le compostage, la stabilisation à la chaux et le rayonnement infrarouge. Il est difficile de produire des biosolides de classe A de façon constante par compostage. C'est pourquoi ce type de traitement vise en général à produire des biosolides de classe B et à restreindre leur utilisation ;
- Pour pouvoir être utilisées comme combustible solide, les boues doivent être séchées pour atteindre une teneur en matières sèches au moins égale à 80 % et de préférence supérieure. Les méthodes de séchage sont le séchage solaire et le séchage thermique. Les deux procédés nécessitent un équipement mécanique, et donc des opérateurs qualifiés, un bon entretien et une bonne logistique d'approvisionnement en pièces détachées. Le combustible solide ne sera viable que s'il y a suffisamment de boues entrantes pour produire des biosolides en quantités commercialisables et s'il existe un marché pour ces biosolides ;
- Si la teneur en matières sèches des boues est suffisamment élevée, en général entre 15 et 20 %, en fonction de l'efficacité du procédé, il est possible d'alimenter les installations de séchage thermique à l'aide de boues séchées, créant ainsi un procédé circulaire sans avoir recours à une source d'énergie externe. Lorsque la teneur en matières sèches des boues est inférieure au seuil de rentabilité, le procédé nécessite une source d'énergie externe. Lorsque qu'elle est supérieure à ce niveau, le procédé peut devenir un producteur net d'énergie ;
- La pyrolyse a été mise en œuvre à l'échelle expérimentale, mais elle n'a encore été expérimentée à grande échelle dans aucune ville. Elle nécessite de disposer de matières premières à forte teneur en matières sèches. Comme les autres technologies exposées dans ce chapitre, elle ne peut pas être efficace sans un prétraitement utilisant les technologies décrites dans les chapitres précédents ;

- Des études sur l'utilisation de mouches soldats noires pour traiter les boues séchées sont en cours à l'échelle des ménages et à l'échelle municipale. Le produit de ce procédé est riche en protéines et peut être utilisé comme aliment pour animaux. La difficulté majeure liée à ce procédé consiste à assurer l'efficacité des systèmes de gestion de ce processus.

Références bibliographiques

- Basu P. (2013). *Biomass Gasification, Pyrolysis, and Torrefaction: Practical Design and Theory*, 2nd ed., Amsterdam: Elsevier.
- Bean C.L., Hansen J.J., Magolin A.B., Balkin H., Batzer G. et Widmer G. (2007). 'Class B Alkaline Stabilization to Achieve Pathogen Inactivation', *International Journal of Environmental Research and Public Health* 4(1): 53–60 <<http://dx.doi.org/10.3390/ijerph2007010009>> [Consulté le 19 juillet 2018].
- Berendes D., Levy K., Knee J., Handzel T. et Hill V.R. (2015). 'Ascaris and Escherichia coli Inactivation in an Ecological Sanitation System in Port-au-Prince, Haiti', *PLoS ONE* 10(5): e0125336 <<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0125336>> [Consulté le 19 juillet 2018].
- Bina B., Movahedian H. et Kord I. (2004). 'The Effect of Lime Stabilization on the Microbiological Quality of Sewage Sludge', *Iranian Journal of Environmental Health* 1(1): 34–8 <www.bioline.org.br/pdf?se04007> [Consulté le 27 mars 2018].
- Bullock N., Chapin E., Evans A., Elder B., Givens G., Jeffay N., Pierce B. et Robinson W. (2013). *The Black Soldier Fly How-to-Guide*, Chapel Hill, NC: Institute for the Environment, University of North Carolina <https://ie.unc.edu/files/2016/03/bsfl_how-to_guide.pdf> [Consulté le 19 mars 2018].
- Bux M., Baumann R., Philipp W., Conrad T. et Mühlbauer W. (2001). 'Class A by Solar Drying: Recent Experiences in Europe', in *Proceedings of the WEFTEC (Water Environment Federation) Congress, 14–18 October 2001, Atlanta, GA*.
- CalRecovery Inc. (1993) *Handbook of Solid Waste Properties*, New York, NY: Governmental Advisory Associates.
- Chazirakis P., Giannis A., Gidakos E., Wang J.-Y. et Stegmann R. (2011). 'Application of Sludge, Organic Solid Wastes and Yard Trimmings in Aerobic Compost Piles', *Global NEST Journal* 13(4): 405–11 <https://journal.gnest.org/sites/default/files/Journal%20Papers/405-411_793_Giannis_13-4.pdf> [Consulté le 17 mai 2018].
- Chun Y.N., Lim M.S. et Yoshika K. (2012). 'Development of High-efficiency Rotary Dryer for Sewage Sludge', *Journal of Material Cycles and Waste Management* 14(1): 65–73 <<https://link.springer.com/article/10.1007/s10163-012-0040-6>> [Consulté le 24 mai 2018].
- Cornell Waste Management Institute (2005). *Compost Fact Sheet #6: Compost Pads*, Ithaca, NY: Department of Crop and Soil Sciences, Cornell University <www.manuremanagement.cornell.edu/Pages/General_Docs/Fact_Sheets/compostfs6.pdf> [Consulté le 23 mai 2018].
- Crawford M. (2012). 'Fluidized-Bed Combustors for Biomass Boilers', <<https://www.asme.org/engineering-topics/articles/boilers/fluidized-bed-combustors-for-biomass-boilers>> [Consulté le 25 mai 2018].

- Crites, R. et Tchobanoglous, G. (1998). *Small and Decentralized Wastewater Management Systems*, Boston: McGraw-Hill.
- Cunningham M., Gold M. et Strande L. (2016). *Literature Review: Slow Pyrolysis of Faecal Sludge*, Dübendorf: Eawag/Sandec <<https://www.dora.lib4ri.ch/eawag/islandora/object/eawag%3A14834/datastream/PDF/view>> [Consulté le 8 février 2018].
- Danish M., Naqvi M., Farooq U. et Naqvi S. (2015). 'Characterization of South Asian Agricultural Residues for Potential Utilization in Future "Energy Mix"', *Energy Procedia* 75: 2974–80 <<https://doi.org/10.1016/j.egypro.2015.07.604>> [Consulté le 19 juillet 2018].
- Diaz L.E, Bertoldi M., Bidlingmaier W. et Stentiford E. (2007). *Compost Science and Technology*, Amsterdam: Elsevier.
- Diener S., Semiyaga S., Niwagaba C.B., Murray Muspratt A., Gning J.B., Mbéguéré M., Ennin J.E., Zurbrügg C. et Strande L. (2014). 'A Value Proposition: Resource Recovery from Faecal Sludge – Can it Be the Driver for Improved Sanitation', *Resources Conservation and Recycling* 88: 32–8 <<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2014.04.005>> [Consulté le 19 juillet 2018].
- Dortmans B.M.A., Diener S., Verstappen B.M. et Zurbrügg C. (2017). *Black Soldier Fly Biowaste Processing: A Step-by-Step Guide*, Dübendorf: Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology, Dübendorf, Switzerland <www.eawag.ch/fileadmin/Domain1/Abteilungen/sandec/publikationen/SWM/BSF/BSF_Biowaste_Processing_HR.pdf> [Consulté le 19 mars 2018].
- Enayetullah I. et Sinha A.H.M.M. (2013). 'Co-composting of Municipal Solid Waste and Faecal Sludge for Agriculture in Kushtia Municipality, Bangladesh', presentation at *ISWA 2013 World Congress Conference, Vienna, Austria* <www.unescap.org/sites/default/files/Co-Composting%20Kushtia_Waste%20Concern.pdf> [Consulté le 17 mai 2018].
- Feachem R.G., Bradley D.J., Garelick H. et Mara D.D. (1983). *Sanitation and Disease: Health Aspects of Excreta and Wastewater Management*, Chichester: John Wiley & Sons.
- Gallizzi K. (2003). *Co-Composting Reduces Helminth Eggs in Fecal Sludge: A Field Study in Kumasi, Ghana, June–November 2003*, Dübendorf: Sandec/Eawag <https://www.eawag.ch/fileadmin/Domain1/Abteilungen/sandec/publikationen/SWM/Co-composting/Gallizzi_2003.pdf> [Consulté le 17 mai 2018].
- Greya W., Thole B., Anderson C., Kamwani E, Spit J. et Mamani G. (2016). 'Off-site Lime Stabilisation as an Option to Treat Pit Latrine Faecal Sludge for Emergency and Existing On-site Sanitation Systems', *Journal of Waste Management* article ID: 2717304 <<http://dx.doi.org/10.1155/2016/2717304>> [Consulté le 19 juillet 2018].
- Hirrel S., Riley T. et Andersen C.R. (non-daté). *Composting*, Division of Agriculture, University of Arkansas <<https://www.uaex.edu/publications/PDF/FSA-2087.pdf>> [Consulté le 28 juin 2018].
- Hobson P.A., McKenzie N., Plaza F., Baker A. East A. et Moghaddam L. (2016). 'Permeability and Diffusivity Properties of Bagasse Stockpiles', in *Proceedings of the 38th Conference of the Australian Society of Sugar Cane Technologists*.
- Hoffman R., Hildreth S. et Salkeld C. (2014). 'New Zealand's First Full-scale Biosolids Solar Drying Facility', *Proceedings from the Water New Zealand 2014 Annual Conference & Exposition*.

