

Gestion des boues de vidange

A man in a white t-shirt and cap is operating a large industrial machine, likely a vacuum truck, with a large corrugated hose and a discharge pipe. The machine is dark blue and has a large red and white striped section. The background is a clear blue sky.

**Approche intégrée
pour la mise en œuvre
et l'exploitation**

**Responsables éditoriaux
Linda Strande
Mariska Ronteltap
Damir Brdjanovic**

GESTION DES BOUES DE VIDANGE

APPROCHE INTÉGRÉE
POUR LA MISE EN ŒUVRE ET L'EXPLOITATION

GESTION DES BOUES DE VIDANGE

APPROCHE INTÉGRÉE

POUR LA MISE EN ŒUVRE ET L'EXPLOITATION

Responsables éditoriaux

Linda Strande

Mariska Ronteltap

Damir Brdjanovic

Coordination de cette édition en langue française

Pierre-Henri Dodane & Philippe Reymond

Publié par IWA Publishing
Alliance House
12 Caxton Street
London SW1H 0QS, UK
Téléphone : +44 (0)207 654 5500
Fax : +44 (0)207 654 5555
Email : publications@iwap.co.uk
Web : www.iwapublishing.com

Adaptation française de la première édition du livre *Faecal Sludge Management: Systems Approach for Implementation and Operation*, publié en 2014.

Référence :

Strande L., Ronteltap M., Brdjanovic D. (Eds.) (2014). *Faecal Sludge Management: Systems Approach for Implementation and Operation*. IWA Publishing. Édition française 2018.

Référence aux chapitres individuels :

[Nom des auteurs] (2014). [Titre du chapitre]. In: Strande L., Ronteltap M., Brdjanovic D. (Eds.), *Faecal Sludge Management: Systems Approach for Implementation and Operation* [numéros de page du chapitre]. IWA Publishing. Édition française 2018.

© 2018 IWA Publishing

Mis à part pour des objectifs de recherche ou d'étude personnelle, de critique ou d'analyse, tels qu'autorisés par la loi britannique UK Copyright, Designs and Patents Act (1998), aucune partie de cette publication ne peut être reproduite, stockée ou transmise sous quelque forme que ce soit sans l'autorisation préalable écrite de la maison d'édition ou, en cas de reproduction photographique, en conformité avec les termes des licences délivrées par la Copyright Licensing Agency au Royaume-Uni, ou, en dehors du Royaume-Uni, en conformité avec les termes des licences délivrées par l'entité appropriée en charge des droits de reproduction. Les demandes de renseignements concernant la reproduction en dehors des termes indiqués ici doivent être envoyées à IWA Publishing à l'adresse indiquée ci-dessus.

La maison d'édition ne prétend en aucune manière, explicite ou implicite, que les informations contenues dans ce livre sont exactes et ne peut être tenue pour responsable des erreurs ou omissions qui auraient pu être faites.

Avertissement

Les informations fournies et les avis donnés dans cette publication ne sont pas nécessairement ceux de l'IWA et ne doivent pas être utilisées sans une analyse indépendante et un conseil qualifié. L'IWA et les auteurs n'accepteront aucune responsabilité pour toute perte ou dommage subi par une personne agissant ou s'abstenant d'agir sur la base d'un élément contenu dans cette publication.

Catalogage avant publication de la British Library.

Un registre de catalogue est disponible pour ce livre auprès de la British Library.

Conception de la couverture originale : Peter Stroo.

Conception graphique originale : Hans Emeis.

Adaptation française : Pierre-Henri Dodane & Philippe Reymond.

Conception graphique de la version française : Audrey Colombié.

ISBN: 9781780409795 (relié)

ISBN: 9781780409801 (ePDF)

À PROPOS DE L'ÉDITION EN LANGUE FRANÇAISE

À travers cette adaptation en langue française du premier livre sur la gestion des boues de vidange, l'équipe de traduction a souhaité transmettre les connaissances de la manière la plus directe, agréable, compréhensible et précise à tous les francophones intéressés par le sujet, qu'ils soient intervenants publics ou privés dans l'un des services de la filière GBV, responsables politiques, entrepreneurs, chefs de projet, ingénieurs, chercheurs ou étudiants. Placées dans vos mains, nous espérons que ces informations contribueront à améliorer la qualité de vie des populations de manière durable et dans un cadre efficace, transparent et évolutif.

Cette édition française est une traduction fidèle de la version originale en anglais parue en 2014. Une mise à jour de certaines références et la mention de quelques initiatives importantes intervenues depuis 2014 ont néanmoins été effectuées, en accord avec les auteurs.

Dans une telle traduction les mots sont importants, car derrière eux se trouvent des idées et parfois des manières de penser. La terminologie française de la gestion des boues de vidange n'étant pas encore entièrement fixée (elle est parfois empruntée à l'anglais), un effort particulier a été fait pour choisir les correspondances les plus appropriées. Dans la recherche d'une adaptation claire de cette façon de conceptualiser l'assainissement qu'entraîne la gestion des boues de vidange, il s'est avéré utile de définir un référentiel particulier. Ainsi, l'expression « gestion des boues de vidange » désigne ici un système d'assainissement dans sa globalité, depuis la collecte des boues dans les fosses jusqu'à leur destination finale. Ce système GBV, que l'on a aussi nommé « filière GBV » et « chaîne de services GBV », englobe les infrastructures (fosses, camions, stations...), les parties prenantes et les services qui y sont associés (vidange, transport, valorisation, exploitation-maintenance...), mais aussi l'organisation institutionnelle et financière qui lie les intervenants et est nécessaire à son bon fonctionnement. La référence aux concepts d'assainissement autonome, collectif, non-collectif, centralisé ou décentralisé a été autant que possible évitée dans un souci de pédagogie, la filière GBV n'étant en effet par essence ni autonome ni individuelle, mais véritablement collective dans l'organisation de toute une chaîne de services dont certains peuvent d'ailleurs être réalisés par des opérateurs publics.

Pour pallier toute confusion sémantique, les mots « dispositifs d'assainissement des ménages » ou encore « dispositifs d'assainissement à la parcelle » ont été choisis pour désigner les fosses septiques, latrines et autres dispositifs que l'on appelle en anglais on site *treatment and containment*. D'autres choix de traduction ont été réalisés, par exemple : « vidangeur » (*collection and transport operator*), « opérateur de service » (*utility*), « exploitation-maintenance » (*operation & maintenance*) ou encore « exigences minimales » (*standards*). Le lexique anglais-français réalisé au cours de la traduction est présenté à la fin de cet ouvrage comme un outil supplémentaire aux praticiens de la GBV francophone, pour mieux pouvoir aborder la littérature et les offres de formation en anglais dans le domaine ainsi que pour contribuer à uniformiser le vocabulaire dans les publications en français à venir. Les choix de vocabulaire

ont été réalisés avec le précieux concours de M. Martin Leménager (AFD), Mme Cléo Lossouarn (SIAAP), M. Christophe Le Jallé (pS-Eau) et M. Julien Gabert (GRET).

Nous souhaitons particulièrement remercier les partenaires financiers AFD, AIMF, SIAAP et AESN pour leur volonté de diffusion des connaissances en direction des populations francophones qui représenteraient aujourd'hui environ 300 millions de locuteurs, soit le 5^e groupe linguistique au monde. Nos remerciements vont aussi à Mme Audrey Colombié pour le nouveau maquetage de la version française ainsi qu'à Mme Lucie Patient pour sa révision orthographique et ses nombreuses suggestions de langage.

Bonne lecture,

Pierre-Henri Dodane

Philippe Reymond



LES RESPONSABLES ÉDITORIAUX

Linda Strande

Dr. Linda Strande est responsable du groupe de Gestion des excréta, des eaux usées et des boues (MEWS) du département Sandec (Assainissement, eau & déchets pour le développement) de l'Eawag (Institut fédéral suisse des sciences et technologies de l'eau). L'objectif principal de ses recherches est le développement de connaissances scientifiques permettant le progrès des technologies durables de gestion des boues de vidange en milieu urbain. Que ce soit dans l'ingénierie ou dans la recherche, elle estime qu'il est toujours important de relier recherche fondamentale et mise en œuvre dans la vie réelle. Dans ce but, elle s'attache à une approche intégrée de la gestion des boues de vidange, qui associe les aspects technologiques, organisationnels et de planification pour aboutir à des systèmes complets et fonctionnels. Actuellement, l'équipe de recherche de Linda Strande met l'accent sur l'optimisation des technologies de traitement, l'innovation dans la valorisation des ressources et les méthodes pour la mise en œuvre des systèmes durables. Linda Strande travaille dans le domaine de l'environnement depuis plus de 15 ans. Elle détient des diplômes interdisciplinaires en ingénierie, en sciences des sols et en mathématiques. Son passé universitaire ainsi que ses vastes expériences internationales lui ont donné une vision globale et une capacité de recherche et d'application des fondamentaux de l'ingénierie environnementale dans des situations complexes et interdisciplinaires.



Mariska Ronteltap

Dr. Mariska Ronteltap est chargée d'enseignement en ingénierie sanitaire à l'UNESCO-IHE (Institute of Water Education), avec 12 années d'expérience sur le terrain. Elle détient un master en ingénierie de l'environnement de l'université de Wageningen et un doctorat conjoint de l'EPF (École polytechnique fédérale de Zurich) et de l'Eawag (Institut fédéral suisse des sciences et technologies de l'eau). Sa thèse de doctorat portait sur la séparation des urines en tant qu'approche innovatrice dans le domaine des technologies des eaux usées, avec un focus particulier sur les aspects chimiques, notamment sur la modélisation thermodynamique. Ses connaissances pratiques dans le domaine de la précipitation des urines en struvite ont été utilisées dans plusieurs projets de recherche pilotes, aussi bien dans les pays à faible revenu qu'aux Pays-Bas. Les principaux thèmes de recherche de Mariska Ronteltap sont la récupération des nutriments



et de l'énergie, la préservation et la valorisation de l'eau ainsi que l'assainissement écologique et durable. Mariska Ronteltap supervise plusieurs projets de doctorat et de mastère sur ces sujets. À travers ses liens avec les organisations et plateformes internationales, elle a pour but de contribuer à la connaissance globale dans ces domaines. Mariska Ronteltap coordonne également plusieurs cours en ligne et cours accélérés à l'UNESCO-IHE et notamment ceux sur la gestion des boues de vidange.

Damir Brdjanovic

Le professeur Damir Brdjanovic est responsable du département Génie environnemental et technologies de l'eau à l'UNESCO-IHE (Institute of Water Education). Sa mission est de contribuer au développement des connaissances en assainissement urbain tout en veillant au renforcement des capacités, avec un intérêt particulier pour les besoins des pays à revenu faible ou intermédiaire. Ses activités de recherche portent sur la gestion intégrée du cycle de l'eau en milieu urbain, notamment l'accès à l'assainissement dans les quartiers pauvres, l'assainissement à la parcelle, le drainage, la collecte des eaux usées, le traitement et la récupération/réutilisation, ainsi que la gestion



des résidus. Son approche intègre les visions centralisées et décentralisées, les technologies avancées comme les technologies à faible coût et les systèmes artificiels comme les systèmes naturels. Le groupe de recherche du professeur Brdjanovic travaille aussi sur l'assainissement d'urgence, l'assainissement centré sur les ressources, la gestion des boues de vidange, le traitement anaérobie, les bioréacteurs à membranes et la gestion des infrastructures. Ses recherches sont menées à travers des travaux expérimentaux en laboratoire, à échelle pilote et à échelle réelle, mais aussi sur la base de modélisation mathématique, de l'appui aux décisions et de l'optimisation des procédés dans leurs applications municipales et industrielles. Le professeur Brdjanovic dirige actuellement un vaste projet de recherche et d'éducation pour l'assainissement en faveur des plus pauvres, financé par la Fondation Bill et Melinda Gates.

AUTEURS PAR ORDRE ALPHABÉTIQUE

Magalie Bassan, Eawag – Institut fédéral suisse des sciences et technologies de l'eau, Suisse	● ▲ ■
Damir Brdjanovic, UNESCO-IHE – Institut d'enseignement sur l'eau, Pays-Bas	● ▲ □
Bipin Dangol, ENPHO – Organisation pour l'environnement et la santé publique, Népal	● ▲ □
Pierre-Henri Dodane, Consultant indépendant, France	● ▲ □
Christine Maria Hooijmans, UNESCO-IHE – Institut d'enseignement sur l'eau, Pays-Bas	● ▲ □
Carlos Manuel Lopez-Vazquez, UNESCO-IHE – Institut d'enseignement sur l'eau, Pays-Bas	● ▲ □
Mbaye Mbégué, ONAS – Office national de l'assainissement du Sénégal, Sénégal	● ▲ □
Georges Mikhael, WSUP – Eau et assainissement en milieu urbain défavorisé, Royaume-Uni	● ▲ □
Berta Moya Diaz-Aguado, Consultante indépendante, Espagne	● ▲ □
Charles Buregeya Niwagaba, Université Makerere, Ouganda	● ▲ □
Ives Magloire Kengne, Université Yaoundé I, Cameroun	● ▲ □
James Edward Ramsay, Consultant indépendant, Royaume-Uni	● ▲ □
Philippe Reymond, Eawag – Institut fédéral suisse des sciences et technologies de l'eau, Suisse	○ ▲ ■
David M. Robbins, Consultant indépendant, USA	● ▲ □
Mariska Ronteltap, UNESCO-IHE – Institut d'enseignement sur l'eau, Pays-Bas	● ▲ □
Linda Strande, Eawag – Institut fédéral suisse des sciences et technologies de l'eau, Suisse	● ▲ □
Elizabeth Tilley, EPF – École polytechnique fédérale de Zurich, Suisse	● ▲ □

PRÉFACE

Doulaye Kone

Après des décennies d'efforts pour la promotion de l'assainissement dans les pays à revenu faible ou intermédiaire, plusieurs pays ainsi que la communauté internationale de l'assainissement se sont rendu compte qu'il est temps de changer d'approche si l'on veut accélérer l'accès à des services de qualité. Depuis l'année 2000, le Programme de suivi commun OMS/UNICEF (Joint Monitoring Program) des Objectifs du millénaire pour le développement (OMD) a systématiquement fait état d'un accroissement de la population des pays à revenu faible ou intermédiaire qui utilise des latrines à fosse, des fosses septiques et des dispositifs qualifiés de « non-améliorés ». On estime aujourd'hui entre 2,1 et 2,6 milliards le nombre de personnes dans les pays à revenu faible ou intermédiaire utilisant des dispositifs d'assainissement à la parcelle, qui produisent chaque jour des tonnes de boues de vidange (BV) non-traitées. Lorsque les fosses septiques et les latrines sont pleines, les boues qui en sont extraites sont en grande partie déversées sans traitement dans les canaux de drainage à ciel ouvert, les champs agricoles, les terrains vagues ou les eaux de surface. La quantité de BV non-traitées déversées en milieu ouvert constitue un risque sérieux pour la santé publique. Le dépotage de BV dans l'environnement par un camion de 5 m³ est l'équivalent de 5 000 personnes pratiquant la défécation à l'air libre. À cela s'ajoute la quantité de matières fécales brutes directement déféquées dans la nature par les 1,1 milliard de personnes qui n'ont toujours pas accès à des toilettes. Les impacts du déversement de ces déchets dans l'environnement sont stupéfiants. La Banque mondiale estime que le déficit en assainissement coûte chaque année au monde 260 milliards de dollars. La mauvaise qualité de l'assainissement contribue au décès de 1,5 million d'enfants par diarrhée chaque année. La diarrhée chronique est aussi un élément responsable de l'insuffisance du développement des enfants, via une assimilation moindre des nutriments essentiels au développement de l'esprit, du corps et du système immunitaire. Elle peut aussi empêcher l'absorption de vaccins sauveurs de vie.

Dans les années 1980, sous l'égide de Roland Schertenleib et de Martin Strauss, l'Institut fédéral suisse des sciences et technologies de l'eau (Eawag) a créé le Département assainissement, eau & déchets pour le développement (Sandec) avec un axe fort de recherche et développement sur la gestion des boues de vidange (GBV). Depuis lors, Sandec a été un pionnier de la recherche pour le développement, l'évaluation et l'essai de solutions d'assainissement, complétée par un programme fort de développement de politiques et de plaidoyer. Il a alimenté et piloté un appel à l'action au niveau mondial sur la question.

Ce livre est une ressource impressionnante qui fait le bilan des avancées scientifiques récentes et des solutions pratiques testées à l'échelle par les professionnels du secteur. Il rassemble les enseignements tirés d'études scientifiques et d'études de cas rigoureuses pour formuler des méthodologies et des solutions opérationnelles pour les planificateurs, les ingénieurs, les scientifiques, les étudiants et les chercheurs. J'ai personnellement coordonné une partie importante et très excitante de ce travail en tant que responsable de programme à Sandec et responsable de l'équipe GBV,

qui plus tard est devenue le groupe Gestion des eaux usées et des excréta (Excreta et Wastewater Management, EWM). Ce livre s'appuie sur l'expérience acquise en Amérique latine (Argentine), en Afrique (Bénin, Burkina Faso, Cameroun, Côte d'Ivoire, Ghana, Kenya, Mali, Nigeria, Sénégal, Togo, Ouganda, Afrique du Sud) et en Asie (Cambodge, Chine, Inde, Indonésie, Malaisie, Philippines, Thaïlande, Vietnam). Il comble des lacunes importantes en matière de connaissances sur la GBV, tout en soulignant les lacunes persistantes et en identifiant de nouveaux domaines d'innovation pour les avancées futures. C'est un manuel précieux pour les professionnels de l'assainissement et les universitaires. Il est tourné vers la pratique et aborde les problèmes auxquels sont confrontés les vrais praticiens (par exemple, les gestionnaires de villes, les bureaux d'ingénierie, les agences de développement).

Depuis sa création, le programme Eau, assainissement et hygiène de la Fondation Bill et Melinda Gates a souligné l'importance stratégique d'améliorer la GBV au niveau mondial. Nous avons impliqué de nouveaux partenaires et soutenu des organisations déjà établies telles qu'Eawag-Sandec et l'UNESCO-IHE pour proposer et promouvoir des solutions qui catalyseront le secteur et auront un impact positif sur la vie des milliards de personnes des pays à revenu faible ou intermédiaire qui n'ont pas accès aux services GBV. Les technologies, les outils de planification de projet, les pratiques d'exploitation et de management des services GBV qui sont partagés dans ce livre aideront les parties prenantes du monde entier à mettre en place des filières d'assainissement fonctionnelles et viables pour le bénéfice des communautés pauvres. Des informations clés sur le potentiel et les limites des technologies, de l'exploitation des services GBV, des entreprises, ainsi que sur la valeur financière et économique de la valorisation aideront chacun à faire de la fourniture de services d'assainissement une filière économique plus durable et plus rentable.

Alors que la communauté mondiale attend avec impatience les solutions post-OMD de 2015, ce paradigme inspirera de nouveaux modèles de partenariat public-privé qui assureront la promotion de services d'assainissement abordables et de qualité, en particulier pour les communautés pauvres où la grande majorité des personnes vit encore avec des toilettes qui ne sont ni connectées à une infrastructure, ni desservies par des services publics.



*Dr. Doulaye Kone
Bill & Melinda Gates Foundation
Seattle, Mars 2014*

REMERCIEMENTS

Partenaires financiers

Version originale

Direction du développement et de la coopération suisse - DDC

Fondation Bill et Melinda Gates – BMGF

Édition française

Agence française de développement - AFD

Association internationale des maires francophones - AIMF

Syndicat interdépartemental pour l'assainissement de l'agglomération parisienne - SIAAP

Agence de l'eau Seine-Normandie - AESN

Contributeurs (par ordre alphabétique)

Benedict Borer

Sally Brown

Chris Buckley

Grover Mamani-Casilla

Kartik Chandran

Manus Coffey

Stefan Diener

Moritz Gold

John Harrison

Halidou Koanda

Doulaye Kone

Neil Macleod

Kate Medicot

Susan Mercer

Martin Mulenga

Josiane Nikiema

Peter Penicka

Selvi Pransiska

Apurva Sahu

Lars Schoebitz

Alyse Schrecongost

Dave Still

Claire Taylor

Lukas Ulrich

Melanie Valencia

Konstantina Velkushanova

Chris Zurbrugg

Relecteurs (par ordre alphabétique)

Isabel Blackett

Olufunke Cofie

George Ekama

Guy Hutton

Florian Klingel

Thammarat Koottatep

Christoph Lüthi

Jennifer McConville

Ashley Murray Muspratt

Kara Nelson

Guy Norman

Jonathan Parkinson

David Robbins

Pippa Scott

Martin Strauss

Steve Sugden

Kevin Taylor

Björn Vinnerås

SOMMAIRE

À PROPOS DE L'ÉDITION EN LANGUE FRANÇAISE	V
LES RESPONSABLES ÉDITORIAUX	VII
AUTEURS PAR ORDRE ALPHABÉTIQUE	IX
PRÉFACE	XI
REMERCIEMENTS	XIII

I - LA SITUATION GLOBALE	1
<i>Linda Strande</i>	
1.1 INTRODUCTION	1
1.2 QUE SONT LES BOUES DE VIDANGE ?	1
1.3 ENJEUX DE LA GESTION DES BOUES DE VIDANGE AU NIVEAU MONDIAL	1
1.4 OBJECTIF DE L'OUVRAGE	5
1.5 CONCEVOIR POUR LA VALORISATION DES PRODUITS	6
1.6 APPROCHE INTÉGRÉE	7
1.7 RESSOURCES DISPONIBLES	13
1.8 BIBLIOGRAPHIE	16

TECHNOLOGIE

II - QUANTIFICATION, CARACTÉRISATION ET OBJECTIFS DE TRAITEMENT DES BOUES DE VIDANGE	19
<i>Charles B. Niwagaba, Mbaye Mbéguéré et Linda Strande</i>	
2.1 INTRODUCTION	19
2.2 QUANTIFICATION DES BOUES DE VIDANGE	20
2.2.1 Méthode de la production de boues	20
2.2.2 Méthode des boues vidangées	22
2.3 CARACTÉRISATION DES BOUES DE VIDANGE	23
2.4 FACTEURS INFLUENÇANT LA QUALITÉ DES BOUES DE VIDANGE	25
2.4.1 Utilisation des toilettes	25
2.4.2 Durée de stockage	25
2.4.3 Débit entrant et infiltration	26
2.4.4 Mode de vidange	26
2.4.5 Climat	26
2.5 FINALITÉ DU TRAITEMENT	27
2.6 OBJECTIFS DE TRAITEMENT	27
2.6.1 Déshydratation	28
2.6.2 Germes pathogènes	28
2.6.3 Nutriments	28
2.6.4 Stabilisation	29
2.7 AUTRES CONSIDÉRATIONS CONCERNANT LE TRAITEMENT	29
2.8 MÉTHODOLOGIES D'ÉCHANTILLONNAGE	30
2.9 CONSTITUANTS PHYSICO-CHIMIQUES	33
2.9.1 Nutriments	33
2.9.2 pH	34
2.9.3 Matières sèches	35
2.9.4 Demande biochimique en oxygène et demande chimique en oxygène	35

2.9.5 Huiles et graisses	36
2.9.6 Sables et gravillons	36
2.9.7 Déchets solides	37
2.10 GERMES PATHOGÈNES CONTENUS DANS LES BOUES DE VIDANGE	38
2.10.1 Choisir un indicateur	40
2.10.2 Bactéries coliformes	40
2.10.3 Helminthes	41
2.10.4 Virus	42
2.11 CONCLUSION	42
2.12 BIBLIOGRAPHIE	43

III - MÉCANISMES DE TRAITEMENT

Magalie Bassan, Pierre-Henri Dodane et Linda Strande

47

3.1 INTRODUCTION	47
3.2 MÉCANISMES PHYSIQUES	48
3.2.1 Séparation gravitaire	48
3.2.2 Filtration	50
3.2.3 Évaporation et évapotranspiration	52
3.2.4 Centrifugation	55
3.2.5 Séchage thermique	55
3.2.6 Dégrillage	56
3.3 MÉCANISMES BIOLOGIQUES	57
3.3.1 Métabolisme	57
3.3.2 Température	58
3.3.3 Types de microorganismes	59
3.3.4 Traitement aérobie	59
3.3.5 Compostage	60
3.3.6 Traitement anaérobie	61
3.3.7 Cycle de l'azote	62
3.3.8 Réduction des germes pathogènes	64
3.4 MÉCANISMES CHIMIQUES	66
3.4.1 Stabilisation alcaline	66
3.4.2 Traitement à l'ammoniaque	67
3.4.3 Coagulation-floculation	67
3.4.4 Autres adjuvants	68
3.4.5 Désinfection des effluents liquides	68
3.5 BIBLIOGRAPHIE	69

IV - MÉTHODES ET DISPOSITIFS POUR LA COLLECTE ET LE TRANSPORT DES BOUES DE VIDANGE

Georges Mikhael, David M. Robbins, James E. Ramsay et Mbaye Mbégué

71

4.1 INTRODUCTION	71
4.2 TÂCHES ET RESPONSABILITÉS	72
4.2.1 Interaction avec les clients	73
4.2.2 Repérage du système à vidanger	74
4.2.3 Déterminer l'accessibilité	75
4.2.4 Outils de travail	76
4.3 PROPRIÉTÉS DES BOUES POUR LA COLLECTE ET LE TRANSPORT	77
4.4 MÉTHODES MANUELLES DE COLLECTE DES BOUES	77
4.4.1 Dispositifs d'assainissement à fûts amovibles	78
4.4.2 Extraction directe	78

4.5 VIDANGE MANUELLE MÉCANISÉE	78
4.5.1 La pompe Gulper	78
4.5.2 La pompe manuelle à diaphragme	80
4.5.3 Le Nibbler	81
4.5.4 Le système MAPET	81
4.5.5 Comparatif des différents équipements	81
4.6 ÉQUIPEMENTS DE VIDANGE MOTORISÉS	83
4.6.1 Motopompe à membrane	83
4.6.2 Motopompe pour eaux chargées	83
4.6.3 Tarière à boues motorisée	84
4.6.4 Le Gobbler	84
4.6.5 Véhicules équipés de pompes à vide	85
4.6.6 Étapes d'une vidange par véhicule équipé de pompe à vide	88
4.6.7 Résumé des systèmes de vidange motorisés	90
4.7 TRANSPORT DES BOUES DE VIDANGE	92
4.7.1 Transport à propulsion humaine	92
4.7.2 Transport motorisé	93
4.7.3 Déversement des boues en station	94
4.8 STATIONS DE TRANSFERT DES BOUES	95
4.8.1 Introduction	95
4.8.2 Les différents types de stations	95
4.8.3 Choix de l'emplacement des stations de transfert	97
4.9 SÉCURITÉ ET PROTECTION DE LA SANTÉ	99
4.9.1 Risques physiques	99
4.9.2 Risques chimiques	99
4.9.3 Risques biologiques	100
4.9.4 Autres risques	100
4.9.5 Réduction des risques	100
4.10 CONCLUSION	100
4.11 BIBLIOGRAPHIE	101

V - PANORAMA DES TECHNOLOGIES DE TRAITEMENT

Mariska Ronteltap, Pierre-Henri Dodane et Magalie Bassan

103

5.1 INTRODUCTION	103
5.2 VUE D'ENSEMBLE	104
5.3 TECHNOLOGIES DE TRAITEMENT BIEN ÉTABLIES	106
5.3.1 Cocompostage	106
5.3.2 Cotraitement en bassins de lagunage	109
5.3.3 Enfouissement en tranchées profondes	110
5.4 TECHNOLOGIES ADAPTÉES DU TRAITEMENT DES BOUES D'ÉPURATION	112
5.4.1 Digestion anaérobie	112
5.4.2 Décanteur-digesteur	113
5.4.3 Incinération	115
5.4.4 Traitements mécaniques	115
5.4.5 Ajout de chaux	117
5.5 TECHNOLOGIES POTENTIELLES	118
5.5.1 Vermicompostage	118
5.5.2 Mouches soldats noires	119
5.5.3 Traitement à l'ammoniaque	120
5.5.4 Séchage thermique et granulation	122
5.5.5 Séchage solaire	124

5.6 CHOISIR UNE TECHNOLOGIE DE TRAITEMENT	124
5.7 CONCLUSION	127
5.8 BIBLIOGRAPHIE	128

VI - BASSINS DE DÉCANTATION ET D'ÉPAISSISSEMENT

Pierre-Henri Dodane et Magalie Bassan

131

6.1 INTRODUCTION	131
6.2 MÉCANISMES DE TRAITEMENT	133
6.2.1 Décantation	133
6.2.2 Épaississement	135
6.2.3 Flottation	135
6.2.4 Digestion anaérobie	135
6.2.5 Zones liquides et solides	136
6.3 CONCEPTION DES BASSINS DE DÉCANTATION ET D'ÉPAISSISSEMENT	136
6.3.1 Caractéristiques des boues de vidange influençant la conception et les mesures en laboratoire	136
6.3.2 Surface et longueur du bassin	138
6.3.3 Volume de l'ouvrage	139
6.3.4 Configuration de l'entrée et de la sortie	140
6.4 EXPLOITATION-MAINTENANCE DES BASSINS DE DÉCANTATION ET D'ÉPAISSISSEMENT	141
6.4.1 Extraction des boues et de l'écume	141
6.4.2 Période de démarrage et variations saisonnières	143
6.5 PERFORMANCE DES BASSINS DE DÉCANTATION ET D'ÉPAISSISSEMENT	143
6.5.1 Séparation solide-liquide	143
6.5.2 Performance de traitement	145
6.6 AVANTAGES ET INCONVÉNIENTS DES BASSINS DE DÉCANTATION ET D'ÉPAISSISSEMENT	145
6.7 EXEMPLE DE DIMENSIONNEMENT D'UN BASSIN DE DÉCANTATION ET D'ÉPAISSISSEMENT	146
6.7.1 Situation initiale	146
6.7.2 Hypothèses de dimensionnement	146
6.7.3 Calculs de dimensionnement	147
6.7.4 Bilan massique	148
6.8 BIBLIOGRAPHIE	149

VII - LITS DE SÉCHAGE NON-PLANTÉS

Pierre-Henri Dodane et Mariska Ronteltap

151

7.1 INTRODUCTION	151
7.2 PRINCIPE DE TRAITEMENT	151
7.3 PARAMÈTRES DE CONCEPTION DES LITS NON-PLANTÉS	152
7.3.1 Facteurs climatiques	152
7.3.2 Types de boues de vidange	153
7.3.3 Charge admissible	154
7.3.4 Épaisseur de la couche de boues	155
7.3.5 Nombre de lits	156
7.3.6 Résumé des paramètres de dimensionnement	156
7.4 MISE EN ŒUVRE D'UN LIT DE SÉCHAGE NON-PLANTÉ	157
7.4.1 Gravier et sable	157
7.4.2 Curage des boues	158
7.5 QUALITÉ DES PRODUITS SORTANTS (BOUES SÉCHÉES ET PERCOLAT)	160
7.6 EXEMPLES DE CONCEPTION	161
7.6.1 Exemple 1	161
7.6.2 Exemple 2	161

7.7 INNOVATIONS ET ADAPTATION DES LITS DE SÉCHAGE	162
7.7.1 Réseau de canalisations de chauffage	162
7.7.2 Séchage sous serre	162
7.7.3 Tamis métallique	163
7.7.4 Additifs	163
7.8 CONCLUSIONS	163
7.9 BIBLIOGRAPHIE	163

VIII - LITS DE SÉCHAGE PLANTÉS

Ives Magloire Kengne et Elizabeth Tilley

165

8.1 INTRODUCTION	165
8.2 MACROPHYTES	167
8.3 MÉCANISMES DE TRAITEMENT	169
8.3.1 Infiltration (percolation)	169
8.3.2 Évapotranspiration	170
8.3.3 Stabilisation/minéralisation	170
8.3.4 Transfert d'oxygène	171
8.4 INDICATEURS DE PERFORMANCE	171
8.4.1 Déshydratation	172
8.4.2 Rétention des nutriments	172
8.4.3 Devenir des métaux lourds	173
8.4.4 Abattement des germes pathogènes	174
8.4.5 Autres considérations	174
8.5 CONCEPTION ET CONSTRUCTION	176
8.6 EXPLOITATION-MAINTENANCE	179
8.6.1 Démarrage	179
8.6.2 Charges applicables et accumulation des boues	180
8.6.3 Fréquence d'alimentation et période de repos	181
8.6.4 Faucardage et reprise des plantes	181
8.6.5 Curage des lits	182
8.6.6 Percolat	182
8.6.7 Facteurs affectant la performance	183
8.7 COÛTS ET BÉNÉFICES	184
8.8 EXERCICE	184
8.8.1 Question pratique	184
8.9 CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS	185
8.10 BIBLIOGRAPHIE	186

IX - COTRAITEMENT DES BOUES DE VIDANGE DANS LES STATIONS DE TRAITEMENT DES EAUX USÉES

Carlos M. Lopez-Vazquez, Bipin Dangol, Christine M. Hooijmans et Damir Brdjanovic

189

9.1 INTRODUCTION	189
9.2 BIODÉGRADABILITÉ ET FRACTIONNEMENT DES BOUES DE VIDANGE	190
9.2.1 Ratios de caractérisation	190
9.2.2 Biodégradabilité et fractionnement	191
9.2.3 Niveau de concentration des boues de vidange	194
9.3 COTRAITEMENT DANS LES STATIONS D'ÉPURATION À BOUES ACTIVÉES	197
9.3.1 Impact sur la performance de traitement et la qualité de l'effluent	197
9.3.2 Impact sur la demande en oxygène	198
9.3.3 Impact sur la production de boues	199

9.3.4 Impacts sur les besoins en aération	200
9.3.5 Impact sur la décantation secondaire	201
9.3.6 Impacts de la dynamique des déversements des boues de vidange	202
9.4 CONSIDÉRATIONS PRATIQUES POUR LE COTRAITEMENT DES BOUES DE VIDANGE DANS LES PROCÉDÉS À BOUES ACTIVÉES	203
9.5 COTRAITEMENT DES BOUES DE VIDANGE PAR VOIES ANAÉROBIES	206
9.5.1 Surcharge en DCO	206
9.5.2 Inhibition par l'ammoniaque	209
9.5.3 Fluctuations de pH	209
9.5.4 Inhibition par les sulfures	210
9.6 CONSIDÉRATIONS PRATIQUES POUR LE COTRAITEMENT DES BOUES DE VIDANGE DANS LES PROCÉDÉS ANAÉROBIES	210
9.7 CONCLUSION	211
9.8 BIBLIOGRAPHIE	213

X - DESTINATION FINALE DES PRODUITS ISSUS DU TRAITEMENT

Ives Kengne, Berta Moya Diaz-Aquado et Linda Strande

217

10.1 INTRODUCTION	217
10.2 POSSIBILITÉS DE VALORISATION	218
10.3 CONSIDÉRATIONS GÉNÉRALES	218
10.3.1 Germes pathogènes	218
10.3.2 Métaux lourds	220
10.3.3 Facteurs sociaux	220
10.4 UTILISATION DES BOUES DE VIDANGE COMME CONDITIONNEUR DE SOL	221
10.4.1 Contenu en nutriments	221
10.4.2 Boues de vidange non-traitées	222
10.4.3 Épandage de boues traitées	223
10.5 UTILISATION DES FLUX LIQUIDES	226
10.5.1 Boues de vidange liquides non-traitées et irrigation	226
10.5.2 Réutilisation et rejet des effluents traités	228
10.6 AUTRES FORMES DE VALORISATION	229
10.6.1 Protéines	229
10.6.2 Fourrage et végétaux	230
10.6.3 Poisson et végétaux	231
10.6.4 Matériaux de construction	232
10.6.5 Biocombustibles	232
10.7 REFUS DE DÉGRILLAGE	239
10.8 BIBLIOGRAPHIE	239

ORGANISATION

XI - EXPLOITATION, MAINTENANCE ET SUIVI DES STATIONS DE TRAITEMENT DES BOUES DE VIDANGE

Magalie Bassan et David M. Robbins

245

11.1 INTRODUCTION	245
11.2 INTÉGRATION DE L'EXPLOITATION-MAINTENANCE DANS LE PROCESSUS DE PLANIFICATION DES STATIONS	247
11.2.1 Emplacement de la station de traitement des boues de vidange	247
11.2.2 Volumes et horaires de dépotage des boues de vidange	248
11.2.3 Disponibilité des ressources	248

11.2.4 Niveau de mécanisation des technologies	249
11.2.5 Utilisation finale ou mise en dépôt des produits issus du traitement	249
11.3 RÉCEPTION DES BOUES DE VIDANGE À LA STATION DE TRAITEMENT	250
11.3.1 Contrôle du trafic	250
11.3.2 Réception des boues de vidange pour le dépotage	250
11.4 PLAN D'EXPLOITATION-MAINTENANCE	251
11.4.1 Procédures d'exploitation	251
11.4.2 Procédures de maintenance	253
11.5 GESTION DES ÉQUIPEMENTS ET DES CONSOMMABLES	253
11.6 SUIVI	254
11.6.1 Suivi des paramètres physico-chimiques et microbiologiques	256
11.6.2 Manuel d'analyses	257
11.7 TENUE DE REGISTRES	258
11.7.1 Cahier d'exploitation	258
11.7.2 Rapports de réception des boues de vidange	260
11.7.3 Fiches d'exploitation des unités de traitement	260
11.7.4 Interprétation et communication des données techniques	260
11.8 SÉCURITÉ DANS LES STATIONS DE TRAITEMENT	261
11.8.1 Santé et sécurité	261
11.8.2 Équipements de protection individuelle	262
11.8.3 Contrôle des infections	263
11.8.4 Contacts et procédures en cas d'urgence	263
11.8.5 Protection contre les chutes et les risques de noyade	263
11.8.6 Travail dans les espaces confinés	264
11.8.7 Sécurité électrique	264
11.9 GESTION ADMINISTRATIVE	264
11.9.1 Procédures financières	265
11.9.2 Gestion des ressources humaines	265
11.9.3 Recrutement, rôles et responsabilités	266
11.10 COORDINATION	269
11.11 PÉRIODE DE DÉMARRAGE	269
11.12 BIBLIOGRAPHIE	271

XII - CADRE INSTITUTIONNEL DE LA GESTION DES BOUES DE VIDANGE

<i>Magalie Bassan</i>	273
12.1 INTRODUCTION	273
12.2 FACTEURS DE SUCCÈS	274
12.3 ENVIRONNEMENT RÉGLEMENTAIRE PROPICE	277
12.4 SCHÉMAS INSTITUTIONNELS	280
12.4.1 Vue générale de l'organisation de la filière	280
12.4.2 Répartition des rôles entre les acteurs de la filière	283
12.4.3 Dispositions institutionnelles pour la vidange et le transport	285
12.4.4 Dispositions institutionnelles pour le traitement	287
12.4.5 Dispositions institutionnelles pour l'utilisation finale ou la mise en décharge	289
12.5 BIBLIOGRAPHIE	290

XIII - TRANSFERTS FINANCIERS ET RESPONSABILITÉS AU SEIN DE LA FILIÈRE GBV	293
<i>Elizabeth Tilley et Pierre-Henri Dodane</i>	
13.1 INTRODUCTION	293
13.2 MODÈLES FINANCIERS	294
13.2.1 Parties prenantes impliquées	294
13.2.2 Transferts financiers	295
13.3 MODÈLES DE FLUX FINANCIERS	299
13.4 FOCUS SUR L'ENTREPRISE DE VIDANGE	307
13.4.1 Perspectives	307
13.4.2 Étude de cas	309
13.4.3 Données	310
13.5 BIBLIOGRAPHIE	311
 PLANIFICATION	
 XIV - ÉVALUATION DE LA SITUATION INITIALE	315
<i>Philippe Reymond</i>	
14.1 INTRODUCTION	315
14.2 OUTILS ET MÉTHODES POUR LA COLLECTE DE DONNÉES	317
14.2.1 Revue documentaire	318
14.2.2 Entretiens semi-structurés	318
14.2.3 Enquêtes au niveau des ménages	319
14.2.4 Observations qualitatives de terrain	322
14.2.5 Cartographie	323
14.2.6 Analyses de laboratoire	325
14.2.7 Analyse des forces, faiblesses, opportunités et menaces	325
14.3 DONNÉES À COLLECTER	327
14.3.1 Contexte général	327
14.3.2 Secteur de l'assainissement	327
14.3.3 Profil des vidangeurs, motorisés et manuels	328
14.3.4 Pratiques au niveau domestique	329
14.3.5 Cadre législatif et réglementaire	329
14.3.6 Évaluation des paramètres de dimensionnement	330
14.3.7 Données climatiques	331
14.3.8 Données spatiales et structurelles de la ville	331
14.3.9 Pratiques de réutilisation et études de marché	333
14.4 CARACTÉRISATION, ÉVALUATION ET SÉLECTION DES SITES DE TRAITEMENT	335
14.4.1 Identification des sites de traitement	336
14.4.2 Critères de caractérisation et d'évaluation	336
14.4.3 Nombre de sites	338
14.4.4 Boues issues de la vidange manuelle	339
14.5 BIBLIOGRAPHIE	340
 XV - ANALYSE DES PARTIES PRENANTES	343
<i>Philippe Reymond</i>	
15.1 INTRODUCTION	343
15.2 ANALYSE DES PARTIES PRENANTES : POURQUOI ET COMMENT	344
15.3 IDENTIFICATION DES PARTIES PRENANTES	346
15.3.1 Parties prenantes de la gestion des boues de vidange	347
15.3.2 Différences entre villes grandes et moyennes	349

15.4 CARACTÉRISATION DES PARTIES PRENANTES	349
15.4.1 Informations à collecter	349
15.4.2 Influence et intérêt	351
15.4.3 Critères de sélection pour les parties prenantes clefs	352
15.4.4 Synthèse des principales caractéristiques et besoins d'implication des parties prenantes.	353
15.4.5 Problèmes concrets rencontrés par les parties prenantes	353
15.5 DANS LA PRATIQUE : SÉLECTION ITÉRATIVE DES PARTIES PRENANTES CLEFS	357
15.5.1 ÉTAPE 1 : Identification et caractérisation préliminaire des parties prenantes	358
15.5.2 ÉTAPE 2 : Caractérisation et sélection des parties prenantes clefs	361
15.5.3 ÉTAPE 3 : Réévaluation des parties prenantes clefs par rapport aux options validées	362
15.5.4 ÉTAPE 4 : Réévaluation par rapport au plan d'action	365
15.5.5 ÉTAPE 5 : Réévaluation avant l'inauguration de la station de traitement des boues de vidange	366
15.6 BIBLIOGRAPHIE	366

XVI - IMPLICATION DES PARTIES PRENANTES

<i>Philippe Reymond et Magalie Bassan</i>	367
16.1 INTRODUCTION	367
16.2 DE L'IMPORTANCE D'IMPLIQUER LES PARTIES PRENANTES	368
16.3 NIVEAUX DE PARTICIPATION	369
16.3.1 De l'information à la délégation	370
16.3.2 Détermination du niveau de participation sur la base de l'analyse des parties prenantes	371
16.3.3 Matrice de participation des parties prenantes	371
16.4 OUTILS D'IMPLICATION	372
16.4.1 Liste des outils d'implication	373
16.4.2 Choix des outils d'implication	375
16.5 JALONS ET TÂCHES TRANSVERSALES	379
16.5.1 Principaux jalons du processus de planification	379
16.5.2 Sensibilisation	379
16.5.3 Formation et renforcement de capacités	380
16.6 RÉPARTIR ET FORMALISER LES RÔLES ET RESPONSABILITÉS	383
16.6.1 Documents de formalisation	384
16.6.2 Diagramme des relations	385
16.7 BIBLIOGRAPHIE	390

XVII - PLANIFICATION D'UN SYSTÈME INTÉGRÉ DE GESTION DES BOUES DE VIDANGE

<i>Philippe Reymond</i>	391
17.1 INTRODUCTION	391
17.2 LE BESOIN D'UNE APPROCHE INTÉGRÉE	395
17.2.1 Comprendre et améliorer les conditions-cadres	397
17.2.2 Importance de l'aspect participatif	398
17.3 APPROCHE DE PLANIFICATION ET CADRE LOGIQUE	401
17.3.1 Études exploratoires et préalables	404
17.3.2 Étude de faisabilité	405
17.3.3 Développement du projet détaillé - plan d'action	406
17.3.4 Mise en œuvre	407
17.3.5 Suivi et évaluation	407

17.4 SÉLECTION DE SOLUTIONS TECHNIQUES ADAPTÉES AU CONTEXTE	408
17.4.1 Association de services	408
17.4.2 Critères de choix des solutions de traitement	409
17.4.3 Approche par élimination	410
17.4.4 Schématisation d'un système d'assainissement	414
17.5 BIBLIOGRAPHIE	416

XVIII - LES ORIENTATIONS POUR LE FUTUR

Linda Strande

417

18.1 INTRODUCTION	417
18.1.1 Reconnaître l'importance de la gestion des boues de vidange	420
18.1.2 Mettre en place les cadres structurants et les responsabilités	421
18.1.3 Améliorer la dissémination des connaissances et le développement des capacités	422
18.1.4 Créer des modèles économiques et des modes de tarification durables	424
18.1.5 Mettre en œuvre des méthodologies de planification intégrées	426
18.1.6 Développer des technologies adaptées	428
18.2 CARACTÉRISATION DES BOUES DE VIDANGE	429
18.3 COLLECTE ET TRANSPORT	429
18.4 TECHNOLOGIES DE TRAITEMENT SEMI-CENTRALISÉES	429
18.5 DISPOSITIFS D'ASSAINISSEMENT AU NIVEAU DES MÉNAGES	431
18.6 VALORISATION	432
18.7 REMARQUES FINALES	432
18.8 BIBLIOGRAPHIE	432

LEXIQUE ANGLAIS-FRANÇAIS DE LA GBV

435

TERMINOLOGIE GÉNÉRALE	435
PRODUITS ET MATIÈRES	437
DISPOSITIFS D'ASSAINISSEMENT À LA PARCELLE	437
VIDANGE ET ÉVACUATION	438
TRAITEMENT (BOUES ET EAUX)	439
PARAMÈTRES & MÉCANISMES DE TRAITEMENT	441
DESTINATION FINALE	442

LA SITUATION GLOBALE

Linda Strande

1.1 INTRODUCTION

Le besoin au niveau mondial pour des solutions de gestion efficace et durable des boues de vidange est grand. La gestion des boues de vidange (GBV) est un domaine relativement nouveau qui est en train de se développer rapidement et de gagner en reconnaissance. Ce chapitre fournit une introduction à ce qu'est la GBV et aux défis particuliers qu'elle représente. Il donne un aperçu de l'approche intégrée pour sa planification, sa mise en œuvre et son exploitation-maintenance, et liste quelques ressources supplémentaires disponibles sur internet.

1.2 QUE SONT LES BOUTS DE VIDANGE ?

Les boues de vidange (BV) proviennent de dispositifs d'assainissement au niveau domestique. Elles n'ont pas été transportées via un égout. Elles sont fraîches ou partiellement digérées, sous forme de jus ou bien pâteuses. Elles résultent de la collecte, du stockage ou du traitement primaire de mélanges d'excreta et d'eaux noires, avec ou sans eaux grises. Les dispositifs d'assainissement au niveau domestique (ou « à la parcelle ») sont par exemple des latrines à fosse simple, étanche ou non, des blocs sanitaires non-connectés aux égouts, des fosses septiques ou encore des toilettes sèches. La GBV comprend le stockage initial, la collecte, le transport, le traitement et la valorisation sans danger ou la mise en décharge des boues de vidange. Celles-ci sont très disparates en termes de consistance, de quantité et de concentration.

1.3 ENJEUX DE LA GESTION DES BOUES DE VIDANGE AU NIVEAU MONDIAL

Les besoins en assainissement de plus de 2,7 milliards de personnes dans le monde sont couverts par les dispositifs d'assainissement à la parcelle, chiffre qui devrait atteindre 5 milliards d'ici 2030 (figure 1.1).

S'il est communément considéré que ces dispositifs d'assainissement à la parcelle répondent aux besoins en assainissement dans les zones rurales, environ un milliard d'entre elles sont situées en zones urbaines. Dans de nombreuses villes, ces dispositifs sont beaucoup plus utilisés que les systèmes d'assainissement avec égouts. Par exemple, en Afrique subsaharienne, ce sont 65 à 100 % de l'accès à l'assainissement dans les zones urbaines qui sont assurés via des dispositifs d'assainissement à la parcelle (Strauss *et al.*, 2000).

Néanmoins, bien qu'un grand nombre d'habitants des villes des pays à revenu faible ou intermédiaire utilisent des dispositifs d'assainissement à la parcelle, il n'existe généralement pas de filière de gestion des boues de vidange. Il est évident que la gestion des boues constitue un besoin crucial auquel il faut répondre et qu'elle continuera à jouer un rôle essentiel dans le domaine de l'assainissement au niveau mondial à l'avenir.

Dans le passé, la gestion des boues provenant des installations domestiques n'a pas été une priorité ni pour les ingénieurs ni pour les municipalités, et elle n'a reçu que très peu d'attention, voire aucune. Plusieurs générations d'ingénieurs ont considéré que les réseaux d'égouts étaient la solution la plus viable et la plus durable pour répondre aux besoins en matière d'assainissement. Les dispositifs à la parcelle étaient classiquement considérés comme des solutions temporaires avant que des réseaux d'égouts puissent être construits. Cette conception repose sur l'efficacité de cette approche en Europe et en Amérique du Nord, dans les villes où l'eau est généralement disponible en quantité, ainsi que sur les cursus de formation inadaptés des ingénieurs ou sur une préférence des banques de développement et des gouvernements pour les investissements d'infrastructures à grande échelle.

Pourtant, le développement de réseaux d'égouts conventionnels ne pourra probablement pas tenir le rythme de l'expansion urbaine rapide typique des pays à revenu faible ou intermédiaire. De plus, les égouts et les stations d'épuration des eaux usées mis en place dans ces contextes connaissent souvent des dysfonctionnements.

Au cours des 15 dernières années, la manière de penser des ingénieurs au niveau international s'est peu à peu modifiée. Les gens commencent à considérer les dispositifs d'assainissement au niveau domestique (ou à la parcelle) non seulement comme des solutions viables à long terme, mais aussi certainement comme la solution la plus durable à bien des égards, en comparaison avec les systèmes reposant sur les égouts, qui sont financièrement coûteux et requièrent plus de ressources. Il est démontré qu'en zone urbaine, dans certaines conditions, le coût global du système d'assainissement GBV est cinq fois moindre que celui des solutions conventionnelles reposant sur les égouts (Dodane *et al.*, 2012).

≈ 2.7 milliards de personnes dans le monde utilisent des dispositifs d'assainissement impliquant la gestion des boues de vidange.

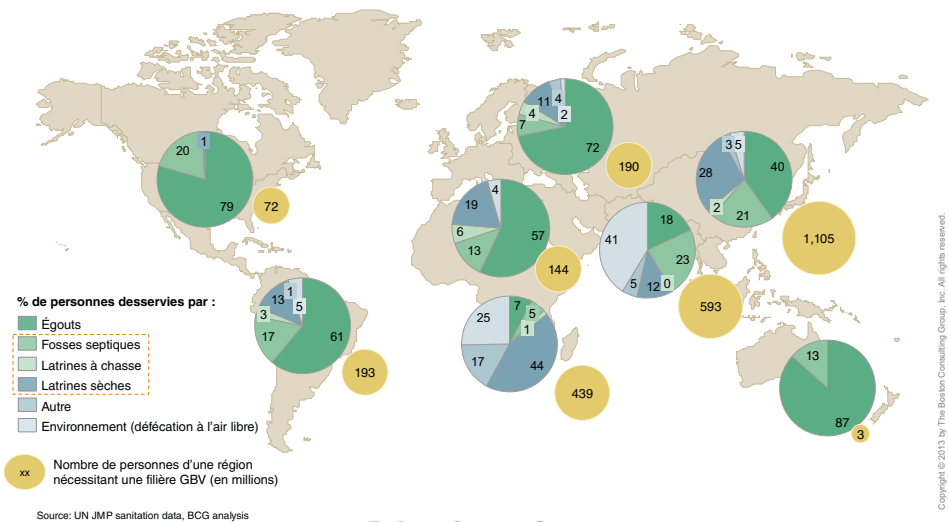


Figure 1.1 : Proportion de la population mondiale desservie par des dispositifs d'assainissement à la parcelle (reproduit avec la permission du Boston Consulting Group, 2013).

Accroître l'accès à l'assainissement est une priorité à l'échelle mondiale. Actuellement, un enfant sur cinq meurt de maladies diarrhéiques, ce qui est un taux supérieur aux décès cumulés engendrés par le sida, le paludisme et la rougeole (UNICEF et OMS, 2009).

En plus des avantages pour la santé, l'assainissement amélioré présente des avantages économiques considérables. Par exemple, le rendement d'un dollar américain (USD) investi dans l'amélioration de l'eau et de l'assainissement dans les pays à revenu faible ou intermédiaire est de 5 à 46 dollars selon le type d'intervention (Hutton *et al.*, 2007).

Si les progrès accomplis dans le cadre des Objectifs du millénaire pour le développement (OMD) ont permis d'augmenter l'accès aux installations d'assainissement améliorées¹, ce meilleur accès ne s'arrête pas à la construction de dispositifs domestiques. La promotion des installations à la parcelle a certes considérablement réduit la défécation à l'air libre, néanmoins, sans solution ni financement pour la collecte, le transport et le traitement des boues, elle a également entraîné dans de nombreux cas une crise de gestion des boues de vidange, avec des impacts significatifs sur la santé humaine et environnementale. Pour cette raison, les Objectifs du développement durable (ODD) incluent désormais toute la chaîne de l'assainissement.

Les dispositifs d'assainissement à la parcelle peuvent être considérés comme des solutions viables et plus abordables, mais seulement si toute la chaîne de services est gérée de manière adéquate, en particulier la collecte, le transport, le traitement et la valorisation sans danger ou la mise en dépôt. Si la GBV n'est pas organisée de manière opérationnelle, les boues de vidange accumulées dans les fosses des latrines finiront probablement dans l'environnement local sans avoir été traitées (figure 1.2). Il en résultera une pollution omniprésente de l'environnement par des agents pathogènes, sans barrière pour éviter le contact avec les personnes, et donc sans protection de la santé publique. Par exemple, à Dakar, seules 25 % des boues qui s'accumulent dans les installations d'assainissement domestiques sont collectées et transportées vers les stations de traitement des boues de vidange (STBV) officielles (BMGF, 2011). Ainsi, lors de l'élaboration des objectifs d'assainissement et de la mise en œuvre d'un projet, il est impératif de considérer toute la filière d'assainissement et de ne pas intervenir seulement au niveau des ménages en leur fournissant des toilettes.

La gestion efficace des boues de vidange implique une interaction entre diverses personnes et les organisations publiques, privées et civiles à chaque étape de la filière, depuis l'utilisateur de toilettes au niveau domestique à l'utilisateur final des boues traitées, en passant par les entreprises de collecte et de transport ainsi que les exploitants des stations de traitement. Les systèmes d'assainissement égouts-station et GBV peuvent être complémentaires et existent d'ailleurs souvent côte à côte dans les pays à revenu faible ou intermédiaire. Le Japon constitue également un exemple très réussi de ce modèle de gestion, où les deux systèmes coexistent avec succès en zone urbaine (Gaulke et Johkasou, 2006).

¹ Cible 7C - Réduire de moitié le nombre de personnes n'ayant pas accès à un assainissement « amélioré ». L'accès amélioré est ici défini comme l'accès à un dispositif qui sépare hygiéniquement les excréta humains de la population. Il s'agit notamment de : toilettes à chasse d'eau, branchement à un réseau d'égouts, branchement à des fosses septiques, latrines à fosse simple avec chasse, latrines ventilées améliorées et toilettes à compost.



Figure 1.2 : Boues de vidange issues de latrines directement déversées dans un canal de drainage à Kampala, Ouganda (gauche), et vidange des boues d'une fosse septique à proximité d'une habitation à Dakar, Sénégal (photos : Linda Strande).

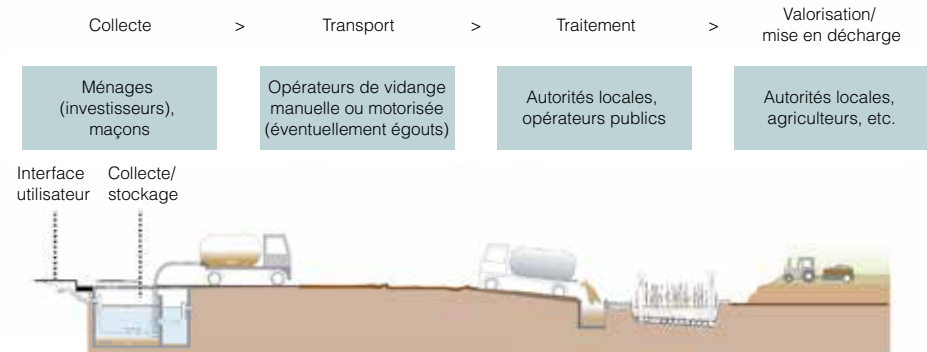


Figure 1.3 : Assainissement et filière de gestion des boues de vidange (Parkinson et al., 2013).

La chaîne complète d'un système d'assainissement est illustrée figure 1.3. La composante GBV concerne plus spécifiquement la collecte, le transport, le traitement et la valorisation sans danger ou la mise en décharge des BV.

La conception des dispositifs et des équipements domestiques pour réduire les volumes de boues à ce niveau sont abordés plus en détail dans le *Compendium des systèmes et technologies d'assainissement*, disponible sur le site web de Sandec (Tilley et al., 2014 - www.sandec.ch/compendium_fr).

Les déficiences dans la chaîne de services GBV sont nombreuses. On peut citer : le manque de moyens financiers des ménages pour bénéficier de services de vidange professionnels, la difficulté d'accès aux habitations des camions de vidange à cause de voies ou de chemins trop étroits, le manque de ressources financières des entreprises de vidange pour transporter les BV sur de grandes distances, ou encore l'absence de sites officiels de dépôtage et de traitement des boues.

Dépasser ces lacunes et concevoir des systèmes GBV fonctionnels et durables nécessite une approche systémique qui s'intéresse à chaque étape de la filière. Pour progresser vers des services complets et fonctionnels, le présent ouvrage développe une approche intégrée comprenant les trois niveaux que sont la technologie, l'organisation de la filière et la planification des projets.

1.4 OBJECTIF DE L'OUVRAGE

Développer des solutions pour la gestion des boues de vidange est un enjeu international important. Les connaissances sur la gestion des boues de vidange ont un siècle de retard sur celles concernant la gestion des eaux usées. Néanmoins, la GBV se développe aujourd'hui rapidement et gagne en reconnaissance, comme le montrent de nombreux exemples récents où les municipalités adoptent la GBV dans leur planification urbaine (par exemple à Dakar, Sénégal, et à Ouagadougou, Burkina Faso) ou encore à travers l'engagement d'organisations comme la Fondation Bill et Melinda Gates qui investit beaucoup dans le domaine.

Récemment, des expériences à échelle pilote comme à échelle réelle ont commencé à être disponibles, mais la pratique a encore de la peine à suivre. La prise de conscience de la nécessité de la gestion des boues de vidange accroît le besoin de développer des solutions.. Les connaissances existantes étant encore insuffisamment diffusées, cet ouvrage a pour objectif de mettre à disposition des lecteurs une approche intégrée et complète pour la gestion des boues de vidange dans les zones urbaines et périurbaines des pays à revenu faible ou intermédiaire. Le but est de contribuer à pallier le manque d'informations disponibles en rassemblant et en présentant l'état actuel des connaissances dans le domaine.

Ce livre cible les étudiants et les praticiens du domaine qui réalisent ou réaliseront la conception, la planification, la promotion ou la gestion d'un système d'assainissement GBV. Le livre offre une approche intégrée globale, incluant une vue d'ensemble, des recommandations pour la conception des technologies de traitement, des considérations essentielles pour la bonne organisation de la filière, ainsi qu'une méthodologie pour la mise en œuvre des projets, afin que tous les points clefs soient pris en compte pour permettre la durabilité du système à long terme. Le livre nécessite des connaissances de base en matière d'assainissement et de traitement des eaux usées.

L'ouvrage a été conçu pour apporter aux lecteurs : une meilleure compréhension des aspects concernant le traitement, l'organisation et la planification de la filière GBV ; une capacité d'identification des technologies de traitement les mieux adaptées au contexte ; une compréhension des mécanismes et des modes de conception de certaines technologies de traitement. Il leur permettra de communiquer sur les aspects clefs de la gestion des boues de vidange avec les parties prenantes impliquées dans les projets, en particulier les responsables opérationnels et les décideurs. Le livre se veut aussi un outil pertinent pour les membres des services municipaux et des services d'assainissement au niveau national, les consultants, les organismes financeurs, les décideurs et les fournisseurs de services privés afin d'élargir leur connaissance, leur compréhension et leur vue d'ensemble d'un système d'assainissement GBV intégré.

L'ouvrage a été organisé comme un outil pédagogique avec les éléments types d'un manuel d'apprentissage. Chaque chapitre comprend la définition des objectifs pédagogiques afin que le lecteur sache ce qu'il peut en attendre. En fin de chapitre, des questions aident à l'autoévaluation de l'atteinte des objectifs pédagogiques. Des exercices illustrent, à chaque fois que cela est utile,

la façon dont les calculs ont été faits, et des cas pratiques soulignent l'importance des leçons apprises sur le terrain. Le livre peut ainsi être utilisé comme base de cours. Il est actuellement utilisé dans le cadre d'un module de trois semaines sur la GBV et d'un cours en ligne du programme de l'Institut pour l'éducation à l'eau de l'UNESCO-IHE, ainsi que dans le cours en ligne de masse (MOOC) de l'Eawag-Sandec dédié à la gestion des boues de vidange (www.eawag.ch/mooc).



Figure 1.4 : Promotion 2014-2016 du mastère spécialisé en ingénierie sanitaire à l'UNESCO-IHE (photo : UNESCO-IHE).

1.5 CONCEVOIR POUR LA VALORISATION DES PRODUITS

Lors de la conception des technologies de traitement, il est recommandé de commencer par déterminer la destination finale des matières solides et liquides, en valorisation ou mise en décharge, de sorte que l'objectif de traitement soit pris en compte dès le départ dans la conception. La connaissance des possibilités de valorisation ou de mise en décharge permet de concevoir une technologie de traitement en fonction des caractéristiques requises pour la destination finale. Par exemple, le niveau de désinfection ou de séchage des boues seront très différents si le produit final souhaité est un compost utilisé pour les cultures vivrières ou s'il s'agit d'un combustible pour l'industrie. Le choix du traitement est donc étroitement lié au contexte. Il doit aussi intégrer les réglementations locales et celles de la demande du marché pour les produits issus du traitement. De la même manière que les bio-solides sont classifiés en classe A et en classe B aux États-Unis, la BV doit être traitée pour un niveau de désinfection adapté à sa destination finale. Ce principe est important pour assurer une qualité adéquate des produits finaux et pour que les installations de traitement ne soient ni surdimensionnées (gaspiillage de ressources financières) ni sous-dimensionnées (risques pour la santé publique et l'environnement).

La valorisation des produits issus du traitement en tant que ressource doit être considérée comme un objectif autant que possible. Néanmoins, le premier objectif du traitement reste évidemment la protection de la santé publique. Dans de nombreux pays à revenu faible ou intermédiaire, la réglementation relative à la réutilisation des boues n'existe pas et/ou n'est pas appliquée. En l'absence d'un environnement réglementaire local adéquat, les objectifs de qualité deviennent une

décision sociétale. À l'inverse, des réglementations trop strictes ont également un impact négatif en empêchant la prise de mesures pragmatiques.

Afin d'assurer une protection adéquate de la santé publique, il est recommandé de suivre le principe des barrières multiples, comme indiqué au chapitre 10 « Destination finale des produits issus du traitement ». Les apports financiers provenant de la vente des produits finaux peuvent également contribuer à la pérennité des installations de traitement, à travers l'équilibrage des coûts de fonctionnement des stations via l'apport de recettes, pour aider à garantir la qualité du traitement. La valorisation bénéficie aussi à la société via la récupération de ressources. Ce type de solution est étroitement lié au contexte et doit tenir compte de la demande du marché local pour valoriser au mieux les produits issus du traitement, les situations variant considérablement d'un marché à l'autre (Diener *et al.*, 2014).

1.6 APPROCHE INTÉGRÉE

Pour une mise en œuvre et une exploitation-maintenance durables, la GBV nécessite une approche intégrée embrassant à la fois les aspects de technologie, d'organisation de la filière et de planification, comme illustré sur la figure 1.5. Les chapitres de ce livre sont structurés selon ces trois axes, comme indiqué par les codes couleurs respectifs. Il est important de comprendre comment ces axes se croisent pour former un cadre qui guidera le praticien depuis la phase initiale de planification du projet à sa mise en œuvre, jusqu'à la gestion opérationnelle du système. Cette approche multidisciplinaire et multicomposante du système d'assainissement GBV est nécessaire pour garantir que les boues de vidange brutes soient évacuées, ne restent plus au niveau des ménages, mais soient traitées de manière adéquate et efficace. En effet, la vidange des boues d'un ménage relève de l'intérêt privé, mais la filière GBV relève de l'intérêt public, ce qui implique une réglementation adaptée et son application par l'autorité publique en charge. Si la gestion correcte des BV n'est pas réalisée à tous les niveaux, elle n'aura pas d'impact significatif sur la communauté dans son ensemble. Il faut qu'il y ait un engagement collectif pour que les bénéfices en termes de santé publique soient atteints. Cela nécessite un engagement fort du secteur public, avec des politiques publiques efficaces, développées et appliquées convenablement pour induire une compréhension et une adhésion des parties prenantes (Klingel *et al.*, 2002). Ces thèmes sont abordés dans les parties Planification et Organisation.

L'aspect technologique, bien que composante essentielle de la filière GBV, ne peut pas être considéré de manière isolée. Les méthodologies de planification et d'organisation opérationnelle du système telles que présentées dans ce livre aideront à poser le socle sur lequel construire des systèmes d'assainissement GBV réussis et durables. Elles sont nécessaires dans la première phase de conception du système, mais également pour assurer un succès durable des projets. Dans l'idéal, comme présenté dans la partie Planification, l'ensemble des parties prenantes doivent être convaincues de la nécessité du projet et y participer de manière volontaire, en particulier les autorités publiques, les entrepreneurs fournissant les services de transport et de traitement, ainsi que les communautés bénéficiaires desservies. Des approches permettant d'accroître l'implication des parties prenantes aideront à maintenir leur participation sur le long terme pour la réussite du système et à bénéficier d'un retour d'expérience pour une amélioration continue. Cela peut être facilité par une définition claire des responsabilités ainsi que des mécanismes de communication et de coordination dans les différentes phases de planification.

L'approche intégrée de planification contribuera à assurer une implication durable et une gestion robuste sans lesquelles les technologies mises en œuvre dans ces contextes de développement ne fonctionnent pas à long terme.

Dans ce livre, la partie Planification comprend l'analyse de la situation initiale (identifier les intervenants et leurs interactions, comprendre la situation existante, élaborer des objectifs), le développement de solutions adaptées (notamment dans leurs aspects institutionnels, financiers et techniques) et la définition de la meilleure stratégie pour la mise en œuvre du projet (Klingel *et al.*, 2002). Elle couvre les aspects organisationnels, institutionnels, financiers, juridiques et techniques de toute la filière GBV, depuis la collecte et le transport jusqu'à la mise en dépôt ou la valorisation finale des produits issus du traitement, ce qui est nécessaire pour coordonner et assurer des niveaux de services variés et complexes avec des parties prenantes aux intérêts divers. Cette approche de planification de la gestion des boues de vidange implique de comprendre et de satisfaire les intérêts des différentes parties prenantes, leurs besoins et leurs contraintes, à travers la mise en place d'un cadre institutionnel adapté, de mécanismes financiers appropriés et de capacités renforcées. Ce type de planification intégrée permettra d'éviter les erreurs constatées sur les projets passés, comme par exemple la localisation d'une station de traitement des boues de vidange en périphérie d'une ville, là où le terrain est disponible et relativement peu cher, mais impliquant des coûts et du temps de transport prohibitifs pour les entreprises de vidange, et par conséquent un dépotage direct des BV dans l'environnement sans passer par la station de traitement.

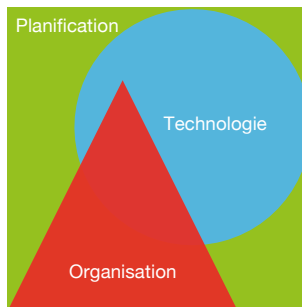


Figure 1.5 : La gestion des boues de vidange nécessite une approche intégrée qui couvre à la fois les aspects technologiques, organisationnels et de planification.

Les éléments organisationnels présentés dans ce livre (cadre institutionnel et juridique, renforcement de capacité technique, mécanismes de recouvrement des coûts), contribueront à assurer le succès à long terme des installations de traitement (Bassan *et al.*, 2015). Les considérations organisationnelles doivent être prises en compte dans les choix technologiques, par exemple en privilégiant des pompes disponibles et réparables localement pour garantir la pérennité du traitement quand les pompes d'origine tombent en panne. Lorsque des réglementations environnementales sont définies, leur mise en application doit se faire de manière adéquate pour garantir leur suivi. Mettre en place ou optimiser les structures financières du système est nécessaire pour s'assurer de sa viabilité financière et de son fonctionnement à long terme, ce qui implique une politique d'incitations financières et des sanctions appropriées (Wright, 1997). Il faut mettre en place des mécanismes qui permettent de couvrir les coûts, tout en garantissant un service abordable pour les ménages, ainsi que des transferts financiers au sein des étapes de la filière qui assurent le financement de chacune de ses composantes.

Cette approche intégrée comprend l'évaluation des améliorations possibles à chaque étape de la filière et, surtout, explique la manière dont toutes ces étapes se lient et s'influencent mutuellement. Par exemple, la valorisation des produits issus du traitement pourrait-elle être un moteur financier pour la filière dans son ensemble, ce qui réduirait alors la contribution des ménages et augmenterait ainsi l'accès au service ? Une demande importante de produits issus du traitement, comme par exemple la valorisation en combustible pour l'industrie, permettrait-elle d'inciter financièrement les entreprises de vidange à ne plus dépoter leurs boues directement dans l'environnement, mais à les acheminer jusqu'aux installations de traitement ?

Ce livre contient 16 chapitres répartis dans trois sections (Technologie, Organisation et Planification) ainsi qu'un chapitre sur la situation globale et un autre concernant les orientations pour le futur. Cette approche permet de présenter en détail des aspects spécifiques, tout en les reliant et en les intégrant les uns aux autres tout au long du livre. Les chapitres 2 à 10 traitent des aspects technologiques relatifs à la collecte, au transport et au traitement des BV. Les chapitres 11 à 13 s'intéressent à des exemples existants d'organisation de la filière GBV et les chapitres 14 à 17 portent sur la façon de planifier de manière intégrée un système GBV. Le chapitre 17, « Planification d'un système intégré de gestion des boues de vidange », relie les chapitres précédents en présentant une approche intégrée de planification d'un projet autour d'un cadre logique qui met en lumière les étapes et les activités à prendre en compte pour la mise en œuvre d'un système global.

● Chapitre 2 : Quantification, caractérisation et objectifs de traitement

Ce chapitre présente une vision générale des défis et des objectifs de la gestion des boues de vidange sous l'angle technologique. Il traite de la difficulté à obtenir des données fiables pour estimer la qualité et la quantité de BV produites dans une ville, des paramètres clés pour la caractérisation des BV et de la manière de les analyser. Des exemples illustrent la large variabilité des BV observées sur le terrain, de très concentrées à faiblement concentrées, et mettent en lumière certains facteurs explicatifs de cette variabilité. Enfin, ce chapitre présente les raisons et les objectifs de traitement dans une filière GBV.

● Chapitre 3 : Mécanismes de traitement

Ce chapitre présente les mécanismes scientifiques fondamentaux sur lesquels sont basées les technologies existantes de traitement des BV, dans le but de fournir au lecteur les clés de compréhension du fonctionnement des technologies et de leur exploitation-maintenance. Il traite des paramètres essentiels qui doivent être suivis et optimisés pour garantir l'efficacité du traitement, et de la manière d'évaluer quels mécanismes de traitement sont adaptés à un contexte donné.

● Chapitre 4 : Méthodes et dispositifs pour la collecte et le transport

Ce chapitre présente l'état actuel des connaissances sur la manière de collecter les BV dans les dispositifs d'assainissement au niveau domestique et de les transporter vers les installations de traitement, ainsi que le rôle possible des stations de transfert. Les technologies utilisées sont décrites dans leurs aspects sociaux, procéduraux et techniques. Des technologies manuelles, motorisées et alternatives sont présentées. L'importance des questions de santé et de sécurité des personnes en lien avec l'activité de collecte et de transport des BV est également abordée.



Figure 1.6 : Transport de boues de vidange dans un quartier informel de Nairobi, Kenya (photo : Linda Strande).

● Chapitre 5 : Panorama des technologies de traitement

Ce chapitre donne un aperçu des technologies de traitement potentiellement utilisables. Il présente tout d'abord les technologies bien connues, qui seront ensuite développées plus en détail dans des chapitres spécifiques, puis des technologies prometteuses mais avec un recul d'expérience moindre ou encore en phase de développement. Les avantages, les contraintes et les domaines d'application de chaque option de traitement sont présentés, ainsi que les informations nécessaires permettant au lecteur de comparer leurs performances et leur niveau d'application. Est également soulignée l'importance de trouver la combinaison technologique adaptée au contexte ainsi que les paramètres importants à prendre en compte pour la conception.

● Chapitre 6 : Bassins de décantation et d'épaississement

Ce chapitre traite de la conception et de l'exploitation-maintenance des décanteurs-épaississeurs. Il explique dans quels cas cette technologie peut être adaptée, quels en sont les mécanismes fondamentaux et quels sont ses avantages et inconvénients possibles. La manière de concevoir un bassin de décantation-épaississement en fonction de l'objectif de traitement souhaité est abordé.

● Chapitre 7 : Lits de séchage non-plantés

Ce chapitre concerne les lits de séchage non-plantés pour la déshydratation des boues de vidange. Il présente les principaux éléments constitutifs des lits et leur rôle dans les mécanismes de

séchage. Il aborde les questions d'exploitation-maintenance et de suivi des performances, ainsi que la conception en fonction de l'objectif de traitement souhaité.

● Chapitre 8 : Lits de séchage plantés

Ce chapitre traite des lits de séchage plantés pour la déshydratation et la stabilisation des boues. Il présente les types de végétaux qui peuvent être utilisés et le rôle qu'ils jouent dans la déshydratation des boues. Il aborde les questions d'exploitation-maintenance et de suivi des performances ainsi que la conception en fonction de l'objectif de traitement souhaité et des paramètres contextuels.

● Chapitre 9 : Cotraitement avec les eaux usées

Ce chapitre porte sur le traitement des BV avec les eaux usées municipales. Les possibilités de traitement présentées sont les boues activées, la digestion anaérobie et le lagunage anaérobie. Ce chapitre précise toute l'attention qu'il faut apporter lorsque l'on envisage le cotraitement des boues de vidange et des eaux usées, car la station de traitement présente un risque de dysfonctionnement par surcharge, même avec un apport supplémentaire relativement faible de BV dans la station. Des informations sont données quant au fractionnement de la matière organique et des composés azotés dans les BV. Les points clefs et les impacts possibles du cotraitement des BV avec des eaux usées sont expliqués, ainsi que les ratios volumiques ou massiques de BV envisageables sur les stations de traitement des eaux usées.

● Chapitre 10 : Destination finale des produits issus du traitement

Ce chapitre s'intéresse à la réutilisation ou la mise en dépôt des produits issus du traitement des BV. L'importance de leur valorisation en tant que ressource, en lien avec une protection adaptée de la santé humaine et de l'environnement, est soulignée. Les possibilités existantes de valorisation sont présentées, ainsi que les options innovantes actuellement en cours de développement. Les éléments sur la façon de déterminer les taux d'épandage des boues sont également abordés, ainsi que les options possibles de valorisation ou de rejet des flux liquides.

▲ Chapitre 11 : Exploitation-maintenance et suivi des stations de traitement

Ce chapitre traite des facteurs clefs pour l'exploitation-maintenance, qui doivent être pris en considération lors de la mise en œuvre et de l'exploitation-maintenance d'une station de traitement des boues de vidange (STBV). Il introduit les manuels d'exploitation-maintenance, l'importance du suivi d'indicateurs et explique pourquoi et comment la gestion administrative est essentielle au bon fonctionnement à long terme d'une STBV.

▲ Chapitre 12 : Cadre institutionnel de la gestion des boues de vidange

Ce chapitre porte sur le cadre institutionnel qui doit être mis en place pour créer un environnement propice à la GBV. Il présente les réglementations et les contrats qui peuvent être utilisés pour rendre effectif un certain niveau de service. Les principales forces et faiblesses des parties prenantes impliquées dans le cadre institutionnel sont présentées ainsi qu'un aperçu des schémas institutionnels possibles pour la répartition des responsabilités dans la filière. Les avantages et les inconvénients des différents schémas institutionnels sont également discutés.

▲ Chapitre 13 : Transferts financiers et responsabilités

Ce chapitre traite des modèles envisageables pour l'organisation financière entre les parties prenantes de la filière GBV. Il montre quels types de transferts financiers sont importants et aborde la question des incitations financières, l'importance d'une tarification permettant la durabilité, ainsi que les conséquences au niveau des cadres juridiques et institutionnels. Il met aussi en évidence la complexité et la difficulté de concevoir, de mettre en œuvre, de suivre et d'optimiser les flux financiers pour l'ensemble d'une filière GBV.

■ Chapitre 14 : Évaluation de la situation initiale

Ce chapitre traite de la première étape du processus de planification, de ce qu'il faut savoir au démarrage et des informations qu'il faut collecter. Il présente différentes méthodes et outils pour recueillir les données pertinentes, montre comment identifier les forces et les faiblesses des systèmes existants et comment analyser, puis travailler sur les conditions-cadres favorables.

■ Chapitre 15 : Analyse des parties prenantes

Ce chapitre explique pourquoi l'analyse des parties prenantes est importante dans la conception d'un projet de gestion des boues de vidange et présente de quelle façon effectuer cette analyse, notamment en ce qui concerne l'identification et la caractérisation des parties prenantes clefs du projet et de leurs relations. Il montre également comment la prise en compte des parties prenantes évolue tout au long du projet et comment déterminer lesquelles nécessitent un renforcement de leur position, une motivation active ou un renforcement de capacité.

■ Chapitre 16 : Implication des parties prenantes

Ce chapitre présente pourquoi il est important d'impliquer les parties prenantes dès le début du processus de planification du projet et comment cela contribue à faciliter sa mise en œuvre et à accroître sa durabilité. Il montre comment utiliser les informations recueillies lors de l'analyse des parties prenantes pour organiser leur implication et comment répartir et formaliser leurs rôles et responsabilités. Il fournit également des outils pour communiquer, consulter et collaborer avec les parties prenantes.

■ Chapitre 17 : Planification d'un système intégré de gestion des boues de vidange

Ce chapitre traite de l'importance de relier l'ensemble des informations présentées dans le livre en une approche de planification intégrée. Il fait le lien entre les aspects technologiques, organisationnels et de planification qui sont développés au fil du livre et montre comment ils sont connectés et s'influencent les uns les autres. Un cadre logique est présenté pour mettre en lumière les tâches et les activités qui doivent être réalisées pour concevoir un système dans sa globalité. Le chapitre montre enfin comment planifier un système intégré de gestion des boues de vidange au niveau d'une ville et choisir les meilleures options en fonction du contexte.

Chapitre 18 : Les orientations pour le futur

Ce chapitre met en perspective l'expérience actuelle dans le domaine de la gestion des boues de vidange, les lacunes existantes sur le terrain et les évolutions possibles du développement et du renforcement des connaissances.

1.7 RESSOURCES DISPONIBLES

Il existe, en complément à cet ouvrage, de nombreuses ressources disponibles gratuitement sur internet pour concevoir et améliorer l'accès complet à un assainissement environnemental. Tous ces outils doivent être utilisés en complément les uns des autres pour assurer l'approche la plus durable et la plus globale possible. On peut notamment mentionner les références suivantes :

Approche communautaire de planification de l'assainissement urbain - Guide complet à l'intention des décideurs (CLUES), Eawag / WSSCC / ONU-Habitat.

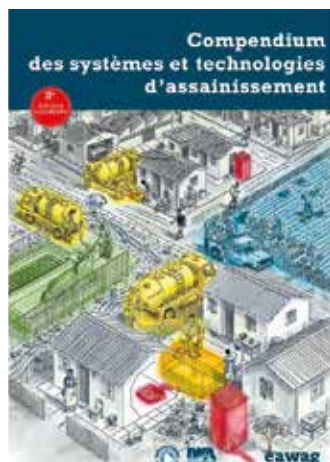


L'approche *CLUES* présente un ensemble complet de recommandations pour planifier les projets d'assainissement dans les zones urbaines à bas et moyen revenu. C'est le cadre de planification le plus à jour concernant la prestation de services d'assainissement environnemental dans des communautés urbaines et périurbaines. L'approche *CLUES* comporte sept étapes faciles à suivre, qui sont prévues pour être réalisées successivement. L'étape 5 de la planification s'appuie sur le *Compendium* et applique son approche de conception de systèmes d'assainissement complets pour définir les options technologiques les plus adaptées à un contexte urbain donné. Le document fournit également des conseils sur la façon de développer les conditions-cadres favorables à la planification de l'assainissement en milieu urbain.

Publié en 2011, 100 pages, contient une clef USB. Il est disponible en téléchargement libre sur :

www.sandec.ch/clues.

Compendium des systèmes et technologies d'assainissement.



Le *Compendium* est un guide pour les ingénieurs et les planificateurs travaillant dans les pays à revenu faible ou intermédiaire, destiné principalement à être utilisé dans la planification participative impliquant les communautés locales. Il est également destiné aux personnes ou experts qui possèdent des connaissances approfondies sur les technologies conventionnelles, mais ont besoin d'information sur les alternatives possibles et leurs différentes configurations pour constituer un système adapté.

Le *Compendium des systèmes et technologies d'assainissement* a été publié pour la première fois en 2008, lors de l'Année internationale de l'assainissement, et sa deuxième édition actualisée est parue en français. Il est disponible en téléchargement libre sur :

www.sandec.ch/compendium_fr.

Comment concevoir des systèmes d'assainissement adaptés aux contextes locaux dans les pays à revenu faible ou intermédiaire. (RTI / IWA)



Ce manuel en anglais fournit des conseils pour la conception des systèmes d'assainissement dans les pays à revenu faible ou intermédiaire. Il privilégie une approche contextuelle du choix de la technologie en amenant l'utilisateur à sélectionner les technologies les plus adaptées à son contexte. Il fournit des outils et des guides pratiques pour l'analyse initiale et l'évaluation du site, ainsi que pour l'identification et la sélection des technologies. Ce manuel s'adresse principalement aux fournisseurs de services des secteurs privés et publics, aux organismes en charge de la réglementation et aux ingénieurs/spécialistes du développement en charge de la mise en œuvre de systèmes d'assainissement des eaux usées. RTI a édité le manuel et IWA l'a publié en 2014. Il peut être commandé, en anglais, à l'adresse suivante : <http://www.iwapublishing.com/books/9781780404769/how-design-wastewater-systems-local-conditions-developing-countries>.

Développement de vos connaissances à travers un cours.

Au cours de ces dernières années, les connaissances et la compréhension de la gestion des boues de vidange ont beaucoup progressé. Pour la nouvelle génération de scientifiques et d'ingénieurs qui entrent dans le secteur de l'assainissement, le nombre, la complexité et la diversité de ces nouveaux développements peuvent paraître écrasants, en particulier dans les pays à revenu faible ou intermédiaire, où l'accès à des formations avancées n'est pas aisé. Ce livre cherche à remédier à cette lacune. Il rassemble et consolide les connaissances d'experts internationaux qui ont apporté une contribution significative au développement de la gestion des boues de vidange.



Figure 1.7 : Vignette du cours en ligne MOOC « Introduction à la gestion des boues de vidange », qui complète ce livre (www.eawag.ch/mooc).

Le livre est la base d'un cours en ligne MOOC développé par Eawag-Sandec dédié à la gestion des boues de vidange, dans le cadre de la série de cours « Eau, Assainissement et Déchets solides dans les contextes du développement » (www.eawag.ch/mooc). Ce cours, sous-titré en

français, présente l'essentiel de chaque chapitre en modules vidéo courts et interactifs (environ 10 minutes chacun), il complète le livre, d'une part en partageant les derniers développements du secteur et, d'autre part, avec des animations et des extraits de films.

Le livre est également au centre d'une formation de trois semaines et d'un cours en ligne consacré à la GBV à l'Institut pour l'éducation sur l'eau de UNESCO-IHE. Il pourra donc être utilisé pour l'apprentissage personnel des élèves, en complément des supports de cours, des vidéoconférences des intervenants et des exercices dispensés. À l'issue de cette formation, les élèves pourront mettre en application des approches plus modernes de la gestion des boues de vidange, avec un esprit critique plus aiguisé, des connaissances avancées et une plus grande confiance.



Figure 1.8 : Promotion diplômée du mastère en sciences de l'UNESCO-IHE. En plus d'être utilisé dans les programmes de mastère, ce livre fait partie du cours en ligne sur la gestion des boues de vidange et du nouveau programme de formation postuniversitaire en assainissement et hygiène à l'UNESCO-IHE (photo : UNESCO-IHE).

1.8 BIBLIOGRAPHIE

- Bassan M., Mbéguéré M., Koné D., Holliger C., Strande L. (2015). *Success and Failure Assessment Methodology for Wastewater and Faecal Sludge Treatment Projects in Low-Income Countries*. Journal of Environmental Planning and Management, 58 (10), p. 1690-1710.
- Bill et Melinda Gates Foundation (BMGF) (2011). *Landscape Analysis & Business Model Assessment in Faecal Sludge Management: Extraction & Transportation Models in Africa - Senegal*.
- Diener S., Semiyaga S., Niwagaba C., Muspratt A., Gning J.-B., Mbéguéré M., Ennin J.-E., Zurbrügg C., Strande L. (2014). *A Value Proposition: Resource Recovery from Faecal Sludge – Can It Be the Driver for Improved Sanitation?* Resources Conservation & Recycling 88, p. 32-38.
- Dodane P.-H., Mbéguéré M., Ousmane S., Strande L. (2012). *Capital and Operating Costs of Full-Scale Faecal Sludge Management and Wastewater Treatment Systems in Dakar, Senegal*. Environmental Science & Technology 46 (7), p. 3705-3711.
- Gaulke L.S. (2006). *Johkasou : On-Site Wastewater Treatment and Reuses in Japan*. Proceedings of the Institute of civil engineers - Water Management 159 (2), p. 103-109.
- Hutton G., Haller L., Bartram J. (2007). *Global Cost-benefit Analysis of Water Supply and Sanitation Interventions*. Journal of Water and Health 5 (4), p. 481-502.
- Klingel F., Montangero A., Koné D., Strauss M. (2002). *Faecal Sludge Management in Developing Countries. A Planning Manual*. Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology (Eawag), Department for Sanitation, Water and Solid Waste for Development (Sandec).
- Parkinson J., Lüthi C., Walther D. (2013). *Sanitation 21: A Planning Framework for Improving City-Wide Sanitation Services*. Published by IWA.
- Strauss M., Heinss U. (1996). *Faecal Sludge Treatment*, Sandec News no. 2.
- Strauss M., Larmie S.-S., Heinss U., Montangero A. (2000). *Treating Faecal Sludges in Ponds*. Water science & technology 42 (10), p. 283-290.
- Tilley E., Ulrich L., Lüthi C., Reymond P., Schertenleib R., Zurbrügg C. (2014). *Compendium of Sanitation Systems and Technologies*. 2nd Revised Edition. Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag). Dübendorf, Switzerland. Édition française (2016) disponible sur www.sandec.ch/compendium_fr
- UNICEF et OMS (2009). *Diarrhoea: Why Children Are Still Dying and What Can Be Done*.
- Wright A.-M. (1997). *Toward a Strategic Sanitation Approach: Improving the Sustainability of Urban Sanitation in Developing Countries*. UNDP-World bank water and sanitation program.

TECHNOLOGIE



CHAPITRE II

QUANTIFICATION, CARACTÉRISATION ET OBJECTIFS DE TRAITEMENT DES BOUES DE VIDANGE

Charles B. Niwagaba, Mbaye Mbéguéré et Linda Strande

Objectifs pédagogiques

- Comprendre que la qualité et la quantité de boues de vidange produites à l'échelle d'une ville sont des données difficiles à obtenir.
- Connaître les paramètres importants pour la caractérisation des boues de vidange, comment procéder à leur analyse et quels sont les ordres de grandeur pour les boues peu, moyennement ou très concentrées.
- Être capable de décrire comment les conditions locales influencent la qualité des boues de vidange.
- Comprendre les besoins en traitement et les objectifs associés.

2.1 INTRODUCTION

Quantifier et caractériser les boues de vidange à traiter constitue le préalable indispensable à la conception d'une filière de traitement des boues de vidange avec des objectifs de traitement à atteindre. Ce travail doit normalement être réalisé dans le cadre des études de faisabilité décrites au chapitre 17. Il constitue néanmoins une activité difficile de par l'absence de méthodologies standardisées pour la quantification et pour la caractérisation des boues de vidange. La conception des procédés de traitement s'en trouve compliquée.

Les quantités de boues de vidange produites et leurs caractéristiques types sont difficilement prédictibles, tout d'abord en raison de la diversité des dispositifs d'assainissement des ménages existant souvent côte à côte dans les villes, qui peuvent être des latrines à fosse simple, des blocs d'ablution publics, des fosses septiques, des fosses étanches et des toilettes sèches. On peut observer une prévalence de certains types de dispositifs selon la zone géographique. Par exemple, à Bangkok (Thaïlande), Dakar (Sénégal), Hanoi (Vietnam) et Buenos Aires (Argentine), les fosses septiques prédominent au niveau des ménages. À Kampala (Ouganda), Nairobi (Kenya) et Dar es Salaam (Tanzanie), ce sont les latrines à fosse simple qui sont les plus utilisées (comme les latrines privées améliorées et non-améliorées, les latrines partagées ou encore les blocs sanitaires publics). Les quantités et les caractéristiques des boues de vidange dépendent également de la conception et de la construction du dispositif d'assainissement, de la façon dont il est utilisé, de la fréquence et de la manière de réaliser la vidange. L'ensemble de ces paramètres entraîne une variabilité importante des caractéristiques des boues de vidange selon les villes, y compris entre les villes où le même type de dispositif d'assainissement des ménages prédomine.

Ce chapitre donne un aperçu de l'état actuel des connaissances sur la quantification et la caractérisation des boues de vidange. Il permettra d'en identifier les lacunes et de les mettre en perspective par rapport aux objectifs de traitement.

2.2 QUANTIFICATION DES BOUES DE VIDANGE

La détermination précise du volume de boues produites est essentielle au bon dimensionnement des infrastructures requises, tant pour la collecte et le transport des boues que pour les sites de dépotage, les stations de traitement et leur réutilisation ou mise en dépôt. Compte tenu de la variabilité de la production de boues de vidange d'un endroit à un autre, il est important d'évaluer la quantité de boues spécifiquement pour chaque situation et non pas sur la base de la littérature. Néanmoins, il n'existe pas encore de méthode éprouvée pour quantifier la production de boues en milieu urbain. La collecte des données nécessaires à une évaluation précise de la production de boues de vidange représente un effort important, en particulier dans les cas où aucune donnée n'est encore disponible. Il existe donc un besoin de mise au point de méthodologies pour réaliser des estimations raisonnables.

Deux approches théoriques existent : une méthode estimant la production des boues et une méthode estimant la quantité de boues vidangées, selon que l'objectif est de déterminer la production totale de boues ou la charge en boues prévisible à la station de traitement. La méthode de la production de boues consiste à estimer les taux d'accumulation de boues au niveau des ménages selon le dispositif d'assainissement qu'ils utilisent, ainsi que leur production d'excreta (c'est-à-dire les matières fécales et l'urine) et d'eaux pour le nettoyage anal, la chasse des toilettes et la cuisine. La méthode des boues vidangées consiste à évaluer la quantité de boues de vidange à partir de la demande existante en services de vidange et de l'activité des vidangeurs (formels et informels). Malheureusement, de nombreuses hypothèses doivent être faites pour chacune de ces méthodes, car les informations disponibles ne sont pas suffisantes. Les paragraphes suivants illustrent la façon dont ces méthodes peuvent être utilisées pour estimer la quantité de boues de vidange.

2.2.1 Méthode de la production de boues

La quantité de fèces produites au quotidien varie considérablement selon les habitudes alimentaires. Les consommateurs d'aliments non-transformés avec une teneur élevée en fibres produiront une plus grande quantité de fèces (en masse et en volume) que les consommateurs d'aliments très transformés et à base de viande (Guyton, 1992). La fréquence de l'excrétion fécale est en moyenne d'une selle par personne et par jour. Elle peut cependant varier d'une fois par semaine à cinq fois par jour (Lentner *et al.*, 1981 ; Feachem *et al.*, 1983). Les valeurs de production de fèces rapportées dans la littérature sont présentées dans le tableau 2.1.

Tableau 2.1 : Taux de production de matière fécale rapportés dans la littérature.

LIEU	POIDS HUMIDE (g/personne/jour)
Pays à revenu élevé ¹	100 à 200
Pays à revenu faible, milieu rural ²	350
Pays à revenu faible, milieu urbain ²	250
Chine ³	315
Kenya ⁴	520
Thaïlande ⁵	120 à 400

¹ Lentner *et al.* (1981) ; Feachem *et al.* (1983) ; Jönsson *et al.* (2005) ; Vinnerås *et al.* (2006). ² Feachem *et al.* (1983).

³ Gao *et al.* (2002). ⁴ Pieper (1987). ⁵ Schouw *et al.* (2002).

Le volume d'urine excrétée au quotidien varie également de manière importante, notamment selon la consommation de liquide de la personne, son alimentation, son activité physique et le climat (Lentner *et al.*, 1981 ; Feachem *et al.*, 1983). Les valeurs de production d'urine rapportées dans la littérature sont présentées dans le tableau 2.2.

Tableau 2.2 : Taux de production d'urine rapportés dans la littérature.

LIEU	VOLUME (g/personne/jour)
Valeur générale pour un adulte ¹	1 000 à 1 300
Suède ²	1 500
Thaïlande ³	600 à 1 200
Suisse (à la maison, jours de semaine) ⁴	637
Suisse (à la maison, week-ends) ⁴	922
Suède ⁵	610 à 1 090

¹ Feachem *et al.* (1983). ² Vinnerås *et al.* (2006). ³ Schouw *et al.* (2002). ⁴ Rossi *et al.* (2009). ⁵ Jönsson *et al.* (1999).

En plus de la production journalière d'excreta, l'accumulation des boues de vidange est fonction du temps et des habitudes spatiales qui influencent les lieux de défécation, comme l'emploi du temps de travail, les habitudes de consommation des repas et des boissons, les modèles de cohésion sociale et la fréquence d'utilisation des toilettes. Il faut également prendre en compte le volume de déchets solides et des autres détritiques déversés dans les dispositifs d'assainissement à la parcelle.

Une bonne estimation de la production de boues de vidange nécessite les informations suivantes :

- Nombre d'utilisateurs ;
- Emplacement ;
- Types et nombre des différents dispositifs d'assainissement à la parcelle ;
- Taux d'accumulation des boues ;
- Population par niveaux socio-économiques.

La collecte de ces données peut présenter quelques difficultés selon le niveau de disponibilité de l'information. En effet, les dispositifs d'assainissement des ménages sont souvent construits de manière informelle. Les données officielles sur les nombres et les types de dispositifs à l'échelle de la ville n'existent donc pas. En réaliser une estimation précise demanderait un travail intensif d'enquête au niveau des ménages. Les informations démographiques détaillées sont parfois disponibles, mais ce n'est pas toujours le cas. La croissance rapide de la population dans les zones urbaines des pays à revenu faible constitue une autre source de difficulté. Enfin, l'estimation du volume de boues de vidange destiné aux stations de traitement doit également tenir compte du fait que les camions de vidange ne pompent pas toujours l'intégralité des boues contenues dans les dispositifs d'assainissement des ménages (Koanda, 2006). Cette méthode d'estimation de la production totale de boues de vidange surestime les volumes potentiels à traiter dans les stations. Si l'objectif ultime est bien de centraliser l'ensemble des boues de vidange sur les sites de traitement, il n'est pas non plus réaliste de supposer que toutes les boues de vidange produites seront, dès le début, collectées et transportées vers les stations de traitement.

2.2.2 Méthode des boues vidangées

La quantité de boues vidangées dans les dispositifs d'assainissement des ménages est fonction de la filière GBV en place, notamment de son acceptation et de son niveau de promotion, de la demande en vidange et de l'existence de sites officiels de dépotage ou de traitement. Le volume vidangé en situation actuelle peut être évalué sur la base d'entretiens, de visites de terrain et de l'analyse des données internes des entreprises de vidange. Les estimations peuvent être réalisées à partir du nombre de vidanges effectuées au quotidien, du volume de boues collectées par vidange, de la fréquence moyenne de vidange au niveau des ménages et du pourcentage de la population qui a recours aux services de vidange (Koanda, 2006). L'activité informelle ou illégale de vidange doit aussi être prise en compte, car elle peut représenter des volumes considérables.

L'estimation de la production de boues de vidange par cette méthode implique certaines conditions, comme la présence d'un site officiel de dépotage ou de traitement (voir la figure 2.1), mais aussi le fait que les montants de la redevance de dépotage soient abordables et que des mesures de contrôle des dépotages illégaux existent. On peut envisager que la majorité des boues de vidange collectées arrive sur les sites de traitement si ces conditions sont en place. Une indication des volumes de boues de vidange déversés peut être obtenue en installant un débitmètre sur le site de dépotage officiel, quand il existe.

Il n'est toutefois pas rare que les sites de dépotage officiels fassent défaut et que les entreprises de vidange soient hésitantes à coopérer à une étude officielle qui s'intéresse à leurs activités illégales. Il est donc difficile de quantifier le volume de boues de vidange dépotées illégalement directement dans l'environnement, que ce soit via les entreprises de vidange ou via les ménages qui emploient des vidangeurs manuels. Dans les zones où il n'y a pas de site de dépotage ou de site de traitement officiel, l'augmentation rapide de l'activité de vidange - et donc des volumes de boues - est probable lorsqu'une station de traitement est construite. La méthode d'évaluation de la quantité de boues employée au départ fournira une sous-estimation des volumes à traiter à la station.



Figure 2.1 : Dépotage de boues de vidange sur le site de déchetterie et de traitement des boues de vidange de Kumasi, Ghana (photo : Linda Strande).

Quelle que soit la méthode utilisée pour estimer les volumes de boues de vidange, sa précision dépendra de la qualité des données disponibles et du réalisme des hypothèses qui seront réalisées. Les méthodes d'évaluation des quantités de boues de vidange devraient rapidement

gagner en efficacité, puisque de plus en plus de stations de traitement sont mises en œuvre et que la gestion des boues de vidange est de plus en plus acceptée et légitimée.

2.3 CARACTÉRISATION DES BOUES DE VIDANGE

Les paramètres de caractérisation des boues de vidange sont classiquement : les matières sèches, la demande chimique en oxygène (DCO), la demande biochimique en oxygène (DBO), les nutriments, les germes pathogènes et les métaux. Si ces paramètres sont les mêmes que ceux utilisés pour l'analyse des eaux usées domestiques, il faut souligner que les caractéristiques des eaux usées domestiques et des boues de vidange sont très différentes. Le tableau 2.3 présente des exemples tirés de la littérature qui mettent en lumière la variabilité importante de ces paramètres dans les boues de vidange et les comparent avec les boues d'épuration. Une comparaison plus détaillée des deux types de boues par rapport au fractionnement de la matière organique est présentée au chapitre 9. Les concentrations en matières organiques, en matières sèches, en ammonium et en œufs d'helminthe dans les boues de vidange sont généralement supérieures d'un facteur de dix à cent à celles des boues d'épuration (Montangero et Strauss, 2002).

Aujourd'hui, la connaissance détaillée des caractéristiques des boues de vidange fait encore défaut. La recherche dans ce domaine avance néanmoins rapidement. Les résultats de la recherche et les observations empiriques permettront une meilleure connaissance des caractéristiques des boues de vidange et leur prédiction plus précise à partir de méthodes plus abordables. Le paragraphe 2.4 traite de l'influence des conditions locales sur la qualité des boues de vidange. Le manque de méthodes standardisées pour la caractérisation des boues de vidange s'ajoute à ces paramètres pour expliquer la grande variabilité des résultats observés.

Étude de cas 2.1 : Variabilité des boues de vidange à Ouagadougou, Burkina Faso.

La variabilité des caractéristiques des boues de vidange a été mise en évidence par Bassan *et al.* (2013a) à travers une campagne de mesure réalisée en saison sèche et en saison des pluies à Ouagadougou, Burkina Faso (voir la figure 2.4). La concentration en MS en saison sèche était de 10 658 mg/L avec un écart type de 8 264. Les échantillons étant très variables, aucune différence significative de concentration n'a été observée entre les deux saisons. La campagne de mesure a néanmoins permis de mettre en évidence une fréquentation plus élevée des camions de vidange sur les sites de dépotage pendant la saison des pluies, jusqu'à trois fois plus. Ceci montre que les latrines et les fosses septiques se remplissaient beaucoup plus rapidement en saison des pluies en raison des infiltrations et du ruissellement.

L'importante variabilité des caractéristiques des boues de vidange rend nécessaire l'acquisition de données spécifiques à un lieu, en vue de concevoir la filière de traitement des boues. En 2010, la conception d'une station de traitement des boues de vidange à Ouagadougou avait été réalisée sur la base des caractéristiques générales rapportées dans la littérature, faute de données locales disponibles. Pour une charge à traiter de 125 m³/jour de boues concentrées à 21 000 mg de MS/L, la conception prévoyait 96 lits de séchage de 128 m² chacun. Les études ultérieures de caractérisation des boues de vidange de Ouagadougou ont révélé que la station était en réalité surdimensionnée d'un facteur deux, et par conséquent capable de traiter 250 m³/jour (Bassan *et al.*, 2013b). La détermination des caractéristiques locales des boues de vidange en amont de la conception aurait permis de réduire considérablement le coût d'investissement de la station. Cela illustre combien il est important de déterminer les caractéristiques locales des boues de vidange préalablement à la conception des installations de traitement.

II - QUANTIFICATION, CARACTÉRISATION ET OBJECTIFS

Tableau 2.3 : Caractéristiques, rapportées par la littérature, de boues de vidange de dispositifs d'assainissement à la parcelle et de boues d'épuration.

PARAMÈTRE	BOUES DE VIDANGE		BOUES D'ÉPURATION	RÉFÉRENCE
	Toilettes publiques	Fosses septiques		
pH	1,5 à 12,6			USEPA (1994)
	6,55 à 9,34			Kengne <i>et al.</i> (2011)
Matières sèches, MS (mg/L)	52 500	12 000 à 35 000	-	Koné et Strauss (2004)
	30 000	22 000	-	NWSC (2008)
		34 106		USEPA (1994)
	≥ 3,5 %	< 3 %	< 1 %	Heinss <i>et al.</i> (1998)
Matières volatiles, MV (en % MS)	68	50 à 73	-	Koné et Strauss (2004)
	65	45	-	NWSC (2008)
DCO (mg/L)	49 000	1 200 à 7 800	-	Koné et Strauss (2004)
	30 000	10 000	7 à 608	NWSC (2008)
	20 000 à 50 000	< 10 000		Heinss <i>et al.</i> (1998)
DBO (mg/L)	7 600	840 à 2 600	-	Koné et Strauss (2004)
	-	-	20 à 229	NWSC (2008)
Azote total, N _T (mg/L)	-	190 à 300	-	Koné et Strauss (2004)
			32 à 250	NWSC (2008)
Azote Kjeldahl total, NTK (mg/L)	3 400	1 000	-	Katukiza <i>et al.</i> (2012)
Azote ammoniacal, N-NH ₄ (mg/L)	3 300	150 à 1 200	-	Koné et Strauss (2004)
	2 000	400	2 à 168	NWSC (2008)
	2 000 à 5 000	< 1 000	30 à 70	Heinss <i>et al.</i> (1998)
Nitrates, NO ₃ ⁻ (mg N/L)	-	0,2 à 21	-	Koottatep <i>et al.</i> (2005)
Phosphore total, P _T (mg P/L)	450	150	9 à 63	NWSC (2008)
Coliformes fécaux (cfu/100 mL)	1 × 10 ⁵	1 × 10 ⁵	6,3 × 10 ⁴ - 6,6 × 10 ⁵	NWSC (2008)
Œufs d'helminthe (nombre/L)	2 500	4 000 à 5 700	-	Heinss <i>et al.</i> (1994)
	20 000 à 60 000	4 000	300 à 2 000	Heinss <i>et al.</i> (1998)
		600 à 6 000		Ingallinella <i>et al.</i> (2002)
		16 000		Yen-Phi <i>et al.</i> (2010)

2.4 FACTEURS INFLUENÇANT LA QUALITÉ DES BOUES DE VIDANGE

L'importante variabilité des caractéristiques des boues de vidange est liée à plusieurs facteurs, comme la diversité des dispositifs de traitement utilisés par les ménages, la manière de les utiliser, la durée de stockage (taux d'accumulation et fréquences de vidange), les débits entrants et l'infiltration ainsi que le climat local. Ces facteurs doivent tous être pris en compte pour déterminer les caractéristiques des boues de vidange.

2.4.1 Utilisation des toilettes

Les pratiques des ménages en matière d'utilisation de toilettes ont une influence sur la qualité des boues de vidange contenues dans les dispositifs d'assainissement à la parcelle. La concentration en MS est sensible à plusieurs facteurs, notamment le fait d'utiliser de l'eau ou pas dans les toilettes, les volumes d'eau de chasse utilisés, le mode de nettoyage anal (à l'eau ou avec des matériaux secs) ou encore la réception des eaux grises en provenance de la cuisine ou de la salle de bain. Les concentrations en matières grasses, huiles et graisses augmenteront avec le raccordement des eaux de cuisine et le niveau d'entretien des séparateurs d'huiles et de graisses. Les odeurs sont plus importantes lorsque des déchets organiques solides sont déversés dans les dispositifs. Le taux de remplissage du dispositif d'assainissement est plus important quand les déchets introduits sont nombreux (comme par exemple les déchets solides de la cuisine, les ordures) et quand le nombre d'utilisateurs est élevé. Certains ménages utilisent des additifs pour tenter de diminuer le taux d'accumulation des boues, notamment des microorganismes, du sel, du sucre, des cendres, de l'engrais et du kérosène. Ces substances n'ont pas été jugées comme étant efficaces en général et certaines peuvent même avoir un effet inverse (Foxon *et al.*, 2012).

2.4.2 Durée de stockage

Le taux de remplissage et la durée de stockage dépendent du type de technologie, de la qualité de sa mise en œuvre, de la manière d'utiliser les toilettes, du débit entrant et des infiltrations. La durée pendant laquelle les boues sont stockées au sein des dispositifs d'assainissement des ménages, avant d'être vidangées, a une forte influence sur leurs caractéristiques car la digestion de la matière organique se produit pendant le stockage. Dans les quartiers informels par exemple, une grande partie de la population utilise en général des latrines publiques qui nécessitent donc des vidanges fréquentes. Selon Günther *et al.* (2011), à Kampala, une même latrine est partagée en moyenne par 30 personnes (soit 7 ménages). À Kumasi, Ghana, ce sont 40 % de la population qui utilisent des toilettes publiques non-raccordées aux égouts, qui sont vidangées fréquemment (à quelques semaines d'intervalle). Les boues de vidange collectées dans les latrines publiques ne sont donc pas stabilisées et présentent des concentrations élevées en DBO et en N-NH_4^+ (voir tableau 2.3). La fréquence de vidange des fosses septiques varie beaucoup selon leur volume et le nombre d'utilisateurs. Elle peut être de quelques semaines à plusieurs années. Les boues de vidange stockées dans une fosse septique plusieurs années seront plus stabilisées que les boues de toilettes publiques. Au cours du remplissage des dispositifs d'assainissement des ménages, les boues des couches inférieures se compactent et se densifient. Elles deviennent difficiles à évacuer par pompage. Elles sont donc rarement vidangées et souvent laissées au fond des fosses.

2.4.3 Débit entrant et infiltration

La concentration et le volume des boues sont aussi fortement influencés par le débit entrant, l'infiltration de lixiviat dans l'environnement ou au contraire l'entrée d'eaux souterraines dans le dispositif. Le taux de remplissage d'un dispositif d'assainissement sera d'autant moins grand que l'infiltration est importante, ce qui se traduira par des boues plus épaisses. La perméabilité des dispositifs d'assainissement dépend de leur mode de construction (non-étanchés, étanchés partiellement ou complètement), de la qualité de la construction et de leur connexion à des puits ou des lits d'infiltration. Les quantités d'eaux entrantes ou infiltrées des dispositifs non-étanches dépendront du type de sol et du niveau de la nappe. Le contact des eaux souterraines avec les boues de vidange peut entraîner une contamination des eaux souterraines, dont l'ampleur est d'autant plus grande lors des périodes de fortes et longues pluies, puisque celles-ci engendrent des inondations et l'élévation de la nappe phréatique. Ceci est particulièrement préoccupant dans les pays à revenu faible où les latrines et les fosses septiques sont construites par des maçons du secteur informel, qui n'ont pas conscience du problème ou bien qui n'ont pas les moyens de déterminer le niveau de la nappe.

2.4.4 Mode de vidange

Le mode de vidange influence lui aussi les caractéristiques des boues. Les boues de vidange au fond des dispositifs d'assainissement sont trop épaisses pour être pompées. Elles pourront être retirées soit manuellement avec des pelles, soit en injectant de l'eau afin de diminuer leur viscosité (voir la figure 2.2). Les latrines à simple fosse sont en général non-étanches ou partiellement étanches. Elles nécessitent habituellement l'injection d'eau en grande quantité pour que les boues puissent être pompées car l'infiltration des liquides à travers le sol rend les boues plus épaisses. Les boues de vidange qui ont pu être pompées sont généralement plus diluées et moins visqueuses que celles qui sont vidangées manuellement. La concentration des boues extraites des fosses septiques dépend de la quantité de surnageant pompé. Les boues seront par ailleurs moins concentrées avec des pompes insuffisamment puissantes pour évacuer l'ensemble des boues accumulées. Par exemple, à Dakar, Sénégal, 83 % des véhicules de vidange sont équipés de petites pompes incapables d'évacuer les matières solides qui s'accumulent au fond des fosses septiques (Diongue, 2006 ; Sonko, 2008). Les puits d'infiltration parfois utilisés pour l'infiltration des effluents en sortie de fosses septiques peuvent également nécessiter des vidanges de boues afin d'éviter leur colmatage. Les modes de vidange sont présentés plus en détail dans le chapitre 4 « Méthodes et dispositifs pour la collecte et le transport des boues de vidange ».

2.4.5 Climat

Le climat a une influence directe sur les caractéristiques des boues de vidange, en particulier la température et la pluviosité. Certains pays tropicaux connaissent une saison de fortes pluies, appelée « saison des pluies », tandis que d'autres ont une plus grande répartition des pluies dans le temps. Les températures peuvent être au plus bas pendant la saison des pluies et au plus haut pendant la saison sèche. La demande en vidange est souvent plus élevée pendant la saison des pluies, car les fortes précipitations entraînent un débordement voire une inondation des dispositifs d'assainissement des ménages. Les vitesses de dégradation biologique sont aussi fonction de la température et augmentent avec elle.



Figure 2.2 : Ajout d'eau pour faciliter le pompage avec une pompe « Gulper » des boues d'une latrine à fosse simple dans un quartier informel de Kibera, Nairobi, Kenya (photo : Linda Strande).

2.5 FINALITÉ DU TRAITEMENT

L'objectif principal du traitement des boues de vidange est la protection de la santé humaine et de l'environnement. La réglementation spécifique au dépotage, au traitement, à la réutilisation et à la mise en dépôt des boues de vidange est donc essentielle. Les cadres institutionnels sont présentés plus en détail au chapitre 12. La réglementation relative au traitement des boues de vidange est cependant souvent empruntée à la réglementation sur le traitement des eaux usées, à travers les exigences nationales minimales de qualité de rejet ou les recommandations de l'agence de protection de l'environnement. Ces textes prennent rarement en compte la nature très différente des boues de vidange.

Les objectifs de traitement des boues de vidange devraient pourtant être définis en fonction de la réutilisation ou de la mise en dépôt prévue pour ce qui concerne les boues, et en fonction de la réutilisation ou du rejet dans le milieu naturel pour ce qui concerne les effluents liquides. Une approche multi-barrière est préférable à la mise en place d'exigences de qualité. Cet aspect est traité plus en détail dans le chapitre 10 « Destination finale des produits issus du traitement ».

2.6 OBJECTIFS DE TRAITEMENT

La déshydratation (ou l'épaississement) des boues de vidange est un objectif de traitement important. Les boues de vidange contiennent en effet une forte proportion d'eau. La réduction du volume de cette dernière permettra une diminution considérable des efforts liés au transport des boues et simplifiera les étapes de traitement ultérieures. Les objectifs de traitement pour la protection de l'environnement et de la santé publique sont atteints via la réduction des agents pathogènes, la stabilisation de la matière organique et des nutriments, ainsi que la réutilisation ou la mise en dépôt sans risque des produits issus du traitement.

2.6.1 Déshydratation

La déshydratation des boues de vidange est couramment réalisée par décantation gravitaire, filtration sur lits de séchage et évaporation/évapotranspiration. Les boues de vidange présentent une déshydratabilité différente des boues d'épuration : elles tendent à mousser lorsqu'on les agite et sont plus résistantes à la décantation et à la déshydratation (USEPA, 1999). Leur durée de stockage dans les dispositifs d'assainissement des ménages et leur âge influencent leur déshydratabilité. L'expérience montre que les boues de vidange fraîches sont plus difficiles à déshydrater que les plus vieilles, mieux stabilisées.

L'ajout de matériaux secs tels que la sciure de bois pour augmenter la teneur en matières sèches peut aussi contribuer aux processus de déshydratation et d'épaississement. Ceci est une pratique courante dans les procédés comme le compostage où la sciure permet une augmentation du rapport carbone/azote (C:N).

L'effluent liquide produit par la déshydratation nécessite un traitement ultérieur car il peut être chargé en ammoniacque, en sels et en germes pathogènes. Les mécanismes de déshydratation sont présentés plus en détail au sein du chapitre 3 et les technologies de traitement dans les chapitres 5 à 8.

2.6.2 Germes pathogènes

Les boues de vidange contiennent de grandes quantités de microorganismes principalement en provenance des fèces. Ces microorganismes peuvent être pathogènes. L'exposition aux boues de vidange non-traitées constitue donc un risque important pour la santé humaine, que ce soit par contact direct ou exposition indirecte. Les boues de vidange doivent être traitées avec un niveau de désinfection adapté au mode de réutilisation ou à la mise en dépôt prévue. Les voies d'exposition sont en effet très différentes pour des boues traitées déversées dans l'environnement ou utilisées dans l'agriculture ou bien comme carburant. La question des germes pathogènes est traitée plus en détail dans le paragraphe 2.10. La réduction des agents pathogènes et/ou leur inactivation est réalisée via les mécanismes suivants : privation de nourriture, prédation, exclusion, dessiccation et température élevée. Ils sont décrits plus en détail dans le chapitre 3.

2.6.3 Nutriments

Les boues de vidange contiennent des concentrations importantes en nutriments qui peuvent être valorisés ou au contraire entraîner une contamination environnementale s'ils ne sont pas gérés correctement. Les nutriments des boues de vidange peuvent venir en complément des engrais synthétiques à base d'azote, qui dépendent fortement des combustibles fossiles et du phosphore. Ce dernier est une ressource limitée, dont on estime que la demande dépassera l'offre dans 100 ans (Bentley, 2002 ; Steen, 1998).

Les nutriments ont des impacts environnementaux. Il s'agit de l'eutrophisation et des proliférations d'algues dans les eaux de surface (voir la figure 2.3) et de la contamination de l'eau potable (les nitrates conduisent par exemple à la méthémoglobinémie). La question des nutriments est abordée plus en détail ci-dessous au paragraphe 2.9.1. De plus amples informations sur les avantages et les interrogations posées par la valorisation des produits issus du traitement des boues de vidange sont présentées au chapitre 10.

2.6.4 Stabilisation

Les boues de vidange non-traitées présentent une demande en oxygène élevée, en raison de la présence de matières organiques facilement dégradables qui consomment des quantités importantes d'oxygène lors de la respiration aérobie. Déversées dans l'environnement, les boues de vidange peuvent épuiser l'oxygène des eaux de surface. Le processus de stabilisation augmente les teneurs en molécules organiques difficilement dégradables, plus complexes et plus stables (par exemple la cellulose et la lignine). La stabilisation s'effectue grâce à la biodégradation des molécules les plus facilement dégradables, pour aboutir à des boues présentant une moindre demande en oxygène.

Les indicateurs habituels de la stabilisation sont les matières volatiles en suspension (MVS), la DBO et la DCO. De plus, la stabilisation permet de s'assurer que les formes organiques des nutriments présents dans les produits issus du traitement sont stables et peuvent être utilisés de manière plus prévisible et plus fiable. La stabilisation réduit également le moussage des boues et une meilleure déshydratabilité. La stabilisation est expliquée plus en détail dans le chapitre 3 « Mécanismes de traitement ».



Figure 2.3 : Rivière eutrophisée en raison du déversement direct de boues de vidange non-traitées et d'eaux usées, Yaoundé, Cameroun (photo : Linda Strande).

2.7 AUTRES CONSIDÉRATIONS CONCERNANT LE TRAITEMENT

Il est recommandé de renseigner l'origine des boues de vidange reçues à la station de traitement pour s'assurer qu'elles ne contiennent pas de constituants toxiques en provenance de l'industrie. Les métaux lourds ne sont pas éliminés par le traitement. Il est donc important d'éviter leur présence dans les boues de vidange à la source. Les métaux lourds proviennent généralement du milieu industriel. Ils ne sont d'ordinaire pas présents en quantité significative dans les boues de vidange domestiques, même si une contamination est possible, par exemple par des piles électriques jetées dans les toilettes.

Le percolat issu des lits de séchage des boues et l'effluent sortant des bassins de lagunage peuvent présenter une salinité élevée qui peut poser problème pour l'irrigation, en raison des impacts sur le développement des plantes, la perméabilité des sols et la formation de croûtes en surface. L'utilisation d'un système de traçabilité des boues de vidange est abordée dans le chapitre 11 « Exploitation-maintenance ». L'impact des métaux et de la salinité est discuté au chapitre 10 « Destination finale des produits issus du traitement ».

2.8 MÉTHODOLOGIES D'ÉCHANTILLONNAGE

La fiabilité de la caractérisation des boues de vidange dépend fortement de la manière dont les échantillons sont collectés, des méthodes utilisées pour l'analyse et des pratiques de laboratoire. La difficulté de réaliser un échantillonnage des boues au sein des dispositifs d'assainissement des ménages est une source supplémentaire d'erreur. Les boues de vidange dans ces dispositifs ne sont généralement pas uniformes, avec une couche d'écume au niveau supérieur et une couche de boue plus concentrée au fond. Savoir comment et où prélever l'échantillon dépend de ce que l'on recherche et la méthode d'échantillonnage utilisée doit être indiquée dans le rapport de résultats. Si l'on cherche par exemple à connaître les caractéristiques des boues au sein du dispositif d'assainissement des ménages, on devra prélever directement à l'intérieur. L'échantillon représentatif sera composé de plusieurs prélèvements dans les différentes zones (c'est-à-dire en haut, au milieu et en bas) de manière proportionnelle au volume de ces zones. Lorsque l'on recherche les caractéristiques des boues vidangées qui parviendront aux stations de traitement, le prélèvement se fera plutôt au niveau du camion de vidange. Plusieurs échantillons seront prélevés au fur et à mesure que le camion dépose ses boues, pour être ensuite mélangés et constituer un échantillon composite représentatif (voir la figure 2.4). La méthode la plus précise consiste à prélever de la boue à intervalle régulier (par exemple toutes les deux minutes). Une autre méthode plus qualitative, mais ayant néanmoins montré une précision raisonnable, consiste à effectuer les prélèvements au début, au milieu et à la fin du dépotage, ce qui est plus simple car le volume exact du camion n'est pas toujours connu. Le volume de l'échantillon de boues de vidange doit être proportionnel au volume du camion, sur le même principe qu'un échantillonnage des eaux usées proportionnel à leur débit (Von Willer, 2007). Lorsque c'est faisable, les prélèvements peuvent aussi être réalisés dans un bac de dépotage. Le bac doit alors être équipé d'un mélangeur afin d'assurer la représentativité du prélèvement. Il est à noter que les boues de vidange peuvent décanter très rapidement. Il faut en tenir compte pour choisir le bon moment et la fréquence de prélèvement des boues.

D'autres aspects sont à prendre en compte, comme la nécessité de prélever sur une courte durée, d'obturer le récipient du prélèvement pour éviter la volatilisation ou sa contamination et de le maintenir au frais pour éviter l'activité microbienne. Les échantillons doivent être analysés dans les huit heures qui suivent leur collecte. Si ce n'est pas possible, ils doivent être conservés par réfrigération, congélation ou bien par ajout d'un fixateur chimique, selon la méthode d'analyse standardisée prévue.



Figure 2.4 : Campagne de prélèvement pour quantifier et caractériser les boues de vidange à Ouagadougou, Burkina Faso, en vue de la conception de la nouvelle station de traitement des boues de vidange (photo : Hanspeter Zoellig).

Étude de cas 2.2 : À propos de la difficulté d'échantillonner les boues de vidange en vue de leur caractérisation.

(Kartik Chandran et Melanie Valencia, Université Columbia, New York).

À partir de 2011, la Fondation Bill et Melinda Gates a financé un projet visant à évaluer la possibilité de produire du biodiesel à partir de boues de vidange, en partenariat avec KNUST (Kumasi, Ghana), l'Université de Columbia (New York) et *Waste Enterprisers*. La première étape a consisté en la caractérisation des boues de vidange de Kumasi. Elle a été réalisée par un groupe d'étudiants diplômés de KNUST à travers l'étude de 100 échantillons et a permis d'estimer les matières sèches, l'ammoniaque, la teneur en lipides, le pH et la DCO. Les boues étaient collectées sur le site de dépotage des camions et il a été possible de comparer les résultats entre les latrines à fosse simple, les toilettes privées et les toilettes publiques. L'analyse a montré que les boues provenant des toilettes publiques se sont avérées les meilleures pour le maintien d'un système de fermenteurs sains et l'obtention du plus grand nombre d'acides gras à longue chaîne, potentiellement précurseurs du biodiesel.

Au fil du projet, les acides gras volatiles ont aussi été considérés comme précurseurs de la production de lipides. L'attention s'est donc portée sur le transport des échantillons du site vers le laboratoire, en raison de la volatilisation de ces éléments, ainsi que sur le temps entre l'obtention de l'échantillon et les tests. Les flacons contenant les prélèvements devaient être remplis à ras bord et acheminés sans tarder au laboratoire pour une mesure des acides gras volatiles le jour même. Pour obtenir un échantillon homogène, en particulier pour la production des acides gras volatiles dans les digesteurs anaérobies, quatre des six fermenteurs ont été mélangés à l'aide de pompes. Les échantillons pour la production de gaz ont été prélevés avant le mélange et les échantillons de boues de vidange après.

Plusieurs défis de gestion ont été relevés lors de la collecte des boues et de l'échantillonnage. Le site de dépotage se situe sur le site d'une station de traitement des eaux usées municipales par lagunage. Le premier défi a consisté à faire en sorte que les camions dépotent leurs boues de vidange dans le système expérimental plutôt que dans les bassins de lagunage. Au tout début, 5 USD (10 GHC) étaient donnés aux chauffeurs des camions pour les dédommager, car il leur fallait plus de temps pour aller dépoter dans le système expérimental que dans les bassins de lagunage. Lors de la saison des pluies, la prime de 5 USD s'est avérée insuffisante. De nombreux chauffeurs ont refusé d'y livrer leurs boues de vidange en raison du mauvais état de la route causé par les pluies. Seuls quelques camions, devenus familiers du projet, ont continué à fournir des boues. Néanmoins, une fois la saison des pluies terminée, les camions ont continué à ne pas venir au système expérimental, y compris après que la route ait été réparée. De nombreuses solutions alternatives ont été envisagées, dont l'élargissement du point de dépotage pour un déversement plus rapide des boues. Finalement, l'équipe du projet a décidé de doubler le montant de la prime. Cette mesure a motivé beaucoup plus de chauffeurs et le mot s'est répandu rapidement. Vous trouverez plus d'informations sur ce projet et d'autres projets GBV sur : www.susana.org.

Étude de cas 2.3 : Échantillonnage et caractérisation des boues de vidange issues de dispositifs d'assainissement à la parcelle de la municipalité de eThekweni, Durban.

Les caractéristiques des boues de vidange peuvent varier considérablement selon les lieux et les types de dispositifs. Le Groupe de recherche sur la pollution (*Pollution Research Group, PRG*) de l'Université de KwaZulu-Natal de Durban, Afrique du Sud, a étudié les propriétés de boues de vidange de différents types de dispositifs à la parcelle afin de mieux connaître ces variations. L'étude a été réalisée dans la région de Durban sur des toilettes à séparation des urines (*Urine Diverting Toilets, UDDT*), des latrines améliorées ventilées (VIP) et des blocs d'ablation communautaire (BAC). La première phase consistait en une campagne d'échantillonnage (tableau 2.4) avec vidange des fosses, constitution des échantillons de boues en provenance des dispositifs sélectionnés, puis analyse de leurs propriétés chimiques, physiques, mécaniques et biologiques.

Une méthode d'échantillonnage a été mise au point pour prélever à différentes profondeurs et dans les parties « avant » et « arrière » des fosses des latrines VIP sèches et des UDDT. Les latrines VIP à chasse ont présenté un contenu très liquide, les boues étant rassemblées en une croûte à la surface du liquide. Les prélèvements ont été réalisés à partir de la croûte et du liquide sous la couche de boue, sans aucune distinction des parties « avant » et « arrière » des fosses. Les fosses des BAC se sont avérées remplies de liquide comme les latrines VIP à chasse. En moyenne, huit échantillons ont été prélevés dans chaque latrine VIP sèche, entre quatre à six dans chaque latrine VIP à chasse, deux à six dans chaque UDDT (compartiment en utilisation et compartiment au repos) et environ 12 échantillons dans chaque BAC. Les échantillons étaient d'environ 1 litre. Ils ont été stockés dans des récipients en plastique à 4 °C en vue d'être analysés, notamment pour les paramètres suivants : demande chimique en oxygène (DCO), ammoniacque, azote Kjeldahl total (TKN), (ortho)phosphate, potassium, teneur en eau, matières sèches, matières en suspension, matières volatiles, indice de boue (IB), pH, conductivité thermique, chaleur spécifique, rhéologie (viscosité), densité, granulométrie, puissance calorifique, métaux lourds et parasites.

Quelques résultats d'analyses sont synthétisés dans le tableau 2.4 sous forme de moyenne par groupe d'échantillons. Ils montrent une teneur relativement élevée en humidité de tous les échantillons de latrines VIP - environ 80 %. Comme escompté, les échantillons des toilettes UDDT présentent une teneur en humidité plus faible (60 %). Les paramètres de teneur en humidité (inverse du taux de matières sèches) et de viscosité considérés ensemble constituent un point de départ utile pour la mise au point et l'évaluation des équipements de vidange des fosses. La viscosité maximale mesurée sur une latrine VIP sèche était d'environ 6×10^6 Pa.s (pascal-secondes), avec une valeur moyenne d'environ 3×10^5 Pa.s. Ces valeurs reflètent néanmoins seulement les boues de vidange : pour les besoins de vidange, la présence de déchets non-fécaux dans les fosses doit aussi être prise en compte. Les valeurs de DCO les plus faibles ont été relevées pour les toilettes à séparation des urines.

Tableau 2.4 : Valeurs moyennes des paramètres mesurés au laboratoire pour les boues de vidange.

Type	Humidité %	MES mg/L	MVS g/g PS	Cendre g/g PS	IB ml/mg	pH	DCO mg/g PS	N-NH ₄ ⁻ mg/g PS	NTK mg/g PS	P-PO ₄ ⁻ mg/L	P _{tot} mg/L	Conductivité thermique W/ mK	Pouvoir calorifique MJ/ kg	Densité kg/m ³
VIP sèche	83	381	0,57	0,43	0,11	7,6	680	13	40	0,73	3,86	0,54	14,06	1 356,5
VIP à chasse	79	562	0,54	0,46	0,04	7,7	720	7	30	0,83	2,93	0,55	13,08	1 443,1
CAB	77	139	0,49	0,51	0,51	7,4	650	3	30			0,60	14,31	1 350,1
UDDT	60	246	0,45	0,55	0,23	7,5	490	5	30	1	3,27	0,38	12,93	1 450,4

Une analyse comparative des déchets non-fécaux présents dans les boues de différentes fosses a été effectuée sur le site de la station d'épuration au voisinage de Tongaat, au nord de Durban. Trois échantillons de boues ont été réalisés à partir d'une fosse VIP sèche et d'un dispositif à séparation des urines (compartiment en utilisation et compartiment au repos). Un tri manuel a été effectué ensuite avec classement des matériaux en différentes catégories. Le poids de chaque catégorie a été mesuré, puis rapporté en pourcentage du poids humide total. La figure 2.5 montre un exemple de dégrillage de boues de vidange lors d'un échantillonnage.

Même si toutes sortes de matériaux différents ont été identifiés lors du tri manuel, plus de 85 % du poids humide total s'est avéré organique. Le « papier » était la deuxième catégorie la plus représentée avec environ 7 à 8 % du poids humide total, puis venaient les textiles (1 à 2 %) ; quant aux produits d'hygiène féminine, ils représentaient environ 1 % de la masse totale. Une étude plus approfondie sur la taille de ces éléments devrait permettre d'estimer leur impact sur les équipements de vidange des fosses.

Figure 2.5 : Dégrillage de déchets solides de boues de vidange à l'entrée d'une station de traitement lors d'une campagne de prélèvement à Kampala, Ouganda (photo : Daniel Ddiba).



2.9 CONSTITUANTS PHYSICO-CHIMIQUES

Ce paragraphe donne un aperçu des constituants communément utilisés pour la caractérisation des boues de vidange et des méthodes habituelles d'analyses. Les bases de leurs transformations sont présentées au chapitre 3 « Mécanismes de traitement ». La description détaillée des méthodes d'analyse pour les eaux usées existe dans les documents normalisés, comme par exemple APHA (2005). Ces méthodes peuvent être utilisées pour les boues de vidange après les avoir adaptées.

2.9.1 Nutriments

Les excréta contiennent des nutriments qui proviennent de l'alimentation. On les retrouve dans les fèces à hauteur de 10 à 20 % pour l'azote, 20 à 50 % pour le phosphore et 10 à 20 % pour le potassium. L'urine contient quant à elle 80 à 90 % de l'azote ingéré, 50 à 65 % du phosphore et 50 à 80 % du potassium (Berger, 1960 ; Lentner *et al.*, 1981 ; Guyton, 1992 ; Schouw *et al.*, 2002 ; Jönsson *et al.*, 2005 ; Vinnerås *et al.*, 2006). L'ammoniac (NH_3) est le résultat de la désamination de l'azote organique et de l'hydrolyse de l'urée ($\text{CO}(\text{NH}_2)_2$) par l'uréase. La majorité de l'ammoniac contenu dans les boues de vidange brutes provient de l'urine (Jönsson *et al.*, 2005). Selon Lentner *et al.* (1981), environ 20 % de l'azote contenu dans les boues de vidange se trouve sous forme ammoniacale, 17 % sous forme d'azote organique constitutif des cellules des bactéries vivantes, le reste étant sous d'autres forme d'azote organique (par exemple dans les protéines, les acides nucléiques).

Azote

L'azote est un paramètre important du traitement des boues de vidange. Sa concentration dans les boues est en effet habituellement assez élevée (de l'ordre de 10 à 100 fois plus que dans les

eaux usées domestiques). Il est présent dans les boues de vidange sous la forme d'ammonium (N-NH_4), d'ammoniac (N-NH_3), de nitrate (N-NO_3), de nitrite (N-NO_2) et de diverses associations organiques (par exemple dans les acides aminés et les amines), dont les proportions dépendent de facteurs comme le pH, l'âge des boues, la présence d'oxygène ou le type de boues.

La mesure de la concentration en ammoniacale dans des boues de vidange est basée sur des méthodes soit titrimétriques, soit par électrode, soit encore par dosage colorimétrique avec base de phénate, qui succèdent à une première étape de distillation (APHA, 2005). Pour éviter la volatilisation, l'échantillon doit avoir été soit conservé au froid et analysé dans les 24 heures, soit congelé, soit encore acidifié à pH 2 et analysé dans les 28 jours (APHA, 2005). L'azote total Kjeldahl (NTK) représente la somme de l'azote organique, de l'ammoniac (N-NH_3) et de l'ammonium (N-NH_4). Le NTK peut être mesuré par la méthode macro-Kjeldahl, la méthode semi-micro-Kjeldahl ou bien par bloc de minéralisation et analyse par injection en flux continu. Les nitrates et nitrites sont analysés par chromatographie, électrophorèse capillaire, réduction du cadmium, réduction de l'hydrazine, réduction du cadmium par injection en flux continu ou spectrophotométrie par UV (APHA, 2005). Des kits de mesure sont aussi disponibles dans le commerce et souvent utilisés. L'azote total est déterminé par oxydation en nitrate et analyse des nitrates ou encore en additionnant les nitrates, les nitrites et le NTK.

Phosphore

Le phosphore est également un paramètre à considérer, car la concentration totale de phosphore dans les boues de vidange est assez élevée (habituellement 2 à 50 fois plus que dans les eaux usées domestiques). Le phosphore est présent dans les boues de vidange sous forme de phosphate, sous la forme acide ou basique de l'acide orthophosphorique (H_3PO_4 / P-PO_4) ou encore sous forme de phosphate organiquement lié (par exemple dans les acides nucléiques, les phospholipides et les protéines phosphorylées). Le traitement du phosphore est basé sur des facteurs comme la sorption, la précipitation, la complexation, la sédimentation, la minéralisation, le pH, l'absorption par les plantes (dans les lits de séchage plantés) et le potentiel redox.

Le phosphate peut être mesuré par méthode colorimétrique pour déterminer la fraction « réactive » du phosphore. Le phosphore total, y compris ses fractions particulières et organiques, est mesuré après hydrolyse ou minéralisation (APHA, 2005).

2.9.2 pH

La mesure du pH est essentielle à la compréhension des processus chimiques en solution aqueuse comme les mécanismes acido-basiques, l'alcalinité, la neutralisation, la stabilisation biologique, la précipitation, la coagulation, la désinfection et la maîtrise de la corrosion (APHA, 2005). Le pH de boues de vidange de fosses septiques est habituellement compris entre 6,5 et 8 (Ingalinella *et al.*, 2002 ; Cofie *et al.*, 2006 ; Al-Sa'ed et Hithnawi, 2006), mais peut aussi varier de 1,5 à 12,6 (USEPA, 1994). Un pH en dehors de la gamme 6 à 9 est révélateur d'une perturbation du processus biologique, avec comme conséquence une inhibition de la digestion anaérobie et de la production de méthane, ce qui peut être dû à une variation des charges hydrauliques reçues par les dispositifs d'assainissement, à la présence de substances toxiques, à une forte augmentation de la charge organique ou à l'introduction d'eaux usées industrielles ou commerciales. Le pH peut être mesuré avec un pH-mètre, avec des électrodes ou encore avec du papier-pH (APHA, 2005).

2.9.3 Matières sèches

Les matières sèches (MS) des boues de vidange sont constituées de différentes matières organiques (volatiles) et inorganiques (non-dégradables). Elles comprennent les matériaux flottants, les matières décantables, colloïdales et solubles. Les déchets de dégrillage, les sables et les ordures ménagères sont présentés plus en détail au paragraphe 2.9.6. Les paramètres habituellement mesurés sont les matières sèches, leur fraction volatile ou minérale, les matières en suspension et les matières dissoutes.

Les matières sèches (MS) sont déterminées par séchage à l'étuve pendant 24 heures à une température de 103 à 105 °C. Les matières volatiles (MV) correspondent à la fraction qui se consomme à la température de 500 °C et sont également considérées comme représentant la fraction organique. Les matières encore présentes après la combustion constituent la partie non-dégradable que l'on appelle aussi la « fraction minérale ». Le taux de MV par rapport aux MS indique la quantité relative de matière organique dans les boues et est utilisé comme indicateur de leur stabilité biochimique. La matière sèche est un paramètre important car il est à la base du dimensionnement et de la conception des procédés de traitement comme les lits de séchage plantés et non-plantés.

Les matières en suspension sont définies comme étant celles qui sont retenues par filtration, alors que les matières solubles sont celles qui passent à travers le filtre. Leur quantité dépend donc de la taille des pores du filtre utilisé, qu'il est important de signaler dans les comptes-rendus d'analyse. Pour l'analyse des eaux usées, on utilise généralement des filtres de 0,45 µm, mais qui peuvent aller jusqu'à 2,0 µm. Les boues de vidange peuvent avoir tendance à colmater rapidement les filtres, faisant de la matière sèche le paramètre le plus souvent utilisé.

On appelle « matières décantables » les matières qui décantent dans un laps de temps donné, comme par exemple les matières décantées dans un cône Imhoff après 30 à 60 minutes. C'est ce qui détermine l'indice de boue (IB) et est utilisé pour la conception des bassins de décantation. Des informations plus détaillées sur les mesures des matières solides sont présentées dans le chapitre 9.

2.9.4 Demande biochimique en oxygène et demande chimique en oxygène

La demande en oxygène des boues de vidange est un paramètre important à suivre. Le déversement de boues de vidange dans l'environnement peut en effet avoir pour conséquence l'appauvrissement, voire l'épuisement, de la teneur en oxygène des eaux de surface et entraîner la mort de la faune aquatique. La demande en oxygène est plus faible avec des boues stabilisées, ce qui peut être obtenu par un traitement aérobie ou anaérobie. Les procédés de déshydratation des boues de vidange ne réduisent pas forcément la demande en oxygène. La DBO mesure l'oxygène dont ont besoin les microorganismes pour dégrader la matière organique. La méthode d'analyse normalisée implique une incubation à 20 °C pendant 5 jours pour un résultat en DBO₅ exprimée en mg de O₂/L. Les eaux usées sont considérées comme « peu concentrées » pour une DBO₅ de 200, « moyennement concentrées » pour 350, « concentrées » pour 500 et « très concentrées » au-dessus de 750 mg/L (Mara, 2004). Comme indiqué au tableau 2.3, les boues de vidange sont plus concentrées en DBO₅ que les eaux usées très concentrées. Les matières non-carbonées peuvent aussi consommer de l'oxygène, comme par exemple pour l'oxydation de l'azote ammoniacal en nitrate, ce qui est susceptible d'augmenter la valeur de DBO de l'analyse.

Pour éviter cela, il est possible d'inhiber la nitrification par ajouts de substances chimiques. La granulométrie des matières organiques a aussi un impact : les particules les plus petites et les plus solubles ont une réaction plus rapide en DBO. D'autres facteurs sont à prendre en compte pour la représentativité de l'analyse, comme la filtration de l'échantillon, les dilutions et les méthodes de prélèvement.

La DBO ne correspond qu'à la partie organique biodégradable. La demande en oxygène nécessaire à l'oxydation complète de la matière organique est mesurée par la DCO, qui s'analyse par oxydation chimique avec du dichromate, un oxydant puissant. L'analyse de la DCO au laboratoire est plus facile que celle de la DBO. Elle ne demande que quelques minutes ou quelques heures, selon la méthode suivie.

La concentration en DCO est toujours supérieure à celle de la DBO car :

- Les molécules complexes comme la lignine résistent à la dégradation biologique, mais sont oxydables par voie chimique ;
- Des substances non-organiques sont aussi oxydées lors de la DCO ;
- L'analyse de la DBO peut inhiber certaines bactéries.

La mesure de la DCO se réalise au laboratoire sur la base d'une méthode sous chauffage à reflux. Des kits sont aussi disponibles dans le commerce (APHA, 2005). Le rapport en DBO et DCO est un indicateur de la biodégradabilité relative de la matière organique. Les mesures de DBO, DCO et de fractionnement de la DCO sont présentées plus en détail au chapitre 9. Il existe aussi d'autres mesures du carbone organique non-abordées ici, comme le carbone organique total (COT) ou d'autres éléments organiques spécifiques.

2.9.5 Huiles et graisses

Les huiles et les graisses ont des origines multiples, comme le lard, les viandes, les graines et les noix, le kérosène et les huiles lubrifiantes. Leur quantité dans les boues de vidange est à prendre en compte : elles peuvent diminuer la solubilité et donc la dégradation biologique, mais aussi augmenter l'épaisseur de la couche d'écume dans les bassins de décantation, provoquer des problèmes de maintenance et générer un film à la surface des eaux rejetées dans l'environnement. La détermination des huiles et des graisses peut être réalisée par extraction avec des solvants. La mesure s'exprime en huiles et graisses totales solubles dans le solvant utilisé.

2.9.6 Sables et gravillons

Les sables et les gravillons sont à prendre en compte dans le traitement des boues de vidange. Ils influencent en effet les dimensions et les taux de remplissage des bassins utilisés pour le stockage et le traitement et peuvent générer des obstructions des canalisations et des pompes. Ils proviennent des latrines à fosse simple non-coffrées, du lavage d'ustensiles et de végétaux, du nettoyage général (par exemple du sable qui se dépose dans les habitations) et des inondations. En grande quantité dans les boues de vidange, le sable peut poser des problèmes de traitement et doit être considéré à la conception (comme par exemple à Dakar, Sénégal, étude de cas 2.4). L'extraction des sables et des gravillons peut se faire avec des pièges à sable installés à l'entrée des canalisations et des éviers. La détermination des concentrations en sable demande un

premier séchage en étuve à 105 °C, puis un passage au four à 550 °C pour obtenir les matières minérales. Les cendres sont alors traitées avec un mélange d'acide nitrique et d'acide chlorhydrique. La quantité de sable est obtenue après calcination à 1 000 °C, puis filtration.