- Iacoboni M., Livingston J. et LeBrun T. (1984). *Project Summary: Windrow and Static Pile Composting of Municipal Sewage Sludges*, US EPA Report No. EPA-600/S2-84-122, Cincinnati, OH: US EPA Municipal Environmental Research Laboratory <<https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/2000THYG.PDF?Dockey=2000THYG.PDF>> [Consulté le 15 février 2018].
- IWMI - International Water Management Institute (2017). *Where There's Muck There's Gold: Turning an Environmental Challenge into a Business Opportunity*, Battaramulla: IWMI <www.iwmi.cgiar.org/Publications/wle/fortifier/wle-rrr-where-there-is-muck-there-is-gold.pdf> [Consulté le 17 mai 2018].
- Janicki Bioenergy (non-daté). *How the Janicki Bioprocessor Works*, Sedro-Woolley, WA: Janicki Bioenergy <<https://www.janickibioenergy.com/janicki-omni-processor/how-it-works>> [Consulté le 17 mai 2018].
- Jeffery S., Abalos D., Prodana M., Bastos A.C., van Groenigen J.W., Hungate B.A. et Verheijen F. (2017). 'Biochar Boosts Tropical but not Temperate Crop Yields', *Environmental Research Letters* 12(5): #053001 <<http://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/aa67bd/meta>> [Consulté le 17 mars 2018].
- Kemp I.C. (2011). 'Fundamentals of Energy Analysis of Dryers', in E. Tsotsas et A.S.I. Mujumdar (eds.), *Modern Drying Technology, Volume 4: Energy Saving*, pp. 1–45, Weinheim: Wiley-VCH Verlag <<https://pdfs.semanticscholar.org/ff7a/53005d365e319a66bf587f7175537dedd5e0.pdf>> [Consulté le 9 avril 2018].
- Kengne I.M., Dodane P.-H., Akoa A. et Koné D. (2009). 'Vertical-flow Constructed Wetlands as Sustainable Sanitation Approach for Faecal Sludge Dewatering in Developing Countries', *Desalination* 248(1–3): 291–7 <<https://doi.org/10.1016/j.desal.2008.05.068>> [Consulté le 22 mai 2018].
- Kilbride A. et Kramer S. (2012). 'Wrapping up the Toilet Tour in Nairobi, Kenya', Sebastopol, CA: Sustainable Organic Integrated Livelihoods <<https://www.oursoil.org/wrapping-up-the-toilet-tour-in-nairobi-kenya-2/>> [Consulté le 7 octobre 2017].
- Koné D., Cofie O., Zurbrügg C., Gallizzi K., Moser D., Drescher S. et Strauss M. (2007). 'Helminth Eggs Inactivation Efficiency by Faecal Sludge Dewatering and Cocomposting in Tropical Climates', *Water Resources* 41(19): 4397–402 <<https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.06.024>> [Consulté le 19 juillet 2018].
- Kramer S., Preneta N., Kilbride A., Page L.N., Coe C.M. et Dahlberg A. (2011). *The SOIL Guide to Ecological Sanitation*, Sebastopol, CA: Sustainable Organic Integrated Livelihoods <www.oursoil.org/wp-content/uploads/2015/07/Complete-Guide-PDF.pdf> [Consulté le 17 mai 2018].
- Lalander C., Diener S., Magri M.E., Zurbrügg C., Lindstrom A. et Vinnerås B. (2013). 'Faecal Sludge Management with the Larvae of the Black Soldier Fly (*Hermetia illucens*): From a Hygiene Aspect', *Science of the Total Environment* 458–60: 312–8 <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.04.033>> [Consulté le 19 juillet 2018].
- Martin J.H., Collins A.R. et Diener R.E. (1995). 'A Sampling Protocol for Composting, Recycling, and Re-use', *Journal of the Air & Waste Management Association* 45: 864–70 <<https://doi.org/10.1080/10473289.1995.10467416>> [Consulté le 19 juillet 2018].
- Mathioudakis V.L., Kapagiannidis A.G., Athanasoulia E., Paltzoglou A.D., Melidis P. et Aivasidis A. (2013). 'Sewage Sludge Solar Drying: Experiences from the First Pilot-scale Application in Greece', *Drying Technology* 31(5): 519–26 <<https://doi.org/10.1080/07373937.2012.744998>> [Consulté le 19 juillet 2018].