2.9.7 Déchets solides

Des déchets solides se retrouvent dans les dispositifs d'assainissement des ménages pour plusieurs raisons, notamment en cas d'absence de filière fonctionnelle de collecte et de gestion des ordures ménagères. Les produits d'hygiène menstruelle et les couches des bébés sont aussi souvent jetés dans les dispositifs. La figure 2.6 permet d'illustrer les quantités importantes représentées par ces déchets dans les boues. Pour décourager leur introduction dans les toilettes, des campagnes de sensibilisation peuvent être mises en œuvre. Les déchets solides sont susceptibles de causer des problèmes au niveau de la vidange (chapitre 4), de bloquer les canalisations et les pompes, d'augmenter les volumes requis pour le stockage et le traitement et de nuire à la qualité finale des produits issus du traitement.

La mise en place d'un dégrilleur permet de limiter les risques de blocage dans le procédé de traitement. Certaines études ont permis d'observer que les déchets organiques dégradables constituaient la grande partie des matières dégrillées des boues de vidange (Troschinetz et Mihelcic, 2009) pour représenter typiquement 48 % des déchets dégrillés totaux en masse de matière sèche. Selon Rouyat *et al.* (2006), les autres matériaux sont les cailloux, les gravats, le sable et les fines particules (29 %), le fer, le bois et les textiles (20 %), puis les plastiques (3 %). Des résultats similaires ont été observés à Dakar. Ils sont présentés dans l'étude de cas 2.4.



Figure 2.6 : Déchets solides dégrillés à l'entrée d'une station de traitement des boues de vidange de Dakar, Sénégal (photo : Linda Strande).

Étude de cas 2.4 : Sables et déchets solides présents dans les boues de vidange de Dakar, Sénégal ; augmentation consécutive des tarifs de vidange à Kampala, Ouganda.

Dakar

À Dakar, Sénégal, une étude a permis de quantifier la quantité de sable présente dans les boues de vidange de fosses septiques à une valeur moyenne de 935 g/m³ (mg/L), pour une variation de 90 à 4 000 g/m³. Dans les zones pauvres de Dakar, les cours des habitations sont habituellement en terre battue et les routes ne sont pas pavées. Une quantité de sable importante est donc transportée dans les latrines par les pieds des utilisateurs, avec ou sans chaussures. Cette quantité est plus importante en saison des pluies lorsque le sable colle aux pieds et aux chaussures. De plus, les douches sont souvent situées dans la superstructure de la latrine. Enfin, les équipements utilisés pour la défécation accroupie facilitent l'entrée directe de sable dans les dispositifs (M'Voubou, 2004).

Les proportions suivantes des différents déchets dégrillés avec un entrefer de 2 cm ont été observées (en pourcentage du poids sec obtenu après 2 jours de séchage au soleil) : éponges, os et bois : 1 % chacun ; textiles : 2,5 % ; graines de plantes : 3 % ; cailloux : 11 % ; plastiques : 12 % ; sables : 25 % ; matière organique en décomposition : 43 %.

Kampala

En plus de générer des problèmes pour la vidange des latrines et le traitement des boues de vidange, les déchets solides présents dans les fosses entraînent des surcoûts de vidange. À Kampala, les tarifs de vidange sont basés sur le volume vidangé et la distance de transport au site de dépotage. La présence de déchets solides dans un dispositif d'assainissement conduit à une augmentation de 10 à 50 % du tarif de vidange. Le tableau 2.5 montre les coûts habituels de vidange pour une distance de transport de 5 km de rayon et le surcoût généré par ce malus.

Tableau 2.5 : Tarifs habituels pour une vidange et une évacuation à 5 km, et amende liée à la présence de déchets.

CAPACITÉ DU CAMION (m ³)	COÛT HABITUEL (USD)	MALUS POUR DÉCHETS SOLIDES (10 À 50 %) (USD)	GAMME DE TARIF FINAL, Y COMPRIS MALUS POUR DÉCHETS SOLIDES (10 À 50 %) (USD)
≤ 1,828	28	2,80 à 14	30,80 à 42
2 à 2,7	32	3,20 à 16	35,20 à 48
3,6 à 4	40	4 à 20	44 à 60
4,5 à 7,2	48	4,80 à 24	52,80 à 72
8 à 11	64	6,40 à 32	70,40 à 96

2.10 GERMES PATHOGÈNES CONTENUS DANS LES BOUES DE VIDANGE

L'exposition à des boues de vidange non-traitées doit toujours être considérée comme un risque pour la santé. Le niveau de réduction en germes pathogènes pour le traitement des boues est à apprécier selon le mode de réutilisation ou de mise en dépôt envisagé et, pour le traitement des effluents, selon le mode de réutilisation ou de rejet prévu. Le chapitre 10 « Destination finale des produits issus du traitement » aborde cette question de manière plus détaillée. Les germes pathogènes courants susceptibles d'être présents dans les fèces et leurs conséquences sur la santé sont présentés dans le tableau 2.6.

Tableau 2.6 : Liste non-exhaustive des germes pathogènes que l'on peut trouver dans les fèces et les symptômes associés (adapté de Schönning et Stenström, 2004).

GROUPE	GERME PATHOGÈNE	SYMPTÔME MÉDICAL
Bactérie	<i>Aeromonas</i> spp.	Entérite.
	<i>Campylobacter jejuni/coli</i>	Campylobactériose - diarrhée, crampes, douleurs abdominales, fièvre, nausées, arthrite, syndrome de Guillain-Barré.
	<i>Escherichia coli</i> (EIEC, EPEC, ETEC, EHEC)	Entérite. Pour EHEC : hémorragies internes potentiellement létales.
	<i>Salmonella typhi/paratyphi</i>	Fièvre typhoïde/paratyphoïde - maux de tête, fièvre, malaises, anorexie, bradycardie, splénomégalie, toux.
	<i>Salmonella</i> spp.	Salmonellose - diarrhée, fièvre, crampes abdominales.
	<i>Shigella</i> spp.	Shigellose - dysenterie (diarrhée avec sang), vomissements, crampes, fièvre, syndrome de Reiter.
	<i>Vibrio cholera</i>	Choléra - diarrhée aqueuse, létale dans les cas sévères et non-traités.
Virus	Adenovirus	Maladies respiratoires diverses, aggravées par les germes entériques (voir ci-dessous).
	Enteric adenovirus types 40 et 41	Entérite.
	Enterovirus types 68 à 71	Méningite ; encéphalite ; paralysie.
	Hepatitis A	Hépatite - fièvre, malaises, anorexie, nausées, inconfort abdominal, jaunisse.
	Hepatitis E	Hépatite.
	Poliiovirus	Poliomyélite souvent asymptomatique - fièvre, nausées, vomissements, maux de tête, paralysie.
	Rotavirus	Entérite.
Parasite protozoaire	<i>Cryptosporidium parvum</i>	Cryptosporidie - diarrhée aqueuse, douleurs et crampes abdominales.
	<i>Cyclospora histolytica</i>	Souvent asymptomatique ; diarrhée ; douleurs abdominales.
	<i>Entamoeba histolytica</i>	Amibiase souvent asymptomatique - dysenterie, inconfort abdominal, fièvre, frissons.
	<i>Giardia intestinalis</i>	Giardase - diarrhée, crampes abdominales, malaises, perte de poids.
Helminthes	<i>Ascaris lumbricoides</i>	Souvent asymptomatique ; sifflement ; toux ; fièvre ; entérite ; éosinophilie pulmonaire.
	<i>Taenia solium/saginata</i>	Taeniose.
	<i>Trichuris trichura</i>	Trichocéphalose - d'asymptomatique à vague détresse des voies digestives, pouvant aller à l'amaigrissement avec assèchement de la peau et diarrhées.
	Hookworm	Démangeaisons ; irritations ; toux ; anémie ; déficience en protéine.
	<i>Schistosoma</i> Spp. (blood fluke)	Schistosomiase, bilharziose.

2.10.1 Choisir un indicateur

Mesurer tous les germes pathogènes à l'issue du traitement des boues de vidange demanderait un effort et un budget considérables. Le suivi porte habituellement sur quelques indicateurs de l'activité pathogène capables de donner une idée du niveau global d'élimination des germes au cours du traitement. Les organismes indicateurs peuvent être des germes pathogènes ou non-pathogènes, mais qui renseignent de manière adéquate sur le degré d'inactivation des germes pathogènes. Pour être choisi comme indicateur, un organisme doit satisfaire aux conditions suivantes (Mara, 2004) :

- Avoir une origine fécale uniquement ;
- Être représenté en plus grand nombre que les germes pathogènes concernés ;
- Présenter les mêmes mécanismes d'élimination que les germes pathogènes concernés ou similaires ;
- Être simple, peu coûteux, précis et fiable à mesurer.

Il est, de plus, préférable que les organismes indicateurs aient une capacité de survie plus grande que les germes pathogènes concernés. Les organismes indicateurs typiques pour les eaux usées, les boues de vidange et la contamination environnementale sont les bactéries coliformes, les helminthes et le bactériophage (en tant qu'indicateur de virus). D'autres indicateurs de contamination fécale sont utilisés dans les études sur la maîtrise des pollutions et l'élimination des germes pathogènes, notamment les streptocoques fécaux, *Klebsiella*, *Clostridium perfringens*, *Bacteroides*, *Enterococci* et *Bifidobacterium* (Feachem *et al.*, 1983 ; OMS, 1984).

2.10.2 Bactéries coliformes

Les bactéries coliformes sont établies dans l'appareil intestinal et omniprésentes dans les excréta. Leur présence dans l'environnement est donc utilisée comme indicateur de contamination fécale. *Escherichia coli* (*E. coli*) est l'organisme cible habituellement utilisé pour identifier la contamination fécale dans l'environnement (Feachem *et al.*, 1983). L'indicateur n'est pas fiable à 100 % car il existe des biais, en particulier des bactéries du même genre qu'*Escherichia* qui peuvent se développer dans l'environnement. Des méthodes de mesure existent pour quantifier les coliformes totaux, les coliformes fécaux et *E. coli*. Ces bactéries sont utilisées comme indicateurs de la pollution fécale dans l'environnement mais ne sont pas liées à la contamination virale ou protozoaire. Elles ne fournissent donc pas nécessairement une bonne indication de la réduction de l'ensemble des pathogènes à travers les procédés de traitement des boues de vidange.

Les coliformes totaux et fécaux ne sont pas de bons indicateurs dans les climats tropicaux et sous-tropicaux. La méthode standardisée pour l'analyse des coliformes repose sur la production d'acide et de gaz en milieu incubé à une température égale à celle du corps humain (37 °C). La méthode standardisée pour l'analyse des coliformes fécaux thermotolérants repose sur leur production d'acide et de gaz à partir de lactose lorsqu'ils sont incubés à 44 °C. Cependant, dans des conditions tropicales et sous-tropicales, on a constaté que les coliformes qui ne sont pas nécessairement fécaux se développent et produisent eux aussi de l'acide et du gaz à partir du lactose à 44 °C (Mara, 2004). Des essais enzymatiques et biochimiques ont été développés pour la détection d'*E. coli* (APHA, 2005). Des kits sont également disponibles dans le commerce pour la mesure des coliformes totaux, fécaux et d'*E. coli*.

2.10.3 Helminthes

Les helminthes constituent l'indicateur le plus utilisé pour évaluer l'efficacité de la réduction des germes pathogènes dans les boues de vidange en raison de leur prévalence dans les pays à revenu faible ou intermédiaire et de leur résistance au traitement. Les helminthes (vers parasites) sont des parasites eucaryotes que l'on trouve couramment chez un tiers de la population mondiale environ. La famille des helminthes englobe les nématodes (vers ronds), les cestodes (vers plats) et les trématodes (douve). Ils sont à surveiller, car les œufs d'une seule personne contaminée peuvent infecter des centaines d'autres personnes. L'indicateur le plus couramment utilisé est *Ascaris lumbricoides* - un ver de type rond -, car d'une part ses œufs en font l'un des pathogènes les plus résistants aux processus de traitement et, d'autre part, ils peuvent être identifiés relativement facilement (Feachem *et al.*, 1983). La capacité des œufs d'*Ascaris lumbricoides* à rester viables est due à leur coquille particulièrement imperméable, considérée comme l'une des structures biologiques les plus résistantes. Cette coque permet les échanges gazeux respiratoires essentiels, tout en protégeant les œufs contre un large spectre de produits chimiques et de conditions de pH extrêmes (Nordin *et al.*, 2009). L'élimination des œufs d'*Ascaris* indique donc que les germes pathogènes moins résistants ont également été inactivés (figure 2.7).

Utiliser les œufs d'*Ascaris* comme indicateur de l'élimination des germes pathogènes peut se faire à travers leur dénombrement, mais aussi à travers l'évaluation, plus sensible, de leur viabilité. Un œuf est viable quand il peut encore se développer. Quand il ne l'est pas, il ne présente plus aucun risque de contamination. Le dénombrement des œufs d'helminthe viables se base sur une méthode coproscopique impliquant sédimentation, désorption, centrifugation et flottation. Lors de sa mise au point, la précision de cette méthode pour le dénombrement des œufs viables a été estimée entre 30 et 70 % (Gaspard et Schwartzbrod, 1995). Par la suite, la précision est passée à 100 % sur la base d'une sensibilité de 0,4 ppm, en calculant le nombre d'œufs d'helminthe dans l'échantillon et en intégrant l'efficacité estimée de la procédure (Malicki *et al.*, 2001). Les améliorations apportées à la méthode ont, de plus, considérablement diminué le nombre de réplifications nécessaires des méthodes précédentes.

Les méthodes standardisées améliorées de l'USEPA pour le dénombrement des helminthes (2003) sont basées sur 4 étapes :

- Dissociation des parasites de la matière organique ;
- Flottation dans une solution de nitrate de sodium ;
- Sédimentation ;
- Concentration, puis examen microscopique à l'aide d'une chambre de comptage Sedgwick-Rafter.

La Commission sud-africaine de la recherche sur l'eau (*South African Water Research Commission*) a également élaboré et publié les « méthodes standardisées pour l'extraction et le dénombrement des œufs d'helminthe dans les eaux usées, les boues, le compost et les déchets issus des toilettes à séparation des urines en Afrique du Sud », document disponible gratuitement sur internet (Moodley *et al.*, 2008).

2.10.4 Virus

La quantification des virus totaux présents dans les boues de vidange peut être effectuée à l'aide d'un microscope électronique. La méthode d'évaluation la plus simple consiste cependant à mesurer leurs effets sur des hôtes (Madigan et Martinko, 2006). Le bactériophage est couramment utilisé comme indicateur viral. Le bactériophage *Salmonella typhimurium* 28B est notamment utilisé sur une souche hôte de phage *Salmonella typhimurium* type 5. Le phage entérobactérie MS2 et le coliphage Φ X174 sont utilisés respectivement sur les souches *Salmonella typhimurium* WG 49 (ATCC 700730) et *E. coli* ATCC 1370. La méthode standardisée utilise un milieu de culture de gélose à double couche, les virus étant quantifiés par numération sur plaques (Adams, 1959 ; Madigan et Martinko, 2006).



Figure 2.7 : Identification d'œufs d'helminthe viables à Dakar, Sénégal (photo : Linda Strande).

2.11 CONCLUSION

En l'état actuel des connaissances, la conception des filières de traitement des boues de vidange nécessite de considérer avec une grande attention les hypothèses de quantification et de caractérisation des boues de vidange. La GBV est néanmoins un domaine en plein essor et il existe aujourd'hui de nombreux travaux de recherche concernant la caractérisation des boues. Avec les résultats des nouvelles études et de l'acceptation croissante de la GBV, les prochaines années sont prometteuses pour le développement des connaissances, ce qui permettra une conception plus précise des procédés de traitement.

La caractérisation des boues de vidange s'est focalisée jusqu'à présent sur les paramètres pour la protection de l'environnement et l'utilisation agricole, notamment DBO/DCO, MS, MVS, nutriments et indicateurs de germes pathogènes. L'évolution actuelle du domaine vers la réutilisation des produits issus du traitement a amené d'autres paramètres, en particulier le fractionnement de la DCO, la teneur en lipides (pour le biodiesel), les propriétés structurales et le pouvoir calorifique. Les nouveaux domaines de réutilisation comprennent en effet la valorisation énergétique, que ce soit via la production de biogaz par des dispositifs de digestion anaérobie ou via l'utilisation directe de boues séchées dans des chaudières et des fours industriels (Murray Muspratt *et al.*, 2014). La production de protéines par les mouches soldats noires est aussi envisagée, ainsi que l'incorporation des boues traitées dans des matériaux de construction (Diener *et al.*, 2014). Les propriétés rhéologiques et la résistance au cisaillement des boues de vidange sont également d'autres paramètres utiles pour l'amélioration des méthodes de vidange et la compréhension des mécanismes de déshydratation (AIT, 2012 ; Radford, 2013).

2.12 BIBLIOGRAPHIE

- Adams M.H. (1959). *Bacteriophages*. London: Interscience Publishers, Ltd.
- AIT (2012). *Assessment of FS Rheological Properties. Final Research Report. Environmental Engineering Programme*. School of Environment, Resources and Development, Asian Institute of Technology (AIT).
- Al-Sa'ed R.M.Y., Hithnawi T.M. (2006). *Domestic Septage Characteristics and Co-treatment Impacts of Albireh Wastewater Treatment Plant Efficiency*. Dirasat Engineering Sciences 33 (2), p. 187-197.
- APHA/AWWA/WEF (2005). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 21st Edition. American Public Health Association, American Water Works Association, and Water and Environment Federation Publication. Washington D.C., USA. ISBN 0-87553-047-8.
- Bassan M., Tchonda T., Yiougo L., Zoellig H., Mahamane M., Mbéguéré M., Strande L. (2013a). *Characterisation of Faecal Sludge During Dry and Rainy Seasons in Ouagadougou, Burkina Faso*. Communication présentée à la 36^e conférence internationale WEDC, Nakuru, Kenya, 2013.
- Bassan M., Mbéguéré M., Tchonda T., Zabsonre F., Strande L. (2013b). *Integrated Faecal Sludge Management Scheme for the Cities of Burkina Faso*. Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development 3 (2), p. 216-221.
- Bentley R.W. (2002). *Global Oil and Gas Depletion: An Overview*. Energy Policy 30 (3), p. 189-205.
- Berger E.Y. (1960). *Intestinal Absorption and Excretion*. In : Comar C. L. and Bronner F. (eds). Mineral Metabolism, p. 249-286. Academic Press, New York.
- Cofie O.O., Agbottah S., Strauss M., Esseku H., Montangero A., Awuah E., Kone D. (2006). *Solid-liquid separation of faecal sludge using drying beds in Ghana: Implications for nutrient recycling in urban agriculture*. Water research, 40 (1), p. 75-82.
- Diener S., Semiyaga S., Niwagaba C., Muspratt A., Gning J.B., Mbéguéré M., Ennin J.E., Zurbrugg C., Strande L. (2014). *A Value Proposition: Resource Recovery from Faecal Sludge – Can it be the Driver for Improved Sanitation?* Resources, Conservation and Recycling, 88, p. 32-38..
- Diongue S.T. (2006). *Stratégies d'optimisation de la filière de vidange de boues de latrines à Dakar, Institut international du génie, de l'eau et de l'environnement (Burkina Faso)/École polytechnique fédérale de Lausanne (Suisse)*. Master : 81.
- Feachem R.G., Bradley D.J., Garelick H., Mara D.D. (1983). *Sanitation and Disease. Health Aspects of Excreta and Wastewater Management*. World Bank studies in water supply and sanitation. John Wiley and Sons. New York.
- Foxon K., Brouckaert C., Wood K. (2012). *How Fast do Pits Fill Up?* Empirical Evidence and Mathematical Models. FSM2, Durban, South Africa.
- Gao X.Zh., Shen T., Zheng Y., Sun X., Huang S., Ren Q., Zhang X., Tian Y., Luan G. (2002). *Practical Manure Handbook*. (In Chinese). Chinese Agricultural Publishing House. Beijing, China. Dans : OMS (2006). *Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater*. Volume 4. Excreta and Greywater Use in Agriculture. ISBN 92 4 154685 9.
- Gaspard P., Schwartzbrod J. (1995). *Helminth Eggs in Wastewater Quantification Technique*. Water Science and Technology 31 (5/6), p. 443-446.
- Guyton A.C. (1992). *Human Physiology and Mechanisms of Disease*. W. B. Saunders Co, Philadelphia, USA.
- Heinss U., Larmie S.A., 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. Seconde édition. Eawag-Sandec et Water Research Institute (WRI), Accra/Ghana.
- Heinss U., Larmie S.A., Strauss M. (1994). *Sedimentation Tank Sludge Accumulation Study*. Eawag-Sandec, Dübendorf, Suisse.
- Ingallinella A.M., Sanguinetti G., Koottatep T., Montangero A., Strauss M. (2002). *The Challenge of Faecal Sludge Management in Urban Areas – Strategies, Regulations and Treatment Options*. Water Science and Technology 46 (10), p. 285-294.
- Jönsson H., Baky A., Jeppsoon U., Hellström D., Kärman E. (2005). *Composition of Urine, Faeces, Greywater and Biowaste for Utilization in the URWARE Model*. Urban water Report of the MISTRA Programme, Report 2005:6, Chalmers University of Technology, Gothenburg, Sweden. Disponible sur : www.urbanwater.org.

- Jönsson H., Vinnerås B., Höglund C., Stenström T.-A. (1999). *Source Separation of Urine*. Wasser und Boden 51 (11), p. 21-25.
- Katukiza A.Y., Ronteltap M., Niwagaba C., Foppen J.W., Kansime F., Lens P.N. (2012). *Sustainable Sanitation Technology Options for Urban Slums*. Biotechnology Advances 30 (5), p. 964-978.
- Kengne I.M., Kengne S.E., Akoa A., Bemmo N., Dodane P.-H., 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 01 (1), p. 13-19.
- Koanda H. (2006). *Vers un assainissement urbain durable en Afrique subsaharienne : Approche innovante de planification de la gestion des boues de vidange*, École polytechnique fédérale de Lausanne. Thèse de doctorat : 351.
- Koné D., Strauss M. (2004). *Low-cost Options for Treating Faecal Sludges (FS) in Developing Countries – Challenges and Performance*. Communication présentée à la 9^e conférence internationale IWA Wetlands Systems for Water Pollution Control ; et à la 6^e conférence internationale IWA Waste Stabilisation Ponds, Avignon, France, 27 sept. - 1^{er} oct. 2004.
- Koottatep T., Surikul N., Polprasert C., Kamal A.S.M., Koné D., Montangero A., Heinss U., Strauss M. (2005). *Treatment of Septage in Constructed Wetlands in Tropical Climate: Lessons Learnt from Seven Years of Operation*. Water Science & Technology 51 (9), p. 119-126.
- Lentner C., Lentner C., Wink A. (1981). *Units of Measurement, Body Fluids, Composition of the Body, Nutrition. Geigy Scientific Tables*. CIBA-GEIGY Ltd, Basle, Switzerland. ISBN 0-914168-50-9.
- M'Voubou K.F. (2004). *Évaluation de la gestion communautaire des boues de vidange dans la commune d'arrondissement de Sahm-Notaire*. Ville de Guédiawaye, région de Dakar, Sénégal, École inter-états d'ingénieurs de l'équipement rural / École polytechnique fédérale de Lausanne. Mémoire de DESS : 73
- Madigan T.M., Martinko M.J. (2006). *Brock Biology of Microorganisms*. 11th Edition. Pearson Prentice Hall. Pearson Education Inc., Upper Saddle River, United States of America. ISBN 0-13-196893-9.
- Malicki J., Montusiewicz A., Bieganski A. (2001). *Improvement of Counting Helminthes Eggs with Internal Standard*. Research Note. Water Research 35 (9), p. 2333-2335.
- Mara D.D. (2004). *Domestic Wastewater Treatment in Developing Countries*. Earthscan UK and US. ISBN 1-84407019-0.
- Montangero A., Strauss M. (2002). *Gestion des boues de vidange*. Eawag-Sandec, Dübendorf, Suisse.
- Moodley P., Archer C., Hawksworth D. (2008). *Standard Methods for the Recovery and Enumeration of Helminth Ova in Wastewater, Sludge, Compost and Urine Diversion Waste in South Africa*. Rapport. Water Research Commission, Afrique du Sud.
- Murray Muspratt A., Nakato T., Niwagaba C., Dione H., Stupin L., Regulinski I., Mbéguéré M., 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), p.223-230..
- Niwagaba C. (2009). *Treatment Technologies for Human Faeces and Urine*. PhD Thesis, Doctoral Thesis No. 2009 : 70. Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, Sweden. ISBN 978-91-576-7417-3.
- Nordin A., Nyberg K., Vinnerås B. (2009). *Inactivation of Ascaris Eggs in Source-separated Urine and Feces by Ammonia at Ambient Temperatures*. Applied and environmental microbiology, 75 (3), p. 662-667.
- NWSC (National Water and Sewerage Corporation) (2008). *Kampala Sanitation Program (KSP) - Feasibility Study for Sanitation Master in Kampala, Uganda*.
- OMS (1984). *Guidelines for Drinking Water Quality, volume 2 : Health Criteria and Other Supporting Information*. Publication OMS. ISBN 92 41541695.
- Pieper W. (1987). *Das Scheiss-Buch-Entstehung, Nutzung, Entsorgung menschlicher Fäkalien* (The shit book—production, use, Entsorgung human faeces; in German). Der Grüne Zweig, 123 p.
- Radford J.T., Fenner R.A. (2013). *Characterisation and Fluidisation of Synthetic Pit Latrine Sludge*. Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development 3 (3), p. 375-382.
- Rossi L., Lienert J., Larsen T.A. (2009). *Real-life Efficiency of Urine Source Separation*. Journal of Environmental Management 90, p. 1909-1917.

- Rouyat J., Broutin C., Rachmuhl V., Gueye A., Torrasani V., Ka I. (2006). *La Gestion des ordures ménagères dans les villes secondaires du Sénégal. Vers des politiques municipales incluant les quartiers périphériques*, Éditions du Gret.
- Schönning C., Stenström T.-A. (2004). *Guidelines for the Safe Use of Urine and Faeces in Ecological Sanitation*. Report 2004-1. Ecosanres, SEI. Sweden.
- Schouw N.L., Danteravanich S., Mosbaek H., Tjell J.C. (2002). *Composition of Human Excreta - A Case Study from Southern Thailand*. Science of the Total Environment Journal 286 (1-3), p. 155-166.
- Sonko E.M. (2008). *Traitement des boues de vidange de systèmes autonomes d'assainissement à Dakar (Sénégal) : Évaluation de l'efficacité de la séparation solide/liquide de lits de séchage non-plantés soumis à différentes charges de boues de vidange et à divers apports*. Mémoire de DEA : Institut des sciences de l'environnement, UCAD. 73 p.
- Steen I. (1998). *Phosphorus Recovery in the 21st Century: Management of a Non-renewable Resource*. Phosphorus and Potassium Journal 217, p. 25-31.
- Troschinetz A.M., Mihelcic J.R. (2009). *Sustainable Recycling of Municipal Solid Waste in Developing Countries*. Waste Management 29, p. 915-923.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). (1994). *Guide to Septage Treatment and Disposal*. Document EP/625/R-94/002. Washington D.C. 20460.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA) (1999). *Decentralized Systems Technology Fact Sheet, Septage Treatment/Disposal*. Document EPA 932-F-99-068. Office of Water, Washington D.C.
- Vinnerås B., Palmquist H., Balmér P., Weglin J., Jensen A., Andersson Å., Jönsson H. (2006). *The Characteristics of Household Wastewater and Biodegradable Waste - A Proposal for New Swedish Norms*. Urban Water 3, p. 3-11.
- Von Willer L. (2007). *Monitoring of the Faecal Sludge Treatment Plant Cambérène in Dakar*. Eawag-Sandec, Dübendorf, Switzerland.
- Yen-Phi V.T., Rechenburg A., Vinnerås B., Clemens J., Kistemann T. (2010). *Pathogens in Septage in Vietnam*. Science of the Total Environment 408 (9), p. 2050-2053.

Lectures conseillées pour aller plus loin

- Ayres R.M., Stott R., Lee D.L., Mara D.D., Silva S.A. (1989). *Comparison of Techniques for the Enumeration of Human Parasitic Helminth Eggs in Treated Wastewater*. Environmental Technology 12, p. 617-623.
- Badij K. (2008). *Traitement des boues de vidange : Éléments affectant la performance des lits de séchage non-plantés en taille réelle et les mécanismes de séchage*, École supérieure polytechnique de Dakar, Mémoire de fin d'étude, 167 p.
- Bradley R.M. (1981). *Disposal of Septic-tank Contents in Cyprus*, Water Pollution Control 80, p. 131-137.
- Butler D., Payne J. (1995). *Septic Tanks: Problems and Practice*. Building and the Environment 30 (3), p. 419-425.
- Chan L., Li Y. (2008). *Protocol Evaluation of the Total Suspended Solids and Suspended Sediment Concentration Methods: Solid Recovery Efficiency and Application for Storm Water Analysis*. Water Environment Research 80 (9), p. 796-805.
- Chen M. (1988). *Pollution of Groundwater by Nutrients and Fecal Coliforms from Lakeshore Septic Tank Systems, Water, Air and Soil Pollution* 37, p. 407-417.
- Collin J.J., Salem G. (1989). *Pollution des eaux souterraines par les nitrates dans les banlieues non-assainies des pays en développement, le cas de Pikine (Sénégal)*. Symposium International sur des solutions intégrées pour des problèmes de pollution de l'eau, Lisbonne.
- Franceys R., Pickford J., Reed R. (1995). *Guide de l'assainissement individuel*. OMS. Genève.
- Günther I., Horst A., Lüthi C., Mosler H.J., Niwagaba C.B., Tumwebaze I.K. (2011). *Where do Kampala's Poor "go"?-Urban Sanitation Conditions in Kampala's Low-income Areas*. Research for policy brief. NADEL, Eawag, Makerere University.

- OMS (2006). *Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater*. Volume 4. Excreta and Greywater Use in Agriculture. ISBN 92 4 154685 9.
- Radford J.T., Fenner R.A. (2013). *Characterisation and Fluidisation of Synthetic Pit Latrine Sludge*. Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development (IWA), disponible en ligne (15 février 2013) doi:10.2166/washdev.2013.023.
- Strauss M., Heinss U., Montangero A. (2000). *On-Site Sanitation: When the Pits are Full – Planning for Resource Protection in Faecal Sludge Management*. In: Proceedings, Int. Conference, Bad Elster, 20-24 Nov. 1998. Schriftenreihe des Vereins fuer Wasser-, Boden und Lufthygiene, 2000;105:353-60 : Water, Sanitation and Health – Resolving Conflicts between Drinking Water Demands and Pressures from Society's Wastes (I. Chorus, U. Ringelband, G. Schlag, and O. Schmoll, eds.). IWA Publishing House et série Eau de l'OMS.
- Strauss M., Larmie S.A. (1997). *Treatment of Sludges from On-site Sanitation - Low-cost Options*. Water Science and Technology 35 (6) p. 129-136.
- Strauss M., Larmie S.A., Heinss U. (1998). *Solids Separations and Ponds Systems for the Treatment of Faecal Sludges in the Tropics: Lessons Learnt and Recommendations for Preliminary Design*. Rapport 05/98, Eawag-Sandec.
- USEPA (2003). *Environmental Regulations and Technology – Control of Pathogens and Vector Attraction in Sewage Sludge (Including Domestic Septage) under 40 CFR Part 503: Appendix I – test method for detecting, enumerating, and determining the viability of Ascaris ova in sludge*. United States Environmental Protection Agency.

Questions pour l'autoévaluation

1. Lister quatre paramètres importants dans la caractérisation des boues de vidange. Expliquer comment les analyser et quels sont les ordres de grandeur des boues faiblement, moyennement et très concentrées.
2. Décrire comment les éléments suivants influencent la qualité des boues de vidange : mode d'utilisation des toilettes, durée de stockage des boues, débits entrants et infiltration, climat.
3. Décrire les deux méthodes théoriques de quantification des boues de vidange et les difficultés associées en termes de pertinence de résultats.
4. Décrire les objectifs de traitement des boues de vidange. Expliquer en quoi ils sont importants et comment les mesurer.

CHAPITRE III

MÉCANISMES DE TRAITEMENT

Magalie Bassan, Pierre-Henri Dodane et Linda Strande

Objectifs pédagogiques

- Savoir distinguer les mécanismes de traitement physique, chimique et biologique.
- Comprendre comment la combinaison de mécanismes physiques, chimiques et biologiques permet de traiter les boues de vidange.
- Acquérir les notions de base permettant de relier les mécanismes de traitement à l'exploitation-maintenance des stations de traitement des boues de vidange.
- Comprendre quels sont les mécanismes qui influent sur l'efficacité d'un procédé et les objectifs de traitement visés.

3.1 INTRODUCTION

Ce chapitre présente un aperçu des différents mécanismes en jeu dans le traitement des boues de vidange et met l'accent sur ceux utilisés dans les technologies de traitement présentées dans les chapitres suivants. Si un grand nombre de technologies de traitement des boues de vidange se basent sur des procédés initialement développés pour le traitement des eaux usées et des boues d'épuration, il est important de souligner que des adaptations sont indispensables. En effet, les caractéristiques des boues de vidange sont très différentes de celles des eaux usées, et influent sur l'efficacité des procédés de traitement (Spellman, 1997 ; Kopp et Dichtl, 2001). Le niveau de stabilisation, la charge organique, la taille des particules et leur densité, l'oxygène dissous, la température, le pH, la teneur en eau et la viscosité sont autant de caractéristiques essentielles à prendre en compte. Le niveau actuel de compréhension des phénomènes physiques, biologiques et chimiques impliqués dans la gestion des boues de vidange est encore limité et repose essentiellement sur des observations empiriques. Il est donc essentiel que ces connaissances soient approfondies afin d'améliorer la conception et la mise en œuvre des technologies de traitement des boues de vidange. Pour plus d'informations sur les procédés de traitement des eaux usées, le lecteur pourra consulter les manuels d'ingénierie consacrés à ce sujet.

Ce chapitre se divise en trois parties qui présentent les mécanismes physiques, biologiques et chimiques mis en œuvre pour traiter les boues de vidange. Les mécanismes physiques sont la déshydratation, le séchage et l'épaississement. Ce sont les mécanismes les plus utilisés au niveau des filières de traitement actuelles, généralement reconnus pour leur robustesse. Les mécanismes biologiques permettent d'extraire et de transformer les composants organiques, les nutriments et les germes pathogènes grâce à l'activité des microorganismes. Enfin, les mécanismes chimiques consistent à utiliser des additifs qui permettent d'optimiser et de contrôler certaines réactions. Ils sont essentiellement employés pour la désinfection ou la déshydratation poussée des boues.

3.2 MÉCANISMES PHYSIQUES

La déshydratation est l'un des mécanismes les plus importants du traitement des boues de vidange. Les boues sont en effet essentiellement composées d'eau, dans des proportions qui dépendent du dispositif d'assainissement utilisé par le ménage. Or, transporter cette eau est à la fois complexe et coûteux, et son déversement non-contrôlé affecte gravement l'environnement. La déshydratation est aussi nécessaire pour pouvoir valoriser les boues en compost ou en combustible. La déshydratation repose sur des processus physiques tels que l'évaporation, l'évapotranspiration, la filtration, la sédimentation, l'interaction électrostatique, la centrifugation et la mise en pression.

L'eau contenue dans les boues de vidange est présente sous deux formes : libre et liée, l'eau libre étant plus facile à extraire. Cette distinction est essentielle pour comprendre les mécanismes de traitement (Kopp et Dichtl, 2001). En général, la majeure partie de l'eau contenue dans les boues de vidange brutes est sous forme libre. Cette eau n'étant ni absorbée, ni liée, ni retenue par capillarité, on peut la séparer de la phase solide par décantation ou filtration. Comme l'illustre la figure 3.1, l'eau liée contenue dans les boues est retenue dans les interstices formés entre les particules de boues, à leur surface ainsi que dans les microorganismes. L'eau interstitielle (aussi appelée « eau capillaire ») est contenue dans les espaces poreux mais adhère aux particules solides sous l'effet des forces capillaires. L'eau piégée en surface des particules de boues (aussi appelée « eau colloïdale ») se fixe aux solides et aux microorganismes sous l'effet de phénomènes d'adsorption et d'adhésion. Contenue dans les microorganismes, l'eau intracellulaire peut uniquement être extraite via des mécanismes de lyse cellulaire qui entraînent le relargage des liquides. Dans tous les cas, l'eau liée est plus difficile à extraire que l'eau libre et nécessite l'ajout de produits chimiques ou le recours à la centrifugation, à la mise en pression ou à l'évaporation.

3.2.1 Séparation gravitaire

La séparation gravitaire est probablement le procédé de séparation liquide-solide le plus répandu pour le traitement des boues de vidange. Elle permet de séparer l'eau libre des particules en suspension. Au repos, les particules plus denses que l'eau décantent à des vitesses qui dépendent de leur taille, de la concentration en matières en suspension et de la floculation. Ces principes fondamentaux sont utilisés pour concevoir les bassins de sédimentation et d'épaississement (voir chapitre 6) et les dessableurs.

On distingue quatre mécanismes de décantation : la décantation de particules discrètes, la décantation de particules floculantes, la décantation freinée et la compression de boues. La décantation de particules discrètes se produit dans les zones peu concentrées où les particules décantent sans interagir avec les autres particules. La décantation de particules floculantes intervient lorsque des particules s'agglomèrent, accroissant ainsi leur masse et leur vitesse de décantation. Ce phénomène concerne surtout les particules de petite taille qui s'agglutinent en floccs sous l'effet de la force de Van der Waals. La décantation freinée est observée dans les flux de boues très concentrées où les particules décantent simultanément en formant un voile. Enfin, la compression se produit dans le fond d'un bassin de décantation, quand un voile de boue est compressé par le poids des solides qui le surplombent, ce qui a pour effet d'expulser la phase liquide.

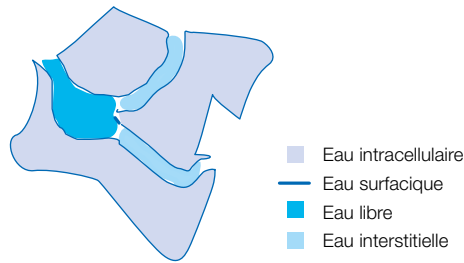


Figure 3.1 : Les différentes formes d'eau dans un floc de boues (adapté de Kopp et Dichtl, 2001).

La décantation d'une particule dépend principalement de trois forces : la force de pesanteur, la poussée d'Archimède et la force de frottement (ou force de résistance). La force de pesanteur dépend de la densité de la particule et du fluide, ainsi que du volume de la particule. Elle peut être calculée selon la formule donnée par l'équation 3.1.

Équation 3.1 : $F_g = \text{masse de la particule} \times g = \rho_p \times V_p \times g = \rho_p (1/6 \pi d_p^3)g$

Avec :

F_g = Force de pesanteur (N).

ρ_p = Masse volumique de la particule (kg/m^3).

V_p = Volume de la particule (m^3).

d_p = Diamètre de la particule (m).

g = Constante gravitationnelle ($9,81 \text{ m/s}^2$).

La poussée d'Archimède va dans la direction opposée à la force gravitaire (d'où le signe négatif dans l'équation 3.2) et dépend de la densité du liquide.

Équation 3.2 : $F_b = \text{masse du liquide} \times g = -\rho_L \times V_p \times g = -\rho_L (1/6 \pi d_p^3)g$

Avec :

F_b = Poussée d'Archimède (N).

ρ_L = Masse volumique du liquide (kg/m^3).

V_p = Volume de la particule (m^3).

g = Constante gravitationnelle ($9,81 \text{ m/s}^2$).

d_p = Diamètre de la particule (m).

La force de frottement dépend, quant à elle, de la vitesse des particules et de leur diamètre, de la densité et de la viscosité du fluide, d'un coefficient de frottement - fonction du nombre de Reynolds - et du régime d'écoulement (laminaire, transitionnel ou turbulent). Son sens est opposé à celui de la force gravitationnelle. Lorsque le nombre de Reynolds est faible (régime non-turbulent) et les particules sphériques, la force de frottement peut être déduite de la loi de Stokes, selon la formule de l'équation 3.3.

Équation 3.3 : $F_d = -3\pi\mu d_p$

Avec :

F_d = Force de frottement (N).

μ = Viscosité de l'eau ($N \times s/m^2$).

d_p = Diamètre de la particule (m).

Lorsque la résultante des trois forces soumises à une particule est nulle, celle-ci atteint sa vitesse finale de sédimentation. On calcule la longueur d'un bassin permettant la décantation d'une particule sur la base de cette vitesse, le paramètre de dimensionnement étant la surface au miroir (largeur multipliée par la longueur). Développée sur la base de l'équation $F_g + F_b + F_d = 0$, l'équation 3.4 est appelée « loi de Stokes » :

$$\text{Équation 3.4 : } v = \frac{(\rho_p - \rho_l)gd_p^2}{18\mu}$$

La flottaison se produit lorsque des matières en suspension présentent une densité inférieure ou égale à celle de l'eau, ce qui est le cas des cellules algales, des graisses, des hydrocarbures et des huiles. Il est possible que des bulles d'air se fixent sur des particules et les fassent flotter à la surface. La couche formée en surface est qualifiée de « croûte ». Dans la conception des bassins conçus pour la décantation et la stabilisation des boues de vidange, il est important de bien prendre en compte cette croûte dont le volume est souvent important (figure 3.2).



Figure 3.2 : Bassin de décantation de la station de traitement des boues de vidange de Dakar, Sénégal (photo : Linda Strande).

3.2.2 Filtration

La filtration est un autre processus très utilisé pour la séparation solide-liquide. De nombreux matériaux (par exemple les membranes, les granulats) et types de filtration (par exemple la filtration lente, rapide, par gravité ou sous pression) sont employés pour le traitement des eaux claires, des eaux usées et des boues d'épuration. Pour les boues de vidange, les systèmes les plus répandus sont les lits de séchage plantés ou non-plantés. Ces procédés utilisent un matériau filtrant qui retient les particules solides à la surface du lit où elles pourront sécher (évaporation), tandis que la fraction liquide percole à travers le massif filtrant pour être collectée dans un drain. Dans les lits de séchage, la vitesse de filtration est très lente, de l'ordre de 0,1 à 0,4 m/h, ce qui rend l'exploitation et la maintenance plus simples que dans le cas de la filtration rapide.

Les paramètres qui impactent le plus l'efficacité de la filtration lente sont les caractéristiques des boues, le type de matériaux filtrants et la charge appliquée (Metcalf et Eddy, 2003). À titre d'exemple, des concentrations élevées en matières en suspension peuvent accroître les risques de colmatage, la consistance des floccs peut jouer sur la rétention des solides en surface et les performances globales, et la distribution des tailles de particules affecte la performance étant donné que les petites particules ne sont pas retenues efficacement par ce mode de filtration.

Des matériaux filtrants de différentes granulométries peuvent être utilisés. Les matériaux grossiers (gravier par exemple), plus poreux, laissent passer plus de particules solides que les médias fins qui présenteront une plus grande résistance à l'écoulement. Les objectifs de rétention des solides doivent être fixés en tenant compte de la concentration en matières solides des boues à traiter et des risques de colmatage. Les lits de séchage des boues de vidange sont généralement conçus avec des couches de matériaux de granulométrie croissante, avec du sable en surface et des graviers en fond de lit (voir chapitres 7 et 8). La vitesse de la fraction liquide percolant par gravité à travers le lit dépend de la résistance que celui-ci oppose à l'écoulement. Elle est calculée en divisant le volume qui traverse le filtre en une heure par la surface de ce dernier. La profondeur du filtre détermine le temps de rétention hydraulique, les pertes de charge et l'énergie requise pour permettre la percolation d'un volume donné à travers le lit.

La figure 3.3 illustre les principaux mécanismes en jeu dans la filtration. Ces mécanismes ne pouvant être analysés séparément, la conception des lits de séchage repose sur des calculs empiriques. En surface, la filtration retient toutes les particules dont le diamètre est supérieur au diamètre des pores du filtre. Les particules peuvent aussi être retenues par sédimentation lorsqu'elles se déposent sur les grains du matériau filtrant. L'interception correspond au contact entre les grains du média filtrant et les particules entraînées par le flux de liquide filtré. L'adhésion se produit quand des particules solides se fixent au média filtrant. La floculation est l'agglutination de plusieurs particules pour former des floccs pouvant être retenus par l'un des mécanismes précédents.

Différents modèles ont été développés pour décrire les mécanismes de filtration et expliquer les comportements observés. La loi de Darcy modélise la filtration lente sur sable, le flux étant considéré comme suffisamment faible pour permettre un écoulement laminaire. Il est préférable de déterminer la résistance du média filtrant par des tests en laboratoire. La résistance à l'écoulement d'un filtre « propre » peut être calculée à l'aide de l'équation 3.5 (Huisman et Wood, 1974) :

$$\text{Équation 3.5 : } H = \frac{v_f}{k} \times h$$

Avec :

H = Résistance du filtre (propre) ou perte de charge (m).

v_f = Débit de filtration par unité de surface du lit (m/s).

h = Épaisseur du lit (m).

k = Coefficient de perméabilité (m/s).

Du fait de l'accumulation des particules retenues et du développement d'un biofilm dans les pores du média filtrant, la porosité du filtre se réduit progressivement. Ce phénomène améliore l'efficacité de la filtration en permettant d'éliminer plus de particules fines. La filtration lente sur

sable retient la majeure partie des particules solides à la surface du lit. Ceci peut entraîner des colmatages et une baisse rapide des débits admissibles. Ce phénomène est à prendre en compte durant la conception, la construction et l'exploitation des filtres (voir chapitres 7 et 8). En outre, il est impératif d'utiliser des sables et des graviers préalablement nettoyés afin d'éviter que de fines particules de terre n'entraînent un colmatage.

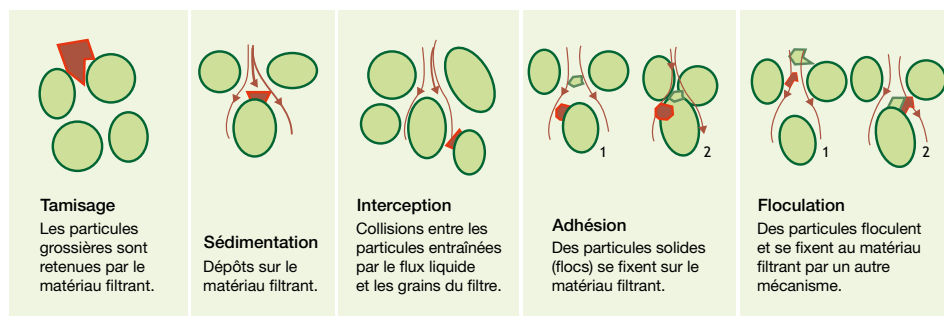


Figure 3.3 : Représentation schématique des mécanismes impactant le débit traversant un filtre (adaptation de Metcalf et Eddy, 2003).

Des mécanismes chimiques et biologiques entrent en jeu au sein du média filtrant. Parmi les mécanismes chimiques, on peut citer les phénomènes d'attraction qui conduisent à la flocculation ou à la fixation des particules sur la surface poreuse du filtre. Le développement biologique se produit dans la totalité du filtre, mais il est plus important au niveau de la surface. Il dépend de la teneur en oxygène, de la disponibilité des sources de carbone et de nutriments. Ce phénomène peut s'accompagner d'une dégradation biologique des nutriments et de la DBO au sein du massif filtrant (Panuvatvanich *et al.*, 2009).

3.2.3 Évaporation et évapotranspiration

L'évaporation est l'évacuation d'une partie de l'eau contenue dans les boues sous forme de vapeur, tandis que la transpiration correspond au processus de dégagement de vapeur d'eau par le métabolisme des plantes. L'évapotranspiration est la combinaison de ces deux phénomènes. En plus de la filtration, la déshydratation des boues sur les lits de séchage non-plantés dépend de l'évaporation. À ces mécanismes s'ajoutent l'évapotranspiration pour les lits de séchage plantés. Évaporation et transpiration ne sont observées que lorsque le taux d'humidité de l'air est inférieur à 100 %.



Figure 3.4 : Lits de séchage de la station de traitement des boues de Niayes, Dakar, Sénégal (photo : Linda Strande).

L'énergie nécessaire à l'évaporation est fournie par le soleil (avec des pertes liées à la convection). L'évaporation est fortement influencée par le climat, par la température et l'humidité de l'air. Selon Musy et Higy (2004), la matrice sur laquelle se produit l'évaporation influence aussi le taux d'évaporation (une nappe d'eau libre n'aura pas le même comportement que l'eau contenue dans des boues). La profondeur et la surface totale du lit de séchage sont des paramètres déterminants. Plus la masse totale d'un objet est grande, plus il peut stocker d'énergie, ce qui augmente la quantité d'énergie à fournir pour l'évaporation. La vitesse du vent a également un effet sur le taux d'évaporation, car elle accélère le remplacement de l'air saturé par de l'air sec. Comme l'illustre la loi de Dalton sur la pression partielle, le taux d'évaporation dépend de la vitesse du vent et de la pression de vapeur de l'air (équation 3.6) :

Équation 3.6 : $E_a = f(u) \times (e_a - e_s)$

Avec :

E_a = Taux d'évaporation (mm/jour).

$f(u)$ = Facteur de proportionnalité, dépendant de la vitesse du vent u .

e_a = Pression de vapeur d'eau à saturation à la température de la surface d'évaporation (mm de mercure).

e_s = Pression effective ou réelle de vapeur d'eau dans l'air (mm de mercure).

La formule de Penman présentée dans l'équation 3.7 découle de la loi de Dalton, en incorporant des facteurs empiriques permettant de calculer l'évaporation sur la base des données climatiques locales. Ce type d'information se trouve généralement sur des sites tels que celui de l'Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO) (www.fao.org) ou dans des documents tels que *L'Évapotranspiration des cultures - Lignes directrices pour le calcul des besoins en eau des cultures* (Allen et al., 1998).

Équation 3.7 : $E = \frac{\Delta + 2\gamma}{\Delta + \gamma} \times E_c - \left(\frac{\gamma^{(2-\lambda)} \times E_a}{\Delta + 2\gamma} \right)$

Avec :

E = Évaporation (mm).

Δ = Pente de la courbe de pression de vapeur de saturation (kPa/°C).

γ = Constante psychrométrique (kPa/°C), $\gamma = 0,00163 \times P / \lambda$, où P = Pression atmosphérique.

E_c = Évaporation mesurée sur un bac Colorado (mm).

E_a = Pouvoir évaporant de l'air, approché par la formule de Rohwer (mm).

λ = Chaleur latente de vaporisation.

Comme l'évaporation, la transpiration dépend de la chaleur, de l'humidité et du vent. Elle dépend également de l'espèce végétale présente et de sa phase de développement, de la densité des plantes, de la forme et de la couleur des feuilles et enfin de la disponibilité de l'eau dans la zone où se développe le système racinaire (Stefanakis et Tsihrintzis, 2011). Au cours de la transpiration, l'eau est transportée à travers le système de circulation interne de la plante, puis libérée par les stomates situés à la surface des feuilles. Le taux d'évapotranspiration est toujours supérieur au seul taux d'évaporation (Musy et Higy, 2004). On a également observé que les variations

de température influent davantage sur l'évapotranspiration que sur l'évaporation (Stefanakis et Tsihrintzis, 2011). Sur des lits de séchage plantés, l'évapotranspiration est optimale quand la charge de boues admises et les données pluviométriques permettent aux plantes de produire une biomasse maximale.

Il y a peu de méthodes reconnues pour mesurer l'évapotranspiration (Musy et Higy, 2004). L'évapotranspiration potentielle évalue la perte d'eau par évapotranspiration théorique en supposant que l'eau est disponible en quantité suffisante, que le couvert végétal est dense et que les plantes sont en pleine phase de croissance. L'évapotranspiration maximale peut être estimée pour chaque espèce de plante et pour chaque phase de croissance, en supposant des conditions de croissance optimales. L'évapotranspiration réelle considère le taux d'évaporation, l'humidité relative et le stade de croissance des plantes. Elle est toujours inférieure à l'évapotranspiration maximale. Pour mesurer la transpiration, la perte d'eau est mesurée dans des sites végétalisés de référence. La mesure est plus complexe que celle de l'évaporation, car il faut pouvoir tenir compte des différences entre le type de végétation en place par rapport aux sites de référence. Le calcul de l'évapotranspiration repose ainsi sur des valeurs expérimentales, établies dans un contexte spécifique. L'extrapolation implique par conséquent des expériences de contrôle et des ajustements. L'équation de Penman-Monteith, dérivée de l'équation de Penman (présentée dans l'équation 3.7), est utilisée pour évaluer le taux d'évapotranspiration potentielle (Allen *et al.*, 1998 ; Uggetti *et al.*, 2012). Cette équation (équation 3.8) permet de comparer l'évapotranspiration à différentes périodes de l'année, à différents endroits et entre plusieurs types de plantes.

$$\text{Équation 3.8 : } PET = \frac{0,408 \times \Delta \times (R_n - G) + \gamma \frac{C_n}{T + 273} u_2 \times (e_s - e_a)}{\Delta + \gamma \times (1 + C_d \times u_2)}$$

Avec :

PET = Évapotranspiration de référence (mm/jour).

Δ = Pente de la courbe de tension de vapeur de saturation (kPa/°C).

R_n = Rayonnement net à la surface des plantes (MJ/m²/jour).

G = Flux de chaleur du sol (MJ/m²/jour).

C_n = Coefficient : 900 pour une végétation de petite taille, et 1 600 pour une de grande taille.

T = Température journalière moyenne de l'air à 2 mètres de hauteur (°C).

u_2 = Vitesse journalière moyenne du vent à 2 mètres de hauteur (m/s).

e_s = Pression de vapeur d'eau à saturation à la température de la surface d'évaporation (kPa).

e_a = Pression effective ou réelle de vapeur d'eau dans l'air (kPa).

C_d = Coefficient : 0,34 pour une végétation de petite taille et 0,38 pour une végétation de grande taille (mm).



Figure 3.5 : Lits de séchage plantés dans le jardin d'une école à Bangkok, Thaïlande. Les grandes feuilles contribuent à l'évapotranspiration et à la déshydratation des boues (photo : Linda Strande).

3.2.4 Centrifugation

La centrifugation est essentiellement utilisée pour la séparation solide-liquide des boues d'épuration, mais elle peut aussi être employée pour extraire une partie de l'eau liée contenue dans les boues de vidange. Les boues à déshydrater sont introduites dans la centrifugeuse tournant à grande vitesse, les forces centrifuges permettant d'accélérer la sédimentation. Les particules solides se déposent ainsi sur les parois de la centrifugeuse où elles sont pressées et concentrées. Les fractions liquide et solide obtenues sont évacuées séparément.

Ce processus repose sur le fait qu'une particule en mouvement contrainte de changer de direction exercera une force contre l'obstacle qui s'oppose à son mouvement initial. La force centrifuge orientant le mouvement d'une particule du centre d'un cylindre à ses parois peut être calculée à l'aide de l'équation 3.9 (Spellman, 1997) :

Équation 3.9 : $F_c = W \times r \times (\rho_s - \rho) \times V$

Avec :

F_c = Force centrifuge (N).

W = Vitesse angulaire (radian par seconde).

r = Rayon entre le centre de rotation et la particule (m).

ρ_s = Densité de la particule (kg/m³).

ρ = Densité du liquide (kg/m³).

V = Volume de la particule (m).

Les paramètres qui déterminent l'efficacité de la centrifugation ne sont pas encore complètement cernés. Néanmoins, la capacité de décantation, d'étalement et la consistance des floccs ont été identifiés comme étant des paramètres importants dans la mise en œuvre de la centrifugation au niveau du traitement des boues de station d'épuration (Kopp et Dichtl, 2001).

3.2.5 Séchage thermique

On utilise le séchage thermique pour atteindre des niveaux d'évaporation et de déshydratation supérieurs à ceux obtenus à l'issue des méthodes plus passives. Le séchage thermique est aujourd'hui plutôt utilisé pour le traitement des boues d'épuration et non des boues de vidange, mais cette technologie est a priori adaptable. Des informations complémentaires peuvent être obtenues auprès des fabricants de séchoirs ainsi qu'à travers quelques études pilotes.

Le séchage thermique réduit le poids et le volume des boues. L'eau se dégage sous forme de vapeur. Les boues sont chauffées à l'aide d'une source de chaleur externe, ce qui permet l'évaporation de l'eau libre à leur surface à une vitesse qui varie en fonction de la température ambiante, de l'humidité, du débit et de la pression, ainsi que de la surface de boues exposée. C'est l'apport de chaleur qui permet à l'eau contenue dans les boues de s'évaporer. La vitesse d'évaporation dépend des caractéristiques physiques des boues, de leur température et de leur humidité. Le séchage thermique repose sur la combinaison de phénomènes de convection, de conduction et de rayonnement. La convection est utilisée dans les systèmes de séchage direct, la conduction dans les systèmes de séchage indirect et la radiation dans les systèmes de séchage par rayonnement infrarouge (voir le chapitre 5).

La quantité de chaleur requise pour le séchage thermique dépend de la capacité thermique spécifique des boues de vidange, c'est-à-dire de la quantité d'énergie requise pour augmenter d'un degré Celsius la température d'un kilogramme de boues. À titre d'exemple, la capacité thermique massique de l'eau à 25 °C est de 4,18 kJ/kg/°C, ce qui signifie que 4 kJ sont nécessaires pour augmenter d'un degré Celsius la température d'un kilogramme d'eau. Si la bibliographie ne mentionne aucune valeur de référence pour la capacité thermique massique des boues de vidange, celle des solides contenus dans les boues d'épuration serait de 1,95 kJ/kg/°C (Kim et Parker, 2008).

3.2.6 Dégrillage

Le dégrillage figure parmi les principaux procédés physiques employés dans le traitement des boues de vidange. À l'entrée des stations de traitement des boues de vidange, les dégrilleurs permettent de retirer les déchets ménagers et autres détritiques de tailles importantes qui risquent de boucher ou d'endommager les pompes, mais aussi de détériorer la qualité des produits issus du traitement. Verticaux ou inclinés, les dégrilleurs sont placés face au flux et constituent une barrière physique retenant les matières grossières (figure 3.6). La distance entre les barreaux permet de laisser passer le flux liquide et les petites particules solides et de bloquer les matières de plus grande taille.

La vitesse du flux de boues à travers les barreaux influe sur les performances d'un dégrilleur. Une vitesse faible permet de retenir davantage de déchets solides mais elle entraîne aussi plus de dépôts dans le canal d'amenée, ce qui doit être évité. En pratique, la vitesse d'écoulement doit être supérieure à la vitesse d'autocurage (supérieure à 0,3 m/s pour les eaux usées). D'autre part, le débit ne doit pas dépasser 1 m/s afin d'éviter que les déchets grossiers ne soient entraînés à travers les barreaux sous l'effet de la force de l'écoulement (Mara, 1976). Les barreaux entraînent des pertes de charge qui dépendent de la quantité et du type de déchets solides retenus.



Figure 3.6 : Dégrilleur de la station de traitement des boues de vidange de Niayes, Dakar, Sénégal (photo : Linda Strande).

3.3 MÉCANISMES BIOLOGIQUES

En permettant la transformation de la matière organique et des nutriments contenus dans les boues, les mécanismes biologiques jouent un rôle important dans les performances du traitement. La biologie est également importante pour comprendre comment s'opère la réduction des germes pathogènes. Les germes pathogènes à risques sont présentés au chapitre 2 et les mécanismes permettant de les inactiver sont traités dans le paragraphe suivant.

Le traitement biologique exploite le métabolisme et la croissance des microorganismes observés dans la nature pour les mettre en œuvre dans des conditions contrôlées afin d'optimiser les résultats. Les technologies de traitement mettent généralement en jeu des populations complexes de microorganismes. Au fur et à mesure qu'ils se développent, ces derniers modifient les dynamiques du système en faisant évoluer les formes de la matière organique et en libérant et fixant les nutriments. Ils génèrent aussi des gaz et d'autres sous-produits susceptibles d'affecter l'environnement.

Si la part de matière organique biodégradable dans les boues varie en fonction de leur origine, elle doit le plus souvent être stabilisée avant sa réutilisation ou sa mise en dépôt. La stabilisation implique la dégradation des matières putréfiables, facilement dégradables, pour en faire des matières organiques plus stables et moins dégradables. La stabilisation est essentielle puisqu'elle permet de réduire la demande en oxygène, d'obtenir des caractéristiques stables et prévisibles des boues, de réduire les odeurs et de faciliter le stockage et la manipulation des sous-produits obtenus (Vesilind, 2001). La matière organique « stabilisée » n'a pas de définition scientifique exacte. Elle fait référence en général à une résistance aux biodégradations ultérieures. Les boues stabilisées sont composées de matières telles que la cellulose, la lignine, les matières non-organiques et la matière cellulaire des microorganismes qui ont consommé la matière organique facilement dégradable. Les boues non-stabilisées contiennent quant à elles des composés facilement dégradables tels que les glucides, les protéines et les sucres. Les matières volatiles sont utilisées comme mesure du niveau de stabilisation, car elles sont composées de matières organiques facilement dégradables. L'équation 3.10 est utilisée pour évaluer le niveau de stabilisation à l'issue du traitement des boues de vidange.

$R = 0$ pour les boues « brutes » ou « fraîches » (boues non-stabilisées) et $R = 1$ pour les boues stabilisées (Kopp et Dichtl, 2001).

Équation 3.10 : $\rho_{MV} = (1 - (MV_t/MV_0)) \times 100$

Avec :

ρ = Taux de dégradation.

MV_t = Matières volatiles (g/L) à t_t .

MV_0 = Matières volatiles (g/L) à t_0 .

3.3.1 Métabolisme

Les microorganismes ont besoin de sources d'énergie et de carbone pour se développer. Comme l'illustre la figure 3.7, les bactéries sont regroupées en fonction de leurs propriétés métaboliques, c'est-à-dire des sources d'énergie, de carbone et des accepteurs d'électrons qu'elles utilisent (organismes aérobies ou anaérobies). L'énergie utilisée peut être d'origine solaire ou de source

chimique (organismes phototrophes ou chimiotrophes), les formes chimiques peuvent être organiques ou non (organismes chimioorganotrophes ou chimiolithotrophes). La source de carbone utilisée pour la synthèse de nouvelles cellules peut être obtenue à partir de matière organique ou de dioxyde de carbone. Les nutriments essentiels à la croissance sont l'azote, le phosphore, le soufre, le potassium, le magnésium, le fer et le calcium.

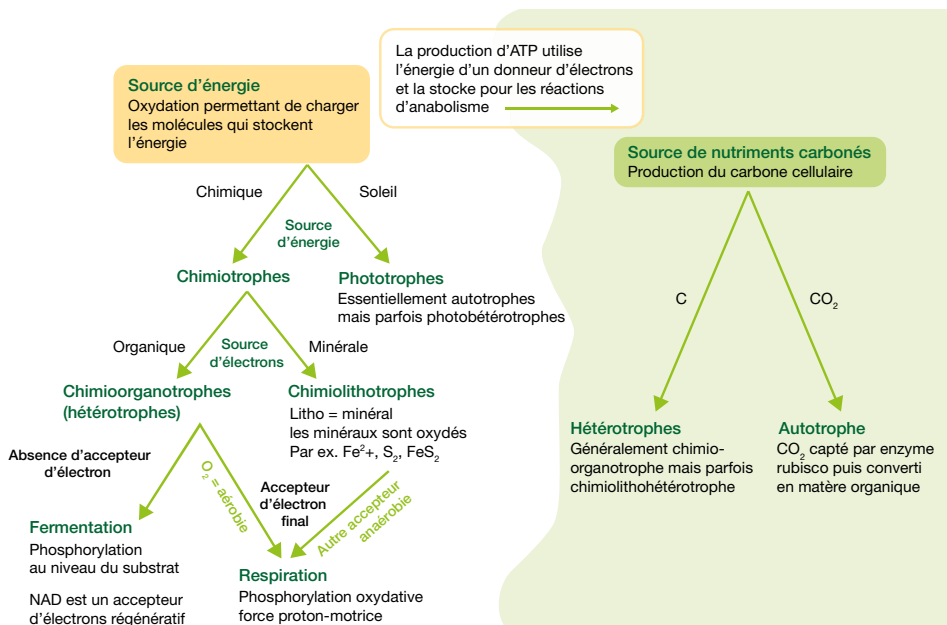


Figure 3.7 : Nomenclature des microorganismes en fonction de leurs besoins en énergie et en carbone (figure : Linda Strande).

3.3.2 Température

La vitesse de croissance des microorganismes dépend aussi fortement de la température. En règle générale, dans la gamme de croissance spécifique aux différents organismes, l'activité biologique est doublée à chaque augmentation de température de 10 °C. Chaque organisme présente une température de croissance minimale en dessous de laquelle il ne peut pas se développer, une gamme de température optimale, où les réactions enzymatiques se produisent à une vitesse maximale, et une température maximale au-dessus de laquelle les microorganismes ne peuvent plus croître du fait de la dénaturation des protéines. La figure 3.8 indique les quatre types d'organismes que l'on distingue en fonction de leur plage de température optimale, à savoir : psychrophile (température optimale à 15 °C ou moins), mésophile (température optimale comprise entre 20 et 45 °C), thermophile (température optimale comprise en 45 et 80 °C) et hyperthermophile (température optimale à plus de 80 °C).

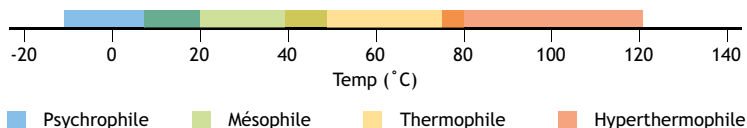


Figure 3.8 : Classification des différents types d'organismes en fonction de leur température optimale de croissance.

3.3.3 Types de microorganismes

Tous les organismes vivants peuvent être classés selon qu'ils présentent une structure cellulaire procaryote ou eucaryote. Les procaryotes comprennent les bactéries et les archées. Ces organismes unicellulaires sont structurellement moins complexes que les eucaryotes et leur ADN n'est pas encapsulé dans un noyau. D'une taille comprise entre 0,5 et 1 mm, les bactéries peuvent avoir la forme de bacilles (bâtonnets), de spirilles (spiraies) ou de cocci (sphères). Les archées diffèrent des bactéries dans leur histoire évolutive. Elles sont toutes chimiotrophes et beaucoup d'entre elles vivent dans des environnements extrêmes (températures élevées ou à forte teneur en sel).

Les cellules eucaryotes renferment des structures complexes délimitées par des membranes et leur noyau est contenu dans une enveloppe nucléaire. Les organismes eucaryotes les plus impliqués dans le traitement des boues de vidange sont les protozoaires, les champignons et les algues. Les protozoaires pathogènes et les helminthes sont par contre des indicateurs du risque pathogène. Les protozoaires sont des organismes unicellulaires, souvent mobiles et plus gros que les bactéries dont ils sont habituellement des prédateurs. Ils sont dépourvus de chlorophylle et de paroi cellulaire. Ils jouent également un rôle important dans les bassins de lagunage et peuvent éliminer des organismes pathogènes par prédation. Les champignons constituent un large groupe d'organismes, composé entre autres des moisissures et levures. Chimioorganotrophes, les champignons peuvent être aérobies ou anaérobies et vivent dans des environnements très variés. Ils jouent aussi un rôle important dans la stabilisation de molécules organiques plus difficiles à dégrader (par exemple, pour le compostage). Les algues sont photoautotrophes, elles utilisent la lumière comme source d'énergie et le CO₂ comme source de carbone. Elles utilisent la chlorophylle de la même manière que les plantes et produisent de l'oxygène. Elles jouent un rôle important au niveau des bassins de lagunage.

De plus petite taille que les bactéries (20 à 300 nanomètres), les virus sont composés d'une ou plusieurs molécules d'acide nucléique (soit d'ADN, soit d'ARN) entourées d'une coque protéique appelée « capsid ». Dépendant de cellules hôtes pour se répliquer, les virus ne sont généralement pas considérés comme des organismes vivants. Capables d'infecter les plantes, les animaux et les bactéries, les virus représentent essentiellement un risque pathogène dans la gestion des boues de vidange.

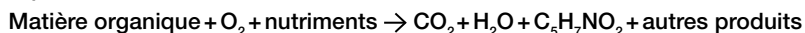
3.3.4 Traitement aérobie

Le terme « aérobie » désigne les milieux pourvus d'oxygène et les organismes ayant besoin d'oxygène pour respirer. Les microorganismes sont qualifiés de « strictement aérobies » lorsque leur croissance exige obligatoirement de l'oxygène et « facultativement aérobies » s'ils peuvent survivre dans des conditions anaérobies. Les procédés de traitement aérobie couramment utilisés pour le traitement des eaux usées sont les boues activées, les réacteurs séquentiels (« SBR » en anglais), les lits bactériens et les bassins de lagunage dits « facultatifs » ou « de maturation ». Les mécanismes aérobies interviennent dans tout processus de traitement réalisé en présence d'oxygène, en particulier au niveau des lits de séchage et des andains de compostage.

La croissance aérobie s'accompagne de phénomènes d'oxydation et de synthèse durant la phase de croissance rapide des microorganismes et de respiration endogène. Pendant l'oxyda-

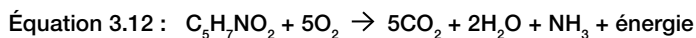
tion, la matière organique est consommée, du dioxyde de carbone est dégagé et de nouvelles cellules sont synthétisées, comme cela est modélisé dans l'équation 3.11 :

Équation 3.11:



Où $\text{C}_5\text{H}_7\text{NO}_2$ représente les nouvelles cellules synthétisées.

La respiration endogène est observée lorsque la matière organique facilement dégradable est épuisée, quand les microorganismes consomment du contenu cellulaire pour maintenir la réaction métabolique. Ce phénomène est modélisé par l'équation 3.12 :



La teneur en oxygène dissous dans les boues de vidange est très faible en raison de l'activité microbienne qui épuise rapidement l'oxygène disponible et de la faible solubilité de l'oxygène dans l'eau. Pour que les processus restent aérobies, ils nécessitent généralement une aération ou un mélange, ce qui peut être consommateur d'énergie.

3.3.5 Compostage

Le compostage est un processus contrôlé dans lequel la matière organique est décomposée par voie biologique, grâce à l'activité des organismes naturellement impliqués dans la dégradation de la matière organique du sol. Le produit qui en résulte est une matière foncée, riche et semblable à de l'humus qui peut être utilisée pour enrichir les sols. L'humus est défini comme étant la fraction stable de la matière organique du sol obtenue après la décomposition de la majeure partie des végétaux et des résidus d'origine animale. Les principaux mécanismes régissant ce processus sont l'oxydation des composés organiques, la libération ou la fixation des nutriments, et la synthèse microbienne de nouveaux composés.

Le processus de compostage thermophile comporte trois phases. Dans la première, les bactéries se développent rapidement tout en consommant des composés facilement dégradables tels que les sucres, l'amidon, les protéines, etc. La température augmente rapidement du fait des réactions exothermiques liées à la croissance des microorganismes à une vitesse supérieure à celle d'évacuation de la chaleur. Dans la deuxième phase, des températures thermophiles de 50 à 75 °C sont atteintes et les bactéries thermophiles deviennent actives, décomposant davantage de matière organique. Pendant cette phase, les températures élevées permettent de réduire les germes pathogènes et d'inactiver les graines des plantes (par exemple celles des mauvaises herbes). La stabilisation est atteinte à l'issue de la troisième phase, lorsque les derniers substrats facilement dégradables sont épuisés, que l'activité bactérienne ralentit et que la température baisse. Pendant cette phase, les actinomycètes et les champignons dégradent davantage les molécules organiques plus récalcitrantes, telles que la cellulose et la lignine.