- Mehrdadi N., Joshi S.G., Nasrabadi T. et Hoveidi H. (2007). 'Application of Solar Energy for Drying of Sludge from Pharmaceutical Industrial Waste Water and Probable Reuse', *International Journal of Environmental Research* 1(1): 42–8 <<http://dx.doi.org/10.22059/IJER.2010.108>>.
- Metcalf et Eddy (2003). *Wastewater Engineering Treatment and Reuse*, 4th ed., New York, NY: McGraw Hill.
- Michigan Recycling Coalition (2015). *Compost Operator Guidebook: Best Management Practices for Commercial Scale Composting Operations*, Lansing, MI: Michigan Department of Environmental Quality <https://www.michigan.gov/documents/deq/deq-oea-compostoperatorguidebook_488399_7.pdf> [Consulté le 14 mai 2018].
- Muspratt A. (2017). 'Make Room for the Disruptors: While Desperate for Innovation, the Sanitation Sector Poses Unique Structural Challenges to Startup Companies', LinkedIn publication <<https://www.linkedin.com/pulse/make-room-disruptors-while-desperate-innovation-sector-muspratt/>> [Consulté le 24 mai 2018].
- Muspratt A.M., Nakato T., Niwagaba C., Dione H., Kang J., Stupin L., Regulinski J., Mbéguéré M. et Strande L. (2014). 'Fuel Potential of Faecal Sludge: Calorific Value Results from Uganda, Ghana and Senegal', *Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development* 4(2): 223–30 <<http://dx.doi.org/10.2166/washdev.2013.055>> [Consulté le 19 juillet 2018].
- Muspratt A., Miller A. et Wade T. (2017). 'Leveraging Resource Recovery to Pay for Sanitation: Pivot Works Demonstration in Kigali, Rwanda', presented at the 4th International Faecal Sludge Management Conference (FSM 4), Chennai, India, February 2017.
- Nartey E.G., Amoah P. et Ofosu-Budu G.K. (2017). 'Effects of Cocomposting of Faecal Sludge and Agricultural Wastes on Tomato Transplant and Growth', *International Journal of Recycling Organic Waste in Agriculture* 6: 23–6 <<https://doi.org/10.1007/s40093-016-0149-z>> [Consulté le 19 juillet 2018].
- National Lime Association (2004) *Fact Sheet: Lime Safety Precautions*, Arlington, VA: National Lime Association <https://www.lime.org/documents/lime_basics/fact-safety_precautions.pdf> [Consulté le 14 mai 2018].
- Navarro I., Jiménez B., Lucario S. et Cifuentes E. (2009). 'Application of Helminth Ova Infection Dose Curve to Estimate the Risks Associated with Biosolids Application on Soil', *Journal of Water and Health* 7(1): 31–44 <<http://dx.doi.org/10.2166/wh.2009.113>> [Consulté le 19 juillet 2018].
- Nguyen V.A., Nguyen H.S., Dinh D.H., Nguyen P.D. et Nguyen X.T. (2011). *Landscape Analysis and Business Model Assessment in Fecal Sludge Management: Extraction and Transportation Models in Vietnam – Final Report*, Hanoi: Institute of Environmental Science and Engineering, Hanoi University of Civil Engineering <www.susana.org/_resources/documents/default/2-1673-vietnam-fsm-study.pdf> [Consulté le 7 avril 2018].
- NIIR (non-daté). *Rice Husk, Rice Hull, Rice Husk Ash (Agriculture waste) based Projects*, New Delhi: NIIR Project Consultancy Services <www.niir.org/project-reports/projects/rice-husk-rice-hull-rice-husk-ash-agricultural-waste-based-projects/z,70,0,64/index.html> [Consulté le 7 avril 2018].
- North J.M., Becker J.G., Seagren E.A., Ramirez M., Peot C. et Murthy S.N. (2008). 'Methods for Quantifying Lime Incorporation into Dewatered Sludge II: Field Scale Application', *Journal of Environmental Engineering* 134(9): 750–1 <[http://dx.doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2008\)134:9\(750\)](http://dx.doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2008)134:9(750))>.

- Olds College Composting Technology Centre (1999). *Midscale Composting Manual*, 1st ed., Calgary: Alberta Environment and Parks <<http://aep.alberta.ca/waste/legislation-and-policy/documents/MidscaleCompostingManual-Dec1999.pdf>> [Consulté le 23 mai 2018].
- Paluszak Z., Skowron K., Sypuła M. et Skowron K.J. (2012). 'Microbial Evaluation of the Effectiveness of Sewage Sludge Sanitization with Solar Drying Technology', *International Journal of Photoenergy* 2012: #341592 <<http://dx.doi.org/10.1155/2012/341592>> [Consulté le 19 juillet 2018].
- Park H.H. (2016) *Black Soldier Fly Larvae Manual*, Amherst, MA: University of Massachusetts, <https://scholarworks.umass.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=1015&context=sustainableumass_studentshows> [Consulté le 19 mars 2018].
- Phiri J.S., Katebe R.C., Mzyece C.C., Shaba P. et Halwind H. (2014). 'Characterization of Biosolids and Evaluating the Effectiveness of Plastic-covered Sun Drying Beds as a Biosolids Stabilization Method in Lusaka, Zambia', *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture* 3: #61 <<https://doi.org/10.1007/s40093-014-0061-3>> [Consulté le 19 juillet 2018].
- Rao K.C., Kvarnström E., Di Mario L. et Drechsel P. (2016). *Business Models for Fecal Sludge Management* (Resource Recovery and Reuse Series 6), Colombo: International Water Management Institute <<https://dx.doi.org/10.5337/2016.213>> [Consulté le 19 juillet 2018].
- Remington C., Cherrak M., Preneta N., Kramer S. et Mesa B. (2016). A Social Business Model for the Provision of Household Ecological Sanitation Services in Urban Haiti, in *Proceedings of the 39th WEDC International Conference, Kumasi, Ghana*, Loughborough: Water, Engineering and Development Centre, University of Loughborough <<https://wedc-knowledge.lboro.ac.uk/resources/conference/39/Remington-2529.pdf>> [Consulté le 7 octobre 2017].
- Rynk R. (2008). 'Monitoring Moisture in Composting Systems', *BioCycle Magazine* <<http://compostingcouncil.org/wp/wp-content/uploads/2014/02/7-MonitoringMoisture.pdf>> [Consulté le 24 mai 2018].
- Schoebitz L., Andriessen N., Bollier S., Bassan M., Strande L. *Market Driven Approach for Selection of Faecal Sludge Treatment Products*, Eawag: Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology. Dübendorf, Switzerland. June 2016. <www.eawag.ch/fileadmin/Domain1/Abteilungen/sandec/publikationen/EWM/Market_Driven_Approach/market_driven_approach.pdf> [Consulté le 21 décembre 2017].
- Schwartzbrod J. (1997). « Agents pathogènes dans les boues et impact des différents traitements », in *Actes des Journées Techniques – Épandage des boues résiduaires*, pp. 81–9, Paris: Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie.
- Seginer I. et Bux M. (2005). 'Prediction of Evaporation Rate in a Solar Dryer for Sewage Sludge', *Agricultural Engineering International VII*: #EE05009 <www.cigrjournal.org/index.php/Ejournal/article/view/590/584> [Consulté le 20 décembre 2017].
- Septien S., Singh A., Mirara S.W., Teba L., Velkushanova K. et Buckley C. (2018). 'LaDePa' Process for the Drying and Pasteurization of Faecal Sludge from VIP Latrines Using Infrared Radiation', *South African Journal of Chemical Engineering* 25: 147–58 <<https://doi.org/10.1016/j.sajce.2018.04.005>> [Consulté le 19 juillet 2018].

- Shanahan E.F., Roiko A., Tindale N.W., Thomas M.P., Walpole R. et Kurtböike D.I. (2010). 'Evaluation of Pathogen Removal in a Solar Sludge Drying Facility Using Microbial Indicators', *International Journal of Environment Research and Public Health* 7(2): 562–82 <<https://doi.org/10.3390/ijerph7020565>> [Consulté le 19 juillet 2018].
- Sunar N.M., Stentiford E.I., Stewart D.I. et Fletcher L.A. (2009). 'The Process and Pathogen behaviour in Composting: a Review', in *Proceedings of the UMT-MSD 2009 Post Graduate Seminar*, pp, 78–87, Terengganu: Universiti Malaysia Terengganu <<https://arxiv.org/ftp/arxiv/papers/1404/1404.5210.pdf>> [Consulté le 11 mars 2018].
- Sypuła M., Paluszak Z. et Szala B. (2013). 'Effect of Sewage Sludge Solar Drying Technology on Inactivation of Select Indicator Microorganisms', *Polish Journal of Environmental Studies* 22(2): 533–40 <www.pjoes.com/Effect-of-Sewage-Sludge-Solar-Drying-Technology-r-non-Inactivation-of-Select-Indicator,89007,0,2.html> [Consulté le 28 juin 2018].
- Tamakloe W. (2014). *Characterization of Faecal Sludge and Analysis of its Lipid Content for Biodiesel Production* (MSc thesis), Kumasi, Ghana: Department of Chemical Engineering, Kwame Nkrumah University of Science and Technology <<http://dspace.knust.edu.gh/bitstream/123456789/6686/1/WILSON%20TAMAKLOE.pdf>> [Consulté le 17 mai 2018].
- Thoreson C.P., Webster K.E., Darr M.J. et Kapler E.J. (2014). 'Investigation of Process Variables in the Densification of Corn Stover Briquettes', *Energies* 7: 4019–32 <<https://doi.org/10.3390/en7064019>> [Consulté le 19 juillet 2018].
- USAID (2015). *Implementer's Guide to Lime Stabilization for Septage Management in the Philippines* [online], Manila: USAID <<http://forum.susana.org/media/kunena/attachments/818/ImplementersGuidetoLimeStabilizationforSeptageManagementinthePhilippines.pdf>> [Consulté le 3 mars 2018].
- US EPA (1994). *A Plain English Guide to the EPA Part 503 Biosolids Rule*, Washington, DC: Office of Wastewater Management, United States Environmental Protection Agency <<https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/200046QX.PDF?Dockey=200046QX.PDF>> [Consulté le 17 mai 2018].
- US EPA (1995). *Process Design Manual: Land Application of Sewage Sludge and Domestic Septage*, Washington, DC: Office of Research and Development, United States Environmental Protection Agency <<http://nepis.epa.gov/Adobe/PDF/3000409U.pdf>> [Consulté le 17 mai 2018].
- US EPA (2000). *Biosolids Technology Fact Sheet: Alkaline Stabilization of Biosolids* Washington, DC: Office of Water, United States Environmental Protection Agency <<https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/901U0R00.PDF?Dockey=901U0R00.PDF>> [Consulté le 11 mars 2018].
- Veerannan K.M. (1977). 'Some Experimental Evidence on the Viability of *Ascaris lumbricoides* Ova', *Current Science* 46(11): 386–7 <<http://www.jstor.org/stable/24215840>> [Consulté le 19 juillet 2018].
- Vinnerås B., Björklung A. et Jönsson H. (2003). 'Thermal Composting of Faecal Matter as Treatment and Possible Disinfection Method: Laboratory-scale and Pilot-scale Studies', *Bioresource Technology* 88: 47–54 <[https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(02\)00268-7](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(02)00268-7)>.
- WEF - Water Environment Federation (2010). *Design of Municipal Wastewater Treatment Plants* (Manual of Practice No. 8), 5th ed., Alexandria, VA: Water

- Environment Federation Press. <<https://www.accessengineeringlibrary.com/browse/design-of-municipal-wastewater-treatment-plants-wef-manual-of-practice-no-8-asce-manuals-and-reports-on-engineering-practice-no-76-fifth-edition>> [Consulté le 17 mai 2018].
- WEF (2014). *Drying of Wastewater Solids Fact Sheet*, Arlington, VA: Water Environment Federation Press <www.wrrfdata.org/NBP/DryerFS/Drying_of_Wastewater_Solids_Fact_Sheet_January2014.pdf> [Consulté le 7 avril 2018].
- WHO (2006). *Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater*, Geneva: World Health Organization <www.who.int/water_sanitation_health/sanitation-waste/wastewater/wastewater-guidelines/en> [Consulté le 17 mai 2018].
- Zhang Y, Ghaly A.E. et Li B. (2012). 'Physical Properties of Rice Residues as Affected by Variety and Climatic and Cultivation Conditions in Three Continents', *American Journal of Applied Sciences* 9(11): 1757–68 <<http://dx.doi.org/10.3844/ajassp.2012.1757.1768>> [Consulté le 19 juillet 2018].

Lexique français-anglais

<i>Français</i>	<i>Anglais</i>
Agent de charge	Bulking agent
Barreaux	Bars
Bassin de décantation et d'épaississement	Settling thickening tank
Bassin de lagunage	Waste stabilisation pond
Bassin de maturation	Maturation pond
Bassin facultatif	Facultative pond
Bassins et lagunes	Tanks and ponds
Batardeau ou vanne murale	Penstock
Berme	Benching
Bouches à clés	Valve boxes
Boues de vidange	Faecal sludge and septage
Boues de vidange épaisses (dans le contexte du document)	Faecal sludge
Boues de vidange liquides, boues de vidange issues des fosses septiques	Septage
Bride rapide ou raccord rapide	Quick release coupling
Canal de drainage	Drain
Canal Parshall	Parshall flume
Chambre de séparation des matières solides	Solids separation chamber
Charge massique (Cm ou λ_{DBO})	Solids loading rate
Citerne à fond de trémie	Hopper-bottomed tanks
Classificateur à sable	Grit classifier
Clé adaptée	Wrench
Conduites à brides linéaires	Straight flagged pipe runs
Débit d'écoulement hydraulique	Hydraulic flow rate
Débit de lessivage	Flushing flow
Décantation ou sédimentation	Settlement
Décanteur-digester, fosse Imhoff	Imhoff tank
Défecteur, chicane	Baffle
Dégrilleur	Bar screens
Déshydratation	Dewatering
Dessablage	Grit removal
Déversoir à goulot	Bellmouth weir
Déversoirs	Septage discharge bays

<i>Français</i>	<i>Anglais</i>
Digesteur à dôme fixe	Fixed-dome digester
Digesteur à dôme flottant	Geobag digester
Dispositifs d'assainissement à réservoir amovible ou toilettes à réservoir amovible ou toilettes portatives	Container Based Sanitation (SBS)
Dispositifs de décantation et d'épaississement par gravité	Sedimentation gravity thickeners
Disques biologiques	Rotating biological contactors (RBCs)
Eau libre	Free water
Ecoulement des eaux	Flow paths
Essais de floculation	Jar test
Excreta, matières fécales	Excreta
Exutoire	Outlet point/pipe
Filtre à bande	Belt filter press
Filtres anaérobies (UASB)	Upflow anaerobic sludge blanket reactor (UASB)
Fossé d'oxydation	Oxydation ditch
Fosses d'aisance, fosse étanche sans dispositif d'infiltration	Cesspits
Fosses d'interception	Interceptor tanks
Fosses non étanches	Leach pits
Fosses non-coffrées, fosses-non maçonnées, fosses à fond perdu	Unlined pits
Fosses non-étanches de toilettes à eau ou fosses à fond perdu pour les toilettes à eau	Wet leach pits
Fosses, fosses septiques et fosses d'aisance	Pits, tanks and vaults
Garde-corps	Railing
Grattoir	Scraper
Hydrocyclone	Vortex (separators)
Influent	Influent
La filière eau et la filière boues de la station	Liquid and sludge treatment in the plant
Lagune anaérobie	Anaerobic pond
Largeur de l'étranglement du canal ou de la gorge du canal	Flume throat width
Lit de décantation et de séchage	Decanting drying bed
Lit de séchage à sable	Sand drying bed
Lits bactériens	Trickling filters
Lits de séchage non-plantés	Unplanted drying beds
Lits de séchage plantés	Planted drying beds

<i>Français</i>	<i>Anglais</i>
Manchons de raccord spéciaux	Specialised couplings
Matières en suspension	Suspended solids
Matières en suspension (MES)	Total suspended solids (TSS)
Matières sèches (MS)	Total solids (TS)
Matières volatiles en suspension (MVS)	Total volatile solids (TVS)
Mise en décharge ou mise en dépôt	Disposal
Pare-écume	Scum baffle
Petit murets	Low bunds
Procédé à cutures libres	Suspended growth
Procédures opérationnelles standard (POS)	Standard operating procedure (SOP)
Puit central	Central hopper
Puit d'infiltration (puisard)	Soak pit
Puit de tranquillisation	Stilling box
Radier	Flat apron
Râteliers	Racks
Réacteur anaérobie compartimenté ; réacteur anaérobie à chicanes (RAC)	Anaerobic baffled reactor (ABR)
Réacteur de biofilm à lit mobile (MBBR) ou réacteur biologique à lit mobile	Moving-bed biofilm reactors (MBBRs)
Réacteur de boues activées	Activated sludge reactor (ASR)
Réacteur discontinu séquentiel (SBR)	Sequencing batch reactors (SBR)
Regard de visite ou regard de branchement	Sewer manhole
Rigole	Trough
Sable	Grit
Sacs géotextiles	Geobags
Selon le contexte : vidange, curage ou extraction des boues	Sludge removal
Système de récupération des écumes (Ecumeur, déflecteur)	Scum board
Systèmes à effet de bouchon système à piston / flux piston	Plug-flow systems
Systèmes confinés	Enclosed systems
Tamis cylindrique	Cylindrical sieve
Taux de déversement superficiel	Surface overflow rate
Temps de rétention hydraulique	Hydraulic retention time
Temps de séjour des boues, temps de rétention des boues	Solids retention time
Teneur en matières en suspension	Suspended solids content
Teneur en matières sèches (siccité)	Dry solids content, solids content