Le processus de compostage est fonction du rapport carbone sur azote (C/N), de la teneur en humidité et de l'apport en oxygène. Empiriquement, il est établi que le rapport C/N optimal est compris entre 20 et 30, compte tenu des proportions respectives de carbone et d'azote utilisées par les microbes au cours de leur croissance. L'équilibre doit être trouvé entre les apports carbonés, sources d'énergie qui permettent la synthèse cellulaire, et l'apport d'azote qui permet la synthèse des acides aminés, des enzymes et de l'ADN. Quand le rapport C/N est inférieur à 20, l'excès d'azote est perdu après la minéralisation du fait de la lixiviation des nitrates ou de la vola-

tilisation de l'ammoniac. Si le rapport C/N est supérieur à 30, l'azote est « piégé » dans la matière organique et n'est pas biodisponible.

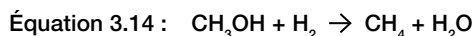
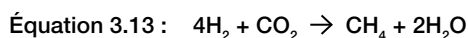
Le taux d'humidité massique optimal est de 40 à 60 %. L'humidité est nécessaire à la croissance biologique et au transport des nutriments dans le tas de compost. Un taux d'humidité supérieur à 60 % peut entraver la croissance microbienne en créant des conditions anaérobies.

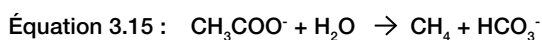
L'espace libre des pores doit représenter plus de 20 % du volume et la teneur en oxygène de l'air doit être supérieure à 10 % pour assurer la décomposition aérobie. Pour ce faire, il est important de disposer d'un mélange de matériaux de différentes textures, pour que l'oxygène puisse circuler à travers le tas, et de retourner ce dernier fréquemment pour introduire de l'oxygène et mélanger la matière partiellement décomposée. Le retournement de l'andain de compost réduit la température à mesure que l'air ambiant est introduit, mais la température augmente à nouveau rapidement quand l'activité biologique accélère de nouveau. Ce processus se poursuit jusqu'à ce que la troisième phase de stabilisation du processus de compostage soit atteinte.

3.3.6 Traitement anaérobie

Les conditions anaérobies sont caractérisées par l'absence d'oxygène. Dans la gestion des boues de vidange, la dégradation anaérobie se produit à chaque fois que l'oxygène est épuisé, ce qui a lieu dans les lagunes anaérobies, les bassins facultatifs, les fosses septiques et les bassins de décantation. La fermentation anaérobie peut être utilisée pour traiter les boues de vidange. Les digesteurs anaérobies sont une solution intéressante pour la stabilisation des boues de vidange, le biogaz qu'ils génèrent pouvant être utilisé pour produire de l'énergie. Selon Arthur *et al.* (2011), ce gaz est principalement composé de méthane (55 à 75 %) et de dioxyde de carbone (30 à 45 %). Moins intéressants sur le plan énergétique que les métabolismes aérobies, les métabolismes anaérobies produisent moins de biomasse microbienne (c'est-à-dire de boues secondaires).

La digestion anaérobie est un processus complexe qui comprend l'hydrolyse, la fermentation (appelée aussi « acidogenèse »), l'acétogenèse et la méthanogenèse. L'hydrolyse est un processus enzymatique par lequel les matières particulaires et les composés organiques plus complexes se dégradent et deviennent plus biodisponibles. Dans le même temps, les protéines, les lipides et les polysaccharides sont convertis en acides aminés, en acides gras et en monosaccharides. Pendant la fermentation (ou acidogenèse), les microorganismes acidogènes dégradent davantage les acides aminés, les sucres et les acides gras en substrats méthyliques (comme par exemple H_2 , CO_2 , le formiate, le méthanol, les méthylamines et les acétates). Les molécules organiques sont utilisées à la fois comme donneurs et accepteurs d'électrons. Par conséquent, les archées méthanogènes peuvent être qualifiées de « chimioorganotrophes » (figure 3.7). Au cours de la méthanogenèse, un groupe d'archées produit du méthane et du dioxyde de carbone à partir de l'acétate, tandis qu'un autre groupe produit du méthane à partir de l'hydrogène et du dioxyde de carbone. La méthanogenèse est favorisée par des températures mésophiles (30 à 38 °C) et thermophiles (49 à 57 °C). Les processus en jeu sont modélisés dans les équations 3.13 à 3.15 (Madigan *et al.*, 2014) :





Les microorganismes acidogènes et méthanogènes sont en relation symbiotique. Les méthanogènes utilisent l'hydrogène produit par les acidogènes en maintenant une pression partielle optimale pour ces derniers. La vitesse de croissance lente des méthanogènes est donc l'étape limitante du processus. Si elle diminue, les acides gras volatiles produits par les acidogènes s'accumulent dans le réacteur, ce qui entraîne une baisse du pH et une nouvelle perturbation de l'activité méthanogène. On qualifie ce phénomène « d'acidose ». Compte tenu de la complexité de cet équilibre microbien, une exploitation et un suivi rigoureux sont essentiels. Le contrôle du pH constitue la mesure la plus pratique et la plus utile. Les organismes méthanogènes sont également fortement inhibés par la présence d'oxygène, d'ammoniac libre, de métaux lourds et de sulfures.



Figure 3.9 : Biodigesteurs à l'école 2iE de Ouagadougou, Burkina Faso (photo : Linda Strande).

3.3.7 Cycle de l'azote

Les boues de vidange étant très riches en azote ammoniacal, le cycle biologique de l'azote est un aspect important. L'azote est un nutriment essentiel qui peut être valorisé, mais il est également un polluant potentiel qui ne doit pas être déversé en trop grande quantité dans l'environnement. Les microorganismes utilisent des formes non-organiques de l'azote pendant leur croissance. Comme le montre la figure 3.10, une fois qu'il est utilisé, l'azote est immobilisé et n'est plus biodisponible puisqu'il se lie à des molécules organiques telles que des composants et des structures cellulaires microbiennes. L'azote est ensuite minéralisé et libéré dans des formes biodisponibles au fur et à mesure que les organismes meurent et que la matière organique se dégrade. La plus grande partie de l'azote contenu dans les boues de vidange est présente sous forme d'ammoniaque, libéré au cours de ce processus d'hydrolyse.

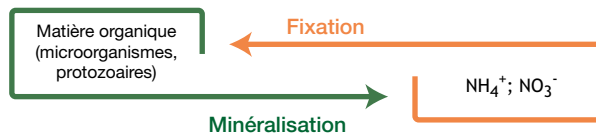
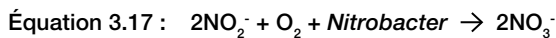


Figure 3.10 : Processus de minéralisation et de fixation de l'azote dans l'environnement.

Nitrification

L'azote ammoniacal libéré lors de la minéralisation peut être oxydé en nitrate par nitrification biologique, un processus aérobie autotrophe. Les bactéries oxydant l'ammoniac (*Nitrosomonas*) transforment cet ammoniac en nitrite, rapidement suivies par les bactéries oxydant les nitrites (*Nitrobacter*) qui génèrent des nitrates, comme l'indiquent les équations 3.16 et 3.17. Ce processus biologique est sensible à la concentration totale en azote, en DBO₅, à l'alcalinité, au pH, à la température et à la présence de composés toxiques potentiels (Metcalf et Eddy, 2003). La température optimale pour la nitrification est de 28 °C, le processus étant stoppé en dessous de 10 °C. La plage de pH optimale est comprise entre 7,5 et 8. Des taux raisonnables de nitrification se produisent à un pH neutre (7), mais deviennent limités à un pH inférieur à 6,8. La nitrification étant un processus aérobie, il faut s'assurer que la concentration d'oxygène dissous est supérieure à 1 mg/L. Le processus de nitrification nécessite 7,14 g d'alcalinité sous forme de carbonate de calcium (CaCO₃) pour chaque gramme d'azote ammoniacal (sous forme d'azote) transformé en nitrate (Metcalf et Eddy, 2003). Des concentrations d'ammoniac libre supérieures à 100 mg/L peuvent également inhiber le processus de nitrification à un pH de 7 (Metcalf et Eddy, 2003).



Dénitrification

L'élimination biologique de l'azote se produit dans des environnements anoxiques avec la réduction des nitrates en azote gazeux, libérant ainsi de l'azote dans l'air. Les environnements anoxiques sont pauvres en oxygène et le nitrate est utilisé comme un récepteur d'électrons. Les concentrations d'oxygène dissous supérieures à une valeur de 0,1 à 0,5 mg/L inhibent le processus anoxique. La plage de pH optimale est de 7 à 8. Le processus se produit avec des bactéries hétérotrophes et autotrophes, dont beaucoup sont facultativement aérobies. Le processus se déroule à travers une série de produits intermédiaires d'oxyde d'azote gazeux. La dénitrification passe généralement par une combinaison des formes intermédiaires présentées dans l'équation 3.18.



Avec :

NO_3^- = Nitrate.

NO_2^- = Nitrite.

NO = Monoxyde d'azote.

N_2O = Protoxyde d'azote.

N_2 = Azote gazeux.

Lors de la conception d'un dispositif de nitrification et de dénitrification, il est important de s'assurer que la DBO est suffisante pour permettre la dénitrification. En première estimation, on peut évaluer qu'il faut 4 grammes de DBO par gramme de nitrate à réduire (Metcalf et Eddy, 2003). De plus, 3,57 g d'alcalinité sous forme de CaCO_3 sont produits pendant la dénitrification, ce qui doit être pris en compte pour le calcul de l'alcalinité totale requise. La nitrification et la dénitrification peuvent également être simultanées, lorsque dans des conditions anaérobies, en l'absence de DBO, des bactéries (anammox) oxydent NH_4^+ en N_2 , en utilisant NO_2^- comme accepteur d'électrons, avant d'être réduit en N_2 .

Cycle du phosphore

Tout comme l'azote, le phosphore est un nutriment essentiel qui peut être valorisé, mais aussi un polluant potentiel qui ne doit pas être déversé de manière inconsidérée dans l'environnement. Dans les boues de vidange et les excreta, le phosphore est principalement présent sous forme de phosphates, de molécules constituées de la forme acide ou basique de l'acide orthophosphorique (H_3PO_4) ou de phosphate (PO_4^{3-}) ou encore sous forme de phosphore lié organiquement (par exemple dans les acides nucléiques, les phospholipides et les protéines phosphorylées).

L'évolution du phosphore dans les processus de traitement dépend de divers phénomènes tels que la sorption, la précipitation, la complexation, la sédimentation, la minéralisation, le pH, l'absorption par les plantes et le potentiel d'oxydoréduction. Pendant la dégradation de la matière organique, les phosphates liés sont minéralisés et libérés. Contrairement à l'azote, le phosphore n'est pas éliminé par dégazage ou lixiviation car sa forme non-organique, soluble, est adsorbée dans la boue. Au cours des processus de traitement biologique, environ 10 à 30 % du phosphore est absorbé par les microorganismes. Ce taux peut être accru par déphosphatation biologique ou par précipitation chimique avec FeCl_3 , $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ ou FeSO_4 , qui sont utilisés pour le traitement des eaux usées. La principale rétention du phosphore au cours du traitement des boues de vidange est due au métabolisme des plantes dans les lits de séchage plantés.

3.3.8 Réduction des germes pathogènes

Ce paragraphe présente les mécanismes physiques, biologiques et chimiques qui permettent d'éliminer les germes pathogènes. Les différents types d'agents pathogènes sont présentés en détail dans le chapitre 2. Il est important de comprendre l'ensemble de ces mécanismes lorsque l'on veut garantir qu'un traitement atteindra ses objectifs en termes de désinfection. Ces mécanismes affectant l'ensemble des processus biologiques, leur contrôle doit faire l'objet d'une attention particulière et permettre de garantir le bon fonctionnement du dispositif de traitement.

Température

La plupart des agents pathogènes sont inactivés à des températures supérieures à 60 °C, seuil au-delà duquel la température dénature les protéines cellulaires et les acides nucléiques. Ce phénomène est observé dans des procédés tels que le cocompostage thermophile, illustré par la figure 3.11, ainsi que lors du traitement à la chaux. En outre, plus la température augmente, plus le temps nécessaire à l'inactivation des agents pathogènes est court.



Figure 3.11 : Installation de cocompostage pilote avec des boues de vidange et des déchets municipaux à Bangalore, en Inde (photo : Chris Zurbrugg).

Durée du traitement

La durée du traitement (pour les lits de séchage plantés par exemple) ou le stockage des boues traitées peuvent induire une réduction des germes pathogènes, les conditions défavorables limitant leur durée de survie. Dans les fèces, la plupart des bactéries ne peuvent survivre au-delà d'une semaine à deux mois. À titre d'exemple, *Salmonella spp.* peut survivre 30 jours en moyenne, contre 50 jours pour les coliformes fécaux (Feachem *et al.*, 1983). En revanche, les œufs d'helminthe sont très persistants et restent viables durant plusieurs mois, voire plusieurs années. La durée de stockage requise pour la réduction des germes pathogènes dépend également de la température ambiante. Niwagaba (2009) recommande jusqu'à un an de stockage si la température ambiante est de 35 °C et jusqu'à deux ans à 20 °C. En revanche, le stockage à des températures inférieures à 10 °C ne permet pas une inactivation significative des germes pathogènes (Weemaes et Verstraete, 2001).

Sorption

Les œufs d'helminthe ayant tendance à être adsorbés ou à se déposer, on les retrouve généralement dans la phase solide des boues. Dans les bassins de sédimentation et d'épaississement, environ 50 % des œufs d'helminthe sont extraits de la fraction liquide du fait de la sédimentation (Heinss *et al.*, 1998). La filtration sur les lits de séchage permet de retenir la majorité des œufs d'helminthe avec la fraction solide, ainsi que 90 % des bactéries indicatrices de contamination fécale (Pepper *et al.*, 2008). Ces bactéries indicatrices ne sont cependant pas représentatives de tous les agents pathogènes (notamment des virus, d'autres types de bactéries ou des kystes de protozoaires). Par ailleurs, si la majorité des œufs d'helminthe se retrouve dans la phase solide, c'est l'ensemble des germes pathogènes qui doit être pris en compte à l'issue du traitement.

Dessiccation

Les microorganismes ne pouvant survivre sans eau, l'évaporation inactive les germes pathogènes en déshydratant les boues. L'activité de l'eau permet d'évaluer la quantité d'eau disponible pour la croissance microbienne. Elle se définit comme le rapport entre la pression de vapeur d'eau dans les boues et la pression de vapeur d'eau d'une eau pure placée dans les mêmes conditions.

L'eau pure a une activité égale à 1. La plupart des germes pathogènes ne peuvent survivre à une activité inférieure à 0,9. Certaines levures et certains œufs survivent par contre dans des conditions beaucoup plus sèches (Carrington, 2001). Les technologies de déshydratation (comme les lits de séchage) permettent donc la réduction des germes pathogènes lorsque la teneur en eau des boues tombe en-dessous de ce seuil de survie des organismes. Un stockage supplémentaire permet aussi d'augmenter la désinfection des boues en réduisant l'eau disponible.

UV

Le rayonnement solaire et UV dans la plage de 300 à 400 nm inactive efficacement les germes pathogènes en dénaturant leurs molécules d'ADN via des réactions photochimiques (Borrely *et al.*, 1998). Il a été démontré que la lumière ultraviolette inactivait efficacement *Escherichia Coli* dans les bassins de lagunage (Maïga *et al.*, 2009). Cependant, il est important de rappeler que les rayons lumineux doivent pouvoir pénétrer dans la masse des boues pour que ce procédé soit efficace. Ce dernier n'a donc lieu a priori qu'en surface, car la forte teneur en matière organique ainsi que la turbidité des boues de vidange empêchent la pénétration du rayonnement UV.

pH

La plupart des microorganismes ne peuvent survivre et croître que dans des milieux présentant des variations de pH allant de 2 à 3. Très peu résistent à des pH inférieurs à 3 ou supérieurs à 10. Ainsi, le contrôle du pH permet la réduction des germes pathogènes dans certains cas. Cependant, comme le pH influe sur les processus de compostage et de digestion anaérobie, des étapes de traitement ultérieures doivent être prévues lorsque l'on recourt au pH pour la désinfection.

3.4 MÉCANISMES CHIMIQUES

Des produits chimiques peuvent être ajoutés aux boues de vidange afin d'améliorer la performance des mécanismes physiques (par exemple l'addition d'un polymère cationique afin d'augmenter la floculation et l'efficacité de la décantation), pour inactiver les germes pathogènes ou encore pour stabiliser les boues. Cependant, l'ajout de réactifs chimiques est susceptible d'engendrer une augmentation significative des coûts de traitement. Les avantages et inconvénients de cette solution doivent être soigneusement pesés.

3.4.1 Stabilisation alcaline

Des additifs alcalins tels que la chaux peuvent être utilisés pour stabiliser les boues de vidange, avant ou après déshydratation. Dans le premier cas, d'autres réactifs doivent être ajoutés. La chaux est également utilisée pour précipiter le phosphore dans les stations d'épuration et pour le traitement de polissage des effluents. L'ajout de chaux permet de porter le pH des boues de vidange à 12, ce qui a pour effet de stopper l'activité microbienne. Ceci permet une réduction des odeurs liées à la putréfaction et une réduction des germes pathogènes. Cette réaction hydrolyse également les graisses, les hydrates de carbone et les protéines, ainsi que l'ammoniaque provenant des acides aminés. Lors de l'utilisation de chaux vive (CaO), une réaction exothermique pouvant porter la température des boues jusqu'à 60 °C (Andreasen, 2001) vient accroître la réduction des agents pathogènes et inactiver les œufs d'helminthe. Il a également été rapporté que cette réaction améliorerait l'efficacité de la décantation. Cependant, après la réaction initiale, le pH diminue. La chaux doit donc être apportée en excès. Il convient également de noter qu'une

reprise du développement de bactéries pathogènes peut être observée au fil du temps. Les inconvénients de ce procédé sont les odeurs d'ammoniac dégagées et l'entartrage par la chaux.

3.4.2 Traitement à l'ammoniaque

Il est bien établi que l'ammoniaque est efficace pour inactiver les microorganismes, mais les mécanismes en jeu ne sont pas encore entièrement compris. Comme le décrit Vinnerås (2013), les mécanismes d'inactivation bactérienne probables du NH_3 seraient la dénaturation des protéines, la destruction des membranes ou l'alcalinisation rapide du cytoplasme, entraînant une perte critique de potassium (K). L'inactivation virale est probablement due au clivage de l'ARN, mais pour les organismes plus gros - tels que les helminthes -, les mécanismes ne sont pas encore complètement compris. La désinfection par l'ammoniaque a été observée dans l'urine (Vinnerås *et al.*, 2008), les boues d'épuration (Pecson *et al.*, 2007) et le compost (Adamtey *et al.*, 2009), mais les applications avec les boues de vidange sont encore au stade de développement. En pratique, c'est le NH_3 aqueux qui est responsable de l'inactivation microbienne, pas l'ion ammonium (NH_4^+). Le pKa de l'ammoniac (pH permettant 50 % de NH_3 et 50 % de NH_4^+) est de 9,25. La concentration de NH_3 peut être déterminée en fonction du pH par l'équation 3.19.

$$\text{Équation 3.19 : } \text{NH}_3, \% = \frac{100}{1 + [\text{H}^+]/K_a}$$

La concentration totale en NH_3 aqueux dépend également de la température et de la concentration totale d'azote ammoniacal ($\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$). Pour que la désinfection par NH_3 soit efficace, le pH doit être supérieur à 8,5 (Vinnerås, 2013). L'ammoniaque peut être ajoutée à partir d'une solution aqueuse de NH_3 ou à partir de l'urée ($\text{CO}(\text{NH}_2)_2$), qui sera rapidement transformée en NH_3 par voie enzymatique. Le traitement doit être effectué dans un espace confiné pour éviter la perte de NH_3 gazeux. Le temps d'inactivation des microorganismes doit être déterminé empiriquement pour chaque organisme pathogène ciblé. Tant que le pH reste stable, le NH_3 aqueux sera constant et la reprise de croissance des agents pathogènes ne se produira pas (Vinnerås, 2013). Si les boues traitées sont épandues sur des cultures, il en résultera une diminution du pH, ce qui augmentera la concentration de NH_4^+ et apportera un effet fertilisant.

3.4.3 Coagulation-floculation

Les particules colloïdales qui ne sont pas éliminées par décantation gravitaire tendent à être chargées négativement, ce qui les rend stables en suspension. Dans le processus de coagulation-floculation, des additifs sont ajoutés pour déstabiliser les particules et permettre à ces dernières d'entrer en contact les unes avec les autres, de former des floccs de plus grosse taille aptes à décanter, améliorant ainsi la décantation. Ces additifs sont choisis en fonction des caractéristiques hydrophobes ou hydrophiles des particules, ainsi que de leur charge superficielle.

La coagulation-floculation est obtenue en ajoutant des polymères, qui forment des ponts entre les particules en suspension, ou en ajoutant des ions, déterminant le potentiel (acide fort ou base), qui vont réduire la charge superficielle totale. Les polymères peuvent être des produits chimiques naturels ou synthétiques. Ils agissent soit en formant des ponts entre les extrémités anioniques et non-ioniques du polymère avec les particules, soit en formant des ponts entre des polymères de poids moléculaire élevé qui sont adsorbés aux particules.

3.4.4 Autres adjuvants

L'ajout d'adjuvants chimiques fonctionne de la même manière que la coagulation et la floculation, et peut être effectué en amont des procédés physiques de séchage décrits au paragraphe 3.4.3 pour améliorer leurs performances. Les additifs courants sont le chlorure ferrique, la chaux, l'alun et les polymères organiques. Les sels de fer et la chaux permettent d'augmenter la matière sèche des boues séchées (masse accrue), alors que les polymères n'augmentent pas la matière sèche. Les aspects importants à prendre en compte dans le choix d'un adjuvant sont l'âge des boues, le pH, leur origine, la concentration en solides et l'alcalinité. En général, le dosage est déterminé en laboratoire avec des tests de décantation (jar-tests). Les connaissances disponibles actuellement concernent le traitement des boues d'épuration. La collecte d'informations auprès des fabricants, des laboratoires ainsi que des essais sur des pilotes sont nécessaires afin de pouvoir adapter cette technique au traitement des boues de vidange.

3.4.5 Désinfection des effluents liquides

La désinfection des effluents n'est pas développée dans ce livre, celle-ci n'étant pas spécifique aux boues de vidange. Ce sujet est traité en détail dans les ouvrages de référence sur le traitement des eaux usées et des eaux de consommation. Les effluents liquides issus de bassins de décantation ou de lits de séchage nécessitent généralement un traitement supplémentaire avant désinfection. La désinfection constitue plutôt une étape de finition qui vient compléter l'abattement des agents pathogènes des étapes précédentes. Comme indiqué au chapitre 10, le traitement des effluents liquides doit également être appréhendé avec l'optique d'atteindre des niveaux de traitement adaptés à leur utilisation finale. La désinfection vise une réduction des germes pathogènes et non pas leur élimination totale (appelée « stérilisation »). Les formes chimiques de désinfection sont notamment la chloration, l'ozonation et les UV. Il existe aussi des procédés mécaniques comme les filtres ou les membranes.

La chloration est la méthode de désinfection la plus utilisée. Des réactifs solides ou liquides peuvent être employés. Les principaux paramètres à prendre en compte pour la chloration sont le temps de contact, la concentration en chlore, la charge en germes pathogènes, la température et les teneurs de l'effluent en autres composants (telle que la charge organique résiduelle). Le chlore est toxique pour les microorganismes du fait de son pouvoir oxydant élevé qui attaque les membranes cellulaires. Le processus d'oxydation ne se limitant pas aux microbes, il est important de considérer la charge organique totale. En effet, la chloration n'est pas efficace pour désinfecter les effluents liquides présentant des concentrations en matières organiques élevées car le chlore est alors consommé par les réactions d'oxydation de ces autres composants.

3.5 BIBLIOGRAPHIE

- Adamtey N., Cofie O., Ofori-Budu G.K., Danso S.K.A., Forster D. (2009). *Production and Storage of N-enriched Cocompost*. Waste Management 29, p. 2429-2436.
- Arthur R., Baidoo M.F. (2011). *Biogas Generation from Sewage in Four Public Universities in Ghana: A Solution to Potential Health Risk*. Biomass and Bioenergy 35 (7), p. 3086-3093.
- Allen R.G. (2000). Using the FAO-56 *Dual Crop Coefficient Method over an Irrigated Region as Part of an Evapotranspiration Intercomparison Study*. Journal of Hydrology 229 (1), p. 27-41.
- Allen R.G., Pereira L.S., Raes D., Smith M. (1998). *Crop Evapotranspiration - Guidelines for Computing Crop Water Requirements*. FAO Irrigation and Drainage Paper 56, FAO, Rome.
- Andreasen P. (2001). *Chemical Stabilization*. In: Spinosa L. and Vesilind P.A. (eds), *Sludge into Biosolids – Processing, Disposal, Utilization*. IWA Publishing, United Kingdom.
- Borrelly S.I., Cruz A.C., Del Mastro N.L., Sampa M.H.O., Somessari E.S. (1998). *Radiation Processing of Sewage and Sludge. A review*. Progress in Nuclear Energy 33 (162), p. 3-21.
- Carrington E.G. (2001). *Evaluation of Sludge Treatments for Pathogen Reduction – Final Report*. E. Communities. Luxembourg.
- Feachem R.G., Bradley D.J. (1983). *Sanitation and Disease – Health Aspects of Excreta and Wastewater Management*. The World Bank, USA.
- Heinss U., Larmie S.A. (1998). *Solid Separation and Pond Systems for the Systems for the Treatment of Faecal Sludge in the Tropics*. Eawag. Dübendorf, Switzerland.
- Huisman L., Wood W.E. (1974). *Slow Sand Filtration* (Vol. 16). World Health Organization (WHO), Geneva.
- Kim Y., Parker W. (2008). *A Technical and Economic Evaluation of the Pyrolysis of Sewage Sludge for the Production of Bio-oil*. Bioresources Technology 99 (5), p. 1409-1416.
- Kopp J., Dichtl N. (2001). *Characterization*. In: Spinosa L. and Vesilind P.A. (eds), *Sludge into Biosolids – Processing, Disposal, Utilization*. IWA Publishing, United Kingdom.
- Madigan M.T., Martinko J.M., Parker J., Fernández C.R., Pérez M.S. (2014). *Brock Biology of Microorganisms*. 14th Edition. Pearson Education, Inc., New Jersey, United States.
- Maïga Y., Denyigba K., Wethe J., Ouattara A.S. (2009). *Sunlight Inactivation of Escherichia Coli in Waste Stabilization Microcosms in a Sahelian Region (Ouagadougou, Burkina Faso)*. Journal of Photochemistry and Photobiology B: Biology, 94 (2), p. 113-119.
- Mara D.D. (1976). *Sewage Treatment in Hot Climates*. Wiley, London, United Kingdom.
- Metcalfe et Eddy (2003). *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse*. Tchobanoglous G., Burton F.L. eds. McGraw-Hill Book Company.
- Musy A., Higy C. (2004). *Hydrologie, une science de la nature*. Presses polytechniques et universitaires romandes, Lausanne, Switzerland.
- Niwagaba C.B. (2009). *Treatment Technologies for Human Faeces and Urine*. PhD Thesis, Swedish University of Agricultural Science, Uppsala, Sweden.
- Panuvatvanich A., Koottatep T., Koné D. (2009). *Influence of Sand Layer Depth and Percolate Impounding Regime on Nitrogen Transformation in Vertical-flow Constructed Wetlands Treating Faecal Sludge*. Water Research 43 (10), p. 2623-2630.
- Pecson B.M., Barrios J.A., Jimenez B.E., Nelson K.L. (2007). *The Effects of Temperature, pH, and Ammonia Concentration on the Inactivation of Ascaris Eggs in Sewage Sludge*. Water Research 41 (13), p. 2893-2902.
- Pepper I., Gerba C., Gentry T., Maier R. (2008). *Environmental Microbiology*. Elsevier.
- Spellman F.R. (1997). *Dewatering Biosolids*. Technomic Publishing, Lancaster, United States.
- Stefanakis A.I., Tsihrintzis V.A. (2011). *Dewatering Mechanisms in Pilot-scale Sludge Drying Reed Beds: Effect of Design and Operational Parameters*. Chemical Engineering Journal 172 (1), p. 430-443.
- Uggetti E., Argilaga A., Ferrer I., García J. (2012). *Dewatering Model for Optimal Operation of Sludge Treatment Wetlands*. Water Research 46 (2), p. 335-344.

- Vesilind P.A. (2001). *Introduction to Stabilization*. In: Spinosa L. and Vesilind P.A. (eds), *Sludge into Biosolids – Processing, Disposal, Utilization*. IWA Publishing, United Kingdom.
- Vinnerås B., Nordin A., Niwagaba C., Nyberg K. (2008). *Inactivation of Bacteria and Viruses in Human Urine Depending on Temperature and Dilution Rate*. *Water Research* 42 (15), p. 4067-4074.
- Vinnerås B. (2013). *Sanitation and Hygiene in Manure Management*. In: Sommer S.G., Jensen L.S., Christensen M.L., Schmidt T. (eds), *Animal Waste – Recycling, Treatment and Management*. Wiley-Blackwell, Oxford, UK.
- Weemaes M., Verstraete W. (2001). *Other Treatment Techniques*. In: Spinosa L. and Vesilind P.A. (eds), *Sludge into Biosolids – Processing, Disposal, Utilization*. IWA Publishing, United Kingdom.

Questions pour l'autoévaluation

1. Donner deux exemples de mécanismes physiques, chimiques et biologiques, et citer des technologies de traitement des boues de vidange qui les utilisent.
2. Le compostage repose-t-il sur des mécanismes de traitement physique, chimique ou biologique ? Quelles sont les trois conditions requises pour que le compostage soit performant ?
3. Quels sont les mécanismes responsables de la réduction des germes pathogènes ? Citer des technologies de traitement des boues de vidange qui les utilisent.

CHAPITRE IV

MÉTHODES ET DISPOSITIFS POUR LA COLLECTE ET LE TRANSPORT DES BOUES DE VIDANGE

Georges Mikhael, David M. Robbins, James E. Ramsay et Mbaye Mbéguéré

Objectifs pédagogiques

- Comprendre les aspects sociaux, les procédures et les techniques en jeu dans la collecte et le transport des boues de vidange issues des dispositifs d'assainissement à la parcelle et leur importance.
- Savoir quels types d'équipements peuvent être employés pour les différents dispositifs d'assainissement utilisés par les ménages.
- Connaître les enjeux et les paramètres à prendre en compte pour le transport des boues de vidange vers un site de traitement ou une station de transfert.
- Savoir ce qu'est une station de transfert des boues de vidange, comment ces stations sont exploitées et comment choisir leur emplacement.
- Connaître les aspects sanitaires et sécuritaires liés à la collecte et au transport des boues de vidange.

4.1 INTRODUCTION

Ce chapitre présente les bonnes pratiques pour la collecte et le transport des boues de vidange pouvant être employées par une gamme de prestataires de services, allant du petit entrepreneur qui utilise une charrette tractée par une bicyclette, aux grandes entreprises des zones urbaines denses disposant de plusieurs camions (parfois des centaines). Une grande variété de techniques existe, des méthodes de vidange manuelle les plus basiques à celles employées par les camions de vidange les plus sophistiqués. Souvent, compte tenu de la grande diversité des dispositifs d'assainissement utilisés par les ménages, des contextes économiques et des conditions d'accès, différents types de prestataires peuvent opérer simultanément sur la même zone géographique et, parfois même, au sein de la même entreprise.

Les personnes et les entreprises qui collectent et transportent les boues de vidange issues des dispositifs d'assainissement des ménages (fosses septiques et latrines traditionnelles) assurent un service essentiel pour les riverains, les quartiers et les villes (figure 4.1). Ils constituent un maillon critique de la chaîne de services qui rend l'accès à l'assainissement possible. Sans ces services de collecte et de transport pour évacuer les boues, les dispositifs d'assainissement à la parcelle ne fonctionneraient pas correctement. Le présent chapitre est consacré aux procédures et aux aspects techniques relatifs à la collecte des boues issues des dispositifs d'assainissement des ménages, à leur transport vers un site de traitement et à la manière dont les vidangeurs accomplissent ces tâches.

L'objectif de ce chapitre est de mettre en évidence les caractéristiques d'un bon service de vidange, sans risque et professionnel. Pour être efficaces, les prestataires de vidange doivent

employer un personnel formé, des équipements fonctionnels et des procédures permettant de réaliser les opérations en toute sécurité et avec un impact minimal sur l'environnement. Il est important que les autorités en charge de l'assainissement encouragent la formation et la certification des employés ainsi que l'agrément des véhicules de collecte des boues. Ces activités doivent être adaptées au contexte local où les services sont fournis, tout en gardant ces objectifs généraux à l'esprit.

4.2 TÂCHES ET RESPONSABILITÉS

Les tâches et les responsabilités habituelles des services de vidange intègrent la préparation de la vidange, la vidange proprement dite et le transport des boues vers une station de traitement. Comme expliqué au chapitre 12, les opérateurs de vidange peuvent être des entrepreneurs individuels, des entreprises de tailles diverses ou encore une municipalité.

Les opérations de vidange englobent un certain nombre de tâches à effectuer.

Idéalement, la réalisation d'un bon service de vidange demande :

- De discuter avec les clients avant d'extraire les boues, afin de convenir de la logistique et d'informer ces derniers du déroulement de l'opération ;
- D'indiquer un tarif standard ou un prix négocié, selon son modèle commercial ;
- De repérer les ouvrages à vidanger ;
- D'ouvrir le dispositif pour faciliter sa vidange ;
- De collecter les boues de vidange ;
- D'évaluer l'état de l'ouvrage après la vidange ;
- De refermer et de sécuriser l'ouvrage une fois l'extraction des boues achevée ;
- De nettoyer une fois les opérations terminées ;
- De réaliser une inspection finale à l'issue de l'opération et de reporter au client tout dysfonctionnement de son dispositif.

Ce paragraphe développe certaines de ces activités à conduire, dans l'idéal, avant toute opération de vidange. La collecte et le transport des boues seront exposés plus en détail dans les paragraphes suivants.



Figure 4.1 : Vidange d'une fosse septique à l'aide d'un équipement d'aspiration sous vide. La sécurité des opérations serait meilleure avec des équipements de protection mieux adaptés (photo : David M. Robbins).

4.2.1 Interaction avec les clients

Le vidangeur est souvent la seule personne avec laquelle les ménages vont pouvoir discuter à propos de leur ouvrage d'assainissement. Ainsi, le vidangeur a la responsabilité de réaliser convenablement les opérations de vidange proprement dites, mais aussi de bien connaître les dispositifs d'assainissement et de pouvoir expliquer pourquoi la vidange est nécessaire et bénéfique pour le client et son voisinage. L'opérateur est aussi la seule personne qui pourra examiner le dispositif lorsqu'il est plein et lorsqu'il est vide. Aussi devrait-il mettre cette opportunité à profit pour évaluer si le système fonctionne correctement, identifier les réparations nécessaires et vérifier tous les aspects garants d'un fonctionnement normal, pour une durée de vie optimale. Il est aussi en mesure de dépanner et de donner des informations utiles à propos de la gestion des boues de vidange dans le quartier où il intervient. Ce positionnement fait des opérateurs des relais importants des administrations locales pour diffuser l'information, à travers des brochures, sur la bonne façon d'entretenir les fosses septiques ou pour donner des conseils afin d'optimiser les latrines non-améliorées en vue d'un meilleur niveau de service.



Figure 4.2 : Exemple d'une opération de vidange à Dakar, Sénégal. La fosse est située dans une cour intérieure dont l'accès requiert la concertation entre les résidents (photo : Linda Strande).

Étude de cas 4.1 : L'interaction avec le client dans la ville de Marikina, Philippines.

La ville de Marikina aux Philippines a développé l'interaction avec les clients. En collaboration avec le service public de l'eau, la ville a mis en place un calendrier des vidanges, quartier par quartier, sur la base d'une périodicité des vidanges tous les 5 ans. Pour ce faire, ils s'associent avec le secteur privé de la manière suivante :

- Quelques jours avant, les prestataires se rendent dans les quartiers, ils envoient un camion équipé de haut-parleurs pour informer les résidents de la venue prochaine du service ;
- Le jour qui précède la vidange, les agents municipaux visitent les domiciles et distribuent des brochures d'information ;
- Ces agents identifient les maisons qui nécessitent une assistance pour ouvrir leur fosse septique et leur fournissent une liste de personnes pouvant leur rendre ce service à moindre coût ;
- Le jour de la vidange, ces agents sont présents pour répondre aux questions, contrôler la circulation et résoudre les différents problèmes qui se posent.

Grâce à ce dispositif, la réglementation locale est respectée à 95 %.

Les vidangeurs se concertent avec les ménages pour localiser l'emplacement des ouvrages à vidanger, pour repérer les orifices et les regards d'accès (s'il y en a), pour déterminer où placer le matériel de vidange et pour répondre à toutes autres questions pertinentes. Souvent, les dispositifs d'assainissement sont directement situés sous la cuisine ou la salle de bain, ce qui oblige à pénétrer dans la maison avec le matériel de vidange. Ainsi, la collaboration et la communication avec les résidents sont essentielles et rendent le processus de vidange plus efficace. Un exemple est illustré par la figure 4.2 avec un vidangeur qui doit entrer dans une cour intérieure pour accéder au système à vidanger.

Les règles générales que les vidangeurs doivent suivre lorsqu'ils interagissent avec les ménages sont les suivantes :

- Rester courtois et toujours demander une autorisation formelle avant de réaliser le service ;
- Répondre au mieux aux questions posées en se référant aux autorités locales autant que nécessaire ;
- Être soigneux lors de l'amenée des tuyaux et autres équipements dans les maisons et veiller à protéger les sols, les murs et les meubles de tout dommage ;
- Communiquer les observations faites aux résidents (de préférence par un récapitulatif écrit du service délivré et des problèmes relevés) ;
- Assurer la propreté pendant et après les opérations.

4.2.2 Repérage du système à vidanger

L'emplacement de l'ouvrage d'assainissement à vidanger est souvent difficile à repérer. Les fosses septiques sont généralement enterrées et leur emplacement est inconnu. Lorsque les latrines sont regroupées, il n'est pas toujours évident de savoir pour laquelle le service a été mobilisé.

Entre autres, les méthodes suivantes permettent de repérer l'emplacement des fosses à vidanger :

- Demander au client où se situe la fosse ;
- Si le client ne sait pas, chercher des indices concrets tels que des regards, des couvercles de fosse ou des dalles en béton apparentes, comme illustré dans la figure 4.3 ;
- Repérer des regards de nettoyage situés à l'extérieur ou sous le bâtiment. L'orientation du regard peut indiquer l'emplacement de la fosse ;
- Marteler doucement le sol à l'aide d'une sonde métallique (ex. : un fer rond d'un centimètre de diamètre) afin d'identifier les zones où le sol est plein et celles où se trouve un ouvrage creux ;
- Observer les dépressions dans la cour, autour de la maison, qui peuvent correspondre à la présence d'une fosse enfouie dans le sol ;
- Si la maison est construite sur poteaux, regarder en dessous pour inspecter la plomberie et déterminer si les conduites d'égout où les événements sont enfouis (décaper le sol autour de ces tuyaux doit permettre de trouver l'emplacement de la fosse) ;
- Si la maison est construite sur une dalle en béton, frapper doucement le sol à l'aide d'une barre de fer pour repérer l'endroit où la dalle sonne creux.



Figure 4.3 : Exemple de regard de visite d'une fosse septique conçue pour permettre un accès rapide, Vung Tau Province, Vietnam (photo : Linda Strande).

4.2.3 Déterminer l'accessibilité

Déterminer l'accessibilité des fosses septiques ou simples requiert d'accéder au site lui-même, puis d'évaluer si chaque compartiment de l'ouvrage est accessible au service de vidange. Voici quelques paramètres typiques déterminant l'accessibilité d'un site :

Largeur de la route

Dans le cas d'une vidange par camion, les routes doivent être suffisamment larges pour permettre le passage du camion ou de l'équipement de vidange.

Accès au site

- Est-il nécessaire de passer par la propriété du voisinage pour atteindre l'ouvrage à vidanger ?
- Y a-t-il des contraintes d'accès liées au climat, telles que des ruisseaux à traverser ou des routes impraticables durant les fortes pluies ?

Localisation du site

- Lors d'une vidange par camion ou par charrette, l'ouvrage est-il situé suffisamment près de la zone de stationnement du véhicule ?
- L'emplacement du client est-il suffisamment proche d'une station de traitement des boues de vidange pour assurer le transport ?

Les questions suivantes peuvent être utilisées par le prestataire comme une *check-list* pour l'aider à déterminer si le système est accessible pour la vidange :

- L'ouvrage peut-il être ouvert pour permettre l'introduction des équipements de vidange (ex. : tuyaux) ?
- Y a-t-il des regards de visite pouvant être ouverts sur chaque compartiment ?
- De nouveaux orifices d'accès devront-ils être aménagés ? Si oui, les résidents ont-ils donné leur accord pour ce service ?

- Les dalles, les sols ou les couvercles de la fosse septique vont-ils devoir être reconstruits après la vidange ?
- La fosse risque-t-elle de s'effondrer si elle est vidangée ?

4.2.4 Outils de travail

Plusieurs outils, convenablement utilisés et entretenus, sont nécessaires pour réaliser correctement les opérations de vidange. La figure 4.4 illustre un cas où la maintenance est négligée. En pratique, le choix des équipements à utiliser dépend de la technique de vidange employée et du matériel disponible sur le marché local.

Parmi les outils constamment utilisés, on peut citer :

- Pelles, pieds-de-biche et barres à mine utilisés pour repérer les fosses et les regards de visite ;
- Tournevis et autres outils manuels utilisés pour ouvrir les différents regards et couvercles ;
- Pelles à manche allongé et seaux utilisés pour racler les solides qui ne peuvent être extraits autrement ;
- Crochets pour retirer les déchets solides non-biodégradables (sachets, textiles...) ;
- Tuyaux pour le pompage des boues ainsi que pour l'ajout d'eau dans les fosses le cas échéant ;
- Équipements de sécurité :
 - Cales pour bloquer les roues du véhicule lorsque celui-ci est à l'arrêt ;
 - Équipements de protection individuelle tels que des casques de chantier, des visières ou des lunettes de protection, des bottes et des gants ;
 - Désinfectants, barrières, matériaux absorbants et sacs pour le nettoyage et l'évacuation des déversements éventuels.

Il est essentiel que les employés des entreprises de vidange maintiennent leurs outils et équipements dans un bon état de fonctionnement et qu'ils signalent les réparations qui s'imposent à leurs superviseurs.



Figure 4.4 : Les tuyaux et accouple-ments doivent être régulièrement contrôlés et changés. Sur cette photographie, des boues fuient car la connexion n'est plus étanche (photo : David M. Robbins).

4.3 PROPRIÉTÉS DES BOUES POUR LA COLLECTE ET LE TRANSPORT

Les boues de vidange peuvent être extraites des fosses uniques ou septiques par des techniques manuelles ou mécanisées, en utilisant de simples outils, des camions de vidange, des pompes ou des tarières motorisées. En pratique, la méthode employée dépendra du type de dispositif à vidanger, des contraintes d'accès au site ainsi que du matériel et de l'expertise technique dont dispose le vidangeur.

Il est important de préciser quelles sont les propriétés des boues de vidange, pour bien comprendre les défis que représentent leur collecte et leur transport. Ces propriétés sont principalement liées à la teneur en eau des boues, à leur âge, à la présence d'éléments non-biodégradables et à leur teneur en matières organiques. Dans une latrine à fosse unique par exemple, les boues les plus récentes, déposées sur la partie haute du volume stocké, présentent des teneurs en eau et en matières organiques supérieures à celles des boues accumulées au fond de la fosse et ont, par conséquent, une densité moindre (Buckley *et al.*, 2008). La fraction supérieure est ainsi moins visqueuse et plus facile à extraire. L'absence d'eau et de matière organique dans la couche plus profonde, plus ancienne, souvent qualifiée « d'épaisse » rend l'extraction des boues plus complexe. En fonction des techniques d'extraction, les boues épaisses doivent souvent être mélangées à de l'eau pour faciliter leur pompage. Il en résulte que la période d'accumulation des boues constitue un indicateur de la facilité avec laquelle les boues de vidange peuvent être extraites. Les caractéristiques des boues de vidange sont exposées plus en détail dans le chapitre 2.

4.4 MÉTHODES MANUELLES DE COLLECTE DES BOUES

Les vidangeurs manuels viennent généralement des communautés défavorisées installées dans les quartiers informels. La population utilise souvent des termes péjoratifs pour les désigner, comme : « charognards », *vyura* (« homme grenouille » en Swahili), *baye pelle* (« les piocheurs ») ou *kaka bailers* (« les pousseurs d'excréments »). Dans certaines régions, ils appartiennent à des groupes marginalisés, tels que les *Dalit* (« intouchables ») en Asie du Sud. Au-delà des préjugés sociaux qu'ils subissent, les vidangeurs manuels sont souvent stigmatisés au sein même de leur famille et de leur communauté du fait de leur travail.

On distingue deux méthodes pour la collecte manuelle des boues, à savoir « le ramassage de fûts amovibles » et « l'extraction directe ». Ces deux méthodes peuvent être appliquées sans risque si les vidangeurs utilisent des équipements de protection adaptés et suivent des protocoles sécurisés. En revanche, certaines pratiques sont à haut risque, comme le fait de descendre dans les fosses ainsi que le font les vidangeurs manuels de certains pays subsahariens ou d'Asie du Sud. Les boues doivent être systématiquement déversées dans des stations de transfert ou des sites de traitement et non pas dans la nature, de manière incontrôlée.

Dans certains pays, comme le Ghana ou le Bangladesh, les autorités nationales et locales commencent à prendre conscience des pratiques insalubres des vidangeurs manuels et adoptent des mesures pour les interdire. En outre, les autorités locales peuvent faciliter la promotion des services de vidange hygiénique en mettant en avant les bonnes pratiques, en imposant des restrictions aux pratiques à risques, en proposant aux vidangeurs des formations, des services de renforcement de capacités, ou encore via l'octroi d'autorisations. La formalisation des vidangeurs manuels fera évoluer la demande vers des services de vidange améliorés plus hygiéniques et permettra aussi le développement d'entreprises et la création d'emplois.

4.4.1 Dispositifs d'assainissement à fûts amovibles

Un exemple de ce type de dispositif est l'« Uniloo » (figure 4.5), technologie innovante conçue pour permettre une collecte manuelle hygiénique des boues. Il s'agit de toilettes à diversion d'urine modulaires et mobiles, équipées d'un fût amovible muni d'un couvercle hermétique (IDEO, 2012). D'une capacité de 20 litres environ, l'« Uniloo » protège les ménages et les vidangeurs de tout contact direct avec les boues. Régulièrement, les vidangeurs viennent remplacer les fûts pleins par des fûts propres. Les fûts pleins sont transportés par des moyens locaux et vidés au niveau des stations de transfert ou de traitement par un personnel doté d'équipements de protection adaptés.



Figure 4.5 : Les toilettes portatives « Uniloo » développées par Unilever, Water and Sanitation for the Urban Poor (WSUP) et IDEO au Ghana (photo : Nyani Quarmyne).

4.4.2 Extraction directe

L'extraction directe des boues de vidange de fosses septiques ou fosses simples est réalisée à l'aide de seaux et de pelles fixées à de longs manches rigides. Une fois remplis, les seaux sont hissés à la surface, vidés dans des cuves montées sur chariots, lesquels sont ensuite acheminés vers les stations de transfert ou de traitement.

4.5 VIDANGE MANUELLE MÉCANISÉE

Les méthodes de vidange manuelle mécanisée permettent de vidanger les fosses septiques et les latrines de manière plus rapide, sécurisée et efficace. Ce paragraphe présente quatre équipements de pompage parmi les types de modèles les plus couramment développés et testés, à savoir : la pompe Gulper, la pompe à diaphragme, le Nibbler et le MAPET (*Manual Pit Emptying Technology*, « technologie manuelle de vidange de fosse »).

4.5.1 La pompe Gulper

Schématisée sur la figure 4.6, la pompe Gulper a été développée en 2007 par l'École d'hygiène et de médecine tropicale de Londres (LSHTM). C'est une pompe manuelle à déplacement positif à faible coût, dont le fonctionnement est identique à celui des pompes à eau à action directe.

D'une conception très simple, la pompe Gulper peut être produite en recourant à des matériaux et à une technicité généralement disponible dans les pays à revenu faible. La pompe se compose d'un tuyau PVC contenant deux clapets anti-retour en acier inoxydable. Le clapet « de pied » est fixé à la base du tuyau, tandis que le clapet « piston » est fixé à l'extrémité d'une tige actionnée par une poignée. Au fur et à mesure que la poignée est actionnée, les clapets s'ouvrent et se ferment successivement et les boues sont hissées dans le tuyau vertical jusqu'au bec de sortie de la pompe, orienté vers le bas. Une crépine est placée à la base du tuyau PVC, pour empêcher l'entrée de déchets solides qui risqueraient de bloquer le mécanisme de la pompe.

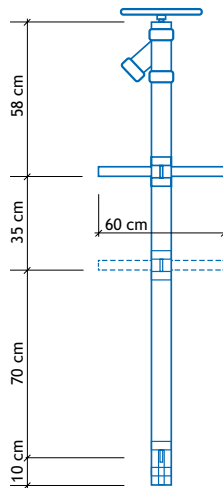


Figure 4.6 : Schéma de la pompe Gulper (Tilley et al., 2014).

Depuis ses premières versions, la pompe Gulper a fait l'objet de plusieurs modifications visant à la rendre plus maniable et mieux adaptée aux conditions locales. Ces modifications ont consisté, entre autres, à l'ajout d'un levier sur la poignée afin de faciliter le pompage ou la mise en place d'un tuyau télescopique pour pouvoir vidanger des fosses à différentes profondeurs. D'autres modèles de pompe reposant sur les mêmes principes ont été développées, telles que la « *poor pump* » ou la pompe manuelle de vidange (*Manual Desludging Hand Pump*, MDHP).

La pompe Gulper fonctionne bien avec les boues peu visqueuses et peut atteindre des débits de l'ordre de 30 litres/min. La hauteur de refoulement est fixée par la configuration de la pompe.

Selon la conception et les matériaux utilisés, le coût d'investissement de la pompe Gulper varie entre 40 et 1 400 USD (Boot, 2007 ; Godfrey, 2012 ; Still et Foxon, 2012).

Les problèmes suivants ont été relevés par les développeurs et les utilisateurs de la pompe :

- Difficultés pour l'installation et l'utilisation dans les toilettes présentant une superstructure de faibles dimensions (Godfrey, 2012) ;
- Blocages de la pompe par des débris non-biodégradables présents dans les boues ;
- Fissurations du tuyau PVC à long terme ;
- Éclaboussures de boues lors des opérations (Godfrey, 2012).

De toutes les pompes manuelles de vidange présentées dans ce paragraphe, la pompe Gulper est celle qui a été utilisée par le plus grand nombre de vidangeurs en Afrique et en Asie. Cependant, l'adoption ou la production de cette pompe par les vidangeurs n'ont été rapportées que dans le cadre d'interventions appuyées par des organisations extérieures (ex. : financement, formation, appui technique).

4.5.2 La pompe manuelle à diaphragme

Illustrées à la figure 4.7, les pompes manuelles à diaphragme sont des dispositifs simples et à moindre coût, capables d'extraire des boues de faible viscosité contenant peu de débris non-biodégradables. Elles se composent généralement d'un corps de pompe circulaire rigide, sur lequel une membrane souple en caoutchouc, appelée « diaphragme », vient se fixer. La cavité formée entre le diaphragme et le corps de pompe est fermée par un joint étanche. Lors du pompage, le diaphragme est comprimé puis étiré, alternant ainsi des formes concaves et convexes à la manière d'une ventouse utilisée pour déboucher les toilettes. Un filtre et un clapet anti-retour fixés à l'extrémité du tuyau d'aspiration permettent, respectivement, d'empêcher l'entrée de débris solides de gros diamètre et d'éviter le refoulement des boues vers la fosse pendant le pompage.



Figure 4.7 : Pompe manuelle à diaphragme en cours d'utilisation au Bangladesh (photo : Georges Mikhael).

Bien qu'elles puissent être portées par une ou deux personnes, ces pompes sont parfois montées sur des roulettes afin de faciliter leur transport. En fonction du modèle, le coût d'achat d'une pompe varie entre 300 et 850 USD.

L'utilisation de ce type de pompe rencontre les problèmes suivants :

- Obstruction lors du pompage de boues contenant des débris solides non-organiques ;
- Difficultés à maintenir l'étanchéité des raccords, avec des entrées d'air réduisant l'efficacité du pompage ;
- Fissurations du diaphragme en caoutchouc (Muller et Rijnsburger, 1992) ;
- Difficultés pour l'approvisionnement ou la production locale des pompes et de leurs pièces détachées.

4.5.3 Le Nibbler

Le Nibbler a été développée par l'École d'hygiène et de médecine tropicale de Londres (LSHTM) à la même période que la pompe Gulper. C'est une pompe à mouvement rotatif qui permet d'extraire les boues de viscosité moyenne grâce à une chaîne à rouleaux, tournant en boucle dans un tuyau PVC. Ce tuyau peut être introduit dans le regard d'accès d'une fosse ou le trou de défécation d'une latrine sans endommager la structure.

La chaîne est entraînée par la rotation manuelle d'une double manivelle et d'un pignon, placés à l'extrémité du tuyau. Fixés de manière lâche sur la chaîne, des demi-disques métalliques placés à intervalles réguliers entraînent les déchets depuis le fond de la fosse jusqu'à la surface. À l'extrémité supérieure, les boues sont raclées au niveau d'un connecteur en forme de Y qui dirige celles-ci vers le récipient de transport des boues. Une plaque verticale délimite les deux compartiments entre lesquels la chaîne tourne. En raison de résultats mitigés à l'issue de la phase d'essai, le développement du Nibbler a été suspendu.

4.5.4 Le système MAPET

En 1992, l'organisation non-gouvernementale WASTE a développé en Tanzanie un système manuel de vidange sous vide appelé « MAPET », acronyme anglais pour « technologie manuelle de vidange de fosse ». Conçu pour extraire et transférer les boues de vidange sur une courte distance, le MAPET a été la première, mais aussi la plus sophistiquée, de toutes les technologies présentées dans ce chapitre. Le système comporte deux éléments : une pompe et un réservoir sous vide de 200 litres, chacun étant monté sur son propre chariot.

Techniquement, les tests ont conclu au bon fonctionnement du MAPET ainsi qu'à sa capacité à pomper des boues à 3 mètres de profondeur avec un débit de 10 à 40 L/min selon la profondeur et la viscosité des boues (Brikké et Bredero, 2003). Les tests ont aussi conclu que le MAPET avait permis à WASTE de résoudre la plupart des problématiques techniques ciblées lors de sa conception. Cependant, seul l'un des huit MAPET introduits en Tanzanie était encore opérationnel 8 ans après, et plus aucun ne fonctionnait après 13 ans (BPD, 2005). On relève, parmi les raisons à l'origine de ce manque de durabilité :

- Un arrêt de l'appui structurel auquel les vidangeurs utilisant le MAPET étaient très dépendants ;
- Une dépendance à l'importation d'un élément clef (un segment de piston en cuir) qui n'était pas disponible sur le marché local ;
- L'incapacité des vidangeurs utilisant le MAPET à couvrir les charges de maintenance et de transport à l'aide de leurs revenus issus des vidanges (WASTE Consultants, 1993).

4.5.5 Comparatif des différents équipements

Le tableau 4.1 reprend les caractéristiques des 4 équipements de vidange manuelle mécanisée présentés dans ce paragraphe.

Tableau 4.1 : Tableau récapitulatif des équipements de vidange manuelle mécanisée.

TYPE D'ÉQUIPEMENT	PERFORMANCES	COÛT INITIAL / COÛT DE FONCTIONNEMENT (USD)	DÉFIS
Pompe Gulper	- Adaptée pour le pompage des boues de faible viscosité. - Débit moyen de 30 L/ min. - La hauteur de refoulement dépend de la configuration de la pompe.	- Coût initial : 40 à 1 400 (selon la conception). - Coût de fonctionnement : inconnu.	- Accès difficile aux toilettes munies d'une superstructure de petite taille. - Blocage si les boues contiennent beaucoup de débris non-biodégradables. - Le PVC utilisé pour le corps de pompe tend à se fissurer. - Éclaboussures de boues entre le goulot de la pompe et le récipient de collecte des boues.
Pompe à diaphragme manuelle	- Adaptée pour le pompage des boues de faible viscosité. - Débit maximum de 100 L/min. - Hauteur de refoulement maximale de 3,5 m à 4,5 m.	- Coût initial : 300 à 850 (en fonction du fabricant et du modèle). - Coût de fonctionnement : inconnu.	- Blocage si les boues contiennent beaucoup de débris non-biodégradables. - Problèmes d'étanchéité des raccords à l'entrée de la pompe entraînant des arrivées d'air. - Pompes et pièces détachées non-disponibles à l'heure actuelle.
Nibbler	Potentiellement adaptée pour le pompage de boues de viscosité intermédiaire.	- Coût initial : inconnu. - Coût de fonctionnement : inconnu.	<i>A priori</i> inadapté pour les boues sèches à forte teneur en débris non-biodégradables.
MAPET	- Débit maximum compris entre 10 et 40 L/min selon la viscosité des boues et la hauteur de refoulement. - Hauteur de refoulement maximale de 3 mètres.	- Coût initial : 3 000 (1992). - Coût de fonctionnement : 175 par an (maintenance seulement - 1992).	- Nécessite un fort appui structurel des vidangeurs. - Le dispositif repose sur une pièce essentielle qui doit être importée. - Incapacité des vidangeurs à couvrir les charges de maintenance et de transport par leurs seuls revenus.

4.6 ÉQUIPEMENTS DE VIDANGE MOTORISÉS

Les technologies de vidange motorisées sont entraînées par des systèmes électriques, thermiques ou encore pneumatiques. Elles sont parfois montées sur chariot ou châssis, pour plus de mobilité, ou directement sur des véhicules motorisés lorsqu'il s'agit de vider et de transporter d'importantes quantités de boues sur de longues distances. Ce paragraphe présente une gamme de technologies motorisées. Il comprend des équipements largement répandus, tels que les motopompes à membrane, les motopompes centrifuges à eaux chargées et certains véhicules équipés de pompes à vide. Il présente également des équipements en cours de développement, comme la tarière à boues motorisée, ou des équipements dont le développement a été suspendu, comme le Gobbler.

4.6.1 Motopompe à membrane

Les motopompes à membrane fonctionnent selon le même principe que les pompes à diaphragme manuelles. De nombreuses marques et modèles existent, adaptés à diverses utilisations, dont le pompage des boues. Bien qu'elles puissent être alimentées hydrauliquement, électriquement ou par air comprimé, le modèle thermique est le plus utilisé pour les opérations de vidange. Les motopompes à membranes sont généralement montées sur châssis et portées soit à la main, soit à l'aide d'un chariot.

La performance des modèles thermiques est fonction de la taille et du modèle de la motopompe. Elles sont généralement conçues pour le pompage de boues liquides mais peuvent aussi admettre des débris solides (MSF, 2010). En général, une pompe de 3 pouces de diamètre (76,2 mm) peut pomper des débris solides présentant une taille comprise entre 40 et 60 mm, avec un débit maximum de 300 à 330 L/min, et une hauteur de refoulement maximum de 15 mètres.

Les motopompes à membrane ont été utilisées en Afrique du Sud pour la vidange de latrines à fosse unique ventilée améliorée (VIP), mais la présence de débris non-biodégradables de gros diamètres entraînait des blocages fréquents (O'Riordan, 2009). L'absence de pièces détachées sur le marché local est aussi une contrainte pour l'utilisation de cet équipement dans les pays à revenu faible.

Le coût initial d'une motopompe à membrane est de l'ordre de 2 000 USD.

4.6.2 Motopompe pour eaux chargées

Les motopompes pour eaux chargées sont identiques aux motopompes à eau centrifuges, à certaines caractéristiques techniques près. La turbine des motopompes pour eaux chargées présente généralement moins de lames et ces dernières sont parfois affûtées afin de pouvoir broyer les particules solides contenues dans le fluide pompé. Par ailleurs, le logement des turbines est généralement plus simple et plus facile à ouvrir, afin de permettre un déblocage rapide si nécessaire (MSF, 2010).

Les motopompes à eaux chargées sont adaptées au pompage des boues présentant une consistance très liquide. À l'instar des motopompes à membrane, la performance de ces pompes dépend de la taille et du modèle. Les modèles de 3 pouces peuvent généralement pomper des particules solides de 20 à 30 mm, avec un débit maximal d'environ 1 200 L/min, et une hauteur de refoulement maximale de 25 à 30 mètres. Le prix d'achat approximatif d'une motopompe à eaux chargées de 3 pouces est de 1 800 USD.

4.6.3 Tarière à boues motorisée

Les tarières à boues sont des vis d'Archimède, utilisées pour la vidange des latrines. Les tests conduits avec des tarières manuelles ont montré que ces dernières étaient trop lentes pour permettre un travail efficace (Still et O'Riordan, 2012). Des tarières motorisées sont actuellement en cours de développement avec des prototypes inspirés des tarières de forage. Elles se composent d'une vis sans fin, placée à l'intérieur d'un tuyau vertical en plastique, dont elle dépasse la base de 5 à 15 cm environ. Fixé à l'autre extrémité du tuyau, un moteur électrique actionne la vis sans fin (figure 4.8).



Figure 4.8 : Tarière à boues motorisée en Afrique du Sud (photo : David M. Robbins).

Lors de la vidange, l'outil est introduit dans la couche de boues et les matières sont entraînées par le mouvement circulaire des lames coupantes, placées à la base de la tarière. Elles sont ensuite hissées le long du tube, par la vis sans fin, jusqu'à atteindre le coude de dérivation qui les expulse vers un récipient collecteur placé au sol. Avec un poids de 20 à 40 kg, les tarières motorisées peuvent être manipulées par un seul opérateur. Cet équipement permet de pomper des boues présentant une consistance pâteuse à semi-solide et peut admettre de petites quantités de débris solides non-biodégradables (De los Reyes, 2012). Les prototypes les plus récents sont dotés d'une marche arrière pour faciliter l'évacuation des déchets en cas de blocage. Des coûts de construction d'environ 700 USD sont relevés, mais aucune donnée n'est encore disponible sur les coûts de fonctionnement.

Les difficultés suivantes ont été relevées lors de l'utilisation de tarières motorisées (Still et O'Riordan, 2012 ; Still et Foxon, 2012) :

- Complexité du processus de vidange, du fait de la rigidité de la tarière et du tuyau ;
- Incapacité à vidanger les boues sèches ou de trop grandes quantités de débris non-biodégradables ;
- Nettoyage compliqué à l'issue des opérations ;
- Difficultés à manœuvrer l'outil compte tenu de son poids et de sa taille.

4.6.4 Le Gobbler

Développé par la Commission de recherches sur l'eau sud-africaine (*South African Water Research Commission, WRC*) en 2009, le Gobbler est une version motorisée du Nibbler, plus efficace et plus robuste. Un moteur électrique entraîne une transmission à double chaîne qui anime

une chaîne de plus gros calibre que celle du Nibbler. Les demi-disques métalliques utilisés par le Nibbler pour entraîner les boues sont remplacés par des coupelles métalliques, et un racloir est placé au point de décharge (Still et O'Riordan, 2012).

Pendant les tests, le blocage des chaînes de transmission est ressorti comme particulièrement problématique (Still et O'Riordan, 2012 ; Still et Foxon, 2012). D'autres problèmes ont été relevés pour la fabrication et l'utilisation de cet outil (Still et O'Riordan, 2012) :

- Un procédé de fabrication fastidieux, avec un grand nombre de pièces ;
- Transport et installation de la pompe compliqués, du fait de son poids élevé ;
- Difficultés à vidanger les fosses de différentes profondeurs, puisque la taille de l'outil n'est pas ajustable.

Le coût estimatif du prototype du Gobbler était de 1 200 USD environ. À l'instar du Nibbler, son développement n'a pas été poursuivi compte tenu des difficultés relevées au cours de la phase de test (Still et Foxon, 2012).

4.6.5 Véhicules équipés de pompes à vide

Les pompes à vide sont des équipements de vidange largement éprouvés. Ces pompes peuvent être montées sur des poids lourds, des remorques, des chariots légers ou encore sur des charrettes à bras lorsqu'il faut vidanger de faibles volumes ou desservir des zones urbaines denses inaccessibles aux camions. Le plus souvent, les pompes à vide sont actionnées par l'arbre de transmission d'un camion, mais il arrive aussi qu'elles soient reliées à un moteur auxiliaire indépendant. Il existe des véhicules de tailles et modèles variés qui permettent de répondre aux différents besoins, avec des volumes de citerne allant de 200 L à 16 m³. Les paragraphes suivants passent en revue plusieurs systèmes.

Camions de vidange classiques

Les pompes à vide sont dimensionnées en fonction de la hauteur d'aspiration, de la distance de pompage, des volumes de boues à vidanger et du volume du réservoir. Lors de la conception des services de vidange, les fabricants locaux devraient être consultés pour savoir quels équipements sont disponibles. Les spécifications techniques des camions doivent être vérifiées pour confirmer que le modèle proposé répond bien aux besoins.

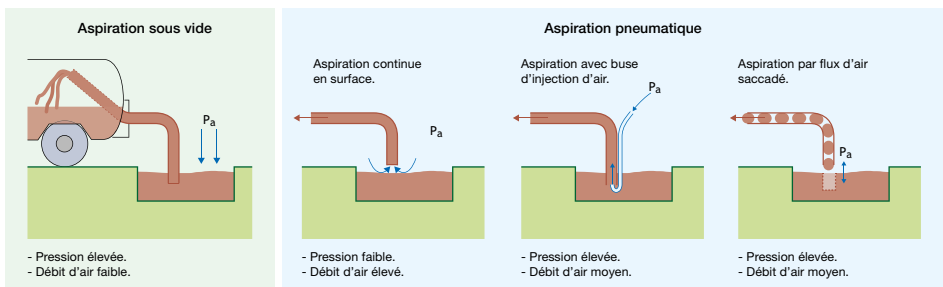


Figure 4.9 : Quatre techniques d'aspiration des boues par le vide (adapté d'après Boesch et Schertenleib, 1985).

Généralement, les citernes des camions vidangeurs ont une capacité comprise entre 2 et 16 m³. Plusieurs paramètres sont pris en compte par les vidangeurs pour choisir un camion, notamment :

- Le volume moyen des fosses septiques ou simples à vidanger ;
- Les contraintes d'accès à la voirie, en termes de largeur et de charge ;
- La distance jusqu'à l'unité de traitement ;
- La disponibilité ;
- Le prix d'achat ;
- Le niveau de technicité des opérateurs.

En général, les camions vidangeurs sont équipés soit de pompes à palettes de faible volume, qui sont relativement bon marché, soit de pompes à anneau liquide qui sont plus coûteuses. Le premier type de pompe est plus indiqué pour les camions de faible capacité, qui opèrent sous un vide poussé mais avec un flux d'air faible. Les techniques d'aspiration sous vide fonctionnent mieux pour pomper les boues de faible viscosité comme celles des fosses septiques (Boesch et Schertenleib, 1985).

Les pompes à anneau liquide sont plus adaptées aux camions de grande capacité recourant à des techniques d'aspiration pneumatique. Trois de ces techniques, à savoir l'aspiration continue en surface, l'aspiration avec buse d'injection d'air et l'aspiration par flux d'air saccadé, sont décrites brièvement par la figure 4.9. Ces techniques sont plus indiquées pour le pompage de boues dont la viscosité est élevée, telles que celles accumulées au fond des fosses septiques ou dans les latrines à fosse unique.

Certains camions vidangeurs sont également dotés d'équipements de déshydratation qui permettent de réduire le volume des boues à transporter et d'accroître l'efficacité des opérations. Pour fonctionner, ces engins nécessitent des points de déversement (un réseau d'assainissement en général) afin de recueillir les fractions liquides non-traitées. L'inconvénient majeur de ce matériel sophistiqué est la complexité de sa maintenance, aussi bien en termes de technicité que d'approvisionnement en pièces détachées.

BREVAC

En 1983 au Botswana, le Centre international de référence pour l'élimination des déchets (*International Reference Centre for Waste Disposal*, IRCWD) a conduit une série d'essais de terrain avec plusieurs modèles de camions vidangeurs, certains classiques et d'autres plus spécifiques, ainsi que divers équipements de vidange mécaniques. Développé par l'Établissement de recherches en bâtiment (*Building Research Establishment*, BRE), le BREVAC a fait partie des camions spécifiques testés (figure 4.10).

Le BREVAC dispose d'un réservoir divisé en deux compartiments. D'un volume de 4,3 m³, le premier compartiment sert à stocker les boues, tandis que le second, d'un mètre cube, contient l'eau pour l'opération (Boesch et Schertenleib, 1985). Le camion dispose d'une pompe à vide à anneau liquide très performante, avec une capacité d'aspiration de 0,8 bar pour un débit d'air de 26 m³/minute. Enfin, un vérin hydraulique permet d'incliner la citerne afin de faciliter son nettoyage après déversement.

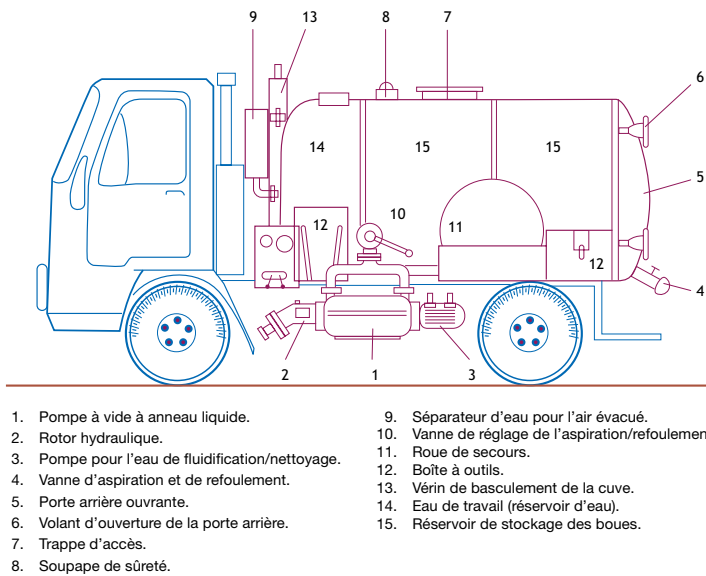


Figure 4.10 : Représentation schématique du BREVAC (adapté de Boesch et Schertenleib, 1985).