<i>Français</i>	<i>Anglais</i>
Toilettes sèches. Dispositifs d'assainissement n'utilisant pas d'eau. Elles incluent entre autres les latrines à fosses sans eau, les toilettes à séparation d'urine et les toilettes portatives.	Dry toilets
Trémies avec pentes latérales ou revanches	A hopper with side slopes
Vitesse d'approche	Approach velocity
Vitesse de passage entre les barreaux	Flow velocity through the openings in the screen
Zone de dépotage, point de rejet (en fonction du contexte)	Discharge point

Indice

Les pages indiquées en *italique* se rapportent aux encadrés, aux figures et aux tableaux.

- accès 60
 - compostage 350
 - conception pour faciliter les procédures d'exploitation 120–25
 - véhicules 123–24, 138–9
- Accra *voir* Ghana
- accumulation des boues, à éviter 122, 123
- aération
 - compost 344, 349
 - mécanisée 278–79
- Afrique du Sud 23–4
 - déshydratation et pasteurisation des boues de latrines (LaDePa) 360
 - manuel de formation 128–9
 - taux d'accumulation des boues 70
- agriculture
 - biochar 370–71
 - biosolides 337
 - irrigation des cultures 89–90, 231, 236
- alimentation animale : traitement avec mouches soldats noires 361–63
- alimentation en eau 61, 160
- amélioration des procédures d'exploitation 120–25
- Amérique Latine
 - biofiltre anaérobie (UASB) 257
 - Brésil 27, 250, 257, 314, 317, 318–9
- approche centralisée et décentralisée 55–58
- approvisionnement en électricité 110, 160, 177, 191, 266, 365
- éclairage 137, 372
- approvisionnement en énergie *voir*
 - approvisionnement en électricité, évaluation initiale et analyse pour améliorer le traitement 42–51
- Ascaris* 10, 33, 301, 343, 373, 357, 363, 372
- assainissement urbain
 - besoin 4–5
 - défis 1–2
- ateliers participatifs et consultation 51
- autorités gouvernementales, rencontre avec les 42–4
- azote 9
 - azote total 174–5, 236
 - biodigestion 174–5
 - boues de vidange concentrées 90, 91, 94
 - teneurs standards des effluents 88
 - rapport carbone sur azote (C:N) 173, 344, 349–40, 351–52
 - traitement de la fraction liquide 98, 236, 237, 238, 268–9
- azote ammoniacal total 174–5, 236
- Bangladesh
 - Dhaka : visite de terrain 45–7
 - Sacs géotextiles pour la déshydratation des boues 326
- Banque mondiale 1, 5, 27
- bassin avec revanche et berme 142, 143
- bassins de Cambérène et Rufisque 191–2, 194–6, 199, 226
- bassins de décantation et d'épaississement 187
 - et chambres de séparation des solides 192–3
 - voir* également bassin de décantation
- bassins de lagunage anaérobie 115, 120, 187, 190–1, 236–43
 - considérations de conception et d'exploitation 236–37
 - Exemple de conception 243–45
 - Paramètres et méthode de conception 237–43
- bassins de lagunage aérés 244–51
- bassins de Rufisque and Cambérène 192–3, 194–6, 199, 226
- bassins en béton renforcé 127
- bassins facultatifs 259–65
 - exemple de conception 264–5
 - considérations de conception et d'exploitation 259–60
 - paramètres et méthode de conception 260–4
- bénéfices publics et privés 53
- biofiltre anaérobie (UASB) 257–8
- biochar 370, 371
- biodégradabilité 82–4
 - indicateur (rapport DCO:DBO) 72–4, 94, 232
- biogaz 170, 171
 - bassins anaérobies 238
 - et biocarburant : pouvoir calorifique 341
 - collecte 177–78
 - production 174–6
- biodigesteurs 169–79, 342
- biosolides *voir* traitement de la fraction solide pour la mise en décharge en toute sécurité ou la valorisation

- boues de fosses septiques, boues liquides, définition 3–4
- boues de vidange, définition 3–4
- boues de vidange partiellement stabilisées et fortement concentrées 91–4
- boues de vidange peu concentrées et fortement concentrées, distinction 4
- boues de vidange très concentrées et peu concentrées, distinction 4
- partiellement stabilisées, processus de traitement 91–6
- Brésil 27, 251, 257, 314, 317, 318–9
- briquettes de combustibles 370, 371
- budget municipal, transfert de fonds 33
- Cadre du traitement
 - autres facteurs externes 35
 - besoins/demande des secteurs privé et public 23–6
 - chaîne des services d'assainissement 17–21
 - changements potentiels de management 35–6
 - financier 32–36
 - institutionnel 27–11
 - légal 26–7
 - solutions pour la mise en décharge 21–23
 - synthèse des points clés 36–7
- Cameroun 315, 318, 320, 342
- camion de vidange
 - accès 123–24, 138–9
 - temps de transport 57, 59, 61
 - tuyau d'aspiration pour vidange périodique 176–7
- canal Parshall 165, 166
- canaux de dégrillage paraboliques 163–4, 165–7
- capacités et ressources 31–2
 - voir aussi* finance ; personnel
- capacité opérationnelle et charge, solutions de mise en cohérence 109
- cartes mentales et institutions 27–8
- centrifugeuses 186, 188
- chambres de séparation des solides et bassins d'épaississement et de décantation 192–3
- champs d'épandage, définition 3
- chaîne des services d'assainissement 5, 17–21
- chaînes d'approvisionnement 42, 78, 111, 116
- charge de pointe et estimation du temps de dépôtage 157–9
- choix technologique 102–4
 - disponibilité des ressources, influence de 110–12
 - planification pour améliorer le traitement 78–80
 - séparation solide-liquide 187–88
 - voir aussi* technologies spécifiques
- voir aussi* systèmes mécanisés et non-mécanisés
- citerne à fond de trémie 191–201, 202, 203, 204, 205
 - exemple de conception 207–9
- cocompostage 346
- combustion des matières sèches 337
- compostage 340, 344–53
 - considérations de conception d'exploitation 348–50
 - description du système 344–7
 - exemple de conception 354–55
 - objectifs et performance 347–8
 - paramètres et méthode de conception 350–55
- compostage dans la fosse 23–4
- compostage en andains 344
- compostage en milieu fermé (bacs) 345
- conception des processus pour une exploitation efficace 113–5
- conduites avec manchons spéciaux 145–6
- conduites, colmatage et accès 123
- considérations sur l'exploitation et la conception 267–69
- construction
 - et mise en service 109
 - garantir la qualité et le travail soigné 125–27
- construction étanche 127
- consommables, disponibilité des 111, 217
- construction soignée, importance de la 127–28
- cotraitement avec les eaux usées 100–1, 285–7
- contrats
 - construction et supervision du chantier 125
 - équipements 113, 116
- corrosion, prévention de la 127, 155
- couverture des lits de séchage 302, 303
- couverture végétale 62
- Cryptosporidium parvum* 10, 357, 363
- curage
 - accès aux bassins et aux réservoir 120
 - bassins anaérobies 238
 - bassins facultatifs 248
 - réacteurs anaérobies à chicanes (RAC) 248, 250
- curage périodique 176–7, 202–3
- Dakar, Sénégal
 - bassins de Rufisque and Cambérène 191–2, 194–7, 199, 226
 - bassins gravitaires 202
 - lits de séchage 297, 303, 305, 314
 - pyrolyse 370
- définitions et explications 2–4
- dégrillage 151–60
 - accès pour le nettoyage 120–21, 122
 - dégrillage fin 158–60

dégrillage grossier 97, 151–57
 gestion des refus de dégrillage 160–1
 introduction 151
 dégrilleurs fins 158–60
 dégrillage grossier 88, 151–57
 dégrilleurs grossiers
 nettoyage manuel et mécanisé 151
 paramètres de conception 156–8
 dégrilleurs horizontaux 158–9
 demande: besoins publics et privés 22–4
 demande biochimique en oxygène (DBO)
 11, 71–3, 88, 94
 bassins anaérobies 237–37, 240
 bassins facultatifs 262–4
 bassins de lagunage aérés 266, 268–9
 biodigesteurs 174
 cotraitement 285
 filtres plantés 275–6
 traitement de la fraction liquide 231, 232
 demande chimique en oxygène 10–11, 72–3,
 88, 90, 94
 biodigesteurs 174–5
 cotraitement 285
 traitement de la fraction liquide 231, 232
 RAC 246, 247, 252, 254–5
 demande en oxygène 4, 8–9
 mesure de la 10–11
 voir aussi demande biologique en
 oxygène (DBO)
 et demande chimique en oxygène (DCO)
 demande privée et publique 24–4
 démarche de consultation 51
 dépotage : prévention des débordements et
 des éclaboussures 141–6
 déshydratation des boues 100, 3
 aperçu des solutions 296–7
 mécanismes 295–6
 presses mécaniques 326
 sacs géotextiles 326
 synthèse des points clés 327
 voir aussi lits de séchage plantés et lits de
 séchage non plantés
 dessablage 97, 162–7
 destruction des agents pathogène 9
 chaux hydratée 357
 séchage solaire 363
 traitement de la fraction liquide 280–84
 traitement des boues pour mise en
 décharge ou valorisation en toute
 sécurité 341–58
 développement du consensus dans la
 planification 51–2
 Dhaka, Bangladesh : visites de terrain
 45–7
 digesteur à dôme fixe 170, 177–78, 180
 digestion anaérobie 169
 digesteurs tubulaires 170–1, 172, 177, 178
 déshydratation des boues 326
 discussion de groupe 48–9
 disques biologiques 278

distance entre les habitations et les stations
 de traitement 59–60
 distance entre les stations de traitement et
 les habitations 58–4
 dosage des polymères 217, 223–4

 eau colloïdale 295
 eau de lavage : presses mécaniques 219
 eau grises, définition 3
 eau interstitielle 295
 eau intracellulaire 295
 eau liée, composition de 295
 eaux noires, définition 3
 eaux usées
 cotraitement 100–1, 285–7
 domestiques 3
 normes et recommandations 88–90
 raccordement aux égouts suivi du
 traitement des 17–19
 eaux usées domestiques, définition 3
 eaux usées municipales 285–7
 éclairage 141, 372
 écume *voir* gestion des boues et des écumes
 voir également bassins de décantation et
 de sédimentation
 éducation 26
 émission d'odeurs dans les bassins
 anaérobies 240
 émission d'odeurs des étangs anaérobies 240
 enquête de ménages 51
 entretiens et observation : usagers et presta-
 taires de service 47–9
 entretien et réparation 113–4
 filtres plantés 275
 lagunes aérées 269
 presses mécaniques 217
 environnement
 compostage 344, 350
 conception de presse mécanique 217
 et excreta 8–9
 épaisseurs gravitaires 186, 187, 199–209
 considérations d'exploitation et de
 conception 202–3
 description du système 199–202
 paramètres et méthode de conception
 203–9
 équipement électrique 09, 128
Escherichia coli (*E. coli*) 10, 91, 357, 363
 étangs de maturation 281–4
 exemple de conception 283–4
 considérations d'exploitation et de
 conception 281–2
 paramètres et méthode de conceptions
 282–4
 étude quantitative des risques microbiens
 (EQRM) 89, 337
 évaluation de la charge de pointe par heure
 77–78
 évaluation de la charge hydraulique
 55–61

- évaluation de la charge, *voir* planification pour améliorer le traitement
- évaluation des charges futures 68–72
- évapotranspiration 314
- excreta
 - définition 2
 - exemple de conception 272–73
 - santé publique et environnement 8–9
- exemples de curage négligé et retardé 115
- expérience opérationnelle, évaluation 108
- filtres à bande 214–5, 216, 217, 218, 219, 223
- filtres plantés 273–6
 - considérations de conception et d'exploitation 275
 - description du système 273
 - paramètres et méthode de conception 275–7
 - voir aussi* lits de séchage plantés
- finance 32–5, 111–12
 - commercialisation des plantes faucardées 315
 - construction 109
 - entretien et réparation 116–7
 - valorisation des biosolides 334–36
 - valorisation des boues, traitement supplémentaire 100–1
- fluctuation des charges hydrauliques et organiques 114
- fluide non-newtonien 4
- Flux ou charge
 - atténuation 149–50
 - diagramme de flux des excreta (EFD) 51
 - dimensionnement 147–9
 - tolérance aux variations 76–8
 - vitesse 156–8, 165–7
- Fondation Bill et Melinda Gates 6
- fosses à fond perdues, définition 3
- fosse d'aisance, définition de 3
- fosses et fosses d'aisance 19–20
- fosses Imhoff 127–8, 187–88, 226
- fosses septiques 3, 19
- formation 31–2, 128–19, 367
- géologie et hydrogéologie 1
 - gestion
 - changement potentiel dans la 35–6
 - structures et systèmes pour une exploitation efficace 116–8
 - et systèmes de support 111
 - gestion des boues et des écumes 114
 - gestion municipale 30
 - Giardia intestinalis* 10
- Ghana
 - Accra
 - cocompostage 346
 - curage des boues négligé et retardé 115
 - décharge non encadrée légalement 23
 - étude des pathogènes 347, 348
 - lits de séchage 300–1, 302
 - station de traitement des boues de vidange d'Achimoto 191, 192, 194, 195, 196, 226–7
 - taux de charge 302–3
- Haiti : compostage 346, 349
- helminthes/œufs d'helminthes 10, 24
 - Ascaris* 10, 33, 269, 342, 347, 357, 363, 372
- compostage Ghana 347
- lits de séchage 300–1, 318
- normes et instructions 89, 337, 338, 347
- séchage solaire 363
- stabilisation à la chaux 357
- Trichuris trichiura* 10, 89, 302
- huiles et graisses 97
 - dégrilleurs mécaniques 160
 - retrait des huiles et graisses 167–8
- hydrocyclones 163–4
- hydrogéologie et géologie 62
- images satellite 45–6
- implantation de la station 59–63
- Indonésie
 - Denpasar : presses à bande 216
 - Jakarta
 - aérateur de surface à grande vitesse 267
 - dégrilleurs fins 158–62
 - presses à vis 214, 222
 - Jombang : couverture des lits de séchage 303
 - Palu : planification pour améliorer le traitement 49, 53–4, 59, 61, 66
 - personnel spécialisé 118
 - taux d'accumulation des boues dans les villes 70
 - Surabaya : défaut de construction 127–28
 - Tabanana : chambres de séparation des solides 122, 193, 194, 198, 199
 - Tegal
 - curage des boues négligé et retardé 115
 - discussion de groupe avec les vidangeurs 48–9
 - fosse de dépotage 144
- information
 - et systèmes d'information 111
 - voir aussi* planification pour l'amélioration du traitement
- inondations 61–62, 344, 350
- institutions 274–11
 - et cartes mentales 27–9
 - planification et conception pour une exploitation efficace 116–8
 - structures 29–30
 - systèmes 30–31
 - zone de planification 55–56
- Jakarta *voir* Indonésie