Les essais ont conclu que le BREVAC permettait de vidanger les boues très visqueuses des latrines à fosse simple, savait manœuvrer dans les espaces exigus et circuler sur des terrains difficiles (Boesch et Schertenleib, 1985). Son jet d'eau sous pression lui permet aussi de désagréger les blocs de boues et d'éviter ainsi la descente des vidangeurs dans les fosses lors des opérations. Certains éléments restent à améliorer (comme l'ajout d'une jauge à billes flottante pour relever le niveau de boue) et des problèmes de colmatage des tuyaux par des débris non-biodégradables ont également été relevés. Néanmoins, cette technologie a été jugée viable et adaptée sur le plan technique.

En raison de sa conception hautement technique et des pièces très spécifiques nécessaires à son bon fonctionnement, mais aussi à cause des coûts très élevés qui en découlent, le BREVAC n'a pas réussi à maintenir une demande suffisante ni sa présence sur ce marché de niche.



Figure 4.11 : Les modèles BREVAC Mark III (à gauche) et Mark IV (à droite) conçus pour la collecte et le transport des boues (photo : Peter Edwards).

Vacutug

En 1995, l'ONU-HABITAT a développé le Vacutug en tenant compte des leçons apprises à l'issue des essais conduits par l'IRCWD sur le BREVAC et le MAPET. La première version, Mark I, a été développée en Irlande par Manus Coffey et associés (MCA), puis testée au Kenya par l'Organisation nationale pour l'eau et la santé (*Kenya Water and Health Organisation*, KWAHO). Depuis, quatre autres versions ont été développées au Bangladesh et plusieurs unités de chacune ont été vendues. Les exemples sont présentés dans la figure 4.11 et dans le tableau 4.2.

Tableau 4.2 : Caractéristiques générales des différentes versions du Vacutug.

VERSION	CAPACITÉ (litres)	LARGEUR INDICATIVE	DISTANCE DE TRANSPORT	MONTAGE ET PROPULSION	COÛT (USD) (hors frais de transport)
Mark I et II	500	Très réduite	Courte	Monté sur châssis motorisé.	10 000
Mark III	1 900	Moyenne	Longue	Monté sur remorque et tracté par tracteur ou pick-up.	20 000
Mark IV	700	Réduite	Intermédiaire	Monté sur le châssis d'un tricycle motorisé.	15 000
Mark V	1 000	Réduite	Intermédiaire	Monté sur le châssis d'un tricycle motorisé.	15 000

4.6.6 Étapes d'une vidange par véhicule équipé de pompe à vide

Les unités de pompage à vide utilisées pour la vidange sont des systèmes mécaniques complexes, qui doivent être correctement utilisés non seulement pour bien réaliser les vidanges, mais aussi afin de protéger les équipements et les vidangeurs.

Les opérations de vidange, à l'aide d'unités d'aspiration à vide, doivent suivre les étapes suivantes :

1. Stationner le camion le plus près possible du dispositif à vidanger. La distance de pompage maximale est déterminée d'une part par la longueur du tuyau, et d'autre part par la différence de niveau entre le fond de la fosse à vidanger et l'entrée du réservoir. En général, la distance de pompage doit être inférieure à 25 mètres linéaires, et la différence de niveau inférieure à 4 mètres. Au-delà, des pompes intermédiaires doivent être utilisées.
2. Informer les ménages de la venue prochaine du service et noter toutes difficultés ou problèmes éventuels.
3. Inspecter le site pour relever les aspects critiques à prendre en compte, tels que la nécessité d'évacuer les personnes lors des opérations ou la présence d'une nappe d'eau affleurante qui pourrait entraîner la flottation de la fosse une fois celle-ci vidée.
4. Bloquer les roues du camion avec des cales.
5. Dérouler, puis raccorder les tuyaux depuis le camion jusqu'à la fosse à vidanger.
6. Soulever les trappes d'accès ou les couvercles afin d'ouvrir la fosse.

7. Démarrer l'unité de pompage sous vide avec la prise de force du camion.
8. Pousser le vide jusqu'à atteindre un bon niveau, en maintenant la vanne fermée tout en vérifiant la jauge d'aspiration. Introduire ensuite l'extrémité du tuyau dans la fosse et ouvrir suffisamment la vanne pour que les boues soient aspirées. La fermeture de la vanne permet de rétablir le vide et de poursuivre le pompage des boues.
9. Continuer à procéder de la sorte jusqu'à ce que les opérations soient terminées.
10. Désagréger les boues agglomérées, soit à l'aide d'une pelle montée sur un manche allongé, en ajoutant de l'eau si nécessaire pour réduire la viscosité des boues, soit en inversant le flux de pompage depuis la cuve du camion pour mettre en suspension les boues décantées en fond de fosse grâce à la pression du flux de boues déversées. Rétablir enfin l'aspiration pour aspirer le contenu de la fosse. Les tuyaux flexibles doivent être en bon état et leurs accouplements solidement fixés pour pouvoir recourir à cette méthode.
11. Les vidangeurs devraient pouvoir retirer entre 90 et 95 % du contenu initial de la fosse. Les gestionnaires des services de vidange doivent procéder à des contrôles périodiques.
12. Relever toute anomalie, telle qu'une concentration élevée en déchets non-biodégradables, d'huiles ou de graisses. La couleur et l'odeur des boues peuvent renseigner sur la façon dont les ménages utilisent leur fosse, et indiquer si trop de produits chimiques sont déversés dans les canalisations.
13. Si le dispositif vidangé est une fosse septique, les vérifications suivantes doivent être effectuées par les vidangeurs :
 - a. Écouter si de l'eau remonte par les tuyaux de refoulement du dispositif. Cette observation peut indiquer que des canalisations sont bouchées ;
 - b. Vérifier que les tés d'entrée et de sortie sont bien installés. Ces accessoires sont souvent détériorés et se retrouvent au fond de la fosse ;
 - c. Vérifier que la fosse ne présente pas de parties fissurées ou endommagées ;
 - d. Contrôler l'aération de la fosse ;
 - e. S'assurer que les couvercles de la fosse sont convenablement fermés et replacés à la fin du pompage ;
 - f. Établir un rapport écrit mentionnant :
 - la quantité de boues et de déchets vidangés ;
 - l'état de fonctionnement de la fosse septique ou fosse unique ;
 - les opérations de réparation ou de maintenance conseillées ;
 - toute recommandation utile pour une bonne utilisation du dispositif.
14. Déconnecter et enrouler les tuyaux.
15. Nettoyer les déversements éventuels en utilisant un matériau absorbant.
16. Aviser le client que l'opération est terminée et lui remettre le rapport final. Dans certains cas, le paiement est effectué dès la commande, mais il est fréquent que le vidangeur soit payé après facturation. Au cours de ce dernier échange, l'opérateur partage ses observations et recommandations avec le client.
17. Retirer les cales et se rendre chez le prochain client ou sur le site de déversement le plus proche.

4.6.7 Résumé des systèmes de vidange motorisés

Le tableau 4.3 synthétise les caractéristiques principales des différentes technologies de vidange motorisées présentées dans ce paragraphe en indiquant, pour chacune, ses performances, ses coûts et ses inconvénients.

Tableau 4.3 : Tableau récapitulatif pour les équipements de vidange motorisés.

TYPE D'ÉQUIPEMENT	PERFORMANCES	COÛTS (USD)		DÉFIS
		Achat	Fonctionnement	
Motopompe à membrane	• Peut vidanger des boues liquides contenant des débris solides d'un diamètre 40 à 60 mm. • Débit maximum compris entre 300 et 330 L/min. • Hauteur de refoulement maximale de 15 m (peut vidanger facilement à diverses profondeurs).	2 000	Inconnu	• Blocages liés à la présence de débris non-biodégradables. • Absence de pièces détachées sur le marché local.
Pompe centrifuge à eaux chargées	• Peut vidanger des boues liquides contenant des débris solides d'un diamètre 20 à 30 mm. • Débit maximum de 1 200 L/min environ. • Hauteur de refoulement comprise entre 25 et 30 m (peut vidanger facilement à diverses profondeurs).	500 à 2 000	Inconnu	• Pièces détachées difficiles à trouver. • Nécessite un dispositif de stockage intermédiaire. • Blocages potentiels.
Tarière à boues motorisée	• Peut vidanger des boues liquides et de petites quantités de déchets non-biodégradables. • Débits supérieurs à 50 L/min. • Hauteur de refoulement de plus de 3 m (difficulté à pomper à différentes profondeurs).	700	Inconnu	• Taille fixe de la tarière et du tuyau PVC. • Inadapté si les boues sont sèches ou contiennent beaucoup de déchets non-biodégradables. • Nettoyage difficile après usage. • Manipulation difficile du fait de l'encombrement et du poids de l'outil.
Gobbler	• Blocage fréquents à cause de l'accumulation de boues dans les zones en mouvement. • Hauteur de refoulement de plus de 3 mètres. • Difficulté à pomper à différentes profondeurs.	1 200	Inconnu	• Fabrication complexe avec un grand nombre de pièces assemblées. • Poids élevé de la pompe. • Longueur non-ajustable.

Vacutug	• Peut vidanger des boues de viscosité faible et de petites quantités de déchets non-biodégradables. • Idéal pour les zones difficiles d'accès. • La hauteur de refoulement dépend du modèle.	10 000 à 20 000	25 USD par voyage ¹	• Transport souvent lent. • Difficulté à vidanger les boues présentant une forte viscosité. • Faibles volumes (500 à 1 900 litres). • Non-viable financièrement si les distances de transport sont importantes.
Camion de vidange classique	• Peut vidanger facilement des boues de viscosité faible ainsi que certains déchets non-biodégradables. • Idéal pour le transport de gros volumes de boues sur de longues distances. • La hauteur de refoulement dépend du modèle de pompe utilisé.	10 000 à 100 000 ²	Très variable	• Accède difficilement aux zones densément peuplées. • Maintenance difficile dans les pays à revenu faible du fait de certaines pièces spécifiques. • Coût d'investissement hors de portée pour certains vidangeurs.

¹ Hypothèse de deux déversements par jour avec une distance de 10 km jusqu'au point de déversement et une vitesse de transport moyenne de 10 km/h (Mikhael et Parkinson, 2011).

² La gamme de prix des camions vidangeurs classiques est très variable selon que le véhicule est neuf ou déjà usagé, de sa capacité, de ses équipements (ex. : jet à haute pression) et des coûts d'expédition.



Figure 4.12 (gauche) : Exemple de bonne pratique où l'assemblage des tuyaux flexibles est aisé et rapide (photo : Linda Strande).

Figure 4.13 (droite) : Exemple d'un système mal entretenu avec des tuyaux assemblés à l'aide de ficelle et de sachets plastiques.

4.7 TRANSPORT DES BOUES DE VIDANGE

La plupart des petits équipements manuels de vidange décrits au paragraphe 4.5, tout comme certains des équipements motorisés décrits au paragraphe 4.6, ne permettent pas de transporter les boues de vidange. Ainsi, les vidangeurs utilisent souvent des moyens de transport à moindre coût, standards ou spécifiques, pour évacuer les boues vers les stations de transfert ou de traitement.

Parmi ces équipements, on peut distinguer ceux qui utilisent la traction/propulsion humaine ou animale et ceux qui sont entraînés par des moteurs thermiques. Ce paragraphe décrit les différents moyens actuellement utilisés, en précisant les avantages et les inconvénients de chacun.

Les aspects à prendre en compte pour le transport des boues de vidange incluent :

- Le type de véhicule à utiliser, en tenant compte de son état technique, de sa maintenance, des licences et des permis nécessaires, ainsi que des points de stationnement quand il n'est pas en service ;
- Le type d'équipement d'extraction des boues, y compris les tuyaux, les pompes, les tarières et tous les autres outils de travail ;
- Le matériel de nettoyage, qui comprend les pelles, les désinfectants, les matériaux absorbants et les sacs poubelles ;
- Les compétences de l'opérateur, notamment les formations et les certifications potentiellement requises pour exercer son activité ;
- Les procédures à suivre, y compris la réglementation de la circulation routière et les activités au niveau du site de traitement ;
- Les autres aspects tels que l'utilisation des stations de transfert, la santé et la sécurité des travailleurs, ainsi que les technologies émergentes.

4.7.1 Transport à propulsion humaine

Divers types de chariots sont utilisés, aussi bien pour le transport de matériel que pour celui des boues de vidange, comme illustré par la figure 4.14. Typiquement, les chariots se composent d'un plateau monté sur un essieu, doté d'une ou de plusieurs roues. Des récipients pouvant contenir jusqu'à 200 litres de boues sont transportés sur ces chariots qui sont tractés ou poussés (Still et Foxon, 2012 ; Strauss et Montangero, 2002 ; Barreiro *et al.*, 2003 ; Chowdhry et Koné, 2012). Les chariots sont conçus pour être manœuvrables dans des espaces étroits et peuvent desservir les ménages de manière efficace sur des distances pouvant aller jusqu'à 3 km.

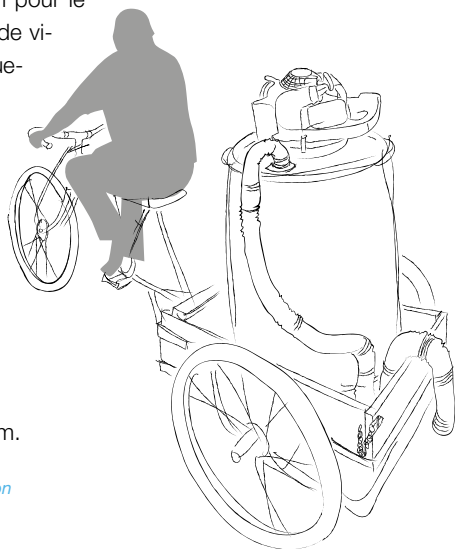


Figure 4.14 : Schéma d'une technologie de transport à traction humaine (figure : Research Triangle Institute).

Du fait de leur faible capacité, de leur rayon d'action réduit et de leur vitesse limitée, ces équipements ne sont pas adaptés pour des transports sur de longues distances.

4.7.2 Transport motorisé

Les moyens de transport motorisés présentent des capacités de charge et des vitesses de déplacement supérieures à celles des transports à propulsion humaine et peuvent donc desservir des périmètres plus étendus (figure 4.15). Si l'exploitation et la maintenance de ces équipements sont généralement plus complexes, leur utilisation est très répandue dans les pays à revenu faible. Lors du choix de ce type d'équipement, il est important de vérifier que les connaissances et les compétences techniques requises pour les réparations sont disponibles localement.



Figure 4.15 : Camion de vidange circulant dans les rues animées de Manille, aux Philippines (photo : David M. Robbins).

Les tricycles à moteur sont les plus petits équipements motorisés à faible coût utilisés par les vidangeurs. Leurs petites dimensions leur permettent de circuler dans les rues étroites auxquelles les véhicules de plus grande capacité ne peuvent accéder. Des modèles de différentes tailles et puissances existent sur le marché, certains pouvant transporter des charges allant jusqu'à 1 000 kg. Les boues peuvent être conditionnées soit dans des fûts chargés sur le plateau du tricycle (O'Riordan, 2009), soit dans un réservoir fixé à l'arrière (figure 4.14).

Des moyens plus coûteux sont également utilisés pour transporter les boues. Dans certains cas, des pick-up pouvant transporter des charges allant de 2 000 à 5 000 kg sont utilisés, avec parfois des systèmes de levage embarqués (Losai Management Limited, 2011). Cependant, ces véhicules ne sont pas toujours à la portée des petits vidangeurs (McBride, 2012a ; Bhagwan et al., 2012).

4.7.3 Déversement des boues en station

De plus en plus de stations de traitement des boues de grande capacité comprennent des unités de dépotage mécanisées. La figure 4.16 montre un opérateur qui connecte le tuyau du camion de vidange au dispositif de dépotage, avant de s'enregistrer électroniquement pour pouvoir déverser ses boues. La station enregistrera alors l'heure et la date du déversement, le volume de boues, le nom de l'opérateur et toute autre information pertinente. Les unités de dépotage mécanisées permettent de réduire les erreurs de saisie, d'accroître la précision de l'exploitation et de responsabiliser davantage les vidangeurs. Si ces unités mécanisées sont utilisées par les opérateurs de grande envergure, les stations de traitement de petite capacité ou de transfert recourent à des techniques manuelles lors des dépotages.

Quel que soit le mode d'amenée des boues à la station de transfert ou de traitement, les vidangeurs adopteront utilement les mesures de sécurité suivantes :

1. S'enregistrer auprès du gardien ou de l'exploitant.
2. Bien suivre les instructions données quant à l'échantillonnage des boues. Certaines stations prévoient des filières différentes pour les boues des ménages et celles issues des établissements commerciaux. Les exploitants de la station peuvent demander des échantillons avant d'autoriser leur déversement s'ils veulent s'assurer que celles-ci ne contiennent pas d'éléments susceptibles d'endommager la station.
3. Amener le camion au point de déversement, le stationner en veillant à maintenir les accès libres, activer les freins de stationnement et bloquer les roues.
4. Connecter les tuyaux.
5. Activer le mécanisme de vidange de la cuve (prise de force ou autre) et déverser les boues.
6. Obtenir les autorisations et les droits d'accès nécessaires avant d'acheminer les boues jusqu'à la station de transfert.
7. S'assurer que suffisamment d'eau est disponible pour le nettoyage des débris solides dans le cas où la station comporte un ouvrage de dégrillage.
8. Disposer les refus du dégrillage dans un endroit sécurisé pour les égoutter et les sécher avant leur stockage et/ou leur mise en décharge selon une procédure adaptée d'incinération ou d'enfouissement.
9. Employer des techniques de lavage adaptées pour le déversement des fûts dans une station de transfert. Veiller à opérer depuis une surface stable et à porter des équipements de protection.
10. Nettoyer les déversements éventuels et bien refermer l'orifice d'admission des boues.
11. Utiliser des équipements de protection tels que des gants, un casque et ne pas fumer lors des opérations de collecte et de déversement des boues.
12. Ranger les tuyaux et les équipements, veiller au respect de l'hygiène (ex. : lavage des mains) et remplir les formalités administratives.



Figure 4.16 : Unité de dépotage mécanisée au niveau de la station d'épuration South Septage de la société Manila Water, à Manille, aux Philippines (photo : WSUP, Sam Parker).

4.8 STATIONS DE TRANSFERT DES BOUES

4.8.1 Introduction

Les paragraphes précédents ont présenté différentes technologies de collecte et de transport des boues de vidange, notamment certains équipements légers utilisés dans les zones inaccessibles aux camions de vidange de grand volume. Cependant, ces équipements ne peuvent être utilisés que sur de courtes distances, leur vitesse étant trop faible pour permettre d'évacuer, de manière économiquement viable, les boues de vidange vers un site de traitement ou de dépôt final.

Face à cette problématique, des approches décentralisées ont été développées pour fractionner le processus de transport en deux étapes, respectivement qualifiées de « transport primaire » et « transport secondaire ». Au niveau du transport primaire, des chariots ou des véhicules de faible capacité acheminent les boues depuis le point de collecte jusqu'à une station de transfert de proximité. Lors du transport secondaire, un équipement de grande capacité, tel qu'un camion de vidange, est utilisé pour vidanger la station de transfert et évacuer les boues vers le site de dépôt final. Ainsi, pour fonctionner convenablement, les stations de transfert doivent être accessibles à l'ensemble des équipements utilisés pour les transports primaire et secondaire.

4.8.2 Les différents types de stations

On distingue deux types de stations de transfert : les stations « fixes » et les stations « mobiles », qui sont décrites dans les paragraphes suivants.

Stations de transfert fixes

On distingue quatre sous-catégories pour ce type de station. Les « cuves de stockage fixes » sont des fosses en béton maçonné, conçues pour stocker les boues de vidange sur une courte durée et sans les traiter. Les cuves enterrées décrites par Boot (2007) à Accra, au Ghana, font partie de cette catégorie. Avec une capacité de 23 m³ environ, ces cuves étaient conçues pour recueillir les boues des vidangeurs manuels (transport primaire) avant d'être vidangées par des camions de vidange (transport secondaire). Cependant, les phénomènes naturels de décantation et d'ensablement observés lorsque les périodes de stockage devenaient trop longues ont rendu la gestion de ces ouvrages très complexe pour les autorités locales. Ainsi, un grand nombre de ces cuves ont été abandonnées, car le coût et la durée des opérations de dessablage qu'elles exigeaient s'avéraient prohibitifs.

Pour pallier le problème d'ensablement, des stations de transfert modulaires ont été développées en utilisant des conteneurs mobiles à la place de la cuve bétonnée. La littérature relève les gammes de capacité suivantes :

- Petite capacité (ex. : fûts métalliques de 200 litres - McBride, 2012b) ;
- Capacité moyenne (ex. : réceptacles en bâche plastique avec armature métallique, de 500 à 3 000 litres) ;
- Grande capacité (ex. : cuves ou bennes métalliques sur mesure > 2 000 m³ - Macleod, 2005 ; Strauss et Montangero, 2002).

Les stations de transfert fixes servent essentiellement d'unités de stockage sécurisées. Leur conception dépend des modèles de réservoirs utilisés pour le stockage. Dans un projet mené au Ghana, les réservoirs étaient placés dans une fosse en béton, construite sur un site clôturé afin de limiter les risques de dégradation, de submersion et de contamination. Une fois pleins, les réservoirs étaient vidangés à l'aide d'un camion de vidange.

Un troisième type de station est le « réservoir fixe multifonction ». En plus du stockage, ces stations peuvent aussi admettre les boues fraîches issues de toilettes publiques et/ou assurer un traitement partiel des boues. Dans ce dernier cas, des procédés de déshydratation (bassins de décantation, lits de séchage, sacs géotextiles - ERE Consulting Group et Indah Water Konsortium, 2012) ou de digestion anaérobie (ex. : fosses septiques, réacteurs anaérobies à chicanes, réacteurs à biogaz) sont mis en place. Les stations qui combinent toilettes publiques et traitement des boues de vidange présentent l'avantage d'être bien acceptées par les riverains et permettent de réduire les charges de transport secondaire, grâce à la déshydratation des boues. De plus, les sous-produits issus du traitement (ex. : digestat ou biogaz) peuvent être valorisés après traitement complémentaire. L'étude de cas 4.2 présente un exemple de station pouvant admettre des boues fraîches.

Le quatrième type de station de transfert fixe est le type « connecté au réseau d'égout ». Ces stations sont, directement ou indirectement, connectées au réseau d'égout existant, lequel assure le transport secondaire des boues de vidange et/ou de leurs résidus liquides. Les services publics et les propriétaires de réseaux dissuadent à juste titre les vidangeurs de déverser les boues dans les regards de visite. En effet, du fait de la faible teneur en eau des boues de vidange, ces pratiques risquent de colmater le réseau, mais aussi d'entraîner des charges en DBO dépassant les capacités des stations de traitement des eaux usées (voir chapitre 9). Néanmoins, le déversement illégal dans les réseaux d'égouts est une pratique assez répandue du fait du manque d'infrastructures adaptées ou de leur manque d'accessibilité.

Stations de transfert mobiles

Les stations de transfert mobiles sont des réservoirs facilement transportables qui permettent le stockage des boues depuis n'importe quel point à proximité du dispositif vidangé. Ce sont, essentiellement, des réservoirs montés sur un châssis roulant. Ces stations peuvent être des véhicules motorisés ou bien des cuves montées sur des remorques tractées à l'aide d'un camion ou d'un tracteur.

Les stations mobiles sont utilisées dans les zones qui nécessitent une multitude de transports de petite capacité. L'avantage principal de ces stations est qu'elles permettent de contourner les

procédures complexes et souvent longues que nécessite la construction de stations fixes dans les quartiers de forte densité. Enfin, lorsque leurs cuves sont pleines, ces stations peuvent être utilisées pour le transport secondaire des boues vers le site de mise en dépôt final.

Lorsque le système est tracté, le véhicule tracteur peut être utilisé pour d'autres services, liés ou non à la gestion des boues de vidange. Ceci permet des économies et une amélioration potentielle des revenus. L'utilisation de ce type de système a été documentée à Maseru, au Lesotho (Strauss et Montangero, 2002).

4.8.3 Choix de l'emplacement des stations de transfert

La mise en place d'une filière de transport des boues de vidange segmentée requiert une implantation des stations de transfert soigneusement planifiée. Le paragraphe suivant souligne les principaux aspects à prendre en compte dans ce sens.

Optimiser la zone de couverture

La zone de couverture des stations de transfert doit être suffisante pour répondre aux besoins des services de vidange de petite capacité, tout en permettant de minimiser les coûts de transport primaire. En pratique, les coûts de transport primaire et secondaire doivent être pris en compte pour établir convenablement la couverture des stations de transfert, leur dimensionnement et leurs distances respectives. L'utilisation provisoire de stations mobiles peut aider à développer une couverture optimale, en permettant d'évaluer l'adéquation des emplacements potentiels sur une certaine durée, sans s'engager dans la construction d'une station fixe.

Disponibilité des terrains

Les démarches relatives à la recherche de terrains et à l'obtention des autorisations requises pour implanter une station de transfert peuvent s'avérer longues et difficiles. Parfois, de longues négociations avec de multiples organismes gouvernementaux et propriétaires fonciers sont nécessaires, en particulier dans les quartiers informels. Du fait de leur caractère provisoire, les stations de transfert mobiles peuvent, *a priori*, faciliter ces aspects. À défaut, des stations de transfert modulaires minimisant l'impact vis-à-vis du voisinage peuvent être envisagées. Cependant, sans les garanties juridiques requises, des propriétaires fonciers insatisfaits pourraient obliger les opérateurs à déplacer ces stations.

Acceptation

Il n'est pas rare de voir les ménages s'opposer à l'implantation d'une station de transfert près de leurs habitations. Désignée comme le syndrome du « pas à côté de chez moi », cette réaction peut être particulièrement délicate dans les quartiers informels densément peuplés, où il existe très peu de terrains disponibles, voire aucun. Ces types de refus ont été relevés à Dar es Salam en Tanzanie (Muller et Rijnsburger, 1992), à Maputo au Mozambique (Godfrey, 2012) et à Free-town en Sierra Leone. L'implication des communautés en amont du processus d'implantation est nécessaire. Des mesures incitatives, telles que la combinaison de stations de transfert avec d'autres installations, comme les toilettes et douches publiques, peuvent aider à améliorer le niveau d'acceptation.

Accessibilité

Selon les cas, les stations de transfert doivent être accessibles aux véhicules de transport primaire et secondaire ou au réseau d'égout pour pouvoir fonctionner. Par exemple, si l'aménagement d'une station de transfert au milieu d'un quartier populaire dense permet de réduire les distances de transport primaire, il se peut que cet emplacement ne soit pas accessible aux véhicules de plus grande capacité, utilisés pour le transport secondaire. Il faut donc veiller à sélectionner des sites accessibles aux véhicules de transport secondaire.

Étude de cas 4.2 : Station de transfert modulaire multifonction de grande capacité.

En Sierra Leone, GOAL a construit une station de transfert composée d'un conteneur maritime de 6 m³ placé au-dessus d'un conteneur citerne récupéré de 6 m³ (figure 4.17). Après aménagement, le conteneur supérieur dispose d'un point de déversement des boues de vidange, ainsi que de deux toilettes publiques pour hommes et femmes. Les boues sont apportées dans des fûts scellés de 60 L, puis déversées sur dégrilleur connecté au conteneur citerne. L'ensemble du dispositif est mobile, les deux conteneurs pouvant, si nécessaire, être démontés, soulevés à l'aide d'une grue et transportés par camion vers un autre endroit.

La station est alimentée en eau par le réseau via un réservoir de stockage en PVC afin de permettre le nettoyage des fûts vidés, le fonctionnement de la chasse d'eau manuelle des toilettes ainsi que celui des lave-mains. Les eaux noires issues des toilettes sont canalisées dans le réservoir de stockage, tandis que les eaux de lavage sont infiltrées au niveau d'un puisard situé à proximité. L'accès aux installations se fait via un escalier et une passerelle, dispositifs qui limitent malheureusement l'accessibilité aux personnes à mobilité réduite.

Emplacement de la station

Un site approprié a été retenu sur un terrain privé, étant convenu que la station pourrait être déplacée selon les nécessités. L'obtention des autorisations auprès des autorités locales s'est avérée beaucoup plus simple que s'il s'était agi d'une station fixe, et ce grâce au caractère mobile de l'équipement. Par ailleurs, l'acceptation de la station par le voisinage a été facilitée par l'intégration de toilettes publiques, équipements très demandés dans la zone. Il n'a pas encore été indiqué si l'emplacement était optimal ou non pour les vidangeurs et les opérations de transport secondaire.

Performances

En 2012, la station n'était pas encore fonctionnelle et son système de gestion encore en réflexion. Aussi, s'il est difficile d'évaluer ses performances à ce stade, les défis potentiels suivants sont identifiés :

- L'éventualité que le propriétaire du terrain demande que la station soit déplacée hors de son terrain, ce qui nécessiterait de reprendre tout le processus d'implantation depuis le début ;
- Le risque sanitaire lié à l'exposition des usagers des toilettes publiques, compte tenu de la proximité du point de déversement ;
- La difficulté de hisser les fûts de 60 litres en haut des escaliers menant au point de déversement ;
- La vitesse d'ensablement et les besoins de curage y afférant ;
- L'impact financier, potentiellement important, du stockage des eaux noires de toilettes dans le réservoir de boues.

Certaines de ces problématiques pourront être résolues par la mise en place d'une rampe permettant de faire rouler les fûts jusqu'au point de déversement et en ajoutant des dispositifs de déshydratation des boues.



Figure 4.17 : Station de transfert modulaire multifonction de grande capacité et toilettes publiques (photo : GOAL).

4.9 SÉCURITÉ ET PROTECTION DE LA SANTÉ

La collecte, le transport et le déversement des boues de vidange présentent de nombreux risques en matière de santé et de sécurité. Malheureusement, la majorité des vidangeurs s'en tiennent à des pratiques à risques dans les pays à revenu faible, en particulier lors des vidanges effectuées à la main ou avec très peu d'équipements. Les vidangeurs s'exposent alors à des risques physiques, chimiques et biologiques élevés. Ce paragraphe présente un bref aperçu des principaux risques liés aux opérations de vidange et de transport des boues ainsi que des mesures permettant de les atténuer. D'autres informations sur la santé et la sécurité sont présentées au chapitre 11.

4.9.1 Risques physiques

La manipulation des boues de vidange expose les vidangeurs aux risques physiques suivants :

- Éboulement des parois d'une fosse non-maçonnerie lors de l'extraction des boues (en particulier lors des vidanges manuelles) si la cohésion du sol est faible ;
- Glissades, trébuchements et chutes ;
- Exposition à des objets piquants ou tranchants contenus dans les boues (ex. : verre ou métaux) ;
- Port de charges lourdes (ex. : couvercles des fosses ou fûts remplis de boues) ;
- Accidents de la route (notamment lors des transports).

4.9.2 Risques chimiques

Les risques chimiques suivants sont relevés :

- Exposition orale, nasale et cutanée directe ou indirecte à des produits chimiques (ex. : hydrocarbures qui sont parfois déversés dans les fosses pour couvrir les odeurs, bien que cette pratique ne soit pas recommandée) ;
- Travail dans des espaces confinés en présence de gaz nocifs (ex. : méthane, dioxyde de soufre) ou dans des atmosphères appauvries en oxygène (en particulier lors des vidanges manuelles).

4.9.3 Risques biologiques

Les risques biologiques suivants doivent être pris en compte : exposition orale, nasale et cutanée directe ou indirecte à de multiples germes pathogènes contenus dans les boues (ex. : bactéries, virus, protozoaires ou helminthes). Consulter le chapitre 2 pour plus d'informations.

4.9.4 Autres risques

Prise d'alcool très répandue chez les vidangeurs (Godfrey, 2012 ; Mikhael, 2011).

4.9.5 Réduction des risques

Des mesures de réduction des risques peuvent être adoptées de manière volontaire par les vidangeurs ou via la mise en place d'une réglementation, en supposant que des mesures effectives soient alors prises pour assurer leur mise en application.

Limiter l'exposition aux risques précédents est la plus importante des mesures à prendre. En pratique, il s'agira de :

- Fournir et porter des équipements de protection individuelle adéquats pour éviter le contact direct ou indirect avec les boues de vidange (ex. : gants, combinaisons, bottes en caoutchouc avec semelles métalliques, lunettes de sécurité et masques respiratoires) ;
- Élaborer et dispenser des formations sur l'utilisation d'outils permettant d'éviter le contact avec les boues, en tenant compte des conditions et des dispositifs d'assainissement rencontrés localement ;
- Dispenser des formations sur les procédures de vidange à suivre en indiquant bien quels sont les équipements de protection individuelle, les outils et les équipements à utiliser.

Enfin, des traitements préventifs tels que la vaccination et le déparasitage des travailleurs sont recommandés, tout particulièrement pour les vidangeurs manuels qui évoluent vers des pratiques plus adéquates.

4.10 CONCLUSION

Si de nombreux progrès ont été réalisés dans l'amélioration des pratiques de collecte et de transport des boues de vidange, des lacunes importantes persistent et soulignent la nécessité de poursuivre le développement de solutions innovantes et pratiques.

Les difficultés rencontrées lors de la vidange des dispositifs d'assainissement des ménages sont, en grande partie, liées ou influencées par la conception même de ces dispositifs. À titre d'exemple, une fosse septique éloignée de la route, complique l'accès des camions de vidange. On relève également que les dispositifs à chasse permettent une vidange plus simple et plus efficace, puisqu'ils contiennent moins de débris non-biodégradables (tels que les ordures ménagères, les serviettes hygiéniques, les chiffons et les tissus), ce qui limite les risques de colmatage lors de l'extraction des boues.

Pour rendre les services de vidange plus efficaces et performants, les innovations à développer doivent intégrer des solutions permettant d'améliorer les fosses existantes et proposer de nouvelles conceptions pour les modèles à venir. Pour réussir, la diffusion de nouvelles technologies requiert une approche multidisciplinaire qui doit impliquer des spécialistes de l'assainissement, des ingénieurs designers, des professionnels en promotion et marketing, ainsi que des maçons et des juristes.

Des recommandations techniques ont été formulées pour améliorer les dispositifs d'assainissement des ménages et faciliter leur vidange. L'une d'entre elles consiste à équiper les latrines d'un tuyau pour pouvoir aspirer les boues depuis le fond de la fosse (Coffey, 2007). L'injection d'air et d'eau à faibles pressions par ce tuyau permettra de fluidifier les boues avant de les extraire en commençant par le fond, où s'accumulent les boues les plus denses, et d'achever par les boues de surface, plus faciles à pomper. D'après les études de Hawkins (1982), un ajout d'eau de 2 % aux boues permettrait d'augmenter de 30 à 300 fois leur fluidité. Bien que les premiers tests aient enregistré des retours prometteurs, cette conception n'a encore jamais été promue ou adoptée à grande échelle.

Une autre méthode innovante en cours de développement est l'« Omni Ingester », développé avec l'appui de la Fondation Bill et Melinda Gates. Cette technologie devrait permettre de séparer l'eau, les sables et les déchets contenus dans les boues de vidange et de désinfecter les sous-produits obtenus, et ce directement dans le camion de vidange. Ceci permettra de réduire la logistique de transport vers les stations de traitement, étape qui représente souvent l'essentiel des charges de fonctionnement. Introduites dans le cadre de programmes communautaires de gestion des boues de vidange, ces technologies ouvriront des perspectives nouvelles pour améliorer l'assainissement à grande échelle, tout en tenant compte de la santé et de la sécurité des vidangeurs.

4.11 BIBLIOGRAPHIE

- Barreiro W.C., Strauss M., Steiner M., Mensah A., Jeuland M., Bolomey S., Koné D. (2003). *Urban Excreta Management - Situation, Challenges, and Promising Solutions*. In IWA Asia-Pacific Regional Conference.
- Bhagwan J., Wall K., Kirwan F., Ive O.M., Birkholtz W., Shaylor E., Lupuwana N. (2012). *Demonstrating the Effectiveness of Social Franchising Principles: The Emptying of Household VIPs, a Case Study from Govan Mbeki Village*.
- Boesch A., Schertenleib R. (1985). *Emptying On-site Excreta Disposal Systems: Field Tests with Mechanized Equipment in Gaborone (Botswana)*. International Reference Centre for Waste Disposal (IRCWD) report no. 03/85 [aujourd'hui Eawag-Sandec]. Dübendorf, Switzerland.
- Boot N.L.D. (2007). *Talking Crap: Faecal Sludge Management in Accra, Ghana*. Water, Engineering and Development Centre (WEDC). Loughborough, UK: Loughborough University.
- BPD (2005). *Sanitation Partnerships: Dar es Salaam Case Study*. Dar es Salaam, Tanzania: Building Partnerships for Development.
- Brikké F., Bredero M. (2003). *Linking Technology Choice with Operation and Maintenance in the Context of Community Water Supply and Sanitation*. Report for World Health Organization and IRC Water and Sanitation Centre, Geneva, Switzerland.
- Buckley C., Foxon K.M., Brouckaert C.J., Rodda N., Nwaneri C., Balboni E., Couderc A., Magagna D. (2008). *Scientific Support for Design and Operation of Ventilated Improved Pit Latrines and the Efficacy of Pit Latrine Additives*. University of KwaZulu-Natal, Pollution Research Group, School of Chemical Engineering. Gezina: Water Research Commission, South Africa.
- Chowdhry S., Koné D. (2012). *Business Analysis of Faecal Sludge Management: Emptying and Transportation Services in Africa and Asia*. Seattle: The Bill & Melinda Gates Foundation.
- Coffey M. (2007). *Propose and Test Pit Latrine Designs for Effective Emptying by Mechanical Exhauster*. Ireland: Manus Coffey Associates.
- De los Reyes F. (2012). *Hygienic Pit Emptying with Low Cost Auger Pump*. North Carolina State University, USA.
- ERE Consulting Group and Indah Water Konsortium (2012). *Landscape Analysis and Business Model Assessment in Faecal Sludge Management: Extraction and Transportation Model in Malaysia*. Seattle: The Bill & Melinda Gates Foundation.

- Godfrey A. (2012). *Faecal Sludge Management Demonstration Project in Maxaquene A and B, Maputo, Mozambique*. Maputo: WSUP.
- GRET Cambodia. (2011). *Landscape Analysis and Business Model Assessment in Faecal Sludge Management: Extraction & Transportation Models - Cambodia, Volume 1 - Main Report*. Phnom Penh, Cambodia: Bill & Melinda Gates Foundation.
- Hawkins P.M. (1982). *Emptying On-site Excreta Disposal Systems in Developing Countries: An Evaluation of the Problems*. IRCWD News (17), p.1-9.
- IDEO (2012). *Clean Team Brand Guide*. San Francisco, California: IDEO.org.
- Losai Management Limited (2011). *Landscape Analysis and Business Model Assessment in Fecal Sludge Management: Extraction and Transportation Models in Africa*. Seattle: The Bill & Melinda Gates Foundation.
- Macleod N.A. (2005). *The Provision of Sustainable Sanitation Services to Peri-urban and Rural Communities in the eThekweni (Durban) Municipality*. South Africa.
- MCA (2007). *Operating and Maintenance Manual for UN-HABITAT MK III Vacutug Latrine Emptying Vehicle*. Dublin, Ireland: Manus Coffey and Associates.
- McBride A. (2012a). *A Portable Pit Latrine Emptying Machine - The eVac*. Pietermaritzburg, South Africa: PID, EW-BUK, WfP.
- McBride A. (2012b). *The eVac in Malawi*. Blantyre, Malawi: PID, EWB-UK.
- Mikhael G. (2011). *Assessment of Faecal Sludge Emptying Services - Freetown, Sierra Leone*. Freetown, Sierra Leone: GOAL Sierra Leone.
- Mikhael G., Parkinson J. (2011). *Assessment of Financial Costs of Sludge Emptying Vacutug Services in Dhaka, Bangladesh (Unpublished)*. London, UK: Water and Sanitation for the Urban Poor (WSUP) and International Water Association (IWA).
- MSF (2010). *Public Health Engineering in Precarious Situations*. Médecins Sans Frontières (MSF).
- Muller M.S., Rijnsburger J. (1992). *MAPET: A Neighbourhood-based Pit Emptying Service with Locally Manufactured Handpump Equipment in Dar es Salaam, Tanzania*. Gouda, The Netherlands: WASTE Consultants.
- O'Riordan M. (2009). *Management of Sludge Accumulation in VIP Latrines Investigation into Methods of Pit Latrine Emptying*. Water Research Commission (WRC) Project 1745. Partners in Development (Pty) Ltd. South Africa.
- Still D., Foxon K. (2012). *Tackling the Challenges of Full Pit Latrines Volume 1: Understanding Sludge Accumulation in VIPs and Strategies for Emptying Full Pits*. Gezina: Water Research Commission, South Africa.
- Still D., O'Riordan M. (2012). *Tackling the Challenges of Full Pit Latrines Volume 3: The Development of Pit Emptying Technologies*. Gezina: Water Research Commission, South Africa.
- Strauss M., Montangero A. (2002). *Faecal Sludge Management - Review of Practices, Problems and Initiatives*. Eawag-Sandec. Dübendorf, Suisse.
- Tilley E., Ulrich L., Lüthi C., Raymond P., Schertenleib R., Zurbrugg C. (2014). *Compendium of Sanitation Systems and Technologies*. 2nd Revised Edition. Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag). Dübendorf, Switzerland. Édition française (2016) disponible sur www.sandec.ch/compendium_fr
- WASTE Consultants. (1993). *Summary of the Comparative Study on Pit Emptying Technologies (COMPET)*. Dar es Salaam, Tanzania: WASTE Consultants.

Questions pour l'autoévaluation

1. Citer quatre techniques manuelles de collecte des boues et décrire leur fonctionnement.
2. Quels sont les problèmes techniques fréquemment relevés lors de l'utilisation de la pompe Gulper ?
3. Expliquer ce qu'est une station de transfert et en décrire deux types différents.
4. Citer trois types de risques liés à la collecte et au transport des boues de vidange et indiquer les dispositions à prendre pour les atténuer.

CHAPITRE V

PANORAMA DES TECHNOLOGIES DE TRAITEMENT

Mariska Ronteltap, Pierre-Henri Dodane et Magalie Bassan

Objectifs pédagogiques

- Avoir une vue d'ensemble des différents procédés de traitement des boues de vidange.
- Connaître les technologies envisageables dans le futur et leur niveau de développement.
- Comprendre les avantages, les inconvénients et le domaine d'application de chaque technologie de traitement.
- Être capable d'apprécier et de comparer les technologies entre elles, sur la base de leurs performances et de leur domaine d'application dans un contexte local spécifique.
- Comprendre l'intérêt de mettre en œuvre des combinaisons de technologies adaptées au contexte local.

5.1 INTRODUCTION

Les précédents chapitres se sont intéressés aux caractéristiques des boues de vidange et aux différents mécanismes de traitement possibles. La collecte des boues dans les dispositifs au niveau domestique et leur acheminement vers les installations de traitement ont également été abordés.

Le présent chapitre fournit un panorama des solutions de traitement envisageables. Chaque technologie de traitement possède un domaine d'application qui lui est propre. Les matières traitées peuvent être des boues digérées, prétraitées ou bien fraîches. Compte tenu de la présence dans les boues de vidange de déchets grossiers comme des plastiques, des tissus et des papiers, une première étape de dégrillage est nécessaire en amont de la plupart des technologies. Il est également important d'accorder une attention particulière aux boues issues d'activités industrielles ou commerciales, étant donné qu'elles peuvent, entre autres, être contaminées par des métaux lourds ou avoir des teneurs élevées en graisses et huiles, comme indiqué au chapitre 2.

Trois types de produits sont issus du traitement :

- Les déchets de dégrillage ;
- Les boues traitées ;
- Les effluents (liquides).

La figure 5.1 présente les principales filières de traitement possibles, pour une utilisation finale donnée. Le choix de la filière de traitement fera l'objet d'une présentation plus détaillée au chapitre 17, notamment à travers le diagramme pour la sélection de la filière de traitement (figure 17.10). Ce choix doit en effet être réalisé en prenant en compte le contexte local, en particulier la réglementation et l'utilisation finale prévue (voir chapitre 10).

Une filière de traitement complète est classiquement constituée :

- d'un étage de traitement des boues en provenance des dispositifs d'assainissement à la parcelle, qui peut nécessiter plusieurs étapes et qui génère des produits traités liquides et solides ;
- des étages de traitement ultérieur de ces produits (liquides comme solides) avant leur utilisation finale ou mise en décharge.

Chaque technologie a un domaine d'application qui lui est propre : certaines sont utilisables pour traiter ou cotraiter des boues fraîches (par exemple celles issues de toilettes publiques), d'autres sont plus adaptées au traitement de boues digérées ou ayant déjà subi une première étape de traitement. Ceci est notamment dû au fait que les boues fraîches sont plus difficiles à déshydrater et peuvent générer des odeurs (voir chapitres 2 et 3), comme c'est le cas par exemple des boues issues de toilettes publiques ou de tinettes, dont les fréquences de vidange sont élevées - une fois par mois ou plus (Heinss *et al.*, 1998). Ces boues fraîches nécessitent une filière de traitement comprenant une première étape de digestion ou bien doivent être mélangées au préalable avec des boues digérées. Cofie *et al.* (2006) ont en effet pu tester avec succès le séchage sur lits non-plantés de mélanges boues fraîches/boues digérées avec un rapport de 1:2.

Le choix de la filière de traitement doit aussi prendre en compte son coût, qui reste un élément contextuel, et de nombreux facteurs locaux influençant la conception et la construction. La notion de coût doit aussi intégrer les coûts de fonctionnement, ce qui est encore aujourd'hui un exercice difficile compte tenu du manque de retour d'expérience à grande échelle. Ce chapitre fournit, dans son dernier paragraphe, des éléments de cadrage pour estimer le coût d'une technologie sur la base de sa durée d'utilisation et illustre comment les coût globaux d'un système GBV peuvent être comparés à ceux d'un système d'assainissement de type égouts-station.

Par ailleurs, le niveau d'information disponible pour chaque technologie n'est pas le même, l'expérience acquise sur certaines étant beaucoup moins importante que pour d'autres. Ce livre consacre les chapitres 6, 7, 8 et 9 aux technologies les plus développées, que sont les bassins de décantation et d'épaississement, les lits de séchage non-plantés, les lits de séchage plantés et le cotraitement des boues avec les eaux usées. Le présent chapitre se focalise sur la présentation des technologies bénéficiant d'un retour d'expérience moindre, mais qui sont néanmoins utilisées sur le terrain (paragraphe 5.3). Il s'agit du cocompostage avec les déchets ménagers, du cotraitement en bassins de lagunage et de l'enfouissement en tranchées profondes. Le paragraphe 5.4 présente les technologies pouvant être adaptées du traitement des eaux usées et des boues d'épuration. On peut citer la digestion anaérobie, l'incinération et les procédés mécaniques de déshydratation comme la centrifugation ou encore les traitements chimiques par ajout de chaux. Enfin, le paragraphe 5.5 (et le chapitre 10 en complément) présente quelques-unes des technologies actuellement en cours de développement, notamment avec la perspective d'optimiser la valorisation et les gains financiers qui en découlent.

5.2 VUE D'ENSEMBLE

La figure 5.1 présente les technologies de traitement sur la base de leurs résultats de traitement et leur domaine d'application. Il faut souligner qu'une série de procédés de traitement est souvent nécessaire pour convertir les boues de vidange en un produit final qui peut être utilisé

sans danger. Classiquement, les boues doivent être tout d'abord déshydratées, ce qui peut être réalisé en une ou plusieurs étapes. D'autres traitements peuvent alors être mis en œuvre selon l'objectif d'utilisation finale, par exemple pour stabiliser la matière organique et/ou réduire les agents pathogènes. Les mécanismes en jeu sont présentés au chapitre 3. Il est important d'avoir à l'esprit l'objectif final du traitement pour définir la meilleure filière technologique. Pour un objectif de valorisation agricole, le traitement devra porter sur la déshydratation et la réduction des germes pathogènes, alors que pour un usage en tant que combustible dans l'industrie, la désinfection n'est pas essentielle (hormis pour la protection des travailleurs).

Le diagramme pour la sélection de la filière de traitement (figure 17.10) facilite le choix de la filière la mieux adaptée à un contexte donné. D'autres éléments clés pour la décision, comme la faisabilité économique, sont introduits à la fin de ce chapitre. Les aspects réglementaires et contextuels sont quant à eux discutés au fil de la partie Planification.

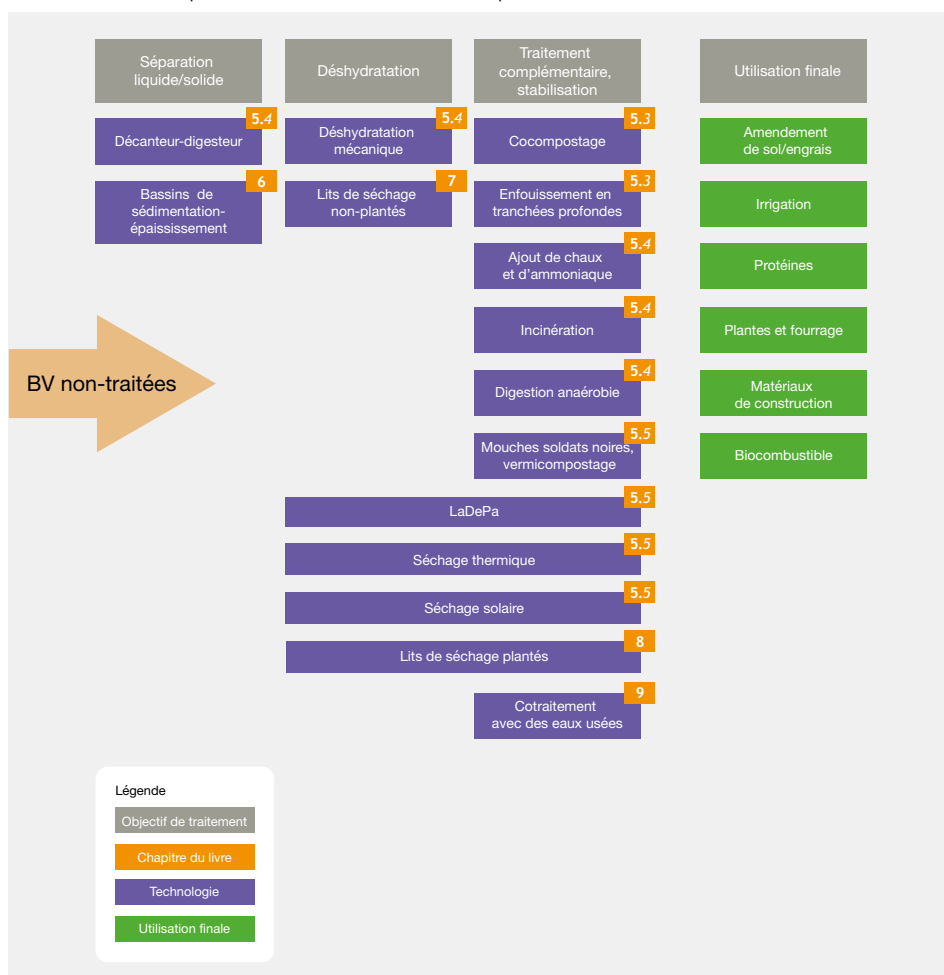


Figure 5.1 : Filières de traitement possibles selon l'objectif du traitement. L'utilisation finale est détaillée au chapitre 10. Les matières circulant au sein d'une même filière de traitement sont précisées dans le diagramme pour la sélection de la filière de traitement du chapitre 17.

5.3 TECHNOLOGIES DE TRAITEMENT BIEN ÉTABLIES

5.3.1 Cocompostage

Le compostage est un processus biologique dans lequel des microorganismes décomposent la matière organique dans des conditions majoritairement aérobies. Il en ressort une matière organique stabilisée pouvant être utilisée comme engrais et dont les nutriments qui la composent sont bénéfiques sur le long terme pour les sols. On distingue le compostage en milieu ouvert et celui en milieu confiné. Le premier est moins coûteux à construire et à exploiter, mais demande plus d'espace. Il fonctionne avec des andains dans lesquels la matière organique se décompose en conditions aérobies. Les grandes surfaces requises peuvent être réduites en travaillant en compartiments. Le compostage confiné consiste quant à lui à placer la matière organique dans des containers fermés.

La réalisation d'un compost optimal nécessite de surveiller les paramètres suivants (Eawag et IWMI, 2003) :

- Un ratio carbone/azote (C:N) de 20 à 30:1, qui permet de garantir la disponibilité biologique, puisque les organismes dégradant la matière organique ont besoin, d'une part, du carbone comme source d'énergie et, d'autre part, de l'azote pour développer leur structure cellulaire. Un taux d'azote élevé augmentera les pertes par volatilisation, alors qu'un taux de carbone trop élevé limitera la croissance optimale de la population microbienne en raison du déficit en azote. Un taux de carbone élevé dans le produit final peut aussi poser des problèmes lors de son utilisation, en générant une surconsommation de l'azote déjà présent dans le sol par les microorganismes, en privant ainsi les plantes. Le processus de compostage transforme le carbone en CO_2 , le ratio C:N diminuant progressivement jusqu'à un seuil 10:1, qui correspond à un compost stabilisé.
- Un taux d'oxygène de 5 à 10 %, qui permet d'assurer les conditions aérobies de la dégradation et de l'oxydation des matières. L'aération peut être réalisée passivement (circulation naturelle) ou par insufflation et aspiration d'air dans les andains, aération alors appelée « active » ou « forcée ». L'aération forcée nécessite un apport d'énergie extérieure. Dans le compostage à ciel ouvert, le retournement des andains (manuellement ou avec des engins) sert prioritairement à faire circuler la matière au centre de l'andain, où elle sera soumise à des températures plus importantes. Il contribue aussi à une meilleure oxygénation.
- Un taux d'humidité massique de 40 à 60 %, qui permet d'assurer les conditions de la biodégradation et d'éviter la saturation en eau qui générerait des conditions anaérobies. Retourner les andains permet d'évacuer la vapeur. La fréquence de retournement est à adapter au taux d'humidité, sachant qu'un taux d'humidité trop élevé limite la circulation de l'air dans les espaces poreux (Cooperband, 2002). À l'inverse, lorsque les andains sèchent trop vite, ils doivent être arrosés pour que l'activité biologique soit maintenue.
- Les matériaux constitutifs du compost doivent rester fins, d'un diamètre de moins de 5 centimètres pour les andains statiques. Plus les matériaux sont petits, plus leur surface spécifique est importante, ce qui facilite leur dégradation. Par contre, des matériaux trop fins peuvent aussi réduire les possibilités de circulation d'air, notamment quand les andains s'affaissent. La taille des matériaux constitutifs influence donc à la fois l'aération et la surface de dégradation.

Dans un compost bien entretenu la température atteint rapidement 60 à 70 °C, car le fractionnement du carbone est un processus exothermique qui permet un abattement fort des germes pathogènes. Après environ 30 jours, la température diminue à 50 °C. La phase de maturation se caractérise par une température d'environ 40 °C et l'atteinte de la température ambiante signale la fin du processus. Le processus complet (maturation comprise) dure au minimum 6 à 8 semaines (Klingel *et al.*, 2002).

Les conditions optimales de compostage en termes de ratio C:N et de taux d'humidité peuvent être atteintes en mélangeant des déchets de type différents. Le mélange de boues de vidange et de déchets organiques ménagers est intéressant pour le compostage, car les excreta et l'urine sont relativement chargés en azote et en eau (chapitre 2), alors que les déchets municipaux sont plutôt chargés en carbone et ont une faible teneur en eau. Les matières ligneuses doivent être limitées car elles sont difficiles à dégrader par voie biologique, ainsi que les tiges de maïs et la paille, à forte enveloppe de cellulose. L'usage de ces matériaux impliquerait de porter une attention plus soutenue au ratio C:N pour maintenir la biodisponibilité. Le taux d'humidité optimal de 40 à 60 % correspond à celui d'une éponge humide. Un taux supérieur risque de limiter l'apport d'air et ainsi de favoriser les conditions anaérobies et le développement d'odeurs.

Le cocompostage de boues de vidange et de déchets organiques ménagers est plus facile à réaliser avec des boues déjà épaissies ou déshydratées (via des bassins d'épaississement ou des lits de séchage par exemple). Les andains peuvent aussi être aspergés par des boues brutes, mais leur forte teneur en eau sera un facteur limitant, un taux d'humidité trop élevé étant rédhibitoire. Les déchets organiques municipaux présentent habituellement à l'origine un taux d'humidité de 40 à 60 %, ce qui limite leur besoin en eau. Les boues déjà séchées, présentant un taux de matière sèche supérieur à 20 %, peuvent être plus facilement mélangées avec les déchets organiques ménagers dans les andains (Koné *et al.*, 2007). D'autres recommandations sont disponibles sur le site web de Sandec pour assurer les conditions optimales en termes de carbone, d'azote et d'humidité (www.sandec.ch), notamment dans les publications *Cocomposting of Faecal Sludge and Municipal Organic Waste and Marketing Compost* (Eawag et IWMI, 2003), Rouse *et al.* (2008) et Strauss *et al.* (2003).

Avantages et inconvénients

Le principal avantage du cocompostage est l'inactivation des germes pathogènes via les conditions thermophiles générées par le processus. Le cocompostage produit une matière fertilisante d'un potentiel économique variable selon la demande locale (voir chapitre 10). Par contre, élaborer un produit sans danger par cocompostage demande des compétences techniques et managériales, ce qui peut être un facteur limitant dans certains contextes.

Étude de cas 5.1 : Cocompostage de boues de vidange et de déchets organiques solides à Kumasi, Ghana.

(Adapté de Cofie et Koné, 2009).

C'est en février 2002 que le pilote expérimental de Kumasi, Ghana, a été inauguré à la station de traitement existante de Buobai. Il était composé d'un lit de séchage non-planté et d'une plateforme de cocompostage. Les boues utilisées provenaient de toilettes publiques et de fosses septiques des ménages de Kumasi. Ces boues ont été tout d'abord séchées sur les lits non-plantés, la boue fraîche étant supposée non-adaptée pour un compostage aérobie direct. Les boues épandues sur les lits ont donc été au préalable mélangées avec un ratio boues fraîches/

boues de fosses septiques de 1:2. Après environ 10 jours de séchage, la boue séchée a été curée des lits puis stockée en attente du cocompostage. Les déchets organiques provenaient des marchés et des zones résidentielles de la ville, collectés et acheminés par camion jusqu'au site. Les déchets organiques et les boues ont été mélangés sur la plateforme à ciel ouvert avec un ratio de 3:1. Le cycle de compostage s'est déroulé en plusieurs étapes : retournement manuel des andains, humidification, mesure de la température, pesage et échantillonnage pour analyse au laboratoire. Le compost après maturation a été tamisé, emballé en sac de 50 kg et stocké avant utilisation (détails présentés dans le tableau 5.1). Testé sur certains végétaux, il a permis une capacité de germination de 70 à 100 %, ce qui constitue un résultat intéressant. Les agriculteurs souhaitant utiliser cet engrais à base d'excreta étaient nombreux (83 % des interviewés).

Concernant les œufs d'helminthe, une période de 2 mois a été nécessaire pour atteindre le seuil recommandé par l'OMS de 1 œuf d'*Ascaris*/g de MS. Un taux d'inactivation élevé (90 à 100 %) a été obtenu après 80 jours, dont 1 mois pendant lequel les œufs ont été exposés à une température supérieure à 45 °C. Ce sont ces conditions de haute température qui permettent d'atteindre le seuil de désinfection recommandé par l'OMS. Si elles n'ont pas lieu, un stockage prolongé est une solution pour compléter l'hygiénisation.

L'expérience décrite permet de valider l'efficacité du cocompostage dans la production d'un produit sans danger. La viabilité économique de cette solution dépend toutefois des conditions locales, en particulier au regard de la valorisation (voir chapitre 10).

Tableau 5.1 : Critères de dimensionnement et hypothèses utilisées pour le pilote de cocompostage de Kumasi, Ghana (Cofie et Koné, 2009).

DÉSHYDRATATION DES BOUES DE VIDANGE		COCOMPOSTAGE	
Volume de boues traitées	45 m³/mois = 1,5 m³/ jour	Ratio déchets solides/boues séchées	3:1 (en volume).
Cycle de déshydratation	3 par mois	Durée du compostage	1 mois en thermophilie ; 1 à 2 mois de maturation.
Fréquence de dépôtage des camions	3 par cycle (1 camion ~ 5 m³)	Cycle de compostage	Un chaque mois.
Ratio de boues fraîches et de fosses septiques	1:2	Volume de déchets solides organiques requis	3 × 4,5 = 13,5 m³/ mois.
Surface des lits de séchage	50 m²	Compost brut produit	4,5 + 13,5 = 18 m³/ mois.
Charge hydraulique sur les lits	30 cm/cycle	Taux de réduction volumique	50 %.
Volume de boues produites	1,5 m³/cycle	Quantité de compost produit	9 m³/mois, soit 4,5 tonnes/mois. Densité de 0,5 t/m³.

5.3.2 Cotraitement en bassins de lagunage

Le lagunage est une technologie de traitement des eaux usées très utilisée. Les mécanismes de stabilisation sont basés sur les processus naturels de l'écosystème aquatique. Le lagunage est considéré comme une option intéressante pour les eaux usées domestiques dans les pays à revenu faible ou intermédiaire lorsque le foncier est disponible, en particulier dans les climats chauds (Mara, 2004).

Le lagunage consiste en l'association de plusieurs bassins de différentes profondeurs et temps de séjour. L'association de 3 types de bassins en série est couramment utilisée (figure 5.2) :

- 1 Le bassin anaérobie, d'une profondeur de 2 à 5 m, est d'abord utilisé pour la décantation et la digestion anaérobie des matières en suspension.
- 2 Les bassins facultatifs, d'une profondeur habituelle de 1 à 2,5 m, sont ensuite utilisés pour la décantation des matières en suspension restantes et leur digestion anaérobie dans les couches inférieures, ainsi que pour la digestion de la matière organique dissoute par voie aérobie dans les couches supérieures.
- 3 Les bassins de maturation, profonds de 0,5 à 1,5 m, permettent une réduction supplémentaire des agents pathogènes via les rayons UV en provenance du soleil. Ces bassins sont principalement aérobies. L'oxygène est produit par la photosynthèse algale et la diffusion à travers la surface.

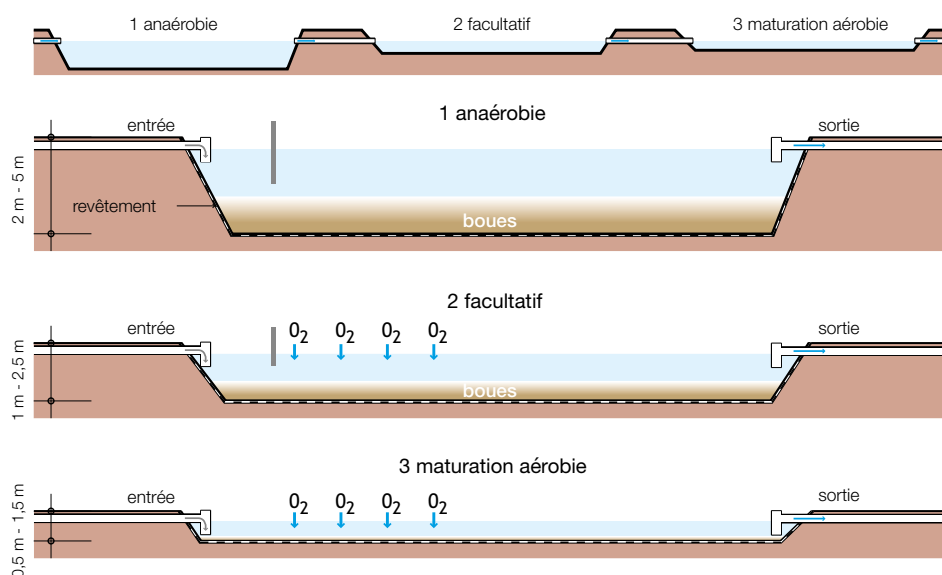


Figure 5.2 : Principe des trois types successifs de bassins constituant le lagunage (Tilley et al., 2014).

Avec l'ajout de boues de vidange dans le lagunage, l'azote ammoniacal devient vite un facteur limitant. Un meilleur niveau d'oxygénation peut alors nécessiter d'aménager des cascades ou de mettre en place des aérateurs, dans l'objectif de provoquer une diminution des concentrations d'azote ammoniacal (Strauss *et al.*, 2000).

Les bassins sont dimensionnés à partir de ratios, sur la base des charges organiques. Les bassins anaérobies conçus sur la base de charges de 250 à 350 g de DBO/m³/jour permettent de retenir 60 à 70 % de la DBO. L'étage facultatif doit être dimensionné sur la base d'environ 350 kg de DBO/ha/jour et selon les conditions climatiques (Klingel *et al.*, 2002).

Papadopoulos *et al.* (2007) ont documenté l'injection de boues dans les bassins directement après dégrillage. Bien que travaillant avec des petites quantités de boues, des problèmes sont observés dès l'étage anaérobie. Le traitement des boues par injection directe en bassin de lagunage en grande quantité ne peut pas être recommandé, en raison de leurs fortes concentrations en azote ammoniacal, en matière organique et en matières particulaires (Strauss *et al.*, 2000). Les bassins de lagunage peuvent plutôt être utilisés pour traiter les effluents liquides issus d'un traitement en amont des boues, à savoir :

- Le percolat en provenance des lits plantés ou non-plantés, qui est moins chargé en matières organiques. Il pourrait dans certains cas être admis directement en bassin facultatif. Néanmoins, son niveau élevé en azote ammoniacal peut encore poser problème, notamment en bloquant la méthanogénèse et le fonctionnement algal.
- Le surnageant des bassins de décantation-épaississement. Ceci a été testé en Argentine dans des bassins anaérobies (Fernández *et al.*, 2004 ; Ingallinella *et al.*, 2002) et mis en œuvre à Dakar, Sénégal. Le surnageant est envoyé sur un lagunage, et les boues épaissies sont envoyées sur des lits de séchage non-plantés pour y être séchées.

Des informations détaillées sur le lagunage, notamment sa conception, sont disponibles chez Mara (2004), Mara *et al.* (1992) et Strauss *et al.* (2000).

Avantages et inconvénients

Le lagunage est simple à réaliser et demande un niveau d'exploitation-maintenance relativement faible. La technologie est réputée être appropriée en climats tropicaux où elle permet un niveau de désinfection élevé. Ses inconvénients pour les boues de vidange sont : le besoin important en termes de surface, le taux d'accumulation rapide de boues (dans le cas d'une alimentation directe des bassins en boues brutes) et les phénomènes d'inhibition des processus de dégradation par de trop fortes concentrations d'azote ammoniacal ou de sels dissous. Le lagunage produit des boues principalement au niveau de l'étage anaérobie, leur soutirage pouvant être une source de difficulté pour l'exploitant (Strauss *et al.*, 2000).

5.3.3 Enfouissement en tranchées profondes

L'enfouissement en tranchées profondes peut être considéré à la fois comme option pour le traitement et pour l'utilisation finale, il est donc abordé aussi dans le chapitre 10. Cette solution, déjà utilisée aux États-Unis dans les années 1980 pour les boues d'épuration, a été adaptée pour le traitement des boues de vidange à Durban, Afrique du Sud (Still *et al.*, 2012). Elle consiste à réaliser des tranchées profondes, à les remplir de boues, puis à les recouvrir avec de la terre. Des arbres peuvent alors être plantés, bénéficiant de la matière organique et des nutriments présents dans les boues. Cette technique peut constituer une solution simple, peu coûteuse, facilement exploitable et sans nuisance visuelle ou olfactive dans des contextes où un terrain approprié est disponible, avec le bénéfice supplémentaire lié à la production d'arbres.

Le choix du terrain est essentiel pour ne pas engendrer de contamination des eaux souterraines. Dans les conditions de Durban, le suivi de qualité des eaux souterraines a montré une absence d'impact polluant dans la nappe. Un développement plus rapide des arbres a été observé lorsqu'ils étaient en contact avec la source de nutriments contenue dans les boues (Still *et al.*, 2012). L'enfouissement en tranchées profondes est considéré comme adapté en l'absence d'utilisation de la nappe pour l'alimentation en eau des populations et lorsque les surfaces nécessaires sont disponibles, ce qui suppose une capacité de transport des boues en milieu rural ou périurbain. La réglementation pour ce type de solution est déficiente dans de nombreux pays. En Afrique du Sud notamment, la réglementation environnementale ne l'autorise qu'à échelle pilote.

Avantages et inconvénients

Le principal avantage de l'enfouissement en tranchées profondes réside dans sa simplicité : pas d'infrastructure ni de pompe pouvant être endommagées. De plus, le développement de biomasse végétale présente les avantages externes que sont la fixation du CO₂, la protection contre l'érosion et, potentiellement, un gain économique. Les inconvénients sont la surface importante requise, l'impact potentiel sur la nappe phréatique si elle n'est pas suffisamment profonde et les réglementations encore peu favorables dans de nombreux pays.

Étude de cas 5.2 : Enfouissement en tranchées profondes à Durban, Afrique du Sud.

(Adapté de Still *et al.*, 2002).

L'unité Eau et Assainissement de l'université eThekweni de Durban a expérimenté l'enfouissement en tranchées profondes pour des boues d'épuration et des boues en provenance de latrines améliorées ventilées (VIP) de la ville.

Le projet a démarré en 2009 à Umlazi, au sud de Durban. Les boues de latrines ont été enterrées dans le sol du site, à dominante sableuse (figure 5.3 ; Still *et al.*, 2012), avec différentes charges. Un impact significatif positif a été constaté sur le développement des arbres, même si les résultats étaient assez différents selon les espèces végétales testées et les charges mises en œuvre.

Un deuxième site expérimental à proximité de Durban a permis de constater que la croissance plus rapide des arbres plantés sur les boues s'atténuait progressivement dans le temps. On constatait en effet 300 % de croissance supplémentaire pour les arbres plantés sur les boues après une année, mais seulement 30 à 40 % neuf ans plus tard, ce qui reste néanmoins appréciable. Le suivi expérimental a également permis de mesurer un taux d'helminthe viable dans les boues de 0,1 % après 2,8 années d'enfouissement seulement (Still *et al.*, 2012).



Figure 5.3 : Site expérimental d'enfouissement en tranchées profondes d'Umlazi. À droite : enfouissement des boues de latrines dans des tranchées d'un mètre de profondeur. À gauche : vue générale des plantations d'arbres sur les tranchées remplies. Les puits d'eau potable étaient répertoriés et les niveaux de nutriments, de matières organiques et d'agents pathogènes surveillés (photos : Jay Bhagwan, Water Research Council, Afrique du Sud).

5.4 TECHNOLOGIES ADAPTÉES DU TRAITEMENT DES BOUES D'ÉPURATION

Les stations de traitement des eaux usées, notamment les boues activées, produisent des boues qui nécessitent un traitement. Les technologies utilisées sont potentiellement utilisables pour le traitement des boues de vidange. L'intérêt est de bénéficier de technologies maîtrisées de longue date dans leur conception et leur exploitation-maintenance. Le frein majeur reste cependant la nécessité de les adapter aux contextes locaux et aux boues de vidange, puisque cette mise au point nécessaire n'a été que peu réalisée jusqu'à présent. Les paragraphes suivants présentent les technologies les plus classiques.

5.4.1 Digestion anaérobie

La digestion anaérobie permet de transformer la matière organique en biogaz d'une part et en digestat d'autre part. Le biogaz est un mélange principalement constitué de méthane et de dioxyde de carbone. Le digestat est un produit relativement bien stabilisé biologiquement, susceptible de pouvoir enrichir les sols. Les chapitres 3 et 10 présentent plus en détail les points clefs concernant le biogaz.

Les conditions pour la digestion anaérobie sont obtenues avec des dispositifs étanches à l'air. La digestion anaérobie est largement utilisée en épuration des eaux pour le traitement des boues primaires et des boues secondaires. La biofiltration sur boues anaérobies (UASB), les réacteurs anaérobies compartimentés et les filtres anaérobies font aussi partie des technologies de traitement anaérobie. Ce type de traitement est bien connu pour les effluents industriels et les charges élevées (par exemple pour les industries agroalimentaires, Arthur *et al.*, 2010). La digestion anaérobie décentralisée est largement pratiquée à travers l'Asie, notamment pour la digestion des fumiers animaux, avec ou sans ajouts de matière fécale humaine (Kootatsep *et al.*, 2004). Néanmoins ces technologies restent peu développées à un niveau plus centralisé en milieu urbain, d'où leur potentiel de développement dans le futur.

Les principaux paramètres de dimensionnement des digesteurs anaérobies sont le temps de séjour hydraulique, la température et le mode d'alimentation. Les conditions influençant la conception et l'exploitation-maintenance de ces dispositifs sont caractérisées par les paramètres suivants :

- Temps de séjour des boues ;
- Temps de séjour hydraulique ;
- Température ;
- Alcalinité ;
- pH ;
- Toxiques et substances inhibitrices ;
- Biodisponibilité des nutriments ;
- Éléments traces.

Le dimensionnement d'un réacteur anaérobie est basé sur le rapport entre la charge organique entrante et le temps de séjour des boues, pour atteindre un niveau de dégradation donné. Pour

les technologies sans recirculation ni stockage, le temps de séjour des boues est assimilable au temps de séjour hydraulique (par exemple pour les réacteurs de type piston). La chaîne de réactions pour la digestion anaérobie est directement liée au temps de séjour et sa modification entraîne une variation dans les performances de l'hydrolyse, de l'acidification, de la fermentation et de la méthanogénèse (Metcalf et Eddy, 2003). Surveiller le temps de séjour réel est important, tout comme la température qui joue un rôle capital, en particulier sur le degré d'hydrolyse et de méthanisation. La température influence aussi les paramètres physiques et chimiques comme les échanges gazeux, la solubilité des sels et l'inactivation des agents pathogènes.

Expérience avec les boues de vidange

Quelques études ont été réalisées sur les performances de la digestion anaérobie des excreta et des boues de vidange. Pour les boues, Arthur *et al.* (2010) et Klingel *et al.* (2002) recommandent de réaliser au préalable un épaississement pour réduire le volume à traiter et diminuer ainsi la taille du digesteur. Pour les excreta frais, Daisy et Kamaraj (2011) rapportent une élimination significative des bactéries et des virus avec de longs temps de séjour. Song *et al.* (2012) indiquent une production de biogaz de 15 et 90 mL/g de BV à, respectivement, 15 et 30 °C. Néanmoins, cette production de biogaz ne représentait la digestion que de seulement 30 % des matières volatiles, pour un potentiel théorique de 50 à 60 %, ce qui indique que la production de biogaz mesurée est moindre que celle atteignable dans des conditions optimisées.

Avantages et inconvénients de la digestion anaérobie pour le traitement des boues de vidange

La digestion anaérobie permet de produire du biogaz en stabilisant les boues et réduisant leur volume et leur potentiel de nuisance olfactive. Par contre, son exploitation-maintenance implique un niveau élevé de compétence. L'inhibition des processus de digestion est un risque, en particulier avec des boues de vidange de natures variables et la présence possible de détergents et de métaux lourds. La faible utilisation de cette technologie pour le traitement des boues de vidange de type centralisé en milieu urbain est sans doute liée à un manque d'expérience et de capitalisation, et ce malgré un niveau de connaissance avancé dans le domaine de la digestion anaérobie en général.

5.4.2 Décanteur-digesteur

Un décanteur-digesteur (ou fosse Imhoff) est un ouvrage compact qui permet de combiner les phénomènes de décantation et de digestion anaérobie (figure 5.4). Cette technologie est bien connue pour l'épuration des eaux usées et a déjà été mise en œuvre pour le traitement des boues de vidange en Malaisie. Les décanteurs-digesteurs sont très souvent utilisés pour le traitement primaire des eaux usées, permettant la séparation liquide/solide et la digestion partielle des boues décantées. Les considérations présentées dans le paragraphe concernant la digestion anaérobie s'appliquent également ici.

L'ouvrage est un bassin relativement haut (jusqu'à neuf mètres en épuration des eaux) dans lequel les particules décantent et les gaz produits par la digestion remontent en surface. Il comporte une zone de décantation séparée de la zone de digestion par des cloisons inclinées (45 ° ou plus) qui permettent aux boues de glisser jusque dans la zone de digestion. Les remontées de

gaz entraînent des particules à la surface, formant une couche d'écume. Des tés et des cloisons sont utilisés pour éviter les écoulements préférentiels et piéger l'écume. Les boues s'accumulent dans la zone de stockage et de digestion où elles se digèrent, s'épaississent et se stabilisent partiellement. L'effluent a un temps de séjour court (2 à 4 heures) en zone de décantation, alors que les particules décantées sont stockées jusqu'à plusieurs années dans la zone de digestion. Le surnageant comme les boues décantées requièrent un traitement supplémentaire avant utilisation finale ou mise en décharge. Les boues peuvent ensuite être envoyées par exemple vers un lit de séchage non-planté pour un traitement ultérieur. L'effluent, quant à lui, pourra par exemple être traité par un filtre planté. Le décanteur-digester est intéressant lorsque les conditions ne sont pas favorables à la production de biogaz ou que l'espace disponible est faible.

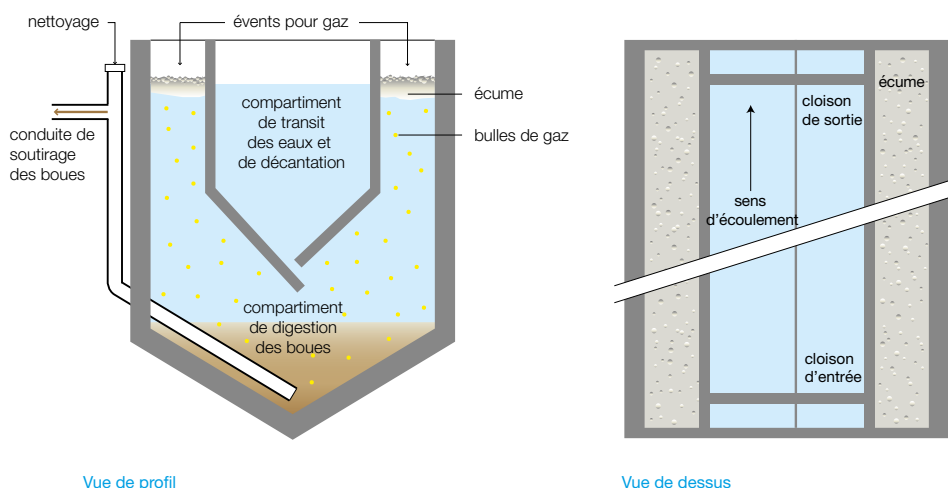


Figure 5.4 : Schéma de principe du décanteur-digester (Tilley et al., 2014).

Le dimensionnement de la zone de digestion dépend principalement de la température, du taux d'accumulation et de l'objectif de stabilisation des boues, qui est lié à leur fréquence de soutirage. Il correspond souvent à une durée de stockage des boues de 12 mois, ce qui permet un niveau de stabilisation suffisant. Elle peut être plus grande en climat froid, ce qui conduit à un plus grand volume de l'ouvrage.

La mise en œuvre est souvent réalisée en béton armé et enterrée. Elle peut néanmoins être réalisée en élévation pour rendre le soutirage des boues plus facile, par gravité. L'extraction des boues peut sinon être réalisée par une pompe fixe, par un camion de vidange ou par une pompe mobile (voir chapitre 4). Le niveau de remplissage de la zone de stockage des boues ne doit jamais être inférieur à 50 cm sous l'ouverture de la zone de décantation. Les zones pour la sortie des gaz et l'accumulation de l'écume sont localisées en périphérie, et des équipements pour le soutirage des boues doivent être installés (WSP 2007 ; voir figure 5.4). La mise en œuvre d'un dégrillage en entrée est recommandée pour éviter les dysfonctionnements liés à l'introduction de matériaux grossiers.

Avantages et inconvénients du décanteur-digesteur

En comparaison avec les bassins de décantation-épaississement, les principaux avantages du décanteur-digesteur sont sa compacité, le fait de ne gérer qu'un ouvrage unique, ainsi qu'une meilleure performance en termes de séparation liquide/solide. Les inconvénients possibles sont une plus grande difficulté d'exploitation-maintenance, un coût d'investissement plus grand - notamment à cause des cloisons -, et une difficulté liée à l'extraction des boues. L'exploitation-maintenance d'un décanteur-digesteur est simple mais requiert un certain niveau de compétence. Elle comprend le nettoyage des canaux, des parois de l'ouvrage et le soutirage des boues, dont la fréquence est estimée lors de la conception (Eawag *et al.*, 2010).

5.4.3 Incinération

L'incinération des boues constitue un mode de gestion qui met en œuvre la combustion des boues à des températures de 850 à 900 °C. Cela ne permet pas d'utiliser tout le potentiel de valorisation des boues, mais l'énergie dégagée par l'incinération peut être captée et réutilisée, comme par exemple dans les cimenteries (voir chapitre 10 ; Murray Muspratt *et al.*, 2014). Il est également possible de réutiliser la cendre produite, que ce soit pour recouvrir les matériaux fécaux des toilettes sèches ou encore dans le secteur de la construction. Elle peut aussi être mise en décharge. La cendre peut contenir un taux important de métaux lourds, selon son origine (Hall, 1999).

Les boues doivent être déshydratées préalablement à leur incinération. Leur stabilisation n'est pas nécessaire, voire contreproductive, puisqu'elle diminuerait le taux de matières volatiles (Metcalf et Eddy, 2003). Parmi les technologies d'incinération classiques figurent les unités à foyers multiples, les lits fluidisés et la co-incinération avec les déchets solides municipaux.

Avantages et inconvénients de l'incinération des boues

Les inconvénients sont le potentiel d'émission de polluants, le besoin en compétences avancées pour l'exploitation-maintenance, les coûts élevés, tant pour le fonctionnement que pour l'investissement, et la production de cendres résiduelles (Metcalf et Eddy, 2003). Les avantages résident dans la forte réduction volumique des boues et l'atteinte d'une désinfection totale.

5.4.4 Traitements mécaniques

La déshydratation et l'épaississement mécanique peuvent être réalisés en préalable à un traitement ultérieur, lorsqu'il nécessite des volumes de boues réduits, ou alors en aval d'une étape précédente d'épaississement par des procédés comme la centrifugation ou le pressage.

Les quatre technologies couramment utilisées pour la déshydratation des boues d'épuration sont le filtre à bandes, la centrifugeuse, le filtre presse et la presse à vis. Il existe peu d'exemples dans la littérature de l'utilisation de ces technologies pour les boues de vidange, mais le potentiel d'adaptabilité semble important. En Malaisie, la centrifugation est utilisée pour déshydrater les boues de vidange là où l'espace manque, après dégrillage et ajout de floculant.

Ces technologies sont présentées ci-dessous. Pour chacune, l'ajout de floculant est recommandé pour améliorer l'efficacité de la séparation liquide/solide. Même si elles sont bien connues

pour les boues d'épuration, des mises au point restent nécessaires avant qu'il soit possible de définir des bases de conception et d'exploitation-maintenance pour leur utilisation avec des boues de vidange.

Filtre à bandes

Son principe consiste à presser la matière entre deux bandes pour en extraire l'eau. Le principal inconvénient par rapport aux autres technologies mécaniques est la forte capacité d'exploitation-maintenance requise ainsi que la difficulté de contrôler les odeurs. La technologie est constituée de :

- une zone d'égouttage où les boues floculées sont déposées, puis déplacées sur une bande poreuse mobile ;
- une zone de presse où une seconde bande vient appuyer sur la partie supérieure des boues jusqu'à une pression pouvant atteindre 7 bars ;
- une zone dans laquelle les bandes se séparent et les boues déshydratées sont libérées.

Centrifugeuse

Cette technologie déshydrate les boues par l'effet de la force centrifuge, via un cylindre en rotation autour d'un axe horizontal dans lequel elles sont introduites. Les boues préalablement floculées sont injectées au centre du cylindre, puis se répandent sur la surface par l'effet de la centrifugation. Une vis d'Archimède récupère les liquides du côté de l'entrée des boues, et une autre récupère les boues séchées de l'autre côté. Le principal inconvénient de la centrifugeuse est sa consommation énergétique.

Filtre presse

Cette technologie permet de presser les boues entre de multiples parois verticales poreuses disposées les unes devant les autres, entre 2 supports horizontaux. Les boues sont introduites au sein du dispositif sur lequel une forte pression est appliquée (jusqu'à 15 bars), ce qui entraîne l'écoulement d'un percolat à travers les parois poreuses jusqu'à une ouverture pratiquée dans le support inférieur.

Presse à vis

La presse à vis est constituée d'une vis tournante placée au sein d'un cylindre poreux. Les boues sont introduites à l'extrémité et mises sous pression par la vis, ce qui permet leur essorage et entraîne l'écoulement du percolat à travers les pores du cylindre. Les boues déshydratées sont transportées à l'autre extrémité où elles sont récupérées. La presse à vis est un mode de déshydratation à coûts d'investissement et de fonctionnement relativement faibles, requérant un niveau d'exploitation-maintenance bas. La performance de déshydratation est néanmoins plus basse que celle obtenue avec les autres équipements mécaniques.

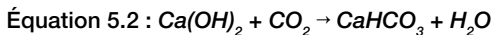
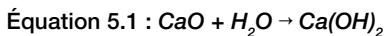
Avantages et inconvénients de la déshydratation mécanique

En comparaison avec les technologies extensives, les technologies mécaniques présentent l'inconvénient d'être coûteuses à l'investissement et au fonctionnement, et d'être dépendantes

de l'approvisionnement en électricité et en floculant. Elles présentent par contre de nombreux avantages, comme leur compacité et la rapidité de la déshydratation. L'adaptation de ces technologies aux boues de vidange nécessite l'avis des fabricants et des spécialistes, ainsi que des tests pilotes.

5.4.5 Ajout de chaux

La chaux est utilisée dans le traitement des boues d'épuration pour diminuer les odeurs et réduire les germes pathogènes ainsi que la matière organique. Elle peut aussi servir d'adjuvant pour la précipitation des métaux et du phosphore (Mendez *et al.*, 2002). En ce qui concerne les boues de vidange, elle a été utilisée aux Philippines (étude de cas 5.3). Le mécanisme de désinfection repose sur la montée du pH, de la température (réactions d'oxydation exothermiques) et de la concentration en azote ammoniacal pendant la stabilisation alcaline (Pescon et Nelson, 2005). L'efficacité augmente avec le temps de séjour et la quantité de chaux injectée. Tous les composés chimiques avec une alcalinité élevée sont souvent assimilés à de la chaux, néanmoins on la rencontre le plus souvent sous forme de chaux vive (CaO , produit dérivé de la calcination à haute température du calcaire) et de chaux éteinte (Ca(OH)_2 - appelée aussi « chaux hydratée » ou « hydroxyde de calcium ») obtenue en hydratant la chaux vive (équation 5.1).



La formation de CaHCO_3 (équation 5.2) génère des conditions de pH élevé qui stoppent ou retardent la dégradation microbienne de la matière organique (Turovskiy et Mathai, 2006). Pour atteindre les meilleurs résultats à un coût optimal, il est important de considérer plusieurs paramètres comme les caractéristiques des boues, le dosage en chaux, le temps de contact et le pH (Turovskiy and Mathai, 2006).

Un avantage supplémentaire de la chaux est la possible précipitation des métaux lourds. Par contre, l'effet désinfectant de la chaux limite également la capacité des boues à composter ou interagir plus tard avec le sol. De plus, la sécurité dans son emploi est un point important : la chaux étant corrosive pour la peau, les yeux et les poumons, un équipement de protection individuelle (EPI) adapté est essentiel (voir aussi l'étude de cas 5.3). La chaux doit également être tenue au sec et à l'écart du feu.

Avantages et inconvénients du traitement par la chaux

Les principaux inconvénients de cette technique sont le besoin en consommables (chaux) et la conservation nécessaire en zone sèche. Une reprise des germes pathogènes est aussi un risque. La chaux est un matériau alcalin qui réagit fortement avec l'humidité, générant un risque pour les yeux, la peau et le système respiratoire. Un personnel qualifié est donc nécessaire, avec l'usage des équipements de protection adaptés et le respect des procédures de sécurité.

Étude de cas 5.3 : Stabilisation par la chaux aux Philippines, vallée de San Fernando. (Adapté de Robbins, 2009).

En juin 2008, les ingénieurs des services de la santé, de la planification, de l'environnement et de l'ingénierie de la ville de San Fernando ont démarré un projet pilote pour déterminer l'efficacité de l'apport de chaux dans le traitement des boues de vidange des fosses septiques aux Philippines (Robbins, 2009). Le traitement par la chaux était déjà considéré officiellement comme une technique adaptée par le département de la santé des Philippines, mais n'avait jamais été testé auparavant.

Une fosse de mélange a été réalisée sur le site expérimental pour recevoir un volume de 5 m³. Le site de test répondait aux critères suivants : 1) situé suffisamment loin des zones résidentielles, 2) nappe d'une profondeur de 25 m au minimum et 3) sol imperméable (pour réduire les coûts d'une imperméabilisation). La fosse de mélange creusée dans le sol argileux en place mesurait 1,5 mètre de profondeur pour 3 mètres de large et 4 mètres de long.

Les boues acheminées par camion ont été dépotées en une fois dans la fosse avant d'être mélangées à la chaux. Cette dernière, acheminée en sac de 50 kg, a été déversée manuellement avec précaution, une pelletée à la fois, par les manutentionnaires portant des masques de protection. Le mélange a lui aussi été réalisé manuellement, pendant 30 minutes, avec de grandes pagaies en bois (alors qu'un petit mélangeur d'une puissance de 3 chevaux était disponible). Cette durée de mélange s'est avérée suffisante pour maintenir les conditions de désinfection suivantes (mesurées simplement à l'aide d'un chronomètre et d'un pH-mètre portatif) : 30 min à pH 12, 60 min à pH 11,5, 120 min à pH 11. La vitesse d'augmentation du pH est liée à la charge volumique de chaux utilisée, à sa qualité et à l'efficacité du mélange. Les essais de San Fernando ont permis de montrer que 50 kg de chaux pour 5 m³ de boues de vidange étaient suffisants pour générer les conditions de traitement adéquates (pH 11 pendant 2 heures). À l'issue des tests, une désinfection totale était atteinte, ainsi qu'une séparation liquide/solide intéressante. Les autres paramètres mesurés, comme les métaux lourds, ont montré des niveaux inférieurs aux limites imposées par le département de la santé des Philippines.

Une fois le processus terminé, le pH est redescendu au neutre. Après 24 heures, la fraction liquide a pu être siphonnée vers une lagune d'où elle pouvait être utilisée pour l'irrigation agricole ou paysagère. La fraction solide pouvait être utilisée telle que, comme amendement de sol ou bien séchée en vue d'une utilisation comme couverture dans un centre d'enfouissement des déchets.

À San Fernando, le coût d'un sac de 50 kg de chaux hydratée était de 455 pesos des Philippines (9 USD) livraison incluse. En prenant en compte 2 employés, le suivi, l'excavation et quelques coûts divers, le prix de revient était d'environ de 200 pesos des Philippines par mètre cube de boues de vidange. Les résultats atteints, le coût et la facilité de mise en œuvre font du traitement par addition de chaux une technique possible pour le traitement des boues de vidange jusqu'à des volumes de 15 m³.

5.5 TECHNOLOGIES POTENTIELLES

L'innovation dans les technologies de traitement fait l'objet de nombreuses recherches. Vu l'accent mis par nombre d'entre elles sur la valorisation, ce chapitre est fortement lié au chapitre 10 « Destination finale des produits issus du traitement ».

5.5.1 Vermicompostage

Les vers de terre, membres de la famille des oligochètes, s'avèrent très efficaces pour réduire les déchets organiques. On peut citer par exemple la vermifiltration utilisée pour traiter les eaux usées domestiques à travers un substrat inoculé en vers de terre (Zhao *et al.*, 2010). Les vers semblent fonctionner en synergie avec les communautés bactériennes épuratrices du filtre, ce qui est très

intéressant. Les vers ne pourraient pas survivre dans un milieu constitué de fèces fraîches uniquement, car ils ont besoin d'un support, qui peut être une couche de sol ou du vermicompost. Le vermicompostage n'est généralement pas fiable pour la désinfection, sauf dans certaines conditions. Rodríguez-Canchéa *et al.* (2010) ont observé une élimination des œufs d'helminthe à travers des tests de vermicompostage sur des boues de fosse septique. Un niveau de désinfection permettant la réutilisation en agriculture est en effet observé après 60 jours à partir de l'inoculation initiale en vers. Les coliformes fécaux, salmonelles et œufs d'helminthe ont été éliminés pour des niveaux atteints de, respectivement, < 1 000 MPN/g, < 3 MPN/g et < 1 œuf d'helminthe viable/g (par rapport au poids sec).

Avantages et inconvénients du vermicompostage

De manière générale, les avantages et inconvénients du vermicompostage sont similaires à ceux du cocompostage. Néanmoins, ne générant pas les températures thermophiles du cocompostage, le vermicompostage implique des traitements ultérieurs pour atteindre un niveau de désinfection poussé. La technologie est, de plus, encore en développement. Les vers peuvent être sensibles à des toxiques (ou de trop fortes concentrations en général). La durée pour atteindre un compost mature est plus longue qu'avec un compostage thermique classique. Par contre, la production de vers peut être économiquement intéressante si la demande existe.

5.5.2 Mouches soldats noires

Les mouches soldats noires (*Hermetia illucens*), originaires d'Amérique, sont largement présentes en climats tempérés et chauds. Elles se nourrissent de matière organique en décomposition, que sont par exemple les plantes, les fruits ou les fumiers. Elles ont été utilisées dans un cadre expérimental pour la dégradation des déchets organiques municipaux, des fumiers animaux et des boues de vidange (Diener *et al.*, 2009 et 2011 ; Qing *et al.*, 2011). Le procédé de traitement repose sur le cycle naturel de développement des mouches qui ne se nourrissent que pendant leur stade larvaire, puis se déplacent pour la nymphose pour se muer au stade adulte, pendant lequel elles ne consommeront plus de nourriture. Par conséquent, les mouches n'étant plus attirées par la matière organique lorsqu'elles sont en mesure de voler, le risque pour qu'elles deviennent un vecteur de transmission infectieuse reste très faible (Sheppard *et al.*, 1994). Durant le stade larvaire, les mouches dégradent la matière organique et les nutriments (azote et phosphore) de manière rapide et jusqu'à 75 % (Diener *et al.*, 2009). Cette étape larvaire peut durer de 2 semaines à 4 mois selon la disponibilité en nourriture, ce qui permet d'envisager le traitement des déchets, même avec un rythme d'approvisionnement discontinu.

Les mouches soldats noires ont montré une croissance adéquate sur des boues de vidange. Diener *et al.* (2009) constatent néanmoins qu'une masse larvaire plus grande était obtenue avec un substrat de boues de vidange mélangées à des déchets organiques municipaux. Le développement des larves peut être économiquement intéressant pour l'alimentation animale (voir chapitre 10). La fraction résiduelle de matière non-consommée par les mouches doit être traitée ultérieurement, par compostage ou digestion anaérobie par exemple, et peut être utilisée comme amendement de sol.

Le niveau de connaissance est essentiellement expérimental, mais le marché semble commencer à se développer. Par exemple, la société Biocycle travaille au développement d'un modèle

économique basé sur la collecte des déchets humains, le développement et la vente des larves (<http://www.thebiocycle.com/>). Ses coûts de fonctionnement bas et son potentiel économique élevé (poudre de larves séchées comme source de protéine) font de cette technologie une solution prometteuse. Des questions techniques et entrepreneuriales doivent néanmoins encore trouver des réponses.



Figure 5.5 : Mouches soldats noires préparant leur nymphose (photo : Stefan Diener).

Avantages et inconvénients des mouches soldats noires

Un avantage de la technique pour le traitement des boues de vidange est qu'elle peut être mise en œuvre avec ou sans déchet organique et à petite échelle. Elle permet de générer des revenus pour de petits entrepreneurs avec un investissement minimal. Néanmoins, les expériences à grande échelle dans les pays à revenu faible ou intermédiaire manquent encore, ce qui ne permet pas de recommander des règles pour la conception et l'exploitation-maintenance dans le cadre du traitement des boues de vidange (Diener *et al.*, 2011).

5.5.3 Traitement à l'ammoniaque

La désinfection peut être obtenue par un traitement à l'ammoniaque. L'efficacité de NH_3 a été démontré sur de nombreux microorganismes, bactéries, virus et parasites (Jenkins *et al.*, 1998 ; Pescon et Nelson, 2005). Le principe de l'action réside dans la pénétration de l'ammoniaque dans la cellule biologique pour s'associer aux protons intercellulaires et former l'ion ammonium (NH_4^+), perturbant ainsi le fonctionnement de l'organisme (Park et Diez-Gonzalez, 2003). L'ajout d'ammoniaque dans les boues est déjà utilisé pour les boues d'épuration, où il est communément appelé « stabilisation alcaline » (Allievi *et al.*, 1994 ; Mendez *et al.*, 2002).

Des expériences ont été conduites récemment pour évaluer la désinfection d'excreta par l'ammoniaque, à partir d'urines collectées séparément puis mélangées avec des boues de vidange (car l'urine présente un taux d'ammoniaque élevé, voir chapitre 2). Le traitement de boues de vidange faiblement ammoniaquées peut être amélioré en ajoutant de l'urée synthétique.

Avantages et inconvénients du traitement à l'ammoniaque

L'ammoniaque requiert des conditions de stockage et de manutention moins contraignantes comparées à l'usage de la chaux. Elle semble particulièrement intéressante dans les situations où des toilettes à séparation d'urine existent. Utiliser de l'urée synthétique entraîne une augmentation des coûts, ce qui est susceptible de réduire la viabilité économique de la technique. Un

autre désavantage est lié à la stabilité de l'azote dans les produits issus du traitement, l'optimum de réutilisation des nutriments pouvant ne pas être atteint.

Étude de cas 5.4 : Désinfection par l'ammoniaque ; élimination des *Ascaris* du projet Safe Sludge.

Afin d'évaluer l'effet désinfectant de l'ammoniaque, Fidjeland *et al.* (2013) ont mesuré la viabilité des œufs d'*Ascaris* dans des échantillons de boues de vidange sous différentes concentrations d'ammoniaque et températures. Une réduction de la viabilité des œufs de 99,9 % a été atteinte en un mois et demi en utilisant des concentrations en ammoniaque au-dessus de 170 mM, à une température de 23 °C, ce qui correspondait à un volume d'eau de chasse de 2 L par personne et par utilisation. Pour des volumes de 6 L par personne et par utilisation, les concentrations en ammoniaque obtenues étaient moindres (44 mM), et 6 mois étaient nécessaires à une température de 23 °C. Avec l'élévation en température, l'inactivation des œufs d'*Ascaris* est plus rapide et le besoin en ammoniaque est moindre. Avec des toilettes étanches à l'air et des volumes de chasse faibles, la quantité intrinsèque d'ammoniaque dans l'urine peut être suffisante pour désinfecter les boues de vidange produites sans autre traitement additionnel.

Dans un autre projet appelé « Safe Sludge » (« boues sans danger ») conduit entre mai 2011 et mars 2013, l'objectif était d'obtenir une désinfection des boues de vidange à partir de l'ammoniaque naturellement contenue dans l'urine récoltée dans des toilettes sèches à séparation d'urine (UDDT). Les boues utilisées pour le test, en provenance de ces mêmes toilettes, étaient nettement plus déshydratées que les boues de vidange classiques. L'expérience montre un effet efficace de l'urine sur ces boues de toilettes à séparation, avec un meilleur temps de contact entre fèces et ammoniaque et sans besoin d'ajout d'urée synthétique. L'uréase étant une enzyme qui devient inactive à un pH supérieur à 9, le procédé de désinfection du projet Safe Sludge nécessite deux étapes : une première mise en contact de 4 heures entre urine et fèces pour hydrolyse de l'urée, puis l'ajout d'un agent alcalin (hydroxyde de calcium) pour permettre la transformation en ammoniaque.

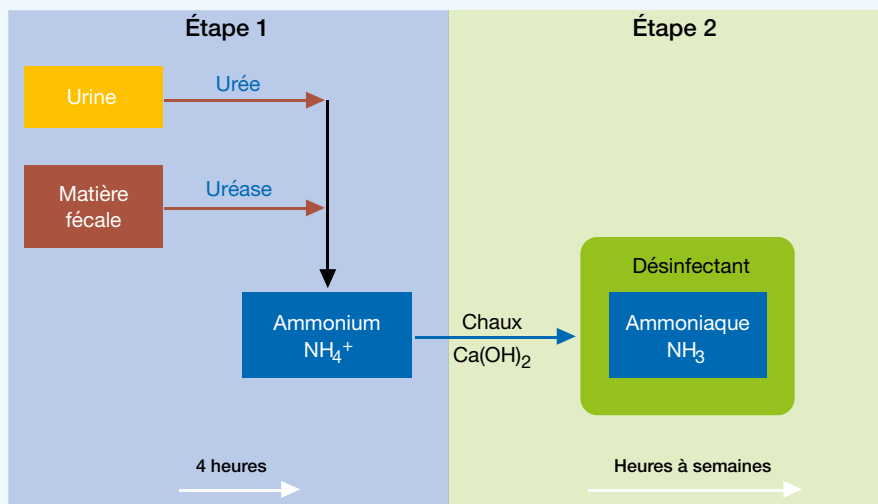


Figure 5.6 : Les 2 étapes du procédé de désinfection du projet Safe Sludge : hydrolyse de l'urée catalysée par l'uréase (jusqu'à 4 heures), puis ajout de chaux pour augmenter le pH et permettre la transformation de l'ammonium en ammoniaque (temps de désinfection estimé : quelques heures à quelques semaines).

Figure adaptée de <http://forum.susana.org> (2013).

5.5.4 Séchage thermique et granulation

Le séchage thermique permet d'extraire toutes formes de liquide des boues (voir chapitre 3). Utilisée depuis longtemps pour la déshydratation des boues d'épuration, cette technologie a été adaptée et améliorée pour l'industrie (par exemple l'industrie papetière). Plusieurs types de dispositifs existent, tous basés sur le principe d'une évaporation accélérée par l'apport de chaleur. Les produits issus du traitement sont stables, sous forme granulaire, ce qui facilite leur stockage et leur transport.

Les séchoirs directs et indirects sont aussi appelés respectivement « séchoirs par contact » et « à convection » (Lowe, 2007). Ils nécessitent une première étape de déshydratation lorsque les boues sont trop humides. Les séchoirs directs se caractérisent par le contact entre l'air ou les gaz chauds avec les boues, alors que les séchoirs indirects utilisent un échangeur de chaleur pour chauffer les boues. Dans ce dernier cas, le porteur de chaleur est souvent une huile ou une vapeur, qui n'aura pas besoin d'être nettoyé après utilisation puisqu'il n'est pas en contact direct avec les boues. Dans les deux cas, le fluide calorifique, souvent la vapeur d'eau, doit être collecté et transporté à travers le procédé. Un traitement des gaz peut être requis selon les niveaux d'exigence environnementaux locaux, de manière moindre dans le cas des séchoirs indirects.

Avantages et inconvénients du séchage thermique

Le séchage thermique permet une très importante réduction des volumes et des pathogènes. Les boues sèches issues du traitement sont faciles à manipuler et à vendre. Elles peuvent être par exemple utilisées comme amendement de sol (voir chapitre 10). Les principaux inconvénients sont les coûts, la dépendance énergétique ainsi que le risque d'incendie ou d'explosion lié à l'utilisation de gaz et de poussières. L'équipement nécessite, de plus, un haut niveau de maintenance.

La granulation associe déshydratation mécanique et séchage thermique. Les granulés peuvent être utilisés comme combustibles ou amendement de sol. Ils sont relativement faciles à manipuler et à vendre.

Les études de cas 5.5 et 5.6 montrent des exemples de granulation pour produire des boues traitées à utiliser comme amendement de sol.

Étude de cas 5.5 : Granulation pour l'amendement de sol.

(Adapté de Nikiema *et al.*, 2013).

Une expérience au Ghana a consisté à granuler 5 différents types de boues de vidange, avec un dispositif de granulation local (une version du granulateur 380V). Les boues de vidange utilisées étaient issues d'une filière de traitement de lits non-plantés et de cocompostage, obtenues par un mélange composé à 1:2 de boues de toilettes publiques et de boues de fosses septiques (Nikiema *et al.*, 2013). Les paramètres de caractérisation des boues avant granulation étaient le taux d'humidité (10 à 55 % en masse) ainsi que le type et la concentration de liant (argile ou amidon, 0 à 10 % en masse). Les paramètres suivis après granulation étaient la quantité de granulés générés, leur longueur et leur tenue mécanique.

L'amidon de manioc s'est avéré un meilleur liant que l'argile. Pour obtenir des granulés optimaux, Nikiema *et al.* (2013) recommandent de prétraiter l'amidon par l'ajout d'eau chaude (85 ± 5 °C), de le mélanger manuellement pendant le séchage, puis de l'ajouter aux boues séchées à hauteur de 3 %.

Étude de cas 5.6 : Granulateur LaDePa de Durban, Afrique du Sud.

Le granulateur LaDePa (*Latrine Dehydration and Pasteurisation*) est un autre dispositif de granulation de boues de vidange développé par le département Eau et Assainissement de l'université eThekweni (Durban, Afrique du Sud) avec la société partenaire Particle Separation Systems. Destiné au traitement de boues de latrines à fosse simple, il consiste en l'association de plusieurs étapes thermiques et mécaniques. Les déchets grossiers sont tout d'abord retirés des boues déshydratées par un système de vis. Les boues sont ensuite déposées sur une courroie en mouvement. Les granulés sont séchés par de l'air à 100 °C (dispositif appelé « Parsep dryer ») et les germes pathogènes traités par des ondes infrarouges diffusés par des radiateurs.

La consommation énergétique est importante, mais, ramenée à l'équivalent-habitant, elle ne correspond qu'à 50 % du besoin en traitement d'une boue activée. Après une période de mise au point et d'optimisation, le LaDePa est aujourd'hui disponible sur le marché sous forme modulaire (en container) pour pasteuriser jusqu'à 80 à 90 % des boues entrantes ayant un taux de 20 à 35 % de siccité initiale. Les granulés produits peuvent être utilisés comme combustibles ou amendement de sol.

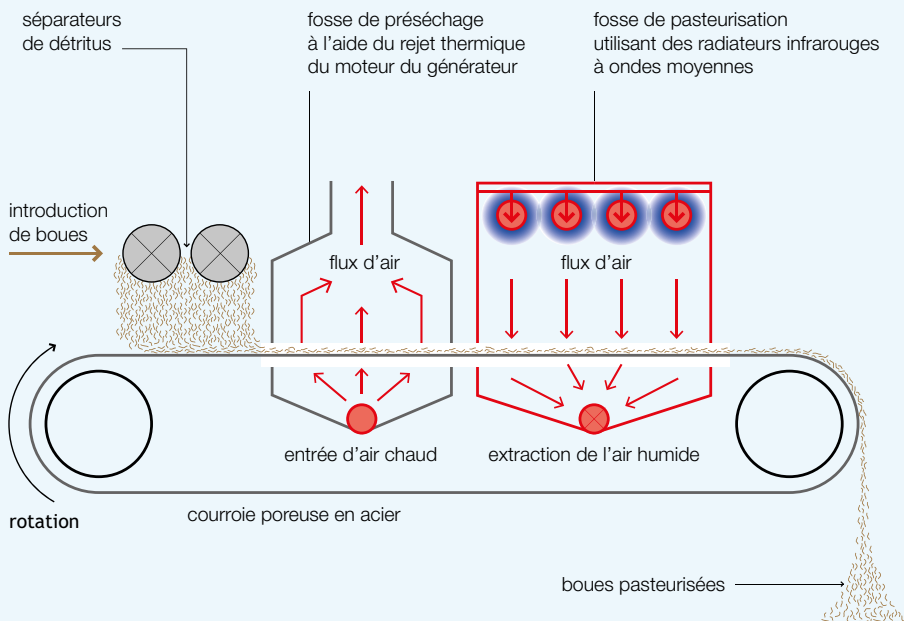


Figure 5.7 : Schéma de principe du dispositif LaDePa, conçu pour traiter les boues de latrines à fosse simple sans dégrillage préalable. Cela constitue un avantage certain, car ces boues-là sont habituellement très chargées en déchets grossiers non-organiques (voir aussi le chapitre 2, paragraphe 2.9.7), qui compliquent le traitement et la valorisation du produit final.

Avantages et inconvénients de la granulation

Les principaux avantages de ces technologies sont leur compacité, leur robustesse et leur mobilité. À cela s'ajoute, selon le type de procédé utilisé, la production de granulés désinfectés et utilisables sans danger en agriculture. Les granulés peuvent aussi être utilisés comme combustibles dans l'industrie, ce qui ne nécessite pas de désinfection préalable. Par contre, les coûts

d'investissement et de fonctionnement (énergie notamment) ainsi que les compétences spécialisées requises sont importants, en particulier pour réparer le dispositif en cas de problème. Ces technologies sont aussi dépendantes de l'énergie extérieure.

5.5.5 Séchage solaire

Le séchage solaire est utilisé depuis le ^{xix}^e siècle en Europe et aux États-Unis pour le séchage des boues d'épuration (Hill et Bux, 2011). La technologie est souvent mise en œuvre à travers des serres aux cloisons transparentes, qui recouvrent des bassins en béton. Les boues sont épanchées dans ces bassins pour un séchage de 10 à 20 jours. Les dispositifs peuvent être conçus pour une alimentation en boues en continu ou bien de manière séquencée. Ils comportent des équipements de contrôle des conditions dans les serres, comme par exemple la ventilation, le brassage d'air et la température. Les principales variables influençant l'évaporation sont le niveau de radiation solaire, la température de l'air et le niveau de ventilation. La concentration des boues entrantes et la qualité du brassage de l'air sont aussi des facteurs d'influence (Seginer et Bux, 2005). Dans les serres, les rayons à faible longueur d'onde, notamment les UV, sont bloqués par les parois, ce qui réduit l'élimination des germes pathogènes, en particulier les coliformes fécaux qui sont très sensibles aux UV (Shanahan *et al.*, 2010). Des siccités finales de 40 % (après 12 jours de séchage) à 90 % (après 20 jours) ont été rapportées, respectivement, par Shanahan *et al.* (2010) et par Hill et Bux (2011).

Avantages et inconvénients du séchage solaire

Les principaux avantages de cette technologie sont le faible besoin en énergie, la relative simplicité de la technologie, les coûts d'investissement faibles et le fort potentiel de déshydratation. Les inconvénients sont le besoin en surface et l'emploi de moyens mécaniques pour retourner les boues et ventiler les serres. Bien que des essais soient aujourd'hui en cours, le niveau d'expérience actuel ne permet pas de recommander des règles pour la conception et l'exploitation-maintenance de cette technologie pour le séchage de boues de vidange, dans les contextes des pays à revenu faible ou intermédiaire.

5.6 CHOISIR UNE TECHNOLOGIE DE TRAITEMENT

Ce chapitre a présenté un panorama des technologies de traitement. Le choix du traitement ou de la filière de traitement (association de technologies) le plus adapté au contexte dépend de plusieurs facteurs et est, de surcroît, compliqué par le manque de retour d'expérience concernant l'exploitation-maintenance sur le long terme.

Un diagramme pour la sélection de la filière de traitement adaptée ainsi qu'un mémo pour la planification GBV de A à Z sont présentés au chapitre 17, pour appuyer le processus de décision. En complément, l'encadré 5.1 illustre une méthode de comparaison des coûts des technologies de traitement.

Encadré 5.1 : Comparaison des coûts des technologies de traitement.

Linda Strande

La partie du livre consacrée à la planification présente les étapes nécessaires au processus de décision, le chapitre 17 (Planification d'un système intégré de GBV) synthétisant ces étapes dans un diagramme pour la sélection de la filière de traitement (figure 17.10) ainsi que dans le mémo pour la planification GBV de A à Z (tableau 17.1). Les chapitres 12 et 13 présentent par ailleurs les différentes possibilités d'organisation et de fonctionnement au niveau financier.

La comparaison des coûts ne peut être effectuée qu'à partir d'une approche intégrée prenant en compte les paramètres relatifs à l'organisation et à la planification de la filière, qui eux-mêmes impactent les coûts. Ceux-ci doivent aussi être comparés en termes de cycle de vie, c'est-à-dire sur la durée de vie des ouvrages, en intégrant les dépenses de fonctionnement globaux (par exemple : transport, exploitation-maintenance, renforcement des capacités, développement institutionnel). « Qui paye et comment ? » sont des questions également essentielles : le meilleur choix n'est pas forcément le moins coûteux, mais il peut être celui qui donnera le plus de garanties au niveau des ménages, de la couverture du service de vidange et du niveau de recouvrement des charges (voir paragraphe 17.4). Le succès d'une stratégie GBV dépend aussi de la capacité des parties prenantes à mettre en œuvre concrètement les mécanismes financiers prévus et à exploiter correctement la station de traitement.

L'évaluation des coûts des technologies GBV est actuellement pénalisée par le manque de données à grande échelle sur le long terme, ce qui implique, en attendant des prochains retours d'expérience, de travailler sur des estimations réalistes. La diversité des coûts d'un contexte à un autre est également un élément à prendre en compte.

L'évaluation du coût d'une installation sur toute sa durée de vie utilise la notion d'annualisation, qui peut être traduite à travers les deux expressions suivantes :

1. La valeur actuelle nette (VAN), qui convertit le montant des coûts d'investissement et des coûts de fonctionnement sur toute la durée de vie de l'ouvrage en une valeur actualisée unique, qui correspond au montant total nécessaire au départ pour couvrir l'ensemble des dépenses futures liées à l'infrastructure. Plus cette valeur est grande, plus la technologie est coûteuse. Cette valeur est intéressante pour comparer des infrastructures avec des durées de vie équivalentes.
2. Le coût équivalent annuel (CEA), qui convertit le montant des coûts d'investissement et des coûts de fonctionnement sur toute la durée de vie de l'ouvrage en une annuité équivalente, c'est-à-dire en un montant annuel équivalent. La CEA et la VAN sont les expressions de la même réalité (et peuvent être convertis l'un en l'autre), le CEA permettant cependant une comparaison plus simple des infrastructures présentant des durées vie différentes. Le coût annuel total (CA_o) est calculé en ajoutant au coût de fonctionnement annuel l'annuité correspondant à l'investissement initial, qui est obtenue à partir de l'équation 5.3 en tenant compte du taux d'intérêt :

$$\text{Équation 5.3 : } CA_o = -I_o \left[\frac{(1+i)^{n_o} \times i}{(1+i)^{n_o} - 1} \right] - F_o$$

Où :

CA_o = montant de l'annuité équivalente d'une infrastructure (USD/habitant/an).

I_o = coût d'investissement initial (USD/habitant).

n_o = durée de vie de l'infrastructure (années).

i = taux d'intérêt réel.

F_o = coût de fonctionnement annuel de l'infrastructure (USD/habitant/an).

L'assiette de la comparaison est aussi une question importante, les coûts d'un traitement pouvant être ramenés par exemple aux coûts par tonne de matières solides traitées ou aux coûts par usager du service GBV. Un exemple en est donné par Steiner *et al.* (2002) dans le cadre d'une expérimentation sur les lits plantés, menée en Thaïlande par Koottatep *et al.* (2001) et Surinkul (2002). Les coûts annualisés, construction et entretien pendant la phase pilote comprises, étaient estimés à 1 500 USD/an, ce qui peut être traduit par 0,95 USD par habitant desservi ou 186 USD par tonne de matière solide traitée. Les coûts de fonctionnement à plus long terme (par exemple faucardage des plantes, curage des boues) n'avaient pas été considérés dans cette analyse, mais pourraient être ajoutés de manière estimative. Cette estimation ne concernait toutefois que l'étape de traitement de la filière GBV, donc sans prise en compte des autres éléments du système (dispositif d'assainissement au niveau domestique, service de vidange et évacuation des boues, ou encore valorisation des produits après traitement).

Une évaluation plus complète de la filière GBV a été réalisée par Dodane *et al.* (2012), qui la compare avec le coût du système d'assainissement égouts-station (comparaison résumée dans le tableau 5.2). Cette analyse a été conduite en parallèle sur les deux systèmes d'assainissement en place à Dakar, en considérant les filières dans leur globalité et en distinguant les entités qui payent et pour quel service (par exemple, le ménage, le gouvernement, le secteur privé).

Tableau 5.2 : Comparaison financière entre les systèmes d'assainissement, GBV et égouts-station, qui existent en parallèle à Dakar, Sénégal (Dodane *et al.*, 2012).

COÛTS D'INVESTISSEMENT ANNUALISÉS (PAR HABITANT ET PAR AN)									
	SYSTÈME ÉGOUTS-STATION				GESTION DES BOUES DE VIDANGE (GBV)				
	MÉNAGE	ONAS	RÉUTI-LISATEUR	TOTAL	MÉNAGE	C&T	ONAS	RÉUTI-LISATEUR	TOTAL
Connexion du ménage ¹	0,00	-4,98	0,00		-2,74	0,00	0,00	0,00	
Collecte et transport ²	0,00	-30,20	0,00		0,00	-0,28	0,00	0,00	
Traitement ³	0,00	-7,49	0,00		0,00	0,00	-1,03	0,00	
Total	0,00	-42,66	0,00	-42,66	-2,74	-0,28	-1,03	0,00	-4,04
COÛTS DE FONCTIONNEMENT ANNUELS (PAR HABITANT ET PAR AN)									
	SYSTÈME ÉGOUTS-STATION				GESTION DES BOUES DE VIDANGE (GBV)				
	MÉNAGE	ONAS	RÉUTI-LISATEUR	TOTAL	MÉNAGE	C&T	ONAS	RÉUTI-LISATEUR	TOTAL
Collecte et transport ⁴	0,00	-6,64	0,00		-5,00	0,26	0,00	0,00	
Redevance assainissement ⁵	-2,00	2,00	0,00		-2,00	0,00	0,00	0,00	
Traitement ³	0,00	-6,46	0,00		0,00	0,00	-0,84	0,00	
Valorisation ⁶	0,00	1,13	-0,01		0,00	0,00	0,01	-0,01	
Total	-2,00	-9,97	-0,01	-11,98	-7,00	0,26	-0,83	-0,01	-7,58
COÛTS ANNUALISÉS COMBINÉS (PAR HABITANT ET PAR AN)									
Total	-2,00	-52,63	-0,01	-54,64	-9,74	-0,02	-1,86	-0,01	-11,63

¹ Connexion du ménage (investissement) = branchement à l'égout ou à une fosse septique.

² Collecte et transport (investissement) = égouts et stations de pompage ou camions de vidange.

³ Traitement (investissement et fonctionnement) = station de traitement des eaux usées ou des boues de vidange.

⁴ Collecte et transport (fonctionnement) = égouts, stations de pompage, frais de la vidange, transport des boues.

⁵ Redevance assainissement (fonctionnement) = redevance payée par tous les habitants sur la base de leur consommation en eau potable.

⁶ Valorisation des produits finaux (fonctionnement) = biogaz, eau, biosolides.

ONAS : Office national de l'assainissement du Sénégal.

C&T : Collecte et transport.

Le niveau de centralisation ou de décentralisation des filières est aussi à prendre en compte dans la comparaison des coûts. Les technologies GBV présentent un moindre degré de centralisation que les systèmes égouts-station. Elles offrent donc plus de flexibilité dans le développement urbain à long terme, car elles peuvent être réalisées de manière modulaire (Maurer, 2009). Au niveau du traitement, les économies d'échelle pour les grandes stations de traitement des boues de vidange permettent une réduction importante des coûts d'investissement et de fonctionnement. Par contre, si l'on considère l'ensemble de la filière d'assainissement, transport des boues inclus, les coûts de revient globaux peuvent s'avérer plus intéressants avec de petites stations, les distances de transport ayant un impact significatif. Ceci illustre l'importance de considérer l'ensemble de la filière dans la prise de décision. La corrélation entre le niveau de couverture d'une filière et son coût n'est pas linéaire, ce qui permet de rechercher le niveau de couverture correspondant à une rentabilité optimale. Par exemple, au Japon, pour des volumes supérieurs à 100 m³ par jour, un traitement des eaux usées décentralisé avec réutilisation des eaux traitées est plus abordable qu'un système conventionnel centralisé (Gaulke, 2006). Ces paramètres sont très liés au contexte local et donc spécifiques à chaque ville (voir aussi le paragraphe 14.4).

5.7 CONCLUSION

Ce chapitre a présenté le panorama des technologies pour le traitement des boues de vidange, qu'elles soient bien établies ou en cours de développement. Il est important de retenir que le choix du traitement doit être réalisé en fonction des objectifs de traitement et que différentes technologies peuvent être associées. Les critères de décision sont nombreux : utilisation finale, objectifs de traitement, avantages et inconvénients, coûts comparés. Certains aspects sont traités plus en détail dans les parties Organisation et Planification de ce livre.

5.8 BIBLIOGRAPHIE

- Allievi L., Colombi A., Calcaterra E., Ferrari A. (1994). *Inactivation of Faecal Bacteria in Sewage Sludge by Alkaline Treatment*. *Bioresource Technology* 49 (1), p. 25-30.
- Arthur R., Hammond A.B. (2010). *Potential Biogas Production from Sewage Sludge: A Case Study of the Sewage Treatment Plant at Kwame Nkarumah University of Science and Technology, Ghana*. *International Journal of Energy and Environment* 1 (6), p. 1009-1016.
- Biosolids Technology Factsheet. *Factsheet on the Use of Composting for Biosolids Management Produced by US EPA*. Available from <http://water.epa.gov>.
- Cofie O., Koné D. (2009). *Co-composting of Faecal Sludge and Organic Solid Waste Kumasi, Ghana – Case Study of Sustainable Sanitation Projects*. Sustainable Sanitation Alliance (SuSanA).
- Cofie O., Agbottah S., Strauss M., Esseku H., Montangero A., Awuah E., Koné D. (2006). *Solid-liquid Separation of Faecal Sludge Using Drying Beds in Ghana: Implications for Nutrient Recycling in Urban Agriculture*. *Water research*, 40 (1), p. 75-82.
- Cooperband L. (2002). *The Art and Science of Composting – A Resource for Farmers and Compost Producers*. University of Wisconsin-Madison, Centre for Integrated Agricultural Systems.
- Daisy A., Kamaraj S. (2011). *The Impact and Treatment of Night Soil in Anaerobic Digester: A Review*. *Journal of Microbial & Biochemical Technology*. 3 (3), p. 43-50.
- Diener S., Zurbrügg C., Tockner K. (2009). *Conversion of Organic Material by Black Soldier Fly Larvae: Establishing Optimal Feeding Rates*. *Waste Management & Research*, 27 (6), p. 603-610.
- Diener S., Zurbrügg C., Gutierrez F.R., Nguyen D.H., Morel A., Koottatep T., Tockner K. (2011). *Black Soldier Fly Larvae for Organic Waste Treatment - Prospects and Constraints*. Proceedings of the 2nd International Conference on Solid Waste Management in the Developing Countries 13-15 February 2011, Khulna, Bangladesh.
- Dodane P.-H., Mbéguéré M., Ousmane S., Strande L. (2012). *Capital and Operating Costs of Full-Scale Faecal Sludge Management and Wastewater Treatment Systems in Dakar, Senegal*. *Environmental Science & Technology* 46 (7), p. 3705-3711.
- Eawag et IWM (2003). *Co-composting of Faecal Sludge and Municipal Organic Waste – A Literature and State-of-Knowledge Review*. Disponible sur www.sandec.ch.
- Eawag, Stauffer B., Spuhler D. (2010). *Imhoff Tank*. In: Conradin, K., Kropac, M., Spuhler, D. (Eds.) (2010): *The SSWM Toolbox*. Basel: seecon international gmbh.
- Fernández R.G., Ingallinella A.M., Sanguinetti G.S., Ballan G.E., Bortolotti V., Montangero A., Strauss M. (2004). *Septage Treatment Using Waste Stabilization Ponds*. Proceedings, 9th International IWA Specialist Group Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control and 6th International IWA Specialist Group Conference.
- Fidjeland J., Magri M.E., Jönsson H., Albiñ A., Vinnerås B. (2013). *The Potential for Self-sanitisation of Faecal Sludge by Intrinsic Ammonia*. *Water Research* 47 (16), p. 6014-6023.
- Gaulke L.S. (2006). *Johkasou. On-site Wastewater Treatment and Reuses in Japan*. Proceedings of the Institute of Civil Engineers. *Water Management* 159 (2), p. 103-109.
- Hall J. (1999). *Ecological and Economical Balance for Sludge Management Options*. In: Langenkamp, H and Marmo L (eds) Workshop on Problems around Sludge, Stresa, Italy, 18-19 November 1999, p. 155-172.
- Heinss U., Larmie S.A., Strauss, M. (1998). *Solids Separation and Pond Systems for the Treatment of Faecal Sludges in the Tropics 05/98*. Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology (Eawag), Department for Sanitation, Water and Solid Waste for Development (Sandec), Dübendorf, Switzerland.
- Hill P.E., Bux M. (2011). *Harnessing Solar Energy for Biosolids Management: a Green Approach to Drying*. Résumé disponible sur <http://info.ncsafewater.org>.

- Ingallinella, A.M., Sanguinetti, G.S, Fernández, R.G., Strauss, M., Montangero, A. (2002). *Cotreatment of Sewage and Septage in Waste Stabilization Ponds*. Water Science and Technology 45 (1), p. 9-15.
- Jenkins M.B., Bowman D.D., Ghiorse W.C. (1998). *Inactivation of Cryptosporidium Parvum Oocysts by Ammonia*. Applied Environmental Microbiology 64 (2), p. 784-788.
- Klingel F., Montangero A., Koné D., Strauss M. (2002). *Fecal Sludge Management in Developing Countries*. A planning manual. Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology (Eawag), Department for Sanitation, Water and Solid Waste for Development (Sandec), Dübendorf, Switzerland.
- Koné D., Cofie O., Zurbrügg C., Gallizzi K., Moser D., Drescher S., Strauss M. (2007). *Helminth Eggs Inactivation Efficiency by Faecal Sludge Dewatering and co-composting in Tropical Climates*. Water Research 41 (19), p. 4397-4402.
- Koottatep T., Polprasert C., Oanh N.T.K., Heinss U., Montangero A., Strauss M. (2001). *Septage Dewatering in Vertical-flow Constructed Wetlands Located in the Tropics*.
- Koottatep T., Surinkul N., Polprasert C., Kamal A.S.M., Koné D., Montangero A., Heinss U., Strauss M. (2004). *Treatment of Septage in Constructed Wetlands in Tropical Climate – Lessons Learnt after Seven Years of Operation*. Water Science and Technology 51 (9), p.119-126.
- Kurup B., Kurup R., Mathew K., Ho G. (2002). *Co-treatment of Septage in a Municipal Sewage Treatment Pond System*. Water Science & Technology, 46 (9), p. 315-321.
- Lowe P. (2007). *Developments in the Thermal Drying of Sewage Sludge*. Water and Environment Journal 9 (3), p. 306-316.
- Mara D.D. (2004). *Domestic Wastewater Treatment in Developing Countries*. London: Earthscan Publications.
- Mara D.D., Alabaster G.P., Pearson H.W., Mills S.W. (1992). *Waste Stabilization Ponds: A Design Manual for Eastern Africa*. Lagoon Technology International. Leeds, England.
- Maurer M. (2009). *Specific Net Present Value: An Improved Method for Assessing Modularization Costs in Water Services with Growing Demand*. Water Research 43 (8), p. 2121-2130.
- Mendez J.M., Jimenez B.E., Barrios J.A. (2002). *Improved Alkaline Stabilization of Municipal Wastewater Sludge*. Water Science and Technology 46, p. 139-146.
- Metcalf et Eddy (2003). *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*, 4th ed. McGraw Hill, New York.
- Murray Muspratt A., Nakato T., Niwagaba C., Dione H., Baawuah N., Kang J., Stupin L., Regulinski J., Mbégué M., 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), p. 223-230.
- Nikiema J., Cofie O., Impraim R., Adamtey N. (2013). *Processing of Fecal Sludge to Fertilizer Pellets Using a LowCost Technology in Ghana*. Environment and Pollution 2 (4), p. 70-87.
- Papadopoulos F., Papadopoulos A., Parisopoulos G., Sdragas G., Metaxa I. (2007). *The Treatment of Septage Using Stabilization Ponds*. Fresenius Environmental Bulletin 16 (4), p. 385-392.
- Park G. W. et Diez-Gonzalez F. (2003). *Utilization of Carbonate and Ammonia-Based Treatments to Eliminate Escherichia Coli O157:H7 and Salmonella DT104 from Cattle Manure*. Journal of Applied Microbiology 94 (4), p. 675-685.
- Pescon B.M., Nelson K.L. (2005). *Inactivation of Ascaris Suum Eggs by Ammonia*. Environmental Science and Technology 39, p. 7909-7914.
- Qing L., Longyu Z., Hao C., Garza E., Ziniu Y., Shengde Z. (2011). *From Organic Waste to Biodiesel: Black Soldier Fly, Hermetia Illucens, Makes It Feasible*. Fuel 90, p. 1545-1548.
- Robbins D. (2009). *Septage Treatment – Lime Stabilisation*. <http://forum.susana.org/component/kunena/277-fsm-planning-tools-toolboxes-and-guidelines/15064-implementers-guide-to-lime-stabilization-for-septage-management-in-the-philippines#15064>.
- Rodríguez-Canchéa L.G., Cardoso Vigueros L., Maldonado-Montiel T., Martínez-Sanmiguel M. (2010). *Pathogen Reduction in Septic Tank Sludge Through Vermicomposting Using Eisenia Fetida*. Biore-source Technology 101 (10), p. 3548-3553.

- Rouse J., Rothenberger S., Zurbrugg C. (2008). *Marketing Compost. A Guide for Compost Producers in Low and Middle-Income Countries*. Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology (Eawag), Department for Sanitation, Water and Solid Waste for Development (Sandec), Dübendorf, Switzerland.
- Seginer I., Bux M. (2005). *Prediction of Evaporation Rate in a Solar Dryer for Sewage Sludge*. International Commission of Agricultural Engineering (CIGR, Commission Internationale du Genie Rural), E-Journal Volume 7.
- Shanahan E.F., Roiko A., Tindale N.W., Thomas M.P., Walpole R., Ipek Kurtböke D. (2010). *Evaluation of Pathogen Removal in a Solar Sludge Drying Facility Using Microbial Indicators*. International Journal of Environmental Research and Public Health 7 (2), p. 565-582.
- Sheppard D.C., Newton G.L., Thompson S.A., Savage S.E. (1994). *A Value Added Manure Management System Using the Black Soldier fly*. Bioresource Technology 50, p. 275-279
- Song Z., Qin J., Yang G., Feng Y., Ren G. (2012). *Effect of Human Excreta Mixture on Biogas Production*. Advanced Materials Research 347, p. 2570-2575.
- Steiner M., Montangero A., Koné D., Strauss M. (2002). *Estimation of Collection, Haulage, Treatment and Disposal/ Reuse Cost*. 1st Edition, October 2002. Sandec report, disponible sur www.sandec.ch.
- Still D., Louton B., Bakare B., Taylor C., Foxon K., Lorentz S. (2012). *Investigating the Potential of Deep Row Entrenchment of Pit Latrine and Waste Water Sludges for Forestry and Land Rehabilitation Purposes* - WRC Project No. K5/1829. Water Research Commission (WRC), South Africa.
- Strauss M., Drescher S., Zurbrugg C., Montangero A., Cofie O., Drechsel P. (2003). *Co-composting of Faecal Sludge and Municipal Organic Waste - A Literature and State-of-Knowledge Review*. Disponible sur www.sandec.ch.
- Strauss M., Larmie S.A., Heinss U., Montangero A. (2000). *Treating Faecal Sludges in Ponds*. Disponible sur www.sandec.ch.
- Tilley E., Ulrich L. Lüthi, C., Reymond P., Schertenleib R., Zurbrugg C. (2014). *Compendium of Sanitation Systems and Technologies*. 2nd Revised Edition. Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag). Dübendorf, Switzerland.
Édition française (2016) disponible sur www.sandec.ch/compendium_fr.
- Turovskiy I. et Mathai P.K. (2006). *Wastewater Sludge Processing*. John Wiley and Sons, New Jersey.
- WSP (Editor) (2007). *Philippines Sanitation Source Book and Decision Aid*. Washington: Water and Sanitation Program.
- Zhao L., Wang Y., Yang J., Xing M., Li X., Yi D., Deng D. (2010). *Earthworm-microorganism Interactions: A Strategy to Stabilize Domestic Wastewater Sludge*. Water Research 44 (8), p. 2572-2582.

CHAPITRE VI

BASSINS DE DÉCANTATION ET D'ÉPAISSISSEMENT

Pierre-Henri Dodane et Magalie Bassan

Objectifs pédagogiques

- Savoir dans quels contextes les bassins de décantation et d'épaississement sont adaptés.
- Comprendre les principaux mécanismes en jeu dans les bassins de décantation et d'épaississement.
- Connaître les avantages et les inconvénients potentiels des bassins de décantation et d'épaississement.
- Connaître le niveau d'exploitation-maintenance nécessaire pour réaliser la séparation solide-liquide.
- Être capable de dimensionner un bassin de décantation et d'épaississement en vue d'atteindre un objectif de traitement donné.

6.1 INTRODUCTION

Les bassins de décantation et d'épaississement sont utilisés pour séparer les fractions solide et liquide des boues de vidange. Le procédé fonctionne sur le principe de la décantation, tout d'abord mise en œuvre pour le traitement primaire et secondaire des eaux usées dans les stations d'épuration et également utilisée pour la séparation solide-liquide dans les fosses septiques. Les bassins de décantation et d'épaississement pour le traitement des boues de vidange sont des ouvrages rectangulaires. Les boues de vidange y sont introduites d'un côté (à l'entrée), l'effluent ressort de l'autre côté de l'ouvrage (surnageant) et les matières solides sont retenues au fond. Une couche d'écume se forme et flotte à la surface du bassin (figure 6.1). Lors du passage des boues dans l'ouvrage, les particules lourdes décantent et s'épaississent sous l'effet de la gravité. Les particules flottantes, comme les graisses et les huiles, s'accumulent à la surface. Les matières solides décantées doivent être extraites régulièrement et la fraction liquide est déversée à la sortie du bassin. Ce type de traitement implique une stabilité hydraulique de l'écoulement car les processus de décantation, d'épaississement et de flottation seront moins efficaces avec des écoulements turbulents. C'est une condition pour pouvoir appliquer les modèles utilisés pour la conception. Des déflecteurs peuvent être utilisés pour réduire les turbulences à l'entrée et pour séparer l'effluent sortant, l'écume et les boues épaissies.

Après leur passage dans le bassin de décantation et d'épaississement, les fractions solide et liquide doivent être traitées selon la destination finale envisagée. Elles présentent en effet des taux de germes pathogènes élevés. Les boues ne sont ni stabilisées ni déshydratées (voir les chapitres 5 et 17 pour les filières de traitement possibles). Les bassins de décantation et d'épaississement peuvent être utilisés sous tous les climats. Ils ne constituent toutefois une solution intéressante pour le traitement préalable des boues de vidange que lorsque les boues sont faiblement concen-

trées et/ou quand le climat est tempéré ou pluvieux. Ils permettent alors de réduire la surface nécessaire pour les étapes de traitement ultérieures, ce qui est un point important en milieu urbain avec peu de possibilités foncières. À titre d'exemple, la séparation solide-liquide réalisée par ce procédé permet une réduction des surfaces nécessaires pour la déshydratation des boues sur des lits de séchage.

Le fonctionnement du procédé est facilité par la mise en place de deux bassins en parallèle. Cette configuration permet de maintenir un cycle continu d'alimentation et d'extraction des boues ainsi que les activités de maintenance associées. L'entretien de l'ouvrage est plus simple et l'épaississement des boues meilleur lorsque l'un des bassins est laissé au repos avant l'extraction de ses boues. Avoir deux bassins en parallèle permet d'arrêter l'alimentation de l'un d'eux pour procéder à l'extraction des boues et de la couche d'écume et, le cas échéant, à la vidange du surnageant. Chaque bassin est alimenté en alternance pour des périodes allant généralement d'une semaine à un mois (durée qui influe sur le volume de l'ouvrage), avant d'être mis au repos et en maintenance pendant que l'autre bassin prend le relais.

Dans la plupart des cas qui existent dans les pays à revenu faible, l'extraction des boues est effectuée soit à la pelle mécanique, soit par poste de pompage lorsque la boue n'est pas trop épaisse et peut être pompée, ou encore par des camions de vidange puissants. Dans les stations de traitement des eaux usées, l'évacuation des boues des décanteurs est généralement réalisée par des dispositifs mécaniques de pompage.

Ce chapitre présente les principaux mécanismes en jeu dans ces ouvrages, fournit des recommandations pour leur conception et leur bon fonctionnement et indique les performances que l'on peut atteindre pour le traitement préalable des boues de vidange. Une alternative au procédé existe sous la forme de bassins de lagunage, similaires aux bassins anaérobies utilisés pour le traitement des eaux usées. Les lagunes permettent une plus grande accumulation des boues qui peuvent donc être mieux digérées, mais qui seront aussi plus difficiles à extraire. Les informations contenues dans ce chapitre sont basées sur la connaissance théorique du procédé et sur les retours d'expériences en Afrique de l'Ouest. Les cas réels de bassins de décantation et d'épaississement en exploitation restent peu nombreux. On peut citer celui de Kumasi, Ghana, d'une capacité de 100 m³, utilisé en traitement préalable à une déshydratation sur lits de séchage. Les recommandations formulées dans ce chapitre sont facilement adaptables à d'autres contextes.

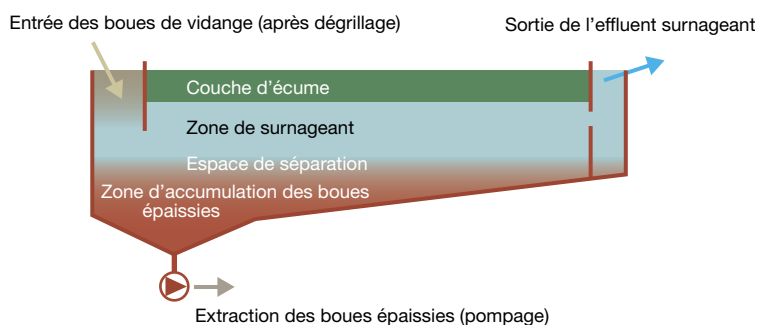


Figure 6.1 : Vue schématique des différentes zones d'un bassin de décantation et d'épaississement.

6.2 MÉCANISMES DE TRAITEMENT

Trois principaux mécanismes entrent en jeu dans le fonctionnement des bassins de décantation et d'épaississement : la décantation, l'épaississement et la flottation. Ils sont décrits plus en détail au chapitre 3. Une digestion anaérobie se produit également dans les bassins, mais ce n'est pas un objectif de traitement recherché. Elle génère en effet une production de gaz dont les bulles remontent à la surface, se mélangent et entraînent avec elles des particules, ce qui diminue l'efficacité de la séparation solide-liquide. Les paragraphes suivants donnent un bref aperçu de ces mécanismes.

6.2.1 Décantation

Au sein des bassins de décantation et d'épaississement, les matières en suspension (MES) plus denses que l'eau décantent au fond de l'ouvrage sous l'effet de la gravité. Trois grands types de décantation ont lieu :

- Discrète : les particules décantent indépendamment les unes des autres ;
- En floculation : la décantation est accélérée par l'agrégation des particules entre elles ;
- Entravée : la concentration élevée en particules entraîne une réduction de la décantation (Ramalho, 1977).

Les formes de décantation discrète et en floculation se produisent rapidement. La décantation entravée, elle, a lieu au niveau supérieur de la couche de boues qui se déposent au fond de l'ouvrage, où la concentration de matières en suspension est élevée. Ces processus conduisent à réduire le taux de particules présentes dans l'effluent (qui devient le surnageant) et à les stocker dans la zone inférieure du bassin.



Figure 6.2 :

Gauche : Bassins jumeaux de décantation et d'épaississement de la station de traitement des boues de vidange de Rufisque, Dakar, Sénégal. Le cycle de fonctionnement dure deux semaines (une semaine d'alimentation, une semaine de repos et d'extraction des boues). Les boues épaissies sont envoyées sur des lits de séchage par une pompe.

Droite : Lagune de décantation et d'épaississement à Achimota, Accra, Ghana. Le cycle de fonctionnement est de 8 semaines (quatre semaines d'alimentation, quatre semaines de repos et d'extraction des boues). Les boues après 8 semaines d'épaississement ne peuvent pas être pompées et doivent être curées manuellement (photos : Sandec).

En première approche, les particules décantent d'autant mieux que leur densité est élevée. La décantation dépend aussi de leurs types et de leurs formes avec des vitesses de décantation associées. Si la théorie est importante pour comprendre le fonctionnement des bassins de décantation et d'épaississement, on utilise dans la pratique des valeurs empiriques pour la conception, qui dépendent des caractéristiques des boues de vidange dans les conditions locales.

La vitesse de décantation théorique d'une particule peut être estimée par l'équation 6.1. Elle correspond à la vitesse atteinte par la particule qui décante sous l'effet combiné de la force gravitaire, d'une part, et des forces d'Archimède et de freinage qui limitent sa descente, d'autre part.

Équation 6.1 :

$$V_c = \left[\frac{4}{3} \times \frac{g \times (\rho_s - \rho) \times d}{C_d \times \rho} \right]^{1/2}$$

Où :

V_c = Vitesse critique de chute de la particule (m/h).

g = Accélération de la pesanteur (m/s^2).

ρ_s = Densité de la particule (g/L).

ρ = Concentration (g/L).

d = Diamètre de la particule (m).

C_d = Coefficient de freinage.

La valeur de la vitesse de décantation critique (V_c) est choisie en fonction de la proportion de matières solides à retenir. Théoriquement, en régime hydraulique laminaire (c'est-à-dire non-turbulent) et en l'absence de court-circuit hydraulique, toutes les particules ayant une vitesse de décantation supérieure à V_c seront retenues. On peut donc ainsi dimensionner le bassin selon le taux de rétention des particules souhaité. Comme le flux dans le réservoir est longitudinal, il s'agit donc de déterminer la longueur du bassin pour s'assurer que la chute des particules à retenir se fasse en dessous du niveau de la sortie. Dans l'exemple de la figure 6.3, les particules avec une vitesse $V_c < V_{c0}$ n'auront pas le temps de chuter suffisamment et resteront donc en suspension dans l'effluent sortant. L'estimation de V_c pour la conception est abordée dans le paragraphe 6.3.2.