- Kenya
 - canaux de dégrillage dans les stations de traitement des eaux usées 163
 - cocompostage 346
- législation 26–7
- liqueur mixte, matières solides en suspension 280
- lits bactériens 277–8
- lits de décantation et de séchage 187, 209–11
- lits de séchage 187, 188–90
- lits de séchage non plantés 297–311
 - exemple de conception 312–3
 - considérations d'exploitation et de conception 302–5
 - description du système 297–9
 - paramètres et méthode de conception 302–3
 - performance 300–1
- lits de séchage plantés 314–324
 - exemple de conception 325
 - considérations d'exploitation et de conception 319–22
 - description du système 314–7
 - paramètres et méthode de conception 321–4
 - performance 317–8
 - voir aussi* station de traitement utilisant des filtres plantés
- macrophytes et plantes 314–5
- Madagascar : digesteurs tubulaires 170–1, 172, 177
- Malaisie
 - évaluation de la demande future 71
 - sacs géotextiles 326
 - normes de rejet des eaux usées 88
- matières dissoutes 11, 232–3
- matières en suspension (MES) 11, 72, 73, 91, 231, 232–33
 - bassins anaérobies 216–17
 - bassins facultatifs 260
 - cotraitements 285
 - lagunes aérées 266
- matières organiques et matières en suspension : évaluation de la charge en 72–5
- matières sèches (MS) 11, 169, 172, 232
- matières solides en suspension et évaluation de la charge organique 72–5
 - matières en suspension dans la liqueur mixte 280
 - matières volatiles en suspension (MVS) 12
 - voir aussi* matières en suspension (MES)
- matières volatiles (MV, MVS, MV dissoutes) 12, 232–3
- Mexique : digesteurs tubulaires de Sistema Biobolsa 170, 178
- mise en décharge, mise en dépôt 23–4
- Myanmar : camp de personnes déplacées de Sittwe 195, 201, 202, 203, 208–10
- nématodes intestinaux, *voir* helminthes
- nettoyage des dégrilleurs 152–5
- normes and recommandations 88–90
 - OMS 89–90, 337, 338, 347
 - voir aussi* US EPA
- normes de rejet au Royaume Uni 88
- normes and recommandations pour la mise en dépôt et la valorisation des boues 91
- normes de rejet des effluents 88–90
- Objectifs de développement durable 2, 333
- Omniprocasseur Janicki 341
- opérateurs de vidange
 - discussions de groupe 48–9
 - redevance 33
- Organisation mondiale de la Santé
 - recommandations 89–90, 337, 338, 347
- paramètres et méthode de conception 268–72
- partenariat public privé 29, 36, 118
- pathogènes 7
 - exigence de traitement des biosolides pour la valorisation 337
- instructions pour les eaux usées traitées 89–90
- types and quantification 9–11
- personnel
 - besoins en ressources humaines pour les lits de séchage 302, 315, 321
 - capacité et bonnes habitudes opérationnelles 128–32
 - formation 31–2, 128–19, 367
 - recrutement and fidélisation 118
 - voir aussi* opérateurs
- Philippines
 - aire de réception/dépotage 145
 - comparaison des coûts des systèmes mécanisés et non mécanisés 79
 - motivations au niveau local 59
 - taxe de dépotage 24, 33, 36
- pièces de rechange 111, 116–7
- « piping » : biodigestion 176
- plan ou cours d'eau, proximité 62
- planification et conception pour une exploitation efficace 107
 - capacité du personnel et bonnes pratiques d'exploitation 128–32
 - charge admissible et réelle, solutions de mise en cohérence 109
 - conception des processus 113–5
 - conception pour les opérateurs 101–25
 - construction de qualité et soignée 125–27
 - disponibilité des ressources et choix technologiques 110–12

- évaluation de l'expérience
 - opérationnelle 108
- structures et systèmes de gestion 116–8
- synthèse des points clés 133–4
- planification pour l'amélioration du traitement 39–41
 - choix technologique 78–80
 - développement du consensus 51–2
 - et du processus de conception 41, 42
 - évaluation de la charge 62–4
 - hydraulique 66–74
 - organique et de matières en suspension 72–5
 - tolérance aux variations de flux 76–8
 - évaluation initiale et analyse 42–51
 - identification de la zone de planification, de la zone de desserte et de l'implantation de la station 53–62
 - information la situation existante 40
 - objectifs 41
 - synthèse des points clés 81–5
 - pollution de la nappe 344, 350
- plantes
 - plantation et éclaircissage 321
 - revenus de la commercialisation 315
 - types 314–5
- pompes ou pression hydrostatique 110
- pouvoir calorifique 341
- presses à vis 214, 218, 219
 - exemple de calcul de conception 224–5
- presses mécaniques 187, 212–6
 - considérations d'exploitation et de conception 216–7
 - description du système 213–4
 - déshydratation des boues 326
 - paramètres et méthode de conceptions 217–22
 - performance 214–6
 - vue d'ensemble 212–3
- pression hydrostatique 110
- prestataires de service et usagers : entretiens et observations 47–9
- prétraitement 97, 93, 137–8, 139, 179–80
 - voir également* zone de réception
- prix des terrains 61
- procédures d'exploitation standard 130–3
- production de méthane 174–8
- protection des eaux pluviales 300, 302, 350
- protozoaires 10
- puits d'infiltration, définition 3, 19
- pyrolyse 340, 370–1, 372
- qualité du béton 127
- qualité du service 29–30
- radier plat avec muret de protection bas 142–4
- rapport carbone sur azote (C:N) 174, 345, 349–50, 351–52
- rayons infra-rouges 359–60
- réacteur anaérobie à chicane (RAC) 244–54
 - considérations sur la conception et l'exploitation 246–49
 - exemple de conception 255–56
 - paramètres et méthode de conception 250–55
 - performance 246, 247
- réacteur de biofilm à lit mobile 278
- réacteurs de boues activées 278, 279
- réacteurs séquentiels 280
- réception ou dépotage 138–49
 - accès des véhicules et flux de circulation 138–9
 - calibrage des flux 147–9
 - installations 142–47
 - lissage de la charge 149–50
 - traitement préliminaire 97, 102, 137–8, 139, 179–80
- réduction de la teneur en eau 8
 - voir aussi* déshydratation des boues
- réglementation et législation 25–7
- réhabilitation des sols et des forêts 24
- réparation *voir* entretien et réparation ; pièces de rechange
- réseaux d'égouts
 - définition 3
 - suivis du traitement des eaux usées 17–19
- résidents, opposition à l'installation de station de traitement 62–3
- ressources
 - et capacité 31–2
 - et choix technologique 110–12
 - voir également* finance
- ressources et gestion opérationnelle 111
- revenus
 - de la vente des boues traitées 32–33
 - de la vente des plantes 315
- Rwanda : séchage solaire pour la valorisation des boues 367
- Salmonella spp.* 337, 357, 370
- santé
 - et des excreta 7
 - valorisation des biosolides 337–39
- santé et sécurité
 - chaux hydratée 357
 - conception pour la protection 119–20
 - presses mécaniques 217
 - séchage thermique 368
- Schistosoma haematobium* 7, 347
- séchage solaire 361–4
 - considérations d'exploitation et de conception 362–3
 - description du système 361–2
 - paramètres et méthode de conception 363–4
 - performance 362
- sécurité *voir* santé et sécurité ; traitement des boues pour mise en décharge ou valorisation en toute sécurité