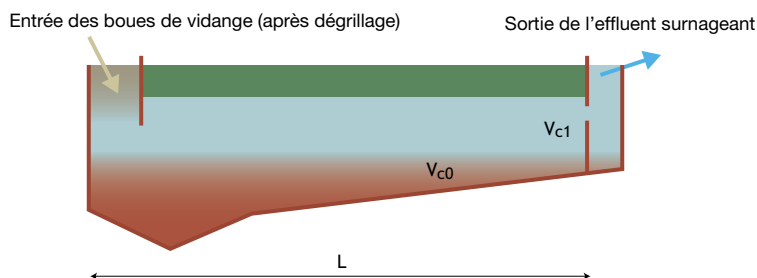


Figure 6.3 : Illustration du principe de la vitesse critique de décantation (vitesse de chute d'une particule pour être retenue dans un bassin de longueur L).

6.2.2 Épaississement

Les particules qui s'accumulent au fond de l'ouvrage sont comprimées, ce qui provoque l'épaississement des boues. Leur compression est due au poids des autres particules qui s'installent au-dessus d'elles et établissent une pression qui permet de chasser l'eau et d'augmenter la concentration en matières sèches dans les boues. L'épaississement est donc également dû aux forces de gravité. Il a pour conséquence l'augmentation de la concentration en MES ainsi que des forces de liaison entre particules. Il est important de prévoir un espace suffisant pour le stockage de ces particules de boues qui décantent et s'accumulent. Leur accumulation entraîne en effet une diminution de la hauteur disponible pour la décantation. Il est également important de déterminer dès la conception le mode d'extraction des boues et leur programmation.

6.2.3 Flottation

Comme pour les processus de décantation et d'épaississement, la flottation est liée aux différences de densité et à la pesanteur. La poussée d'Archimède est une force qui pousse les particules vers le haut en fonction de leur volume. Une particule flotte lorsque sa poussée d'Archimède est plus importante que sa pesanteur. Les particules hydrophobes comme les graisses et les huiles, ainsi que les particules moins denses que l'eau sont poussées à la surface de l'ouvrage par la flottation. Les bulles de gaz générées par la digestion anaérobie augmentent ce phénomène et entraînent d'autres particules. La couche qui s'accumule à la surface du bassin est appelée la « couche d'écume » (ou encore la « croûte » ou même le « chapeau »).

Il est important de prendre en compte cette couche d'écume dès la conception, car elle contribue à réduire le volume utile du bassin. Le volume de cette couche d'écume peut être significatif et ne doit pas être négligé. Des hauteurs d'écume importantes ont été observées à la surface de bassins de décantation et d'épaississement existants, comme l'illustre la figure 6.2.

6.2.4 Digestion anaérobie

La digestion anaérobie dans les bassins de décantation et d'épaississement apparaît principalement au sein de la couche de boues épaissies. L'importance de la digestion dépend du niveau de stabilisation initiale des boues de vidange, de la température et du temps de séjour dans l'ouvrage. Ce processus permet la dégradation d'une partie de la matière organique et génère des gaz. L'expérience pratique a montré que les boues de vidange fraîches (non-stabilisées, issues par exemple des toilettes publiques fréquemment vidangées) ne décantaient pas bien. Cela s'explique par le fait que ces boues non-stabilisées contiennent plus d'eau liée et que leur digestion génère une quantité plus importante de bulles de gaz. Les boues de vidange stabilisées (par exemple issues de fosses septiques) et les mélanges entre boues stabilisées et boues fraîches seront donc mieux adaptés à un traitement dans les bassins de décantation et d'épaississement (Heinss *et al.*, 1998 ; Vonwiller, 2007).

6.2.5 Zones liquides et solides

Ces principaux mécanismes en interaction entraînent une séparation des boues de vidange en quatre couches qui sont schématisées sur la figure 6.1 (Heinss *et al.*, 1998 ; Metcalf et Eddy, 2003) :

- Une couche de boues épaissies au fond de l'ouvrage : la concentration dans cette couche est plus élevée en bas qu'en haut ;
- Une couche de séparation entre les boues épaissies et le surnageant, car la transition entre ces deux zones n'est pas immédiate : cette zone est le siège principal d'une décantation de type entravé. Les particules de cette zone sont plus facilement sujettes à être entraînées par le surnageant que les particules de la couche de boues épaissies ;
- Une couche de surnageant située entre la zone de séparation et la couche d'écume : elle est constituée de la fraction liquide et des particules qui n'ont ni décanté ni flotté ;
- Une couche d'écume située à la surface du bassin : elle est constituée de la matière organique et non-organique flottante, des huiles et des graisses contenues dans les boues de vidange ainsi que des autres particules entraînées par les remontées de gaz.

6.3 CONCEPTION DES BASSINS DE DÉCANTATION ET D'ÉPAISSISSEMENT

Ce paragraphe fournit des recommandations pour la conception des bassins de décantation et d'épaississement pour le traitement des boues de vidange, sur la base des connaissances existantes. La conception d'un bassin est fonction du volume de boues de vidange à traiter ainsi que de la production d'écume et de boues épaissies. Elle doit aussi intégrer l'extraction régulière et efficace des boues épaissies et de l'écume, de manière à optimiser la séparation solide-liquide. Les considérations théoriques sont présentées ci-dessous et des exemples sont fournis dans les études de cas et dans l'exercice de dimensionnement.

6.3.1 Caractéristiques des boues de vidange influençant la conception et les mesures en laboratoire

La détermination de la surface du bassin et des volumes des zones réservées pour l'écume, le surnageant, la séparation et l'épaississement nécessite la bonne compréhension des caractéristiques spécifiques des boues de vidange locales. Comme expliqué au chapitre 2, la définition précise des quantités et des caractéristiques des boues de vidange à traiter peut être difficile, selon les infrastructures existantes et leur gestion. De plus, la charge entrante dépend des variations saisonnières, en quantité comme en qualité. Les analyses sur les boues à traiter à conduire en laboratoire portent en particulier sur leur capacité à décanter, à épaissir et à former la couche d'écume (Strauss *et al.*, 2000). Il est important de s'assurer que les boues de vidange utilisées pour ces tests correspondent bien à celles qu'il faudra traiter. Un échantillonnage peut par exemple être réalisé à partir des camions de vidange attendus à la station lorsque la filière de collecte et de transport est déjà en place.

L'indice de boue (IB) est une méthode de laboratoire permettant de déterminer empiriquement la capacité des boues à décanter, à partir de la quantité de matières en suspension qui décantent pendant une durée donnée. Pour déterminer l'IB, la concentration initiale en matières en suspen-

sion doit être connue. Un cône Imhoff gradué est rempli de boues de vidange qui sont laissées à décanter (voir figure 6.4) pendant 30 à 60 minutes. Le volume occupé par les boues décantées est alors mesuré et exprimé en mL/L. L'IB correspond au volume de boues décantées divisé par la concentration en MES (en g/L). Il représente le volume des boues décantées par gramme de matières en suspension. Un exemple de calcul est présenté ci-dessous. Ce test est statique et non en alimentation continue comme dans les bassins en grandeur réelle, il ne fournit donc pas une estimation exacte de la hauteur de la couche de boues épaissies. Les tests Imhoff avec des volumes supérieurs à un litre sont réputés plus représentatifs et moins sujets aux effets de bord (Heinss *et al.*, 1999).

L'expérience de la décantation dans les stations de traitement des eaux usées permet de considérer que des boues d'épuration avec un IB de 100 mL/g de MES permet une bonne séparation solide-liquide. Les mesures réalisées à Accra, Ghana, et à Dakar, Sénégal, ont montré que les boues de vidange avaient une bonne capacité à la décantation et à l'épaississement, avec des IB allant de 30 à 80 mL/g (Heinss *et al.*, 1998, et expérience personnelle, Pierre-Henri Dodane). Les tests d'indice de boue conduits à Dakar ont permis d'observer que les boues de vidange décançaient rapidement pendant les 20 premières minutes, un important épaississement ayant lieu pendant les 100 minutes suivantes (Badji *et al.*, 2011).



Figure 6.4 : Cônes Imhoff utilisés pour mesurer l'indice de boue (photo : Sandec).

Exemple de calcul d'un indice de boue (IB).

Un échantillon de boues de vidange issues d'une fosse septique du Burkina Faso présente une concentration en MES de 6,6 g/L.

Le volume des boues décantées après 60 minutes est de 198 mL/L.

$IB = \text{Volume décanté} / \text{concentration en MES} = 198 / 6,6 = 30 \text{ mL/g.}$

Ces boues de vidange seront considérées comme adaptées à un traitement par décantation. On considère pour les boues activées que les conditions idéales de décantation sont atteintes avec des IB inférieurs à 100 mL/g de MES (Pujol *et al.*, 1990). En ce qui concerne les boues de vidange, leur niveau de stabilisation et leur origine doivent aussi être pris en compte, mais dans des limites qui doivent encore être établies.

6.3.2 Surface et longueur du bassin

La longueur du bassin doit être suffisante et présenter une répartition hydraulique adéquate, afin de permettre à l'ensemble de la surface d'être utilisée et de laisser assez de temps aux particules pour décanter. Selon Metcalf et Eddy (2003), la surface d'un bassin de décantation et d'épaississement peut être calculée selon l'équation 6.2, sur la base de la vitesse ascensionnelle (V_{asc}) et du débit entrant (Q_p).

$$\text{Équation 6.2 : } S = \frac{Q_p}{V_{asc}}$$

Où :

S = surface du bassin (m^2).

Q_p = débit de pointe entrant (m^3/h).

V_{asc} = vitesse ascensionnelle (m/h).

$Q_p = Q \times C_p/h$

Où :

Q = débit journalier entrant moyen.

C_p = coefficient de pointe.

h = nombre d'heures de fonctionnement de la station de traitement (les boues entrantes sont uniquement admises durant les heures d'ouverture de la station).

La vitesse ascensionnelle (V_{asc}) représente « la vitesse de décantation d'une particule qui chute d'une hauteur égale à la profondeur utile de l'ouvrage pendant son temps de séjour » (Ramalho, 1977). On l'utilise pour estimer la surface nécessaire à un débit entrant donné, qui permettra la décantation des particules avec une certaine vitesse de décantation. Les particules qui présentent une vitesse de décantation plus faible que la V_{asc} seront entraînées par le surnageant. La vitesse ascensionnelle choisie à la conception correspond au taux de rétention de MES souhaité pour l'ouvrage, c'est-à-dire à la vitesse de décantation des particules qui resteront dans le surnageant. C'est ce qui est illustré à la figure 6.3 où $V_{asc} = V_{c0} > V_{c1}$. Le coefficient de pointe est estimé à partir de l'observation de la fréquentation journalière des camions à la station. À Dakar, par exemple, la période de pointe a lieu à 11 h. Les vidangeurs connaissent en effet une période d'intense activité en matinée. La fréquentation à ce moment-là est 1,6 fois plus grande que la moyenne journalière.

La V_{asc} peut être estimée à partir de l'IB par des méthodes empiriques développées dans le traitement des boues activées (Pujol *et al.*, 1990). Ce type de connaissance basée sur l'expérience n'existe cependant pas pour les boues de vidange. La valeur $V_{asc} = 0,5$ m/h pourrait être utilisée dans le cas d'ouvrages de décantation rectangulaires pour des boues de vidange qui présentent un IB inférieur à 100 (expérience personnelle, Pierre-Henri Dodane). Une fois la surface calculée, les dimensions de l'ouvrage sont obtenues à partir d'un ratio largeur/longueur type. Heinss *et al.* (1998) recommandent par exemple un ratio de 1/10 à 1/5. Plus la vitesse de décantation critique choisie est faible, plus l'ouvrage sera long et plus la décantation sera importante.

6.3.3 Volume de l'ouvrage

Une fois la surface du bassin calculée, on peut estimer son volume en considérant les hauteurs des quatre couches décrites dans la figure 6.1. Une attention particulière doit être portée à la zone d'accumulation de l'écume et des boues épaissies pour éviter les départs de particules avec l'effluent sortant. Sur la base des observations de terrain sur les bassins de décantation et d'épaississement d'Accra et de Dakar (Heinss *et al.*, 1998), les valeurs suivantes peuvent être commandées pour des boues à traiter de caractéristiques similaires :

- Zone d'écume : de 0,4 m (rythme d'une semaine d'alimentation et d'une semaine de repos pour épaississement et extraction) à 0,8 m (rythme de quatre semaines d'alimentation et quatre semaines de repos pour épaississement et extraction) ;
- Zone de surnageant : 0,5 m ;
- Zone de séparation : 0,5 m.

La hauteur de la zone d'épaississement doit être calculée en fonction de la charge entrante et de la concentration escomptée des boues épaissies (C_e). Prévoir un volume de stockage suffisant pour les boues épaissies est essentiel pour éviter le relargage de particules décantées. Il est nécessaire de déterminer au préalable la durée du cycle de fonctionnement (alimentation, puis repos) et les moyens pour l'extraction de l'écume et des boues épaissies. Le volume de la zone d'épaississement (V_e) peut être calculé selon l'équation 6.3 (Metcalf et Eddy, 2003).

$$\text{Équation 6.3 : } V_e = \frac{Q \times C_i \times e \times N}{C_e}$$

Où :

V_e = volume de la zone d'épaississement (m^3).

Q = débit moyen entrant de boues de vidange ($m^3/jour$).

C_i = concentration des boues de vidange entrantes (g/L).

e = taux de décantation escompté (= proportion de MES retenues, en %).

N = durée de la période d'alimentation au cours du cycle, en jours.

C_e = concentration moyenne en MES des boues épaissies après la période d'alimentation (g/L).

On utilise donc le débit moyen entrant pour l'estimation des volumes de boues accumulées, mais le débit de pointe pour la détermination de la surface de l'ouvrage, afin d'assurer le rendement de décantation quel que soit le moment de la journée. Le volume de la zone d'épaississement est fonction du rendement de décantation escompté. On ne considère pas, lors de la conception, la compression supplémentaire des boues obtenue pendant la période de repos qui précède l'extraction des boues. Sur le terrain, les rendements de décantation des boues de vidange ne dépassent pas 60 % en moyenne, en raison de la faiblesse de l'exploitation-maintenance et des remontées de gaz (Heinss *et al.*, 1998). Dans les meilleures conditions, il est recommandé de ne pas utiliser un taux de décantation supérieur à 80 %.

Une attention particulière doit être portée à l'estimation de C_e . En effet, une surestimation entraînera un volume de stockage insuffisant et donc un taux de rétention des particules réduit, puisque des particules seront entraînées avec l'effluent sortant. À l'inverse, une sous-estimation entraînera un ouvrage trop grand et des coûts de construction plus élevés. Le tableau 6.1 présente des exemples de concentration en MES atteintes selon la concentration initiale des boues et la durée de l'épaississement.

Tableau 6.1 : Concentration en MES dans la zone d'épaississement des bassins d'Accra et de Dakar (Heinss et al., 1998 ; Badji et al., 2011).

LIEU	CONCENTRATION ENTRANTE (g de MES/L)	DURÉE DE L'ÉPAISSISSEMENT (jour)	CONCENTRATION DANS LA ZONE D'ÉPAISSISSEMENT (g de MES/L)
Dakar, STBV	5	10	60 à 70
Accra, STBV	15 à 20	9	60 à 85
Accra, STBV	15 à 20	30	> 100
Accra, STBV	15 à 20	50	140
Accra, laboratoire	40	7	100

La durée de la période d'alimentation est fonction des caractéristiques des boues de vidange, de la concentration escomptée des boues épaissies et des variations saisonnières. Les cycles courts sont intéressants pour maintenir des couches d'écume de faible épaisseur et des boues épaissies qui peuvent encore être pompées (étude de cas 6.1).

6.3.4 Configuration de l'entrée et de la sortie

Un dégrillage en amont des bassins de décantation et d'épaississement permet de faciliter la maintenance (en retenant par exemple les déchets grossiers qui pourraient endommager les pompes). Ce point est approfondi au chapitre 5 « Panorama des technologies de traitement ».

L'entrée des bassins doit faciliter l'uniformité et la stabilité de la répartition hydraulique dans l'ensemble de l'ouvrage et éviter les courts-circuits hydrauliques. Des déflecteurs sont utiles pour disperser l'énergie des effluents entrants et réduire les turbulences dans l'ouvrage. Heinss *et al.* (1998) recommandent de positionner l'admission des boues en profondeur pour améliorer la décantation des matières solides. Les pompes d'extraction des boues épaissies doivent être adaptées aux matières concentrées. Des points d'accès aisés seront utilement prévus pour le prélèvement des boues dans les différentes zones et pour faciliter la réparation des pompes.

La zone de départ du surnageant doit être située sous la zone d'écume, mais au-dessus de la zone de stockage des boues épaissies. Des cloisons sont utiles pour éviter le départ d'écume avec l'effluent sortant. La goulotte de sortie peut couvrir toute la largeur de l'ouvrage afin d'optimiser l'écoulement hydraulique (Heinss *et al.*, 1998). Elle doit se situer sur le côté opposé de la zone d'entrée. Un point de sortie éloigné de la zone d'épaississement permet de limiter le relargage des particules décantées.

Étude de cas 6.1 : Fonctionnement des bassins de décantation et d'épaississement de Dakar, Sénégal, et d'Accra, Ghana.

(Adapté de Heinss *et al.*, 1998 ; Badji *et al.*, 2011).

Des bassins de décantation et d'épaississement de tailles différentes fonctionnent à Dakar depuis 2006 et dans la région d'Accra depuis la fin des années 1980. Dans les stations de Dakar, des périodes d'alimentation courtes sont mises en œuvre (environ une semaine). Les boues épaissies sont principalement extraites par pompage, tandis que l'écume et les boues plus compactes sont retirées par des camions de vidange. Des camions puissants sont nécessaires, mais ils ne sont pas toujours disponibles. Il s'avère important de prévoir la disponibilité des moyens mécaniques d'extraction des matières les plus compactes, afin d'assurer l'efficacité et la pérennité du traitement.

Les bassins de décantation et d'épaississement de la station de traitement de Cambéréne ont été dimensionnés avec un temps de séjour nominal de 8,6 heures. La sous-estimation des débits de boues à traiter entraîne leur surcharge ainsi qu'un fonctionnement avec un temps de séjour effectif de 1,7 heure. Cela illustre la nécessité d'une étude pour évaluer les volumes et des concentrations à traiter avant la conception des bassins (voir chapitre 2). Lors de cette étude, les activités de vidange doivent être évaluées, notamment la zone desservie, le nombre de ménages, la fréquence de vidange et le type de dispositif d'assainissement à la parcelle.

À Accra des périodes d'alimentation de quatre semaines ont été adoptées. Les bassins présentent donc des volumes plus importants pour permettre le stockage de plus grandes quantités de boues de vidange. Les ouvrages sont en terrassement, de type lagune. Ces périodes d'alimentation de quatre semaines sont suivies par des périodes de repos de quatre semaines également, qui précèdent l'extraction des boues et permettent un compactage supplémentaire. Dans ce cas de figure, l'épaisseur de la couche d'écume est plus importante et les boues épaissies sont plus compactes, donc plus difficiles à extraire par pompage. Des pelles mécaniques ont été utilisées pour l'enlèvement des boues et de l'écume, qui présentaient des concentrations élevées en matières solides. Les « lagunes » de décantation et d'épaississement, ouvrages plus grands, peuvent donc être plus difficiles à exploiter.

6.4 EXPLOITATION-MAINTENANCE DES BASSINS DE DÉCANTATION ET D'ÉPAISSISSEMENT

Il est intéressant de travailler avec deux bassins de décantation et d'épaississement en parallèle et en fonctionnement alterné, pour maintenir un fonctionnement continu du traitement pendant les opérations d'extraction des boues. Le cycle de fonctionnement de l'ouvrage est principalement constitué des phases d'alimentation, d'épaississement, puis d'extraction des boues épaissies et de l'écume. Un compactage additionnel a lieu pendant la phase de repos ; il est facilité par l'absence de perturbations hydrauliques (Heinss *et al.*, 1998) et entraîne une meilleure séparation solide-liquide ainsi qu'une augmentation de la concentration en MES dans les boues et l'écume.

6.4.1 Extraction des boues et de l'écume

Afin de maintenir un fonctionnement correct des bassins de décantation et d'épaississement et d'éviter une perte d'efficacité de la séparation solide-liquide, il est essentiel de respecter la fréquence d'extraction des boues et de l'écume prévue à la conception et de veiller à ce que la hauteur d'accumulation des boues ne soit pas dépassée.

La figure 6.5 illustre la diminution du volume utile résultant d'un manque d'extraction des boues : l'enlèvement de la couche d'écume n'a pas eu lieu depuis si longtemps que des végétaux poussent à sa surface. Cela doit bien sûr être évité.

Si l'on observe une accumulation de boues épaissies plus grande que celle qui a été prévue à la conception, cela signifie que la charge massique entrante est plus élevée qu'escomptée. Dans ce cas, les opérations de maintenance doivent être adaptées. L'extraction des boues dure typiquement de quelques heures à une journée, selon la durée de la phase de repos. Une fois l'ouvrage en fonctionnement, la fréquence d'extraction des boues doit être adaptée au fonctionnement réel observé à travers un suivi détaillé.



Figure 6.5 : Exemple d'exploitation-maintenance inadaptée d'un bassin de décantation et d'épaississement en Afrique de l'Ouest. La couche d'écume qui n'a pas été extraite depuis longtemps sert de support au développement de végétaux. Les volumes de boues et d'écume accumulés dans l'ouvrage ne permettent plus d'atteindre la performance escomptée et nécessitent des moyens plus importants pour le nettoyage (photo : Sandec).

Le nettoyage des bassins commence avec l'enlèvement de la couche d'écume. Cette couche présente habituellement une concentration en matières solides élevée qui la rend difficilement pompable. Elle est donc susceptible de rester présente après que les boues épaissies aient été extraites (figure 6.6) et pourra alors être enlevée manuellement. Lorsque l'ouvrage est suffisamment étroit et accessible, l'écume peut être retirée à la pelle depuis les deux côtés du bassin. Il faut sinon employer des moyens mécanisés comme des camions de pompage (disposant de pompes puissantes). L'écume peut également être extraite, manuellement ou par un engin, après que le bassin ait été vidé. C'est la manière qui est utilisée à la station de traitement de Cambérène.

Pendant la période de repos, le surnageant est évacué par gravité ou par pompage, selon ce qui a été prévu lors de la conception. Il peut être renvoyé dans le deuxième bassin (qui fonctionne en parallèle) ou dans l'étape de traitement suivante. Les boues épaissies peuvent être extraites à la pelle une fois le surnageant évacué. Elles peuvent aussi être pompées en laissant le surnageant en place, ce qui permet de bénéficier d'une pression supplémentaire. Les ouvrages ayant souvent une profondeur supérieure à deux mètres, un accès adapté doit être prévu pour l'extraction des boues, mais aussi pour le nettoyage du bassin et des pompes. L'exploitant saura quand évacuer les boues à partir des charges reçues, des fréquences de soutirage prévues à la conception et de l'observation visuelle.



Figure 6.6 : Bassin de décantation et d'épaississement de Rufisque, Dakar, Sénégal, montrant la couche d'écume (photo : Sandec).

Il serait également possible de concevoir les bassins de décantation et d'épaississement avec des équipements de raclage et de pompage continu des boues épaissies et de l'écume, pour une maintenance et une flexibilité de gestion meilleures, mais aussi avec l'inconvénient de coûts d'exploitation-maintenance plus élevés (chapitre 11).

6.4.2 Période de démarrage et variations saisonnières

Il n'y a pas de besoin spécifique en matière de démarrage, puisque la décantation et l'épaississement reposent principalement sur des processus physiques. Il sera néanmoins utile d'ajuster les périodes d'alimentation et de repos, d'évaluer l'épaisseur des différentes zones et d'optimiser la fréquence d'extraction des boues. Les variations saisonnières climatiques et en termes de caractéristiques des boues de vidange peuvent avoir une influence sur la performance des bassins. Par exemple, une forte évaporation pourra augmenter la teneur en matières solides dans la couche d'écume. Une élévation de température pourrait conduire à une augmentation des processus de digestion anaérobie et donc de l'épaisseur de la couche d'écume.

6.5 PERFORMANCE DES BASSINS DE DÉCANTATION ET D'ÉPAISSISSEMENT

La performance des bassins de décantation et d'épaississement porte principalement sur la séparation des fractions solide et liquide. Les paragraphes suivants présentent les performances associées aux principaux mécanismes de traitement.

6.5.1 Séparation solide-liquide

On observe sur le terrain une efficacité de la décantation d'environ 50 à 60 % pour les MES, que ce soit pour de petits ou de grands temps de séjour. La rétention est supposée atteindre 80 % lorsque les bassins sont dimensionnés et exploités correctement (Heinss *et al.*, 1999).

La concentration des boues épaissies (C_e) dépend de la durée du cycle de fonctionnement et des caractéristiques initiales des boues de vidange (capacité à épaissir). C'est ce que présente le tableau 6.1. Il semble raisonnable de pouvoir atteindre 60 g de MES/L dans la zone d'épaississement après sept jours d'alimentation. Une concentration atteinte de 150 g de MES/L a été observée dans les bassins d'Accra avec un cycle de fonctionnement de huit semaines (Heinss *et al.*, 1998).

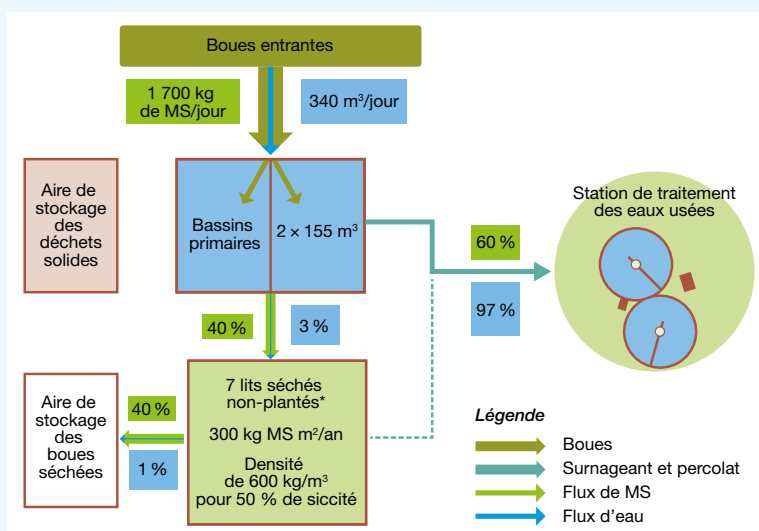
L'épaisseur de la couche d'écume et sa teneur en MES est principalement liée à la durée du cycle de fonctionnement, des caractéristiques des boues de vidange et du taux d'évaporation. Heiness *et al.* (1998) rapportent une épaisseur de 80 cm de croûte pour un cycle de fonctionnement de 8 semaines. À la station de Dakar, l'épaisseur de l'écume atteignait 10 à 20 cm après une semaine d'alimentation.

Étude de cas 6.2 : Station de traitement des boues de vidange de Cambérène, filière bassin de décantation et d'épaississement et lits de séchage non-plantés.

(Adapté de Badji *et al.*, 2011 ; en lien avec l'étude de cas 7.2).

La STBV de Cambérène, première station à l'échelle pour le traitement des boues de vidange de l'agglomération dakaroise, a été mise en fonctionnement en 2006. Elle est composée de l'association de bassins de décantation et d'épaississement (deux bassins de 155 m³ chacun) et de lits de séchage non-plantés (10 lits de 130 m² chacun). Les boues épaissies sont extraites des bassins par pompage et envoyées sur des lits de séchage. L'effluent sortant des bassins (surnageant) ainsi que le percolat issu des lits de séchage sont orientés vers la station de traitement des eaux usées voisine. Chaque semaine, l'un des bassins est alimenté en boues de vidange et l'autre est laissé au repos pour extraction des boues et nettoyage. Les boues de vidange de Dakar sont diluées et présentent une concentration moyenne de 5 g de MS/L, en raison notamment d'une nappe phréatique haute et de boues majoritairement issues de fosses étanches. L'association entre bassins de décantation et d'épaississement et lits de séchage avait été choisie dans le but d'épaissir ces boues diluées avant leur séchage, de manière à réduire la surface nécessaire au séchage.

De 2007 à 2009, des mesures journalières des flux polluants ont été réalisées à l'entrée et à la sortie des deux étages de traitement, ainsi qu'un suivi des caractéristiques des boues dans les bassins de décantation et d'épaississement et dans les lits de séchage (concentration, siccité), ce que rapportent Badji *et al.* (2011). Les résultats sont résumés dans la figure 6.7. Bien qu'initialement conçue pour traiter 100 m³ de boues de vidange et 700 kg de MS par jour, la station recevait 340 m³ de boues et 1 700 kg de MS par jour. Le bilan massique de la station en situation réelle de fonctionnement est présenté dans la figure ci-dessous.



* 7 lits seulement sur les 10 lits existants sont utilisés par l'exploitant.

Figure 6.7 : Bilan des flux et des performances de la station de traitement des boues de vidange de Cambérène en conditions réelles de fonctionnement (Badji *et al.*, 2011).

L'expérience d'Accra a permis d'observer l'atteinte d'une concentration de boues épaissies de 150 g de MS/L, sans toutefois connaître les concentrations entrantes pendant cette période de mesure. À Dakar, avec une alternance d'alimentation et de repos toutes les semaines et donc un moindre temps de séjour qu'au Ghana, la concentration des boues épaissies atteignait 60 à 70 g de MS/L (alors que la concentration prévue lors de la conception était de 140 g de MS/L, sur la base de l'expérience ghanéenne). Ceci illustre l'importance de conduire les études préalables afin de définir les caractéristiques des boues dans les conditions locales (notamment la concentration, le débit entrant et le potentiel d'épaississement). Malgré la difficulté de ce travail, il peut conduire à une économie financière importante lors de l'exploitation.

L'exploitation-maintenance des bassins est considérée comme difficile par l'exploitant de Dakar, en particulier le fait de devoir entrer dans le bassin pour le nettoyage de l'écume. Le pompage est aussi un point problématique pour cet exploitant, car l'axe de la pompe est souvent bloqué par des déchets et doit être nettoyé. Ces problèmes ont souvent conduit à retarder le pompage des boues épaissies et, par conséquent, à augmenter encore la surcharge du bassin en parallèle en fonctionnement (voir figure 6.7).

6.5.2 Performance de traitement

Le principal objectif des bassins de décantation et d'épaississement est la séparation solide-liquide, et non pas la stabilisation des boues ou la réduction des germes pathogènes. D'autres étages de traitement sont nécessaires aussi bien pour les boues épaissies que pour le surnageant. La matière organique dissoute, les nutriments et des matières en suspension resteront présents dans le surnageant. Des mesures montrent notamment que la DCO entrante se retrouve pour 50 % dans les boues décantées et pour 50 % dans le surnageant (Badji *et al.*, 2011) ; d'autres montrent un surnageant contenant 10 % de la DBO et 25 % de la DCO (Heinss *et al.*, 1998). L'abattement ou l'inactivation des germes pathogènes est négligeable. Les germes pathogènes de taille importante, comme les œufs d'helminthe, sont supposés décanter dans une proportion plus ou moins liée avec le rendement de la décantation sur les MES. Heinss *et al.* (1998) rapportent un taux de 50 % des œufs d'helminthe totaux présents dans les boues épaissies.

6.6 AVANTAGES ET INCONVÉNIENTS DES BASSINS DE DÉCANTATION ET D'ÉPAISSISSEMENT

Les bassins de décantation et d'épaississement sont efficaces en tant que première étape de traitement pour réaliser une première séparation solide-liquide. Ils sont relativement robustes et permettent une réduction du volume de boues à traiter dans des étapes ultérieures. Leurs inconvénients sont :

- Le manque de retours d'expérience pour le traitement des boues de vidange, de données empiriques et de résultats sur lesquels baser la conception ;
- Les boues décantées présentent toujours une teneur en eau élevée et nécessitent une déshydratation ultérieure ;
- La fraction liquide reste fortement concentrée en MES et en matières organiques ;
- La réduction des germes pathogènes est faible. Les produits sortants des bassins ne peuvent pas être déversés dans l'environnement ni utilisés directement en agriculture (pour plus de détails sur les destinations finales des produits issus du traitement, voir le chapitre 10).

6.7 EXEMPLE DE DIMENSIONNEMENT D'UN BASSIN DE DÉCANTATION ET D'ÉPAISSISSEMENT

Comme présenté dans les paragraphes précédents, le dimensionnement des bassins de décantation et d'épaississement porte sur la détermination de la surface de l'ouvrage, des volumes des différentes zones et des configurations hydrauliques.

6.7.1 Situation initiale

Des études préalables suffisantes sont nécessaires pour concevoir spécifiquement selon les caractéristiques du contexte local. Cet exemple de dimensionnement correspond à une situation typique dans laquelle les bassins de décantation et d'épaississement sont pertinents. Les données de base issues des études préalables sont présentées dans le tableau 6.2.

Tableau 6.2 : Résultats des études préalables pour la détermination des bases de dimensionnement.

Concentration initiale des boues de vidange brutes	$C_{(MS)} = 7 \text{ g de MS/L}$ $C_{(MES)} = 5 \text{ g de MES/L}$
Origines des boues de vidange	Principalement des fosses septiques (boues stabilisées)
Degré de stabilisation	< 70 %
Débit entrant	$Q = 140 \text{ m}^3/\text{jour}$
Horaires d'ouverture de la station	7 h/jour 5 jours/semaine 52 semaines/an
Coefficient de pointe journalière	$C_p = 1,6$ (la pointe a souvent lieu en matinée, à la première rotation des camions)
Concentration des boues épaissies (cônes Imhoff de 1 L)	60 g MES/L
Décantabilité (cônes Imhoff de 1 L)	Bonne ($IB = 23 < 100$)

6.7.2 Hypothèses de dimensionnement

Les données de base permettent de réaliser les hypothèses suivantes :

- Vitesse ascensionnelle (V_{asc}) de 0,5 m/h, sur la base des tests d'IB et de l'expérience ;
- Taux de rétention escompté pour la décantation (e) : 80 % pour les MES ;
- Mise en place de deux bassins en parallèle pour faciliter le nettoyage de l'un pendant l'alimentation de l'autre ;
- Période d'alimentation : 1 semaine (nombre de jours d'ouverture de la station par semaine $N = 5$), afin de minimiser la digestion anaérobie et les remontées de gaz. Chaque bassin sera donc alimenté pendant une semaine toutes les deux semaines, alors que l'extraction des boues épaissies et de l'écume sera réalisée dans l'autre bassin.
- Période pour un compactage additionnel de 2 à 3 jours. L'extraction des boues épaissies et de l'écume aura donc lieu tous les 10 jours par pompage, puisque les boues épaissies seront encore suffisamment liquides ;

- L'exploitant possède de l'expérience dans le traitement des eaux usées. Il sera donc en capacité d'effectuer correctement le pompage des boues épaissies et le nettoyage des bassins.

6.7.3 Calculs de dimensionnement

La surface d'un bassin permettant d'atteindre la vitesse ascensionnelle (V_{asc}) choisie pendant le débit de pointe est estimée par les équations suivantes :

Équation 6.4 : $Q_p = Q \times C_p / 7 = 32 \text{ m}^3/h$

Où 7 est la durée journalière d'ouverture de la station (en heures).

Équation 6.5 : $S = Q_p / V_{asc} = 64 \text{ m}^2$

Volume de la zone d'épaississement

La quantité journalière de MES introduite dans l'ouvrage (M) est calculée à partir de la concentration initiale des boues de vidange (C_i) :

Équation 6.6 : $M = Q \times C_{i(MES)} = 700 \text{ kg de MES/jour}$

La quantité journalière de boues décantées et épaissies (M_e) est obtenue à partir du rendement de la décantation (e) :

Équation 6.7 : $M_e = M \times e = 560 \text{ kg de MES/jour}$

Où e = 80 %. Pour un dimensionnement sécuritaire, la valeur de e doit en effet correspondre au maximum possible (et non pas à la moyenne).

Le volume de la zone de stockage des boues épaissies (V_e) est fonction de la quantité de particules retenues dans cette zone (M_e) et de la concentration en MES atteinte pour les boues épaissies (C_e) :

Équation 6.8 : $e = M_e \times N / C_e = 47 \text{ m}^3$

Configuration de l'ouvrage

La forme de l'ouvrage sera plutôt longue et étroite dans le but de faciliter la répartition hydraulique de l'effluent. Les ratios largeur sur longueur recommandés sont de 0,1 à 0,2. Pour une surface souhaitée d'environ 64 m² (voir équation 6.5), la configuration suivante peut être adoptée :

Équation 6.9 : $S = l \times L = 3 \times 22 = 66 \text{ m}^2$

Hauteur des zones

Les zones présenteront les caractéristiques suivantes :

- Zone d'écume : 0,4 m (valeur supposée sécuritaire pour un cycle de deux semaines) ;
- Zone de surnageant : 0,5 m (Heinss *et al.*, 1998) ;
- Zone de séparation : 0,5 m (Heinss *et al.*, 1998) ;
- Zone d'épaississement : 0,75 m (soit 47 m³ de stockage dans un bassin de 66 m²).

La figure 6.8 présente un schéma de la configuration adoptée :

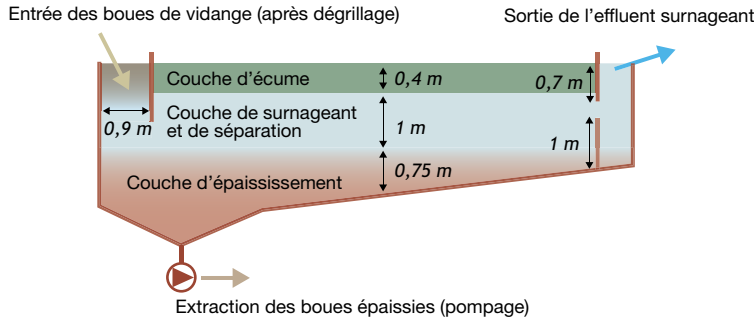


Figure 6.8 : Schéma du bassin décrit dans l'exemple de dimensionnement.

6.7.4 Bilan massique

Dans cet exemple, la zone d'épaississement a été dimensionnée sur la base de 80 % de rétention de MES. Le dimensionnement sécuritaire des étapes suivantes de traitement du surnageant doit se baser sur un rendement (ϵ) plus réaliste, de 60 % par exemple, pour considérer que l'effluent sortant (surnageant) contient encore 40 % des matières en suspension entrantes. Le bilan massique correspondant est présenté à la figure 6.9, avec les flux de MES estimés pour le surnageant et les boues épaissies.

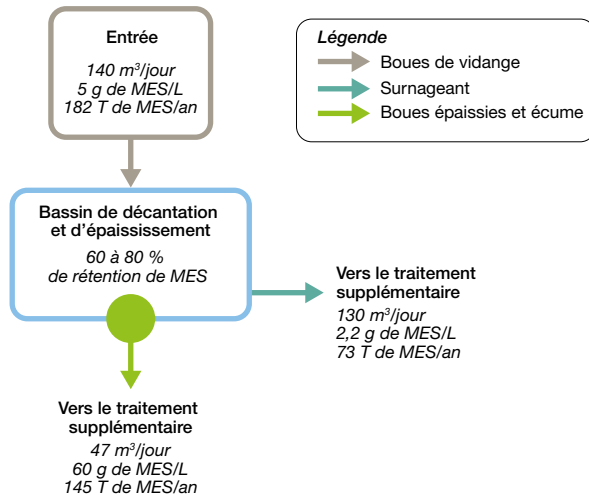


Figure 6.9 : Schéma du traitement et bilan massique correspondant à l'exemple de calcul.

6.8 BIBLIOGRAPHIE

- Badji K., Dodane P.-H., Mbéguéré M., 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, Eawag-Sandec.
- Heinss U., Larmie S.A., Strauss M. (1998). *Solids Separation and Pond Systems for the Treatment of Faecal Sludges in the Tropics – Lessons Learnt and Recommendations for Preliminary Design*, Eawag-Sandec, Report No. 05/98.
- Heinss U., Larmie S.A., Strauss M. (1999). *Characteristics of Faecal Sludges and Their Solids-liquid Separation*. Eawag-Sandec.
- Pujol R., Vachon A., Martin G. (1990). *Guide technique sur le foisonnement des boues activées*, éd. FNDAE, ministère de l'Agriculture et de la Forêt, France.
- Ramalho R.S. (1977). *Introduction to Wastewater Treatment Processes*, Academic Press.
- Strauss M., Larmie S.A., Heinss U., Montangero A. (2000). *Treating Faecal Sludges in Ponds*. *Water Science and Technology* 42 (10), p. 283-290.
- Metcalf et Eddy (2003). *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse*. Tchobanoglous G., Burton F.L. eds. McGraw-Hill Book Company.
- Vonwiller L. (2007). *Monitoring of the Faecal Sludge Treatment Plant Cambérène in Dakar*. Eawag, Dübendorf, Switzerland.

Questions pour l'autoévaluation

1. Quels sont les trois principaux mécanismes impliqués dans la décantation et l'épaississement ? Expliquer leur fonctionnement.
2. Citer trois avantages et trois inconvénients des bassins de décantation et d'épaississement.
3. Quels sont les trois paramètres à calculer pour le dimensionnement des bassins de décantation et d'épaississement ?
4. Concernant le dimensionnement des bassins, pourquoi est-il important de calculer la surface au miroir, les volumes des zones et les configurations hydrauliques ?

CHAPITRE VII

LITS DE SÉCHAGE NON-PLANTÉS

Pierre-Henri Dodane et Mariska Ronteltap

Objectifs pédagogiques

- Comprendre le lit de séchage non-planté pour la déshydratation des boues.
- Avoir un aperçu des principaux éléments constituant les lits de séchage non-plantés, de leurs caractéristiques et de leur rôle sur la performance des lits.
- Connaître les besoins en exploitation-maintenance et en monitoring nécessaires au fonctionnement des lits de séchage non-plantés.
- Être capable de concevoir un lit de séchage non-planté pour atteindre un objectif de traitement souhaité.

7.1 INTRODUCTION

Les lits de séchage de boues non-plantés sont des bassins peu profonds, remplis de sable et de gravier et équipés d'un système de drainage pour recueillir le percolat. Les boues sont répandues à la surface du lit où elles séchent (figure 7.1). Le processus de séchage est double : drainage de la partie liquide libre à travers le sable et le gravier vers le fond du lit et évaporation de l'eau restante dans l'air. La conception ainsi que le fonctionnement du lit de séchage sont assez simples, mais nécessitent un choix de charge admissible adapté ainsi qu'une bonne répartition hydraulique des boues sur la surface du lit. On estime à environ 50 à 80 % la fraction du volume initial qui s'infiltre et est évacué du lit (percolat), selon les caractéristiques des boues de vidange (BV) entrantes. Après avoir atteint le niveau de déshydratation souhaité, les boues doivent être retirées du lit, ce qui se fait manuellement ou à l'aide d'un engin motorisé. Un stockage supplémentaire permet la réduction des agents pathogènes, si cela est rendu nécessaire pour la réutilisation ultérieure des matières. Ce type de traitement est intéressant pour sa relative facilité d'utilisation et son faible coût, mais nécessite une emprise foncière importante.

7.2 PRINCIPE DE TRAITEMENT

Ce type de station de traitement des boues de vidange comprend plusieurs lits de séchage. Les boues sont déversées alternativement sur chacun de ces lits de séchage, où elles restent jusqu'à ce que le niveau de déshydratation souhaité soit atteint. Une fois sèches elles sont curées, avec engin ou manuellement, pour être mises en décharge ou bien subir un traitement complémentaire, souvent par simple stockage, en vue de leur réutilisation.

Le mécanisme de séchage repose sur deux principes. Le premier est l'infiltration de la fraction liquide à travers le sable et le gravier. Ce processus est d'autant plus important que les boues entrantes contiennent une grande fraction d'eau libre (paragraphe 3.2). Il est relativement rapide, allant de quelques heures à quelques jours (Heinss *et al.*, 1998). Le second processus, l'évaporation, extrait la fraction d'eau dite « liée » à la matière solide, ce qui se déroule généralement sur une période de quelques jours à quelques semaines. Heinss *et al.* (1998) rapportent une

évacuation de 50 à 80 % du volume initial des boues via la filtration et le drainage, et 20 à 50 % d'eau extraite par évaporation. Ces ordres de grandeur sont valables pour les boues ayant une proportion d'eau libre importante. Il y aura toutefois moins de déshydratation par drainage et plus par évaporation avec des boues présentant une proportion d'eau liée plus grande. Par exemple, aucun percolat n'a été observé lors du séchage de boues qui avaient été préalablement épaissies (Badji *et al.*, 2011). Dans les lits de séchage de boues plantés, l'évapotranspiration contribue également à la déshydratation, ce qui est expliqué au chapitre 8.

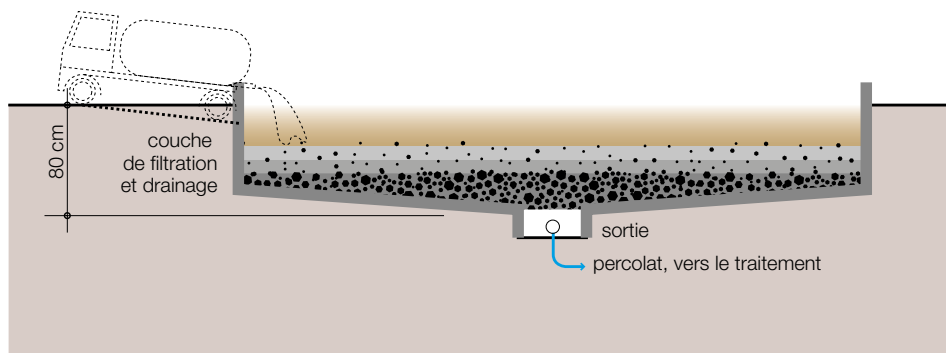


Figure 7.1 : Schéma de principe d'un lit de séchage de boues non-planté (Tilley *et al.*, 2014). Sur ce schéma la dalle de réception des boues n'est pas visible, mais c'est un élément essentiel (paragraphe 7.4).

7.3 PARAMÈTRES DE CONCEPTION DES LITS NON-PLANTÉS

Plusieurs facteurs contextuels doivent être pris en considération pour le dimensionnement. Ils peuvent être regroupés en deux catégories : les facteurs climatiques et les types de boues à traiter. Les critères de conception sont la charge admissible en boues, l'épaisseur de la couche de boues déversée et le nombre de lits. Ces différents paramètres sont présentés dans les paragraphes suivants.

7.3.1 Facteurs climatiques

Les facteurs climatiques qui affectent le fonctionnement des lits de séchage non-plantés sont les suivants :

- Humidité : l'humidité élevée réduit l'évaporation ;
- Température : les températures élevées, associées à une humidité faible et à un fort vent, augmentent l'évaporation ;
- Pluviosité : les lits non-plantés peuvent ne pas être adaptés là où les pluies sont fréquentes, intenses et de longue durée. La conception des lits dans les climats très pluvieux doit intégrer la non-utilisation des lits pendant la saison des pluies ou leur couverture par une toiture. L'effet de la pluie est de ré-humecter la boue dans une proportion plus ou moins importante selon le niveau de séchage qu'elle a déjà atteint, une boue craquelée permettant en effet d'évacuer l'eau et de diminuer ainsi la ré-humectation des matières solides.

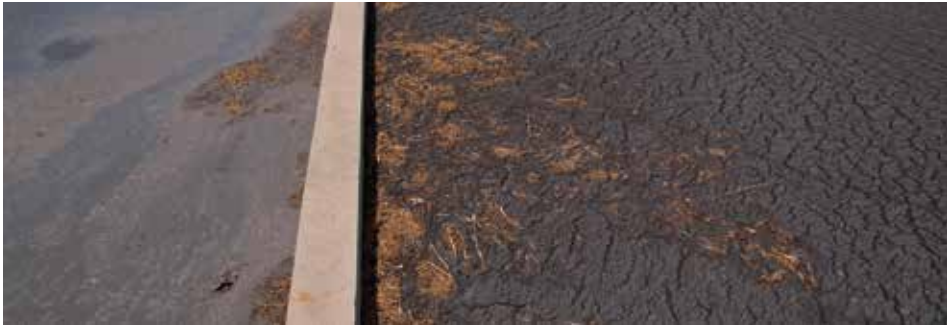


Figure 7.2 : Boues de vidange fraîchement déversées et partiellement déshydratées sur les lits de séchage non-plantés de la station de traitement des boues de vidange de Niayes, Dakar, Sénégal (photo : Linda Strande).

7.3.2 Types de boues de vidange

La provenance des boues est un point important lorsque l'on utilise les lits de séchage non-plantés. Les boues issues de fosses septiques comportent une fraction d'eau liée plus petite, elles sont donc plus facilement déshydratables que les boues de vidange fraîches. En d'autres termes, on peut considérer que ces boues digérées présentent une meilleure aptitude à la déshydratation. Elles peuvent donc être appliquées avec une couche plus épaisse ou à une charge massique ou volumique supérieure. Les boues provenant des toilettes publiques ne sont généralement pas autant digérées (voir aussi le chapitre 2) et présentent donc une capacité de déshydratation moindre. Par conséquent, une quantité plus faible d'eau est évacuable par filtration et un temps de séchage plus long est nécessaire. La technologie du lit de séchage non-planté seule pourrait s'avérer peu adaptée pour ces boues-là, selon le contexte.

Pescod (1971) a effectué des tests de séchage avec des boues de latrines fraîches. Il rapporte une grande dispersion des résultats en termes de déshydratation, dont certains sont comparables au séchage de boues bien stabilisées. En général avec des boues de toilettes publiques fraîches, une séparation des fractions liquides et solides est difficile à obtenir. Une solution consiste à mélanger ce type de boues avec des boues plus anciennes et plus stabilisées (par exemple des boues de fosses septiques) afin d'améliorer leur aptitude globale à la déshydratation (Koné *et al.*, 2007 ; Cofie *et al.*, 2006).

Étude de cas 7.1 : Conception d'un lit de séchage de boues à Kumasi, Ghana.

(Adapté de Cofie et Koné, 2009).

Afin de réaliser un séchage préalable au compostage de boues de vidange (voir aussi l'étude de cas 5.1), un petit lit de séchage de boues a été conçu à Kumasi, au Ghana. Le climat est de type équatorial humide, avec deux saisons des pluies : une grande saison des pluies qui a lieu de fin février à début juillet et une plus petite de mi-septembre à début novembre. Les BV sont collectées par des camions de vidange dans les dispositifs d'assainissement à la parcelle de la ville (fosses septiques, latrines à fosse et toilettes publiques) et transportées sur le site du projet. Sur les 500 m³/jour de BV produites par la ville, 1,5 m³/jour est traité dans la station pilote. Elle est constituée de deux lits de séchage non-plantés d'une surface de 25 m² chacun, pour une capacité de traitement de 7,5 m³ de boues par dépotage et par lit, soit une couche de 30 cm de boues par dépotage. Les lits sont composés d'une superposition de matériaux filtrants : sable et graviers de différentes épaisseurs et granulométries. Les considérations techniques générales sont présentées dans le tableau 7.1.

Tableau 7.1 : Caractéristiques techniques recommandées pour le séchage des boues de vidange en lit de séchage non-planté.

BASE DE DIMENSIONNEMENT DES LITS	PRODUCTION DE BOUES SÉCHÉES
25 à 30 cm d'épaisseur de boues par déversement.	0,1 m³ de boues séchées par m³ de BV entrante.
100 à 200 kg de MS/m²/an (MS : matière sèche).	Hygiénisation complémentaire nécessaire avant réutilisation en agriculture.
~ 0,08 m²/habitant.	
CARACTÉRISTIQUES DES BOUES ENTRANTES	PERFORMANCE DE LA FILTRATION
Partiellement digérées (digérées ou mélange de boues digérées et de boues fraîches de toilettes publiques).	Effet d'érosion réduit par une chambre de répartition, un canal d'entrée ou une dalle de réception.
≤ 30 % de BV de toilettes publiques.	97 % MES (matières en suspension). 90 % DCO (demande chimique en oxygène). 100 % OH (œufs d'helminthes).
CARACTÉRISTIQUES DU SABLE	PERCOLAT
Non-friable.	Comparable aux eaux usées en contexte tropical.
Disponible localement.	Salinité trop élevée pour irrigation agricole.
Lavé avant sa mise en œuvre.	Traitement complémentaire requis selon destination.

Exemple de conception de l'étude de cas 7.1.

3 camions par cycle de séchage (1 camion apporte ~ 5 m³).	Charge hydraulique sur les lits de séchage : 30 cm.
3 cycles de séchage par mois.	Surface totale des lits : 50 m².
Volume traité : 15 m³/cycle, soit 45 m³/mois, soit 1,5 m³/jour.	Réduction de volume : 90 %.
Ratio de boues entre toilettes publiques et fosses septiques : 1:2.	Boues séchées produite : 1,5 m³/cycle, soit 4,5 m³/mois.

Sur le pilote de Kumasi, le percolat issu des lits de séchage est recueilli dans un réservoir de stockage pour être envoyé dans le bassin de lagunage de la STBV de Buobai, dont l'effluent est rejeté dans le milieu naturel. Les boues séchées sont curées des lits dès qu'elles peuvent l'être à l'aide d'une pelle (après 10 jours), et stockées avant cocompostage (étude de cas 5.1).

7.3.3 Charge admissible

La charge admissible en boues est exprimée en kg de MS/m²/an. Elle représente la quantité de matières sèches qui peuvent sécher sur 1 m² de lit tous les ans. Pescod (1971) souligne la variabilité des valeurs de charges admissibles et d'épaisseur de couche à considérer lors de la conception, en raison de la forte variabilité des conditions locales. Il est néanmoins possible

d'en indiquer une plage, typiquement entre 100 et 200 kg de MS/m²/an : 100 correspond aux conditions de séchage les moins favorables et 200 aux plus favorables, la valeur de 50 kg de MES/m²/an étant souvent utilisée dans les climats tempérés en Europe pour les boues de stations d'épuration (Duchène, 1990). Les conditions défavorables se caractérisent par une humidité élevée, des températures basses, de longues périodes de précipitation et/ou une forte proportion de BV fraîches. Les conditions favorables se caractérisent par un faible taux d'humidité, une température élevée, une faible pluviosité et des boues à traiter bien stabilisées. Des charges admissibles plus élevées sont mentionnées dans la littérature, pour certaines conditions particulières. Cofie *et al.* (2006) par exemple ont appliqué des charges allant jusqu'à 300 kg de MS/m²/an. Badji *et al.* (2011) a quant à lui mesuré une charge admise de 300 kg de MS/m²/an en conditions opérationnelles pour traiter des boues préalablement épaissies à une concentration de 60 g de MS/L. Ils mesurent par ailleurs, dans les mêmes conditions de séchage, une charge admise de 150 kg de MS/m²/an pour traiter des boues ayant une concentration de 5 g de MS/L.

Réaliser des tests de séchage pilotes au préalable est utile dans les cas non-documentés pour permettre une meilleure détermination de la charge admissible dans des conditions données.

7.3.4 Épaisseur de la couche de boues

La littérature rapporte des épaisseurs de couches appliquées de 20 à 30 cm, avec une prépondérance de couches de 20 cm. Il pourrait sembler plus intéressant d'appliquer des couches d'épaisseur supérieure, ce qui permettrait de sécher une plus grande quantité de boues par m², mais cela entraînerait aussi une augmentation du temps de séchage et donc une moindre rotation des lits dans l'année, et finalement une charge admissible moindre. Pour une même boue séchée dans les mêmes conditions climatiques, Pescod (1971) rapporte qu'une augmentation de la couche de boues de 10 cm augmente le temps de séchage de 50 à 100 %.

Les revanches des lits (parois latérales) doivent être suffisamment hautes pour permettre une sécurité et éviter les débordements. Par exemple, pour une couche de boues prévue de 20 cm, la revanche doit être supérieure à 20 cm. Quand les lits reçoivent des boues directement des camions (et non en provenance d'un bassin de sédimentation/épaississement ou d'un poste de pompage), la revanche ne doit toutefois pas être trop haute pour permettre le déversement depuis la cuve du camion.

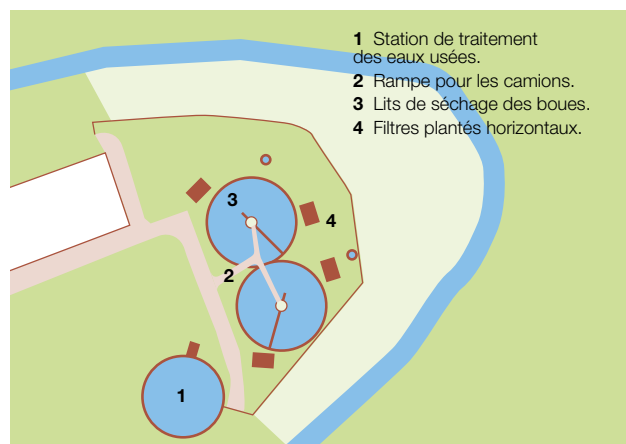


Figure 7.3 : Disposition envisagée pour un site de traitement de boues par lits de séchage non-plantés. Les lits sont disposés au sein des cercles, autour d'une entrée centrale. Le percolat drainé est ensuite traité dans des filtres plantés horizontaux (HPCIDBC, 2011).



Figure 7.4 : Application de boues dans les lits de la station de traitement de Niayes, Dakar, Sénégal (photo : Linda Strande).

7.3.5 Nombre de lits

Le nombre de lits requis dépend de la durée du séchage et de la fréquence d'arrivée des boues. Par exemple, pour deux semaines de séchage et des BV arrivant 5 jours par semaine, un minimum de 10 lits est nécessaire. Le nombre de lits peut alors être augmenté ou légèrement diminué pour prendre en compte l'épaisseur optimale de la couche de boues. Il est également important d'adapter le nombre de lits aux conditions réelles d'exploitation-maintenance prévisibles, en particulier pour tenir compte de la durée des opérations de curage des boues séchées ou du ralentissement du travail d'exploitation-maintenance par temps de pluie. Un nombre élevé de lits augmente la sécurité de fonctionnement, permettant une facilité d'exploitation-maintenance en cas d'arrivée de BV de caractéristiques différentes ou encore vis-à-vis des aléas d'exploitation-maintenance, mais cela augmente également les coûts d'investissement. Dans leur dispositif expérimental Cofie *et al.* (2006) ont utilisé deux lits de 25 m², avec une couche de 30 cm d'épaisseur, soit 7,5 m³ de boues par lit, par cycle de séchage. Pour la vallée de Kathmandou, HPCIDBC (2011) a prévu une disposition circulaire des lits avec une entrée centrale (figure 7.3). La surface prévue d'un lit de séchage était de 43 m² avec un nombre total de 28 lits, pour une charge admissible de 250 kg de MS/m²/an.

7.3.6 Résumé des paramètres de dimensionnement

Les valeurs mentionnées dans ce chapitre proviennent de contextes locaux donnés en termes de type de boues et de climat, et ne sont donc pas applicables à tous les cas de figure. Néanmoins, elles fournissent des ordres de grandeur typiques et illustrent l'interdépendance des paramètres. Pour dimensionner au mieux une station à lits de séchage non-plantés, l'ingénieur-concepteur doit se procurer des données locales, soit à partir de l'expérience existante, soit en réalisant des tests de séchage préliminaires dans les conditions locales. Un test de séchage consiste à mesurer le nombre de jours nécessaires pour atteindre un taux de déshydratation donné ou, au minimum, pour atteindre un état des boues permettant le curage des lits. Si par exemple les résultats de ces tests indiquent une période de séchage de deux semaines incluant un jour de dépotage et deux jours de curage, alors un lit peut être utilisé 26 fois par an. D'autres exemples de calculs sont donnés au paragraphe 7.7.

7.4 MISE EN ŒUVRE D'UN LIT DE SÉCHAGE NON-PLANTÉ

Un dispositif de traitement par lit de séchage est constitué d'un certain nombre de lits, d'un dispositif d'alimentation et de drainage du percolat ainsi que d'un espace extérieur aux lits pour le stockage et le séchage complémentaire des boues extraites des lits (avec éventuellement des bassins de décantation/épaississement en amont). Les boues peuvent être déversées sur les lits par les camions, soit directement lit par lit, soit dans une chambre de répartition qui renvoie les boues sur un lit (Cofie *et al.*, 2006), soit encore via une rampe d'alimentation. Une autre solution consiste à installer un bassin de réception des boues pour les pomper ensuite sur les lits de séchage. Une dalle de réception doit être prévue au niveau des déversements pour empêcher l'affouillement du sable et permettre une répartition plus homogène des boues à la surface du lit (Tilley *et al.*, 2014). Sans dalle anti-affouillement, la couche de sable serait rapidement endommagée. Un dégrillage peut être placé en tête pour retenir les déchets solides présents dans les boues, ce qui peut être utile pour faciliter la réutilisation des boues après séchage. Le lit de séchage est typiquement de forme rectangulaire, semi-enterré, avec un radier étanche. Comme on le voit sur la figure 7.1, le radier du lit est incliné pour permettre le drainage du percolat. Comme ce percolat est encore relativement chargé en matières en suspension, matières organiques et nutriments, il se peut qu'il doive être traité avant son rejet dans le milieu naturel, selon les objectifs de qualité requis pour le milieu naturel ou la valorisation.

7.4.1 Gravier et sable

Les drains sont enrobés et recouverts ensuite par des couches successives de gravier puis de sable. Lors de la mise en œuvre, il est important d'utiliser du sable et du gravier propres afin de réduire les risques de colmatage du lit par les particules fines. Ceci est valable lors de la construction initiale ainsi que pour les futurs ajouts de sable. On met en œuvre habituellement deux ou trois couches superposées avec des granulométries différentes (figure 7.1). La granulométrie des couches est choisie pour éviter la migration des petites particules dans les drains. La couche inférieure est constituée de graviers grossiers (plage granulométrique classique de 20 à 40 mm). La couche intermédiaire requiert un gravier plus fin, d'une granulométrie intermédiaire entre la couche au-dessous et la couche au-dessus, par exemple du 5 à 15 mm. L'assemblage doit être adapté aux disponibilités locales en matériaux. Par exemple, Cofie *et al.* (2006) ont utilisé un gravier de 19 mm de diamètre pour la couche inférieure (15 cm), puis un gravier de 10 mm pour la couche supérieure. Pour diminuer le risque de migration des particules de la couche de sable dans les couches de gravier, une troisième couche de gravillon peut également être intercalée, selon les disponibilités locales, par exemple avec une granulométrie 2 à 6 mm.

La couche de sable est placée au-dessus du gravier. Elle améliore la filtration et augmente la durée de vie en empêchant les particules de boue de migrer, de s'accumuler et de colmater les espaces poreux du gravier. La granulométrie du sable est importante : un gros sable (1 à 1,5 mm) peut entraîner une migration des matières organiques et ainsi augmenter le risque de colmatage. Selon Kuffour *et al.* (2009), ce risque est par contre réduit pour des granulométries plus fines (0,1 à 0,5 mm).

Lors du choix du sable, il est utile de garder en tête que les lits devront être rechargés régulièrement en sable, car à chaque cycle de séchage une petite quantité de sable colle aux boues et est retirée lors du curage. Il est donc recommandé que le sable choisi soit facilement disponible. Duchène (1990) rapporte une perte de quelques centimètres de sable tous les 5 à 10 cycles de

séchage, en conditions françaises. À la STBV de Cambérène à Dakar, on mesurait une perte de 5 cm après 25 cycles de séchage (Badji, 2008).

Il est aussi possible que le sable ait besoin d'être changé si de la matière organique s'y accumule et entraîne un colmatage du lit. Kuffour *et al.* (2009) mettent en relation le degré de colmatage et le taux d'accumulation de matière organique dans une couche de sable. Comme la matière organique s'accumule plus vite dans un sable grossier, un lit qui en est constitué est susceptible de se colmater plus vite. Cofie *et al.* (2006) ont dû remplacer le sable de leur pilote en raison du colmatage qui s'est produit deux fois en 8 cycles de déshydratation (10 mois). HPCIDBC (2011) a prévu de recharger le sable tous les trois ans, dans une station conçue pour une charge admissible de 250 kg de MS/m²/an, une couche de boues de 20 cm et une durée de séchage d'une semaine (en conditions népalaises).

7.4.2 Curage des boues

Un curage correct des boues séchées nécessite d'avoir atteint un taux de séchage suffisamment élevé pour que les matières soient pelletables. Selon Pescod (1971), sur la base de tests effectués sur différents types de boues, une siccité d'au moins 25 % est indispensable. Le temps de séchage nécessaire dépend d'un certain nombre de facteurs contextuels, dont l'un est la capacité de déshydratation des boues. Les boues sont curées manuellement ou avec des engins motorisés, les pelles et les brouettes étant la méthode la plus courante (figure 7.5).



Figure 7.5 : Curage des boues de lits non-plantés à la station de traitement de Cambérène, Dakar, Sénégal (photo : Linda Strande).

La mise en place d'une rampe dans les lits permettra l'accès aux brouettes et autres équipements pour le curage. Les boues séchées sont fréquemment stockées en simples tas pour des périodes allant jusqu'à un an, pendant lesquelles un abattement complémentaire des pathogènes est attendue. La déshydratation des boues continue aussi après que les boues soient curées grâce à l'évaporation, ce qui est intéressant pour obtenir des siccités élevées. Il est néanmoins recommandé de contrôler le produit final obtenu pour garantir la conformité de ses caractéristiques avec son utilisation finale.

La ré-humectation des boues est considérée comme problématique si les précipitations se produisent avant que l'eau libre des boues ait été drainée, ce qui a pour effet d'augmenter la teneur en eau des boues et par conséquent la période de séchage. Par contre lorsque la boue est déjà assez sèche pour craquelier, l'eau de pluie peut ruisseler directement à travers les craquelures pour rejoindre le système de drainage.

Étude de cas 7.2 : Station de traitement des boues de vidange de Cambérène (suite de l'étude de cas 6.2).

Déjà présentée dans l'étude de cas 6.2, la STBV de Cambérène est une association de bassins de décantation/épaississement et de lits de séchage non-plantés. Les lits de séchage ont été conçus sur la base d'une charge admissible de 200 kg de MS/m²/an et une couche de boue initiale de 20 cm d'épaisseur. L'exploitant considère que les boues sont suffisamment séchées lorsqu'elles peuvent être retirées à la pelle, c'est-à-dire lorsque les boues séchées se détachent facilement de la couche de sable. Dans les conditions climatiques de Dakar, cela correspond à 30-35 jours de séchage, y compris pendant la saison des pluies. La teneur en matière sèche atteint alors environ 50 % en moyenne, avec un horizon plus sec sur la partie supérieure de la croûte et une siccité de 20 à 30 % dans son horizon inférieur. L'exploitant a par ailleurs besoin d'une semaine pour organiser le curage des boues séchées, ce qui amène un cycle de rotation des lits de 40 jours pour chacun des 10 lits de 130 m². Ceci correspond à une charge massique réellement envoyée sur les lits de 340 kg de MS/m²/an. Par conséquent, l'exploitant utilise habituellement uniquement 6 ou 7 lits, au lieu des 10 lits prévus.



Figure 7.6 : Lits de séchage non-plantés, curage et stockage des boues à la station de traitement de Cambérène, Dakar, Sénégal (photos : Pierre-Henri Dodane).

Le percolat qui sort des drains est encore relativement concentré : 2 500 mg de MS/L, 1 900 mg de MES/L et 3 600 mg de DCO/L. Les boues séchées sont retirées manuellement à la pelle. Ce travail demande environ deux jours à un ouvrier et consiste à curer les 7 cm d'épaisseur de boues séchées sur un lit de 130 m². La densité des boues séchées est alors d'environ 300 kg/m³, pour une production d'environ 600 m³/an stockée derrière les lits. Les boues séchées sont ensuite récupérées par des entreprises de travaux publics pour être utilisées en tant qu'amendement de sols sur leurs chantiers de terrassement.

7.5 QUALITÉ DES PRODUITS SORTANTS (BOUES SÉCHÉES ET PERCOLAT)

L'objectif principal d'un lit de séchage est de réaliser une déshydratation, c'est-à-dire une séparation physique entre les phases liquides et solides qui constituent les boues. Les lits de séchage réduisent les agents pathogènes partiellement et principalement en les desséchant, même si une biodégradation peut aussi avoir lieu. Par ailleurs, tous les polluants ne sont pas éliminés et peuvent se retrouver soit dans les boues, soit dans le percolat.

Tableau 7.2 : Analyses du percolat des lits de séchage de boues de Kumasi, Ghana (selon Koné et al., 2007).

	PREMIER JOUR	DERNIER JOUR	ÉCART
pH	8,2	7,9	- 0,3
EC (µS/cm)	21 900	11 400	- 10 500
MES (mg/L)	600	290	- 310
DCO (mg/L)	5 600	3 600	- 2 000
DBO (mg/L)	1 350	870	- 480
NH ₃ -N (mg/L)	520	260	- 260
TKN (mg/L)	590	370	- 220
NO ₃ ⁻ -N (mg/L)	50	170	120

Koné *et al.* (2007), dans le cadre de tests de séchage à partir de mélanges de boues de fosses septiques et de toilettes publiques, ont analysé le percolat sortant le premier et le dernier jour de filtration, à travers différents paramètres (tableau 7.2). On constate que les concentrations mesurées ont été plus faibles le dernier jour, mais restent néanmoins relativement chargées avec, par exemple, une concentration en DBO de 870 mg/L. En fonction des objectifs de qualité du milieu récepteur ou de valorisation, le percolat peut donc nécessiter un traitement supplémentaire qui doit être réalisé par un procédé de traitement des eaux usées domestiques après adaptation, comme par exemple un lagunage (voir chapitre 5 - Montangero et Strauss, 2002). Il peut aussi être directement valorisé comme indiqué au chapitre 10.

Tableau 7.3 : Prévalence des œufs d'Ascaris et de Trichuris dans les boues de toilettes publiques et de fosses septiques de Kumasi (Koné et al., 2007).

	ASCARIS	TRICHURIS	TOTAL
Boues de toilettes publiques			
Échantillon 1	13 ^a (38 %) ^b	2 (13 %)	16 (34 %)
Échantillon 2		9 (52 %)	9 (52 %)
Boues de fosses septiques			
Échantillon 3	3 (23 %)	2 (0 %)	5 (13 %)
Échantillon 4	94 (53 %)	24 (58 %)	118 (54 %)
Échantillon 5	29 (37 %)	15 (25 %)	44 (32 %)

^a Nombre d'œufs/g de MS.

^b Pourcentage d'œufs viables, entre parenthèses (%).

Koné *et al.* (2007) ont également mesuré les quantités d'œufs d'*Ascaris* et de *Trichuris* dans les boues. Les résultats sont présentés dans le tableau 7.3. Le dispositif consistait à appliquer sur des lits des mélanges de boues issues de toilettes publiques et de fosses septiques dans des proportions variables, à des charges comprises entre 196 et 321 kg de MS/m²/an, et pour une siccité atteinte d'au moins 20 %. On constate que la déshydratation sur les lits de séchage seuls n'a pas été suffisante pour inactiver tous les œufs d'helminthe : après séchage, les boues contenaient un total de 38 œufs par g de MS d'*Ascaris* et de *Trichuris*, dont 25 à 50 % étaient viables (Koné *et al.*, 2007). Ceci illustre la nécessité d'un temps de stockage supplémentaire ou d'autres types de traitements spécifiques, lorsque la désinfection totale est recherchée.

7.6 EXEMPLES DE CONCEPTION

Ce paragraphe fournit deux exemples de conception pour les lits de séchage non-plantés.