Sénégal *voir* Dakar, Sénégal
 séparation solide-liquide 97–8, 102
 contexte 185
 mécanismes 186–7
 objectifs 186
 synthèse des points clés 226–7
 technologies 187–80
 voir aussi technologies spécifiques
 service après-vente du fabricant 111
 solutions aérobie et facultative de traitement
 des liquides 259–73
 solutions de déshydratation 360–9
 solutions de traitement anaérobie de la
 fraction liquide 234–55
 stabilisation 167–77
 aperçu général 167
 biodigesteurs de petite taille 169–79
 digestion aérobie 169
 digestion anaérobie 169
 voir aussi stabilisation à la chaux
 stabilisation à la chaux 168, 355–7
 considérations d'exploitation et de
 conception 358–59
 cotraitement avec les eaux usées
 municipales 286–7
 description du système 355–6
 destruction des pathogènes 280–84
 difficultés et solutions 232–3
 exemple de conception 358
 objectifs 231–32
 paramètres et méthode de conception
 357–8
 revue des processus et des technologies
 234, 235
 solutions anaérobies 234–55
 solutions biologiques aérobies et
 facultatives 259–78
 synthèse des points clés 287–8
 traitement de la fraction liquide 98–99,
 103, 238–92
 stations de transfert 57–8
 stations de transfert mobiles 57
 stockage de longue durée 342–3
 subvention croisée 33–4
 supervision de chantier 125
 surcharges 33
 surveillance
 compostage 349–50
 stabilisation à la chaux 357
 presses mécaniques 219–20
 systèmes autonomes à la parcelle 20
 systèmes de support 111
 systèmes d'assainissement sec 4
 définition 2–3
 types 19–21
 systèmes collectifs ou décentralisés 3,
 19, 20
 systèmes de collecte et de confinement
 conventionnels 19–20
 systèmes hybrides, définition 3, 19

systèmes hydriques/utilisant de l'eau 4
 définition 3
 systèmes individuels ou à la parcelle 3
 systèmes mécaniques
 dégrilleurs fins nettoyés mécaniquement
 159–60
 dispositifs de traitement aérés de façon
 mécanique 278–79
 systèmes mécanisés et non mécanisés
 62–3, 80–1
 curage des boues des biodigesteurs
 176–7
 dégrillage grossier 151–57
 systèmes non mécaniques *voir* systèmes
 mécaniques

 Tananarive, Madagascar : digesteurs
 tubulaires (sacs géotextiles) 170–71,
 172, 177
 taux d'accumulation des boues, par
 personne 68–72
 Tegal *voir aussi* séchage thermique en
 Indonésie 340, 365–9
 considérations d'exploitation et de
 conception 367
 description du système 365, 366
 éventail de performances 367–8
 paramètres et méthode de conception
 367–9
 temps de rétention des boues :
 biodigesteurs 173
 temps de rétention hydraulique (TRH) 173,
 192–4, 196, 205, 206–7
 temps de transport des camions de vidange
 57, 59, 61
 teneur en matières sèches exigée 340–1
 topographie 61–2
 traitement
 indicateurs et mesures clés 9–11
 objectifs 7–8, 42, 87–91
 publications 10–1
 synthèse des points clés 104–5
 unités de traitement et leurs fonctions
 94–100
 voir aussi assainissement urbain
 traitement des boues pour mise en dépôt
 et valorisation en toute sécurité
 333–4, 335
 contraintes et exigences de valorisation
 335–341
 destruction des agents pathogènes
 341–58
 mouches soldats noires 372–3
 normes et recommandations 91
 pyrolyse 340, 370–1, 372
 solutions de déshydratation 360–9
 traitement supplémentaire pour la
 valorisation 100–1, 103–4
Trichuris trichiura 9, 89, 301
 toilettes à fosse 19–20

- toilettes à réservoir amovible (CBS)
 - autres systèmes utilisant une cartouche/
 - réservoir 20
 - systèmes 3
- traitement par les mouches soldats noires 372–4
- travail *voir* opérateurs ; personnel
- US EPA 9, 22–23, 76
 - cotraitement 285–6
 - lagunes aérées 245
 - lits de décantation et de séchage 209
 - normes pour les biosolides de classe A et B 91, 337–10
 - biodigesters 342
 - compostage 347
 - stabilisation à la chaux 357
- utilisateurs et prestataires de service :
 - entretiens et observations 47–9
- utilités *voir* approvisionnement en
 - électricité ; approvisionnement en eau
- valorisation *voir* traitement des boues pour
 - valorisation ou mise en décharge en toute sécurité
- variation de charges organique et hydraulique 114
- véhicules de transport *voir* camions
 - de vidange
- ventilation 302, 321, 350
 - mouches soldats noires 372
 - séchage solaire 361, 362, 364
- vidange des fosses *voir* évaluation de la charge hydraulique
- visites de terrain 45–7
- Zambie
 - dessablage 163
 - digesteur à dôme fixe 170
 - distance entre les stations de traitement et les habitations 59
- zone de desserte d'une station de traitement 55–58
- zone de planification 53–5

LE TRAITEMENT DES BOUES DE VIDANGE

De nombreux pays à revenu faible et intermédiaire connaissent une urbanisation rapide, ce qui crée un besoin de services, notamment d'assainissement. Alors que certains quartiers dans les villes et agglomérations sont équipés d'égouts, la plupart des habitants, en particulier les citoyens pauvres, continuent d'utiliser divers dispositifs d'assainissement individuel. Ceux-ci doivent être vidangés périodiquement et les matériaux qui en sont retirés doivent être traités avant d'être réutilisés ou rejetés dans l'environnement.

Cet ouvrage se penche sur le besoin urgent de traiter des volumes croissants de boues de vidange dans les villes en plein essor des pays du Sud. Il traite de l'influence du contexte urbain sur les exigences en matière de traitement ainsi que de l'ensemble des procédés de traitement des boues de vidange. Il étudie les solutions et les méthodes de conception à chaque étape du traitement, du dépôtage au prétraitement, en passant par la séparation des fractions solides et liquides, les solutions de traitement anaérobie et aérobie jusqu'aux procédés de valorisation agricole ou énergétique. Il fournit des conseils clairs sur les solutions de traitement des boues de vidange et les critères de sélection. L'ensemble des concepts et des méthodes y sont clairement expliqués afin de rendre cet ouvrage accessible à un lectorat non-spécialisé.

Le Traitement des boues de vidange est un ouvrage incontournable pour les responsables de la planification, les ingénieurs des collectivités locales et des services techniques d'État, les ONG, les sociétés d'ingénierie spécialisées dans la planification et la conception des stations de traitement des boues de vidange, les chercheurs et les étudiants en assainissement urbain.

Kevin Tayler est consultant indépendant et professeur honoraire à la *School of Planning and Geography* de l'Université de Cardiff. Ingénieur civil DPLG, il a commencé sa carrière dans la planification et la conception d'ouvrages de traitement des eaux usées au Royaume-Uni, et a ensuite cumulé plus de 35 ans d'expérience dans les pays en développement, principalement auprès des services d'eau et d'assainissement en milieu urbain.

« Cet ouvrage pourrait devenir un manuel de référence pour tous les cours sur l'assainissement dans les pays du Sud. », **professeur Chris Buckley**, groupe de recherche sur la pollution, Université du KwaZulu-Natal, Durban, Afrique du Sud.

« Une ressource opportune qui fournit aux professionnels le soutien technique dont ils ont grand besoin pour diagnostiquer, planifier et gérer les services de GBV. », **Darren Saywell**, directeur, département Eau, AECOM Développement International, États-Unis.



**Practical
ACTION
PUBLISHING**

ISBN 978-1-78853-080-4