7.6.1 Exemple 1 : le temps de séchage est connu (deux semaines pour une épaisseur initiale de couche de boues de 15 cm).

Cet exemple illustre le paragraphe 7.4. Une station doit recevoir des boues avec une quantité journalière de 500 kg de MS par jour, à une concentration de 50 kg de MS/m³. Les tests préliminaires réalisés montrent qu'une couche de 15 cm d'épaisseur de ce type de boues met 11 jours pour atteindre la siccité souhaitée. En comptant 1 jour pour le déversement des boues sur les lits et 2 jours pour le curage des boues séchées, deux semaines pleines sont nécessaires à chaque lit pour un cycle de séchage complet. Un lit peut donc être utilisé 26 fois par an. La quantité à traiter de 500 kg de MS/jour (soit 10 m³/jour) nécessite 67 m² de lit (épaisseur de la couche : 15 cm). En supposant que les camions arrivent uniquement les jours ouvrés, il faut un nombre de 10 lits pour permettre un fonctionnement continu avec un cycle de 2 semaines : après chaque période de 2 semaines, un lit donné peut être libéré et utilisé à nouveau. Le besoin minimum pour la station est donc de 10 lits pour un fonctionnement continu. Ajouter quelques lits supplémentaires est néanmoins recommandé, d'une part, pour une meilleure flexibilité en cas de variation dans les qualités et quantités de BV et, d'autre part, pour permettre les opérations de maintenance exceptionnelle de la station comme le rechargement en sable. Le nombre de lits supplémentaires pouvant être ajoutés dépend aussi du potentiel d'investissement et des risques de variation dans la quantité et la qualité des boues.

7.6.2 Exemple 2 : Conception dans des conditions climatiques favorables pour des boues préalablement épaissies.

Dans cet exemple, une station doit être conçue pour des boues d'une concentration de 30 g de MS/L arrivant avec un débit moyen de 50 m³/jour, dans un contexte climatique favorable (voir paragraphe 7.3.1 pour plus d'informations sur le facteur climatique). La station reçoit les boues seulement en jours ouvrés, pendant 52 semaines par an. La masse annuelle des boues reçues peut être calculée à partir de l'équation 7.1 :

$$\text{Équation 7.1 : } M = c_i \times Q_i \times t.$$

Dans laquelle M est la charge à traiter en kg de MS par an, c_i est la concentration moyenne en matière sèche des boues entrantes en g de MS/L, Q_i est le débit en m³ par jour ouvré et t est le nombre de jours ouvrés par an. Pour la situation décrite, ceci correspond à :

Équation 7.2 : $M = 30 \times 50 \times 5 \times 52 = 390\,000 \text{ kg de MS/an.}$

Étant donné que l'installation est mise en œuvre dans une région où les conditions climatiques sont favorables, une charge admissible de 200 kg de MS/m²/an peut être choisie. La charge annuelle à traiter nécessite donc une superficie totale de 390 000 kg (MS/an) / 200 kg (MS/m²/an) = 1 950 m².

Une épaisseur de 20 cm et un débit journalier à traiter de 50 m³/jour impliquent d'utiliser une surface de lit de 250 m² chaque jour ouvré. Un minimum de 8 lits de séchage de 250 m² est donc nécessaire pour atteindre les 1 950 m² requis.

Avec cette configuration, la durée du cycle de séchage sera donc de 10 jours, incluant 1 jour pour le curage. Pour rendre l'exploitation-maintenance plus facile et plus sûre, une durée de séchage de deux semaines pleines pourrait être recommandée. Dans ce cas, 10 lits sont nécessaires. La surface totale des lits de séchage à préconiser est alors de 2 500 m², ce qui correspond à une charge de 160 kg de MS/m²/an. Les boues seront appliquées une fois par jour, sur des lits consécutifs, avec une couche de 20 cm.

7.7 INNOVATIONS ET ADAPTATION DES LITS DE SÉCHAGE

Les lits de séchage pourraient être optimisés, notamment dans l'objectif d'augmenter la charge admissible ou de réduire la perte de sable. Parmi les études en cours, figurent l'utilisation d'un réseau de canalisations de chauffage, le séchage sous serre, l'utilisation de tamis métalliques ou encore de coagulants. Ces pistes sont abordées dans les paragraphes suivants.

7.7.1 Réseau de canalisations de chauffage

Radaidah et Al-Zboon (2011) ont étudié l'adaptation d'un lit de séchage de boues (boues provenant du traitement d'eaux usées) avec un dispositif de circulation d'eau chaude en provenance d'un chauffage solaire, dans le but d'optimiser le processus de séchage. Ils ont constaté que le séchage de ces boues sur un lit témoin non-modifié permet en 18 jours de passer de 96 % à 33 % d'humidité, alors que le même résultat est atteint en 10 jours seulement avec le dispositif de circulation d'eau chauffée à 70 °C. Ce dispositif pourrait être intéressant dans les contextes où le foncier est limité ou dans ceux où l'énergie solaire est accessible. Ce type de système est plus coûteux, mais il permet une amélioration intéressante du lit de séchage standard. Le même principe pourrait également être suivi avec la récupération de la chaleur résiduelle des procédés industriels (Diener *et al.*, 2012).

7.7.2 Séchage sous serre

Bux *et al.* (2002) ont testé le séchage en lits couverts avec des panneaux de verre, dans le cadre de l'optimisation du séchage de boues de l'industrie pharmaceutique. Une réduction du temps de séchage de 25 à 35 % a été rapportée. Il est important de noter qu'un dispositif de couverture des lits doit être bien ventilé, activement ou passivement, afin de permettre l'évacuation de l'air saturé en eau. Le séchage sous serre est également une technologie reconnue pour les boues de station d'épuration aux États-Unis, souvent associée à un mélangeur et à une soufflerie (Huber Technology, 2013). Des chercheurs travaillent actuellement à l'adaptation d'options à moindre coût pour les BV, comme par exemple à travers le projet FaME (figure 7.7).

7.7.3 Tamis métallique

Une autre piste consiste à utiliser un tamis inox comme surface de support pour améliorer le séchage et le drainage des boues, permettant de réduire également la quantité de sable évacuée avec les boues lors du curage (Tchobanoglous *et al.*, 2002). Bien que cela soit opérationnel pour le séchage des boues de station d'épuration, son efficacité pour le séchage des BV n'a pas encore été expérimentée.



Figure 7.7 : Installation pilote à la station de traitement de Cambérène, Dakar, Sénégal, pour évaluer la déshydratation possible avec ventilation passive et active, sous serre (photo : Linda Strande).

7.7.4 Additifs

Pescod (1971) fait référence à une étude menée par Luong à Bangkok, en Thaïlande, où du sulfate d'aluminium et de potassium (alun) est ajouté aux BV pour améliorer leur capacité de déshydratation. Cette étude a montré que l'ajout d'alun est intéressant en saison des pluies seulement, aucun avantage significatif n'ayant été observé en saison sèche. Des recherches sur l'intérêt des coagulants pour le séchage des BV sont menées dans le cadre du projet FaME.

7.8 CONCLUSIONS

Ce chapitre a présenté l'état des connaissances sur les lits de séchage non-plantés utilisés pour le traitement des boues de vidange. Le développement des connaissances à venir permettra de préciser les recommandations pour leur conception, leur exploitation-maintenance et aidera à comprendre et à surmonter les problèmes.

7.9 BIBLIOGRAPHIE

- Badji K. (2008). *Traitement des boues de vidange : éléments affectant la performance des lits de séchage non-plantés en taille réelle et les mécanismes de séchage*. Engineer degree, Génie des Procédés, École supérieure polytechnique, Dakar, Sénégal.
- Badji K., Dodane P.-H., Mbégué M., 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, Eawag/Sandec.
- Bux M., Baumann R., Quadt S., Pinnekamp J., Mühlbauer W. (2002). *Volume Reduction and Biological Stabilization of Sludge in Small Sewage Plants by Solar Drying*. Drying Technology 20 (4-5), p. 829-837.

- Cofie O., Agbottah S., Strauss M., Esseku H., Montangero A. (2006). *Solid-Liquid Separation of Faecal Sludge Using Drying Beds in Ghana: Implications for Nutrient Recycling in Urban Agriculture*. Water Research 40 (1), p. 75-82.
- Cofie O., Koné D. (2009). *Case Study of Sustainable Sanitation Projects: Co-composting of Faecal Sludge & Organic Solid Waste*. Kumasi, Ghana. Disponible sur <http://www.susana.org/fr/>, consulté en mars 2017.
- Diener S., Reiser J.-C., Murray A., Mbégué M., Strande L. (2012). *Recovery of Industrial Waste Heat for Faecal Sludge Drying*. Sandec News no. 13, p. 16.
- Duchène P. (1990). *Les Systèmes de traitement des boues des stations d'épuration des petites collectivités*. Documentation technique FND AE 09, ministère de l'Agriculture et de la Forêt, France. Disponible sur <http://www.fndae.fr/archive/PDF/fndae09-a.pdf>.
- HPCIDBC (2011). *Status and Strategy for Faecal Sludge Management in the Kathmandu Valley, High Powered Committee for Integrated Development of the Bagmati Civilization, Kathmandu, Nepal*.
- Heinss U., Larmie S.-A., Strauss M. (1998). *Solids Separation and Pond Systems for the Treatment of Faecal Sludges in the Tropics*. Sandec Report No.5/98 Second Edition, Eawag/Sandec, Dübendorf Switzerland.
- Huber Technology (2013). *Huber Solar Active Dryer SRT* (PDF). Disponible sur <http://www.huber-technology.com/>, consulté en mai 2013.
- Koné D., Cofie O., Zurbrugg C., Gallizzi K., Moser D., Drescher S., Strauss M. (2007). *Helminth Eggs Inactivation Efficiency by Faecal Sludge Dewatering and Co-composting in Tropical Climates*. Water Research 41 (19), p. 4397-4402.
- Kuffour A.-R., Awuah E., Anyemedu F.O.K., Strauss M., Koné D., Cofie E. (2009). *Effect of Using Different Particle Sizes of Sand as Filter Media for Dewatering Faecal Sludge*. Desalination 248, p. 308-314.
- Montangero A., Strauss M. (2002). *Faecal Sludge Management*, Sandec/Eawag. Notes de cours.
- Pescod M.-B. (1971). *Sludge Handling and Disposal in Tropical Developing Countries*. Journal of Water Pollution and Control Federation 43 (4), p. 555-570.
- Radaidah J.-A., Al-Zboon K. K. (2011). *Increase the Efficiency of Conventional Sand Drying Beds by Using Intensive Solar Energy: A Case Study from Jordan*. Presented at the 2011 2nd International conference on environmental science and technology. IPCBEE vol. 6, IACSIT Press, Singapore.
- Strauss M., Montangero A. (2002). *FS Management – Review of Practices, Problems and Initiatives*. DFID Engineering Knowledge and Research Project - R8056. Consultancy report to GHK, the United Kingdom, 73 p.
- Tchobanoglous G., Burton F.L., Stensel H.D. (2002). *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*, 4th edition / revised. McGraw-Hill Engineering and Computer Science Books.
- Tilley E., Ulrich L., Lüthi C., Raymond P., Schertenleib R., Zurbrugg C. (2014). *Compendium of Sanitation Systems and Technologies*. 2nd Revised Edition. Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag). Dübendorf, Switzerland. Édition française (2016) disponible sur www.sandec.ch/compendium_fr

Questions pour l'autoévaluation

1. Décrire le fonctionnement des lits de séchage et les principaux éléments les constituant.
2. Citer les deux mécanismes clés en jeu dans la déshydratation des boues sur les lits de séchage non-plantés.
3. Citer quatre facteurs clés à prendre en compte pour la conception de lits de séchage non-plantés.
4. Présenter les niveaux de qualité qui peuvent être atteints avec les lits de séchage non-plantés.

CHAPITRE VIII

LITS DE SÉCHAGE PLANTÉS

*Ives Magloire Kengne et Elizabeth Tilley***Objectifs pédagogiques**

- Savoir ce qu'est un lit de séchage planté pour la déshydratation des boues.
- Avoir un aperçu des espèces végétales qui peuvent être utilisées, de leur rôle dans la déshydratation des boues et des critères pour les sélectionner.
- Connaître les besoins en suivi-évaluation lors de l'exploitation-maintenance des lits de séchage plantés.
- Être capable de dimensionner un lit de séchage planté selon les objectifs de traitement souhaités.

8.1 INTRODUCTION

Les lits de séchage plantés (LSP), parfois aussi appelés « lits de déshydratation plantés », « lits de séchage plantés de roseaux » ou « lits d'humification plantés » sont des bassins constitués de matériaux granulaires poreux (par exemple du sable et du gravier) dans lesquels des macrophytes émergents sont plantés. Les LSP sont alimentés en boues qui s'y accumulent en couches, s'y déshydratent et s'y stabilisent par l'effet de nombreux mécanismes physiques et biologiques (Kadlec et Knight, 1996).

Les LSP ont tout d'abord été développés pour déshydrater et stabiliser les boues des petites stations d'épuration par boues activées en Europe et aux États-Unis (Kadlec et Knight, 1996 ; Lienard et Payraastre, 1996 ; Nielsen, 2003). Le procédé a ensuite été adapté avec succès dans d'autres parties du monde et pour d'autres types de boues, notamment les boues de vidange (BV) en provenance des dispositifs d'assainissement des ménages. Dans les climats tempérés, les LSP montrent des taux de déshydratation, de digestion des solides et d'oxydation plus élevés en été qu'en hiver (Edwards *et al.*, 2001), ce qui les prédisposent aux pays tropicaux où les écarts climatiques saisonniers sont moindres et le rayonnement solaire plus constant. Depuis 1996, Eawag-Sandec (Département assainissement, eau & déchets pour le développement de l'Institut fédéral suisse des sciences et technologies de l'eau) et ses partenaires de recherche travaillent ensemble sur le terrain pour mieux connaître les performances de traitement et définir les méthodes pour la conception du procédé pour le traitement des boues de vidange ainsi que les recommandations de fonctionnement. Une installation à échelle pilote fonctionne avec succès en Thaïlande depuis près d'une décennie (Kooattatap *et al.*, 2005). En Afrique, des tests sur modèles réduits ont été réalisés à l'Université de Yaoundé I au Cameroun (figure 8.1) et un suivi à échelle réelle a été réalisé sur le site de la station de traitement de Cambérène à Dakar, Sénégal (Eawag-Sandec, 2009 ; Kengne *et al.*, 2008).

Bien que les exemples de LSP en fonctionnement à échelle réelle ne soient pas nombreux aujourd'hui, les recherches récentes ont donné des résultats prometteurs. Une multiplication du procédé à travers le monde est probable, en particulier dans les régions tropicales des pays à revenu faible.

Les boues de vidange sont déversées à la surface des LSP de façon séquentielle, les lames de boues pouvant aller jusqu'à 20 cm (Kadlec et Wallace, 2009). Elles s'y accumulent pendant plusieurs années, en fonction de la charge appliquée, de la capacité de la station et de la minéralisation effective (Nielsen, 2003). Le nombre aujourd'hui limité de stations en fonctionnement et la grande variabilité des situations rendent difficile, voire impossible, la prédiction du taux d'accumulation des boues. La capacité d'infiltration à travers le lit est maintenue dans le temps grâce à la dynamique du système racinaire des plantes en développement constant, qui génère des canaux au sein des boues, améliorant ainsi la percolation. Le volume de boues accumulées à la surface du LSP diminue dans le temps en raison de la déshydratation et de la digestion. Les plantes maintiennent la porosité de la couche de boue, ce qui permet de ne pas avoir à curer les bassins avant un nouveau déversement, contrairement aux lits de séchage non-plantés (qui eux impliquent un curage des boues toutes les deux ou trois semaines, Strauss *et al.*, 1997). En comparaison avec les lits non-plantés, les macrophytes émergents permettent une efficacité élevée des LSP en termes de stabilisation et de réduction des germes pathogènes. Les plantes évitent aussi le colmatage des lits.

Les performances des LSP concernant la déshydratation, la stabilisation organique et la minéralisation dépendent de nombreux facteurs comme le type et la granulométrie des matériaux de filtration, le type de plantes, la maturation des boues dans les lits, les facteurs climatiques et les caractéristiques des boues. Les paramètres de gestion opérationnelle ont aussi une influence, comme la charge hydraulique, la charge massique et la fréquence d'alimentation (Breen, 1997 ; Prochaska *et al.*, 2007 ; Van Cuyk *et al.*, 2001). À mesure que les boues se transforment au sein des lits, les communautés microbiennes s'établissent et se stabilisent. Les paragraphes suivants traitent en détail des conditions de fonctionnement et des paramètres de dimensionnement qui constituent actuellement les bonnes pratiques en matière de lits de séchage plantés pour le traitement des boues de vidange.



Figure 8.1 : Pilote de lits de séchage plantés pour le traitement des boues de vidange de l'université de Yaoundé (photo : Linda Strande).

8.2 MACROPHYTES

Les macrophytes sont des plantes qui se développent dans les zones humides, les mares et les marécages. Elles ont la capacité de se développer partiellement ou totalement immergées. On distingue quatre types de macrophytes : les plantes librement flottantes, celles qui sont submergées, celles à feuilles flottantes et celles qui sont émergentes. Les macrophytes librement flottants ont des feuilles qui flottent et le plus souvent des racines immergées. Les macrophytes submergés sont généralement enracinés dans le sol et principalement constitués de parties végétales immergées. Les macrophytes à feuilles flottantes sont enracinés mais leurs feuilles flottent à la surface. Enfin, les macrophytes émergents sont enracinés dans le sol, à faible profondeur, avec des feuilles et des tiges qui poussent au-dessus de la surface de l'eau.

Bien que les macrophytes produisent de nombreuses graines, leur reproduction n'a généralement pas lieu par germination, car l'environnement aquatique est un élément limitant (Hutchinson et Dalziel, 1972). Leur reproduction s'effectue habituellement par boutures et via les stolons ou les rhizomes. Les rhizomes sont des tiges denses et souterraines à partir desquelles des tiges se développent vers le haut et des racines vers le bas. Sur ces tiges, les nouveaux bourgeons se forment au niveau des nœuds. L'espace entre les nœuds est appelé l'« entre-nœud ». Les rhizomes ont un rôle important car ils fournissent une grande surface d'accroche pour le développement des bactéries, qui dans les LSP sont responsables de la dégradation des matières organiques et de la minéralisation des boues. La « rhizosphère » est le nom donné à la zone proche des rhizomes, là où l'oxygène est plus concentré car libéré par les racines (paragraphe 8.3.4). La figure 8.2 montre des photos de rhizomes et de cette structure de nœuds et d'entre-nœuds, points caractéristiques des macrophytes.

Les macrophytes émergents sont généralement les mieux adaptés aux LSP car ce sont les macrophytes les plus productifs. Leur vitesse de multiplication et de développement en termes de biomasse est très élevée. Leurs racines et leurs rhizomes s'établissent et s'étendent au sein des couches de boues et leurs tiges percent et se développent au-dessus. Les feuilles qui poussent au niveau aérien utilisent le rayonnement solaire pour la photosynthèse et la transpiration.

Figure 8.2 : Gauche : Structure du rhizome de E. pyramidalis comportant des racines et deux nouveaux bourgeons.

Droite : Déversement de boues de vidange sur des lits plantés de jeunes plants avec leurs nœuds et leurs entre-nœuds (photos : Ives Kengne).



Bien que de nombreuses espèces de macrophytes existent dans la nature, seuls certains macrophytes émergents peuvent se développer dans les conditions particulières des LSP, qui fluctuent entre aérobie, anoxie et anaérobie (selon les phases du cycle alimentation-repos), avec de plus des niveaux de pH, de salinité et de nutriments variables (De Maeseneer, 1997 ; Uggetti *et al.*, 2012). Les niveaux de nutriments élevés et très variables dans les boues impliquent, pour l'espèce utilisée, de pouvoir se développer dans une large gamme de conditions et résister aux

chocs engendrés par la succession entre périodes d'alimentation en boues et séchage. Les boues des toilettes publiques, par exemple, sont fortement concentrées en sels (conductivité jusqu'à 15 mS/cm) et en ammoniacque (2 à 5 000 mg/L), qui sont des éléments toxiques pour la plupart des plantes (Clarke et Baldwin, 2002). Pour pallier ces conditions potentiellement létales et préserver les conditions de développement des macrophytes dans les lits, les boues de toilettes publiques doivent être préalablement diluées avec des boues moins concentrées en sels et en ammoniacque (des boues de fosses septiques par exemple).

Dans les stations de traitement pour lits de séchage plantés en Europe, les espèces les plus couramment utilisées sont les roseaux (*Phragmites sp.*) et les massettes (*Typha sp.*) (Kadlec et Knight, 1996 ; Kim et Smith, 1997 ; Koottatep *et al.*, 2005). L'utilisation de *Phragmites australis* est limitée aux États-Unis et en Nouvelle-Zélande où elle est considérée comme envahissante (Uggetti *et al.*, 2012). D'autres plantes indigènes sont en cours d'évaluation, comme l'herbe à antilope (*Echinochloa sp.*) et le papyrus (*Cyperus papyrus*). Sur la base des premiers résultats, ces deux espèces sont prometteuses pour une utilisation dans les LSP.

Pour être utilisable dans un LSP, un macrophyte doit présenter les caractéristiques suivantes (De Maeseneer, 1997) :

- Croissance rapide dans des conditions diverses ;
- Haute capacité de transpiration ;
- Tolérance à des niveaux hydriques et des conditions de sécheresse variées ;
- Tolérance aux pics de pH et de salinité ;
- Rhizome et système racinaire à développement rapide ;
- Capacité à créer de nouvelles racines à partir de ses nœuds au sein des boues ;
- Facilement disponible, indigène et non-invasif.

Si le *Phragmites australis* (roseaux) est l'espèce la plus utilisée dans les LSP (De Maeseneer, 1997 ; Hardej et Ozimek, 2002), d'autres espèces locales non encore testées présentent des caractéristiques les rendant potentiellement capables d'atteindre des niveaux de traitement similaires, sinon meilleurs. Le tableau 8.1 présente une synthèse des macrophytes les plus couramment utilisés pour le traitement des boues de vidange.

Tableau 8.1 : Macrophytes habituellement mentionnés pour le traitement des boues de vidange (Kengne *et al.*, 2008 ; Nielsen, 2005 ; Koottatep *et al.*, 2005).

ESPÈCE VÉGÉTALE	NOM COMMUN	TYPE D'EAU	HABITAT D'ORIGINE	RÉGIME HYDRIQUE
<i>Phragmites sp.</i>	Roseaux	Fraîche à saumâtre.	Étang, marécage.	Inondation saisonnière ou permanente, jusqu'à 60 cm.
<i>Typha sp.</i>	Massette	Fraîche à stagnante.	Bordure de bassin.	Inondation saisonnière ou permanente, jusqu'à 30 cm.
<i>Cyperus papyrus</i>	Papyrus	Fraîche à stagnante.	Bordure de bassin, lac.	Inondation saisonnière ou permanente, jusqu'à 30 cm.
<i>Echinochloa sp.</i>	Herbe à antilope	Fraîche à saumâtre.	Étang, marécage.	Inondation saisonnière ou permanente, jusqu'à 30 cm.

8.3 MÉCANISMES DE TRAITEMENT

Le traitement des boues dans les LSP est réalisé par une combinaison de processus physiques et biologiques. Dans les climats humides ou pluvieux, les macrophytes jouent un rôle essentiel dans quasiment tous les processus. Ils sont à l'origine de niveaux de traitement plus élevés qu'en lits de séchage non-plantés en termes de stabilisation et de réduction des pathogènes (Brix, 1997 ; Kadlec et Knight, 1996). Les macrophytes jouent notamment un rôle important pour :

- Stabiliser les lits afin d'éviter l'érosion des matériaux et le colmatage, ainsi que pour augmenter la capacité de drainage ;
- Augmenter la déshydratation (via l'évapotranspiration, par opposition à l'évaporation seule des lits de séchage non-plantés) ;
- Fournir une surface d'accroche pour le développement des microorganismes au sein de la couche de boues ;
- Transférer de l'oxygène dans la couche de boues (c'est-à-dire au sein de la rhizosphère) ;
- Absorber les métaux lourds et les nutriments.

Si les LSP sont intéressants pour extraire l'humidité des boues via la transpiration, notamment dans les climats humides ou pluvieux, le risque de flétrissement et de mort des macrophytes existe pour les climats trop secs, en particulier si les boues n'apportent pas suffisamment d'eau. Il est toutefois possible d'éviter cela en maintenant les lits en eau (en mode dit « *ponding* »), en fermant la vanne de sortie ou en réglant le niveau de sortie du système de drainage des lits. On peut ainsi pallier les épisodes de sécheresse même en climat très sec.

Les paragraphes qui suivent présentent les principaux mécanismes de traitement qui ont lieu dans les LSP et la manière dont les macrophytes y contribuent. Il sera important ensuite d'apprécier ces informations vis-à-vis des autres solutions de traitement présentées dans cet ouvrage. La filière de traitement adaptée doit en effet être retenue sur la base des conditions locales (chapitre 17).

8.3.1 Infiltration (percolation)

Après que les boues ont été déversées sur les lits, la fraction liquide s'écoule verticalement à travers les matériaux filtrants, pour être collectée en vue d'un traitement ultérieur, et les particules solides sont retenues à la surface de la matrice filtrante (qui est soit le substrat granulaire, soit la couche de boues déjà existante - Kadlec et Knight, 1996).

Dans les lits de séchage non-plantés il se peut que des canaux d'érosion se forment en surface du lit et conduisent à des passages préférentiels et donc à un traitement inégal. Dans les LSP par contre, le système racinaire dense des macrophytes empêche l'érosion et contribue à la structuration mécanique des couches de boues. Le mouvement naturel des plantes sous l'effet du vent ainsi que la croissance des racines facilitent le drainage de la fraction liquide le long des tiges et des espaces tubulaires qui les entourent. Au fil de leur développement, les macrophytes brisent et détassent les boues qui s'accumulent, ce qui contribue aussi au maintien des conditions de filtration (Brix, 1994). Lorsque les macrophytes meurent, les racines et les rhizomes en décomposition laissent de petits espaces poreux et de petits canaux qui faciliteront l'infiltration mais aussi la circulation de l'air, et contribueront ainsi aux conditions aérobies (Brix, 1994).

8.3.2 Évapotranspiration

La transpiration est le processus par lequel l'eau est diffusée dans l'atmosphère depuis la surface des feuilles et des tiges d'une plante. La présence de macrophytes favorise donc le séchage des boues en absorbant, puis en évacuant l'humidité via la transpiration. Dans les climats tempérés, le taux d'évapotranspiration (la somme de l'évaporation et de la transpiration) des roseaux peut atteindre 2,5 cm/jour les jours les plus chauds (De Maeseneer, 1997). Ce taux pourrait être encore plus élevé dans les régions tropicales avec des conditions climatiques favorables, notamment au regard de la vitesse du vent et du degré hygrométrique. L'évapotranspiration par les macrophytes permet un séchage et une réduction en volume plus importants qu'avec des lits de séchage non-plantés. Dans une étude comparant l'efficacité des lits plantés et des lits non-plantés pour le traitement de boues d'épuration, une réduction de volume des boues de 95 % sur une année (6 mois d'alimentation, 6 mois de repos) a été observée dans les LSP pour une charge de 493 cm. Dans les lits de séchage non-plantés, la réduction était inférieure à 90 %. Les siccités obtenues étaient supérieures à 69 % dans les lits plantés et de 31 % dans les lits non-plantés. Ces meilleures performances des LSP sont attribuées à l'évapotranspiration des macrophytes et à la meilleure percolation qu'ils induisent (Stefanakis et Tsihrintzis, 2012a). La majorité des connaissances sur le LSP proviennent de recherches avec des boues d'épuration. Les exemples utilisés dans ce chapitre en sont issus, même si les boues d'épuration ne sont pas forcément directement comparables aux boues de vidange.

8.3.3 Stabilisation/minéralisation

La stabilisation est la transformation de la matière organique initiale en composés organiques plus stables. La minéralisation correspond au processus de libération des nutriments biologiquement disponibles lors de la dégradation de la matière organique (par exemple : la dégradation des acides aminés qui entraîne la libération d'azote). Le processus de stabilisation et de minéralisation conduit à la libération de nutriments, éléments nutritifs essentiels pour les plantes et les microorganismes qui contribuent à une meilleure fertilité. Les boues de vidange qui présentent encore une DBO élevée peuvent nécessiter une stabilisation supplémentaire, même si elles ont subi une décomposition bactérienne pendant des années (dans une fosse septique par exemple). La stabilisation réduit également les odeurs des boues et détruit les organismes pathogènes. En effet, il semblerait que la durée de stockage contribue à l'affaiblissement des membranes extérieures des œufs d'helminthe, qui peuvent donc être dégradés par les bactéries et les champignons présents dans la couche de boues (Sanguinetti *et al.*, 2005).

La surface des rhizomes constitue une zone d'accroche pour les bactéries et autres microorganismes. La meilleure densité microbienne et l'activité plus élevée qui en résultent facilitent la minéralisation des boues ainsi que l'absorption d'eau et de nutriments (Bialowiec *et al.*, 2007 ; Brix, 1997 ; Chen *et al.*, 2007 ; Gagnon *et al.*, 2007).

Les mesures de minéralisation ne sont pas standardisées. Les indicateurs utilisés pour caractériser le degré de minéralisation des boues dans un LSP sont les matières volatiles (MV) et leur proportion par rapport aux matières sèches (MS). Le suivi de ces indicateurs renseigne sur l'évolution de la dégradabilité de la matière. La minéralisation se produit principalement pendant les périodes de repos entre les alimentations en boues, car elle est accélérée par les conditions aérobies. L'oxygène est moins disponible pendant les phases d'alimentation en boues des lits,

qui entraînent une saturation en eau et apportent de fortes concentrations de matière organique biodégradable. Une étude avec des boues d'épuration rapporte une diminution de la teneur en matières volatiles (MV/MS) de 74 % à 59 % (Stefanakis et Tsihrintzis, 2012a). Une autre observe un taux final de 52 % (Uggetti *et al.*, 2012). Il est aussi constaté que la teneur en MV est beaucoup plus faible dans les couches inférieures du lit de boues que dans les couches supérieures ; la durée de stockage des boues est en effet plus grande dans les couches inférieures et permet une meilleure oxydation (Stefanakis *et al.*, 2009).

8.3.4 Transfert d'oxygène

Les boues de vidange non-traitées ne contiennent pas ou peu d'oxygène dissous. Elles sont généralement anoxiques ou anaérobies. De l'oxygène peut néanmoins être transféré dans les boues par différents mécanismes physiques et biologiques, pour créer des zones anoxiques et aérobies. Ces variations en concentrations d'oxygène permettent à des processus complexes (notamment la nitrification et la dénitrification) d'avoir lieu dans les LSP, conduisant à des niveaux de traitement plus élevés qu'avec des lits non-plantés.

Les macrophytes enracinés se sont adaptés aux conditions saturées en eau des sols, dont les espaces poreux sont remplis d'eau et où les conditions sont donc anaérobies. Les rhizomes et les racines des macrophytes sont alimentés en oxygène par un système de transfert interne qui l'achemine depuis les feuilles. Ce système de circulation interne peut occuper jusqu'à 60 % du volume tissulaire total selon les espèces (Brix, 1994). Une partie de l'oxygène qui arrive au niveau des racines s'échappe dans la rhizosphère. Il génère alors des conditions aérobies à proximité des racines et contribue au développement de bactéries aérobies, qui permettent une dégradation aérobie et une nitrification. Ce transfert d'oxygène se produit principalement au niveau de la racine. Son importance dépend entre autres de la perméabilité des parois des racines et de leur concentration interne en oxygène. Ce taux est difficile à quantifier, mais des taux de transfert d'oxygène compris entre 0,02 et 12 g/m²/jour ont néanmoins été calculés pour des racines de *Phragmites* (Brix, 1994).

La couche supérieure de boue se fissure au fur et à mesure de son séchage, ce qui crée des espaces grâce auxquels l'oxygène peut pénétrer dans la couche de boue (figure 8.3). Ces fissures sont plus prononcées dans les climats chauds et arides. Elles sont plus nombreuses dans les zones encore peu colonisées par les rhizomes, puisque ceux-ci ont un effet cohésif sur les boues (Stefanakis et Tsihrintzis, 2012a). Les conditions chaudes et sèches sont donc bénéfiques pour le transfert d'oxygène induit par la fissuration. Trop prononcées, ces conditions peuvent néanmoins provoquer le flétrissement et la mort des plantes. Cela illustre l'importance des conditions locales dans le choix entre lits de séchage plantés et lits de séchage non-plantés.

8.4 INDICATEURS DE PERFORMANCE

La performance d'un LSP est généralement appréhendée à travers la teneur en eau des boues traitées, la quantité et la forme des nutriments, le degré de stabilisation et le taux d'élimination des agents pathogènes. Les paragraphes suivants expliquent plus en détail comment ces indicateurs de performance peuvent être mesurés et analysés. Deux études de cas (Thaïlande et Cameroun) permettent d'illustrer les performances obtenues sur le terrain.

8.4.1 Déshydratation

La déshydratation des boues fait référence à l'évacuation de l'eau des boues dans le but de faciliter leur manipulation et leur réutilisation. On l'évalue généralement à travers la mesure de la teneur en MS (ou siccité). Cette teneur est l'un des principaux paramètres de dimensionnement des stations de traitement des boues de vidange. Avec des LSP dans les régions tropicales, il est possible d'atteindre des siccités (proportion massique de matière sèche contenue dans la boue) d'au moins 30 % (Kengne et al., 2009a).

Figure 8.3 : Exemple de craquellements en formation dans des lits de séchage plantés avec *E. pyramidalis* (photo : Ives Kengne).



8.4.2 Rétention des nutriments

La prise en compte des nutriments dans le traitement des boues de vidange est très importante, car ils sont déterminants pour la réutilisation des boues et pour le traitement ultérieur des effluents. L'azote (N) et le phosphore (P) sont intéressants à valoriser dans la réutilisation, mais ont aussi des impacts potentiellement négatifs sur les eaux de surface et les eaux souterraines quand ils sont rejetés dans l'environnement. On rapporte une réduction de 35 à 42 % en azote total Kjeldahl (NTK) dans un LSP alimenté en boues d'épuration avec une charge comprise entre 30 et 75 kg MS/m²/an et une teneur en azote initiale de 55 mg NTK/g de MS. Une réduction de 24 % est observée dans un lit non-planté, ce qui illustre le rôle des macrophytes dans le cycle des nutriments. Les principaux processus de transformation de l'azote dans les LSP sont supposés être l'absorption et l'assimilation par les plantes et les colonies microbiennes, la volatilisation et la dénitrification dans les zones anaérobies (Kadlec, 2009). Les macrophytes jouent également un rôle dans la dénitrification, par exemple en tant que sources de carbone et lieux d'accroche des microorganismes dénitrifiants. L'abattement en phosphore se révèle par contre assez similaire entre lits plantés et lits non-plantés. Le principal mécanisme d'abattement du phosphore semble être la sorption sur les matériaux granulaires et les racines des plantes (Stefanakis et Tsihrintzis, 2012a).

L'absorption par les plantes de l'azote et du phosphore dans les LSP représente entre 0,2 et 5 % de la charge initiale en nutriments, ce qui dépend des conditions climatiques, des charges appliquées et d'autres facteurs (Stefanakis et Tsihrintzis, 2012a). Bien qu'aucune donnée spécifique pour les LSP n'existe, l'abattement des nitrates dans les zones humides artificielles peut représenter de 60 à 70 % de l'abattement total en azote. Des taux d'abattement similaires pourraient être attendus dans les LSP selon leur niveau de saturation en eau.

On peut récupérer les nutriments absorbés par les plantes en les faucardant. Si on laisse les plantes mourir et se décomposer à la surface des lits, les nutriments seront recyclés dans les boues. Le faucardage des plantes et leur utilisation comme fourrage ou autre est une possibilité offerte par les LSP. Une étude menée au Cameroun avec des lits de séchage plantés de papyrus (*C. papyrus*) et d'herbe à antilope (*E. pyramidalis*) fait état d'une récolte annuelle de papyrus de 20 à 30 t/ha de biomasse aérienne sèche et de 80 à 150 t/ha de biomasse souterraine sèche (les rhizomes sont laissés en place pour une croissance continue).

La récolte complète des tiges de *E. pyramidalis* trois fois dans l'année a généré au total au moins 100 à 150 t/ha de biomasse sèche pour une quantité de 30 à 70 t/ha de biomasse souterraine sèche. Entre 236 et 383 g de N/m²/an et 60 à 92 g de P/m²/an ont été extraits des lits via la récolte de papyrus. La récolte d'herbe à antilope a quant à elle permis d'extraire entre 216 et 330 g de N/m²/an et 55 à 84 g de P/m²/an. L'extraction des racines et des rhizomes lors du curage des lits générera un supplément de 55 à 124 g de N/m²/an et de 33 à 36 g de P/m²/an (Kengne et al., 2008).

Le phosphore qu'on ne retrouve pas dans le percolat, se trouve principalement dans la couche de boues sous forme particulaire ou a été absorbé par le matériau granulaire et le système racinaire. L'azote est principalement transformé à travers les processus de nitrification et de dénitrification, tous deux améliorés par la présence des plantes, ce qui explique la meilleure qualité de percolat en sortie des LSP.

Étude de cas 8.1 : Test de fréquences d'alimentation en Thaïlande.

(Adapté de Koottatep et al., 2005).

Les lits de séchage plantés utilisés à Bangkok, Thaïlande, sont plantés de massettes (*Typha*) et traitent des boues de vidange de concentrations moyennes suivantes : 15,4 g de MS/L ; 18,7 g de DCO/L ; 1,1 g de NTK/L et 0,4 g N-NH₃/L.

Soumis à des charges de 80 et 250 kg de MS/m²/an, les lits plantés ont présenté les rendements suivants : 66 à 88 % en MS, 78 à 99 % en DCO, 82 à 99 % en NTK et 40 à 98 % en N-NH₃. Environ 65 % du volume initial a été drainé pour produire un percolat aux caractéristiques suivantes : 1,9 à 6,01 g de MS/L ; 0,1 à 2,2 g de DCO/L ; 0,006 à 0,25 g de NTK/L et 0,005 à 0,2 g de N-NH₃/L. Les 35 % restants ont été évacués par évapotranspiration ou conservés dans la couche de boues accumulées.

Une variation de la fréquence d'alimentation d'une à trois fois par semaine n'a pas eu d'impact significatif sur les performances de traitement. Une fréquence de deux alimentations par semaine a facilité la croissance des massettes sans mettre les lits en eau (ce qui peut être fait en fermant la vanne de sortie des drains). Néanmoins, dans un objectif de diminution de l'effort de travail par l'alimentation, la fréquence d'alimentation a été réduite à une fois par semaine, avec une rétention permanente du percolat au fond des lits pour permettre l'alimentation en eau des massettes pendant la saison sèche.

8.4.3 Devenir des métaux lourds

Les métaux lourds sont généralement peu concentrés dans les boues de vidange, sauf quand ils proviennent de sources industrielles (Kroiss, 2004 ; Molla et al., 2002 ; Towers et Horne, 1997). On peut néanmoins y retrouver de faibles concentrations en métaux comme le chrome (Cr), le cadmium (Cd), le plomb (Pb), le cuivre (Cu), le nickel (Ni), le manganèse (Mn), le zinc (Zn) et le fer (Fe), en raison des additifs ajoutés dans les dispositifs d'assainissement des ménages, des produits chimiques ou des piles électriques parfois jetés dedans, de l'exposition des camions à des contaminants (camions qui transportent également des boues industrielles) ou simplement parce que ces métaux ont été ingérés puis excrétés par les personnes.

Des recherches menées sur des lits plantés de *Phragmites australis* alimentés en boues de station d'épuration à boues activées ont montré que les métaux Cr, Cd, Pb, Cu, Ni, Mn, Zn et Fe étaient répartis de façon hétérogène dans le LSP et ne s'accumulaient pas de manière significative dans les macrophytes. C'est une assimilation inégale des métaux dans les plantes qui a été observée avec, par ordre d'importance : Cr > Fe > Zn > Mn > Cu > Pb > Ni > Cd. Il a été constaté que les

roseaux étaient assez tolérants aux concentrations en métaux et qu'ils ne présentaient aucun signe de toxicité bien que l'absorption de métaux augmentait chaque année. L'analyse a montré que les métaux étaient plus concentrés dans les racines, puis dans les feuilles et les tiges. Les quantités absorbées par les plantes n'ont cependant pas été significatives. Elles représentaient moins de 3 % de la quantité de métaux présents dans les boues (Stefanakis et Tsihrintzis, 2012b).

La teneur en métaux dans les boues augmente en général au fil du temps, car la matière organique se décompose. Une étude a permis de constater que les matériaux granulaires constitutifs du lit étaient le principal siège d'accumulation, avec un stockage de 47 % des métaux contenus dans les boues déversées. La sédimentation, l'adsorption et la précipitation (en tant qu'oxydes métalliques, carbonates et sulfures) sont les principaux mécanismes par lesquels les couches de gravier et de sable piègent et retiennent les métaux lors de leur passage à travers le lit. Seulement 16 % des métaux entrants ont été observés dans le percolat (Stefanakis et Tsihrintzis, 2012b).

8.4.4 Abatement des germes pathogènes

Dans un but de réutilisation des boues, il est recommandé de déterminer l'objectif de qualité à travers une approche multi-barrière plutôt qu'en appliquant des valeurs limites strictes. Par exemple, les boues qui sont destinées à être utilisées comme combustible ou pour faire pousser du fourrage pour animaux ne nécessitent pas le même degré de désinfection que les boues susceptibles d'entrer en contact avec des produits agricoles destinées à la consommation humaine. Le chapitre 10 (« Destination finale des produits issus du traitement ») aborde ce sujet plus en détail.

L'utilisation des boues en agriculture dépend principalement de leur teneur en germes pathogènes. La prédation, la déshydratation et le temps de séjour sont les principaux mécanismes responsables de la réduction des agents pathogènes des boues de vidange dans les LSP. Un temps de séjour plus important permet une meilleure réduction des germes pathogènes. Les œufs d'helminthe sont très résistants au stress environnemental (notamment à la sécheresse et à la chaleur). Ils constituent un indicateur important de la qualité des boues.

À travers une synthèse de plusieurs rapports, Ingallinella *et al.* (2002) montrent que le traitement des boues de vidange dans un LSP permet de réduire les concentrations en œufs d'helminthe depuis une plage de 600 à 6 000 œufs d'helminthe/L de boues à 170 œufs/g de MS, avec un taux de viabilité des œufs après traitement entre 0,2 et 3,1 %. D'autres recherches montrent que les LSP permettent une rétention des œufs d'helminthe dans les boues accumulées et une absence totale dans le percolat. Kengne *et al.* (2009b) mesurent une teneur en œufs d'helminthe dans les boues accumulées de 79 œufs/g de MS.

8.4.5 Autres considérations

Outre leur rôle direct dans le traitement des boues de vidange, les macrophytes sont visuellement esthétiques et peuvent constituer un habitat pour des espèces animales comme les oiseaux et les reptiles (Brix, 1994). La présence d'insectes et d'autres vecteurs de maladies (comme les rongeurs et les moustiques) pourrait constituer un risque potentiel pour la santé si elle n'est pas correctement gérée. Les communautés voisines d'un LSP accepteront sans doute plus facilement une technologie de traitement qui semble être « naturelle ». Dans de nombreux cas, il est même possible qu'elles ne sachent pas que les LSP sont artificiels et utilisés pour le traitement des boues de vidange (De Maeseneer, 1997). Même si l'on ne peut pas mesurer l'intégration paysagère, la valeur esthétique des LSP est un avantage supplémentaire qui doit être pris en compte lors du choix de la filière de traitement.

Le tableau 8.2 synthétise les performances des LSP sur la base de mesures dans diverses conditions expérimentales.

Tableau 8.2 : Synthèse des performances des lits de séchage plantés à travers le monde.

PAYS	CHARGE (kg MS/m ² /an)	% DE RÉTENTION PARTICULAIRE ET HUMIDITÉ	% DE RÉTENTION DES NUTRIMENTS ET DES MATIÈRES ORGANIQUES	AUTRES MESURES	PLANTES UTILISÉES	RÉFÉRENCES
France ¹	≈ 70	85 % (MS)	70 % (DCO) 79 % (NTK) 66 % (N-NH ₄)		<i>Phragmites australis</i>	Lienard et Payraastre, 1996
USA ¹	9,8 à 65	99 % (MES)	95 % (DCO) 90 % (NTK) 42 % (N-NH ₄)		<i>Phragmites australis</i>	Burgoon <i>et al.</i> , 1997
USA ¹	16 à 106	46 à 49 % (MVS) 15 à 47 % (MS)			<i>Phragmites australis</i>	Kim et Smith, 1997
Pologne ¹	-	94,6 % (réduction de volume), 43 à 65 % (taux d'humidité)			<i>Phragmites australis</i>	Obarska- Pempkowiak <i>et al.</i> , 2003
Thaïlande ²	250	74 à 86 % (MS) 96 à 99 % (MES) 20 à 25 % (siccité après 4 ans)	78 à 99 % (DCO) 70 à 99 % (NTK) 50 à 99 % (NH ₃)	< 6 œufs d'helminthe viables/g de MS	<i>Typha augustifolia</i>	Koottatep <i>et al.</i> , 2005
Cameroun ²	200	70,6 à 99,9 % (MS) 78,5 à 99,9 % (MES) 30 % (siccité atteinte)	73,4 à 99,9 % (DCO) 69,2 à 99,3 % (NTK) 50 à 99 % (NH ₃)	100 % (œufs d'helminthe)	<i>Echinochloa pyramidalis</i>	Kengne <i>et al.</i> , 2009b
Sénégal ²	200	97 % (MS) 99 % (MES)	99 % (DCO) 91 % (NH ₄ ⁺) 97 % (PO ₄ ³⁻)		<i>Echinochloa pyramidalis</i>	Abiola, 2009

¹ Boues d'épuration. ² Boues de vidange.

Étude de cas 8.2 : Tests de charges au Cameroun.

(Adapté de Kengne *et al.*, 2011).

Des charges allant de 100 à 200 kg de MS/m²/an ont été testées sur des lits plantés de *C. papyrus* et d'*E. pyramidalis* avec des boues de vidange en provenance de divers types de dispositifs d'assainissement à la parcelle (fosses septiques, latrines publiques et latrines traditionnelles).

Les résultats ont montré que la charge appliquée n'avait pas d'impact significatif sur la performance de la déshydratation lorsque les lits étaient alimentés une fois par semaine. Les concentrations en MS et en MES sont passées respectivement de 3,7 % et 27,6 g/L dans les boues brutes à moins de 0,5 % et 2,1 g/L dans le percolat. Les concentrations en DCO sont passées de 31 g/L dans les boues brutes à moins de 0,8 g/L dans le percolat et les concentrations en NH₄⁺ de 0,6 g/L à moins de 0,09 g/L. La concentration en NTK dans le percolat était en moyenne comprise entre 0,1 et 0,2 g/L. Une bonne nitrification a été obtenue avec une concentration moyenne comprise entre 0,2 et 0,5 g/L, probablement en raison d'une augmentation de la concentration d'oxygène lors du passage de l'effluent à travers les matériaux filtrants.

Chargés à 100 kg de MS/m²/an, les lits ont rarement colmaté et ont permis d'atteindre une siccité de plus de 30 %. Environ 50 % du volume de boues déversées ont été drainés. Les charges supérieures à 200 kg de MS/m²/an ont entraîné des colmatages plus fréquents sur les lits plantés de papyrus que sur ceux plantés d'*E. pyramidalis* avec, par conséquent, un moindre drainage de la fraction liquide à travers les lits.

8.5 CONCEPTION ET CONSTRUCTION

La technologie LSP a connu un grand succès en Europe et a récemment été adaptée pour le traitement des boues de vidange dans les pays à revenu faible. Pourtant les LSP pour le traitement des boues de vidange commencent seulement à se développer. Peu d'études ont été réalisées sur des stations opérationnelles à échelle réelle. Trop peu de stations ont fait l'objet d'un suivi adéquat ou ont été exploitées suffisamment longtemps pour que des recommandations abouties puissent être formulées pour la conception et la construction.

Les coûts de construction sont en général plus faibles que pour les stations de traitement des boues de vidange conventionnelles. Les LSP demandent une surface moindre que le lagunage. Bien que simple au plan mécanique (même si quelques parties mobiles existent), la technologie nécessite, pour être efficace, un soin particulier dans sa conception, sa construction et sa période d'acclimatation. Le tableau 8.3 dresse la liste des points généraux à prendre en compte pour le dimensionnement, sur la base des résultats constatés sur les stations existantes. Un exemple de dimensionnement d'un LSP est présenté dans l'étude de cas 8.3.

Tableau 8.3 : Points généraux pour le dimensionnement des lits de séchage plantés (Adapté de Davis, 1995).

FACTEUR	PARAMÈTRES À PRENDRE EN COMPTE	REMARQUES
Choix du site	Usage du terrain et accès	- Localisation centrale pour réduire les distances de transport. - Localisation éloignée des zones habitées pour éviter la diffusion d'odeurs et d'insectes. - Localisation avec accès adapté pour les camions et éloignée des zones résidentielles pour réduire l'impact sonore.
	Disponibilité foncière	Le site doit être assez grand pour la situation actuelle et la situation future.
	Topographie du site	Choisir autant que possible un site qui permette l'écoulement gravitaire pour éviter les coûts énergétiques et de pompage.
Structure	Casiers	- Les casiers peuvent être construits en déblai ou en remblai pour créer de la profondeur. - La revanche doit être suffisante pour permettre l'accumulation des boues pendant 3 à 4 ans. En général, une revanche de 1,5 à 2 m est recommandée. - Plusieurs casiers doivent être construits en parallèle, pour permettre leur alimentation séquentielle et des périodes de repos. - Des digues permettront de séparer les casiers et d'éviter les courts-circuits. - Le radier doit être en pente (1 à 3 %). - Maintien d'un espace entre les casiers pour le passage des engins et les activités de maintenance (par exemple : faucardage, curage, etc.).
	Membranes	Elles doivent être scellées pour éviter de contaminer des eaux de nappe ou d'avoir des intrusions d'eau dans les lits. Les membranes synthétiques sont préférables, mais l'argile compactée peut aussi être une solution.

Dispositifs hydrauliques	Entrée	Les dispositifs de contrôle des flux doivent être simples et faciles à régler. Des vannes placées sur les canaux ou les canalisations sont généralement utilisées.
	Sorties	Un seuil, un déversoir ou une réhausse de canalisation réglable doivent permettre le réglage des niveaux d'eau dans les lits si besoin (c'est-à-dire la mise en eau du casier pour éviter le flétrissement des plantes).
Vie de l'installation		La durée de fonctionnement des lits est déterminée par la charge appliquée, le degré de stabilisation et le nombre de lits ; ce nombre doit être déterminé en fonction de la quantité de boues à traiter prévue.
Climat et météo		- La mise en eau des casiers peut être nécessaire pour éviter les effets négatifs de la sécheresse ou des températures élevées (voir « Sorties » ci-dessus). - Augmenter la période de repos (durée entre deux alimentations consécutives) lorsque les précipitations sont fortes.
Matrice de filtration		- Les matériaux filtrants sont le sable, les graviers (granulométries moyennes à grossières) et d'autres matériaux grossiers. - La couche supérieure doit avoir un coefficient d'uniformité supérieur à 3,5 afin d'éviter un colmatage rapide (ceci peut être réalisé après tamisage ou lavage pour éliminer les fines particules). - Une petite quantité de terre ou de matière organique peut être nécessaire pour faciliter le début de croissance des plantes lors du démarrage. - Le lit doit rester humide, mais sans être saturé en eau, jusqu'à ce que les graines aient germé ou que les segments de rhizomes aient généré de nouvelles pousses.
Végétaux		- Choisir des macrophytes indigènes et non-invasifs, dont la capacité à se développer sur des boues est démontrée. - Sélectionner des pousses ou des segments qui ne présentent pas visuellement de signes d'attaque de nématodes. - Réaliser la plantation ou le faucardage durant la saison des pluies afin de faciliter le développement ou la repousse.
Ventilation		Un meilleur débit d'air ainsi qu'un meilleur drainage de la fraction liquide peuvent être obtenus en utilisant des blocs creux ou des tuyaux de ventilation*.
Dispositif d'alimentation		- Une répartition uniforme des boues (alimentation de préférence au milieu des lits) est importante pour éviter les zones mortes et le développement hétérogène des plantes. - La fréquence d'alimentation est d'une à trois fois par semaine, selon la saison.

* Des études comparatives concernant l'effet de canalisations d'aération (colonnes PVC perforées qui acheminent l'air à travers les matériaux constitutifs du lit) ont montré que cela n'augmentait pas directement la déshydratation, mais permettait en revanche une meilleure croissance des plantes, donc une meilleure évapotranspiration (Stefanakis et Tsihrintzis, 2012a). Les colonnes PVC peuvent être intégrées à la conception des lits, même si elles ne sont pas nécessaires.

Étude de cas 8.3 : Conception et construction d'un lit de séchage planté en Thaïlande.

En 1996, l'Institut asiatique de technologie (*Asian Institute of Technology, AIT*), en collaboration avec Eawag-Sandec, a construit un LSP pilote pour traiter les boues de vidange de Bangkok. Le système de traitement est constitué des unités suivantes : i) prétraitement par dégrillage (rétection des matériaux grossiers) ; ii) bassin d'équilibrage et de mélange (pour obtenir un certain degré d'homogénéisation des boues en provenance d'origines diverses) ; et iii) trois LSP reliés à une lagune et un filtre planté à écoulement vertical pour le traitement poussé du percolat. Chaque LSP mesure 5 m × 5 m à la surface du lit (et 6,2 m × 6,2 m au niveau supérieur des parois) et est étanché par une couche de ferrociment.

La hauteur des couches de filtration est de 65 cm, afin d'éviter que les racines et les rhizomes des massettes n'atteignent le fond du lit (la longueur de la racine est comprise entre 30 et 40 cm). Chaque lit est constitué de haut en bas de 10 cm de sable fin, 15 cm de gravier fin et 40 cm de gravier grossier. La hauteur de la zone d'accumulation des boues déshydratées est d'un mètre. Des massettes à feuilles étroites (*Typha augustifolia*), récoltées dans une zone humide naturelle voisine, ont été plantées en partie supérieure de la couche de sable à une densité initiale de 8 pieds/m².

Le dispositif de drainage et de ventilation installé au fond des lits est constitué de blocs de béton creux de dimension 20 cm × 40 cm × 16 cm et de tuyaux PVC perforés d'un diamètre de 20 cm. Des colonnes de ventilation du même diamètre sont posées sur le système de drainage et remontent à environ un mètre au-dessus de la bordure supérieure des lits afin de faciliter le tirage naturel, réputé augmenter le taux d'oxygène dans la couche de boue et diminuer les conditions anaérobies. Le percolat issu de chaque lit est récupéré dans un réservoir de béton de 3 m³ à des fins de prélèvement et d'analyse.



Figure 8.4 : Lit planté pilote de l'Institut asiatique de technologie avec ses colonnes de ventilation, aujourd'hui non-utilisé (photo : Linda Strande).

Tableau 8.4 : Synthèse des éléments de conception des lits de séchage plantés de Thaïlande.

ÉLÉMENT	DÉTAILS
Pente du radier	1 à 3 %.
Pente des parois	50 à 100 %
Dispositif de drainage	Gravier grossier, parpaing creux ou tuyaux perforés.
Ventilation	Colonnes de ventilation reliées au dispositif de drainage.
Matériaux de filtration	De bas en haut : Gravier grossier (dia. = 5 cm), épaisseur de 45 cm ; Gravier moyen (dia. = 2 cm), épaisseur de 15 cm ; Sable (dia. = 0,1 cm), épaisseur de 10 cm.
Végétaux	Massettes (<i>Typha augustifolia</i>)
Revanche	1 m.
Dispositif d'alimentation	Répartition uniforme (au centre de chaque lit).
Prétraitement	Dégrillage grossier.

Étude de cas 8.4 : Démarrage de lits de séchage plantés en Afrique de l'Ouest.

(Adapté de Eawag-Sandec, 2009).

Au Cameroun, les jeunes pieds ou des segments de pieds de *E. pyramidalis* qui ont été utilisés présentaient au moins un entre-nœud. D'autre part, *C. papyrus* a aussi été planté à partir d'anciens segments de rhizomes, pour un poids frais de 300 à 350 g. Avant de déverser des boues, les plantes ont été laissées 6 semaines dans un milieu saturé en eaux usées domestiques. Durant les six mois qui ont suivis, les boues de vidange ont été déversées avec des charges croissantes pour atteindre les charges nominales prévues, entre 100 et 200 kg de MS/m²/an selon les lits (Kengne *et al.*, 2011). La densité de pieds avant les déversements en boues était de 11 pieds par mètre carré pour *E. pyramidalis* et de 9 rhizomes (chacun comportant 1 à 4 bourgeons) par mètre carré pour *C. papyrus*.

Au Sénégal, la phase de démarrage du LSP à échelle réelle planté de *E. pyramidalis* a nécessité quatre mois d'alimentation avec le surnageant du bassin de sédimentation-épaississement des boues de vidange. Après cette période, les LSP ont reçu des boues de vidange à des charges allant progressivement de 13 à 235 kg/m²/an. La densité initiale des plants était de 9 à 12 pieds/m².

8.6 EXPLOITATION-MAINTENANCE

Comme pour toute technologie de traitement, une exploitation *ad hoc* et une maintenance régulière sont les éléments essentiels pour l'atteinte des performances optimales et le bon vieillissement de l'ouvrage. Le cycle de vie d'un LSP comprend en général une phase de démarrage à moindre charge pour permettre l'acclimatation des plantes, suivie d'une période de fonctionnement à la charge nominale (charge de dimensionnement) qui comprend des faucardages réguliers, puis un curage des lits. Ces différents aspects sont abordés dans les paragraphes suivants.

8.6.1 Démarrage

Si les LSP peuvent paraître techniquement simples, ils mettent en jeu des mécanismes biologiques complexes. Ils doivent donc être soigneusement exploités pendant la phase de démarrage, dont l'objectif est d'acclimater les macrophytes à leurs nouvelles conditions et aux boues de vidange. Lors de la phase de démarrage, les lits peuvent être alimentés en eaux usées ou en boues de vidange diluées. Une étude rapporte un démarrage de LSP avec des effluents de porcherie, dont la charge était de 25 mm deux fois par mois durant les 8 mois qui ont suivi la plantation. Cette durée d'acclimatation et cette charge réduite (3 kg de MS/m²/an) ont été jugées adaptées pour préparer les macrophytes à un fonctionnement à charge nominale (Edwards *et al.*, 2001). Il est recommandé de réaliser la plantation des macrophytes lors de la saison des pluies afin de faciliter l'adaptation des plantes à leurs nouvelles conditions. En fonction du climat et des conditions de fonctionnement, la phase de démarrage peut durer de quelques mois à une année entière avant de pouvoir passer à la charge prévue au dimensionnement.

Une durée de démarrage de 6 mois est recommandée en moyenne (Kengne *et al.*, 2011). Il a été constaté que les massettes étaient plus sensibles que les roseaux pendant cette phase d'acclimatation. Elles peuvent avoir besoin de plus de temps avant de pouvoir supporter la charge nominale. Deux ou trois mois d'acclimatation se sont parfois révélés suffisants, comme le montre l'étude de cas 8.4 (Stefanakis et Tsihrintzis, 2012a). La densité de plantation est aussi un élément important. Les pieds peuvent être plantés à raison de 4 à 12 par mètre carré (Edwards *et al.*, 2001). Pour s'assurer qu'ils survivent et se développent, les pieds jeunes et vigoureux,

exempts de parasites, doivent être préférés. Plus les plantes grandissent et se densifient, plus l'évapotranspiration augmente (Stefanakis et Tsihrintzis, 2012a). L'étude de cas 8.4 présente deux exemples de paramètres pour la mise en fonctionnement des LSP en Afrique de l'Ouest.

8.6.2 Charges applicables et accumulation des boues

Préalablement à leur déversement dans les lits, les boues de vidange peuvent être dépotées dans un réservoir de stockage et de mélange équipé d'un dégrillage pour la rétention des matériaux grossiers et des ordures, et ainsi protéger les lits plantés du colmatage. Ce réservoir joue aussi le rôle avantageux de bassin tampon pour réguler les flux de boues envoyées sur les lits. Il devrait toujours être mis en place dans ce type de station.



Figure 8.5 : Réservoir de stockage et de mélange utilisé au Sénégal, avec un dégrillage pour éviter le colmatage des lits par des ordures (photo : Linda Strande).

Les données sur les LSP fonctionnant à charge nominale sont différentes selon la zone, ce qui illustre l'importance du climat sur les paramètres d'exploitation. En général, les conditions chaudes et sèches qui donnent lieu une grande évapotranspiration permettent d'appliquer une charge de boues plus grande. En Europe, les charges appliquées en boues d'épuration sont généralement faibles (pas plus de 80 kg/m²/an). Les résultats en pays tropicaux montrent que cette charge pourrait être quasiment triplée.

Au cours d'une série d'expériences conduites par l'Institut asiatique de technologie, un LSP planté de massettes a par exemple été soumis à des charges allant jusqu'à 250 kg/m²/an (Koottatep *et al.*, 2005). De même à Dakar, les tests de LSP plantés de *E. pyramidalis* ont bien fonctionné jusqu'à des charges de 235 kg/m²/an. Au Cameroun, le traitement de boues de vidange à échelle réduite montre qu'un LSP planté de *C. papyrus* peut fonctionner efficacement à une charge de 100 kg/m²/an et un lit planté de *E. pyramidalis* à 200 kg/m²/an.

Les tentatives d'augmenter la charge à 300 kg/m²/an ont par contre généralement entraîné un colmatage sévère des lits (Kengne *et al.*, 2011). Entre 1996 et 2003, l'Institut asiatique de technologie de Bangkok, Thaïlande, a suivi des lits de séchage expérimentaux en mesurant les matières solides en entrée (kg de MS/m²) et dans le percolat. Les bilans massiques obtenus sont présentés dans le tableau 8.5.

Tableau 8.5 : Bilan massique sur les matières sèches (MS) pour des lits de séchage plantés recevant des boues de vidange de fosses septiques après 300 jours de fonctionnement (Adapté de Koottatep et al., 2005).

	LIT #1		LIT #2		LIT #3		MOYENNE
	(kg de MS/m ²)	(%)	(kg de MS/m ²)	(%)	(kg de MS/m ²)	(%)	(%)
Boues de vidange	187		115		112		-
Boues séchées	93	50	60	52	43	38	47
Percolat	20	11	14	12	13	12	12
Non-comptabilisé	74	39	41	36	56	50	42

Il est intéressant de noter qu'en moyenne environ 47 % des matières sèches ont été retenues dans la couche de boues séchées, environ 12 % ont migré à travers le lit et ont été récupérées dans le percolat (voir le paragraphe 8.6.6 ci-dessous sur le percolat) et 42 % restent « non-comptabilisées ». Les matières sèches absentes du bilan massique peuvent avoir été minéralisées ou absorbées dans ou sur la matrice de filtration. Ces résultats illustrent la raison pour laquelle la régénération des matériaux de filtration est nécessaire et soulignent l'importance d'un traitement ultérieur du percolat qui présente de fortes concentrations en matières sèches.

8.6.3 Fréquence d'alimentation et période de repos

L'alimentation des LSP est toujours réalisée de manière séquencée, avec une fréquence qui varie d'un site à l'autre. En général, l'alimentation a lieu une à trois fois par semaine au moyen de vannes et de siphons ou de dispositifs de pompage installés dans un réservoir tampon, ce qui est préférable au déversement direct à partir du camion. Une fois la couche de boue déversée à sa surface, le lit est laissé au repos et se draine. Pendant cette période, les espaces poreux de la matrice filtrante se vident du liquide et se remplissent d'air. L'application suivante de boues viendra au contact de ces petites poches d'air. L'oxygène, élément déterminant de la nitrification, sera alors rapidement consommé (Kadlec et Wallace, 2009). Une période de repos entre chaque séquence d'alimentation est donc nécessaire pour éviter le colmatage biologique et permettre le rechargement en oxygène des espaces poreux (Stefanakis et Tsihrintzis, 2012a).

Néanmoins, si l'on augmente la durée de repos entre alimentations, un plus grand nombre de lits plantés est nécessaire à capacité de traitement égale. Sur la base d'une équation semi-empirique, des chercheurs ont déterminé que la durée optimale entre alimentations pour maximiser le séchage, tout en minimisant les coûts, était de 11 jours (Giraldi et Iannelli, 2009). Ceci est conforme aux autres pratiques rapportées, qui mentionnent un temps de repos compris entre une et trois semaines (Stefanakis et Tsihrintzis, 2012a).

8.6.4 Faucardage et reprise des plantes

Comme indiqué au paragraphe 8.4.2, un avantage des LSP est de produire des macrophytes qui peuvent être récoltés et avantageusement réutilisés (point développé plus en détail au chapitre 10). Les macrophytes qui poussent dans les LSP produisent deux à trois fois plus de biomasse qu'en zones humides naturelles, en raison de la disponibilité des nutriments dans les boues, en particulier de l'azote et du phosphore (Warman et Termeer, 2005). Le faucardage est généralement réalisé à des moments précis (par exemple lors du curage), mais il est possible de

l'envisager en fonction d'autres considérations comme les besoins du marché de la réutilisation (par exemple le marché du fourrage animalier) ou la gestion des attaques d'insectes (Altieri et Nicholls, 2003 ; Pimental et Warneke, 1989). Un impact important des insectes a été observé sur les grandes installations, en particulier pour des monocultures denses. Lors d'une attaque d'insectes, il convient de faucarder les plantes pour permettre aux plants jeunes et plus vigoureux de prendre le dessus. L'espèce *E. pyramidalis*, très recherchée comme fourrage dans certaines régions, peut être récoltée jusqu'à trois fois par an (Kengne *et al.*, 2008).

Le faucardage est encore aujourd'hui réalisé manuellement, puisque la plupart des LSP sont des pilotes ou des modèles expérimentaux. Des moyens mécanisés seront probablement utilisés pour les stations importantes. Le faucardage doit se faire en coupant les plantes à la surface des lits, sans les arracher. Cela évite d'endommager la matrice de filtration et permet aux rhizomes laissés en place de redonner des tiges et des feuilles.

8.6.5 Curage des lits

Déterminer la charge applicable optimale est important pour l'exploitation-maintenance des LSP, cela permet d'éviter un épaississement trop rapide de la couche de boues nécessitant un curage précoce. Des expérimentations ont permis de constater qu'une charge de 100 kg de MS/m²/an engendrait une accumulation d'environ 30 à 40 cm de boues par an, et qu'une charge de 200 kg de MS/m²/an donne lieu à une accumulation de 50 à 70 cm/an. Sur des lits avec une revanche de 1,5 m à 2 m, cela correspond à des cycles de fonctionnement de 3 à 5 ans (Kengne *et al.*, 2011).

Les boues peuvent être laissées pendant plusieurs mois sans alimentation préalablement à l'opération de curage, pour une meilleure réduction des germes pathogènes et du taux d'humidité. On a par exemple constaté une augmentation significative de la siccité, de 25 à 43 %, sur des lits pilotes laissés au repos pendant un mois avant leur curage. La teneur en œufs d'helminthe (*Ascaris*) est alors passée de 79 œufs/g de MS (avec 67 % de viabilité) à 4 œufs viables/g de MS (Kengne *et al.*, 2009b).

Le curage des boues est encore aujourd'hui réalisé manuellement mais des engins pourraient être utilisés. Selon la manière dont le curage aura été réalisé, la reconstitution de la matrice de filtration pourrait s'avérer nécessaire en complétant ou en remplaçant la couche supérieure (sable ou gravier fin) ou bien en remplaçant entièrement la matrice.

8.6.6 Percolat

Le percolat est la partie liquide qui filtre à travers la couche de boue et les matériaux filtrants. Il convient de le récupérer et de le traiter avant de le rejeter dans l'environnement. Le percolat peut néanmoins être utilisé pour l'irrigation ou l'aquaculture (ce qui est expliqué plus en détail au chapitre 10). Il peut être traité avec les eaux usées quand les LSP sont installés à proximité d'une station d'épuration. Il est aussi possible d'utiliser des traitements spécifiques comme le lagunage (chapitre 5 ; Strauss *et al.*, 1997).

Les analyses de l'évolution de la qualité du percolat dans le temps montrent que la plupart des paramètres (DCO, PO₄³⁻, MS, MVS) atteignent un pic juste après l'alimentation du lit en boues, puis diminuent rapidement. Ceci caractérise un phénomène de rinçage et/ou la dynamique des mécanismes de traitement en cours au sein du lit. Une étude avec des boues d'épuration a permis de constater un abattement de 80 % de la DCO (concentration initiale de 2 500 mg/L)

pendant les 10 premières minutes suivant l'alimentation et plus de 92 % deux jours plus tard. Les concentrations en ammonium, supérieures à 350 mg/L dans les boues, ont rapidement diminué pour atteindre 90 % d'abattement dans les 10 premières minutes après l'alimentation. Cette diminution de l'ammonium s'est accompagnée d'une augmentation de la concentration de nitrate, reflétant ainsi un processus de nitrification rapide (Stefanakis et Tsihrintzis, 2012a). Les tests conduits à l'Institut asiatique de technologie ont montré que le percolat pouvait contenir environ 12 % des matières sèches initialement présentes dans les boues (tableau 8.5).

Les mêmes tests sur des lits en parallèle ont permis d'observer que 45 % du volume des boues déversées pouvaient être drainés et évacués (pour 5 % stockés dans les boues accumulées et 50 % évacués par l'évapotranspiration). En ce qui concerne l'azote, seulement 5 % de l'azote total a été retrouvé dans le percolat. La quantité la plus importante est supposée être absorbée (82 %), car la couche de boues accumulées en retient 13 % (Koottatep *et al.*, 2004). En général, le drainage est terminé un ou deux jours après l'alimentation. La production de percolat est très variable. Il est recommandé de prendre en compte la possibilité de pics en concentration et en débit pour la conception de l'étage de traitement aval.

Tableau 8.6 : Paramètres de fonctionnement d'un lit de séchage planté.

ÉLÉMENT DU TRAITEMENT	DÉTAILS	REMARQUE
Charge appliquée	60 à 250 kg de MS/m ² /an.	En fonction de l'origine des boues et des conditions.
Fréquence d'alimentation	1 à 3 fois par semaine.	En fonction des conditions météo, de la siccité des boues et de l'espèce de macrophyte.
Repos	2 jours à plusieurs semaines.	En fonction des conditions météo, de la siccité des boues et de l'espèce de macrophyte.
Acclimatation végétale	Démarrage avec une densité de 4 à 12 pieds/m ² . Appliquer tout d'abord des eaux usées domestiques, puis monter en charge progressivement avec des boues de vidange jusqu'à ce que les plantes atteignent une hauteur de 1 m.	Démarrer la station en saison des pluies est recommandé.
Faucardage des plantes	Jusqu'à 3 fois par an, après quelques années de fonctionnement, puis lors des opérations de curage.	En fonction du type de plante, de l'état de développement et des possibilités de valorisation. Concerne en particulier <i>Echinochloa pyramidalis</i> .

8.6.7 Facteurs affectant la performance

Le mauvais fonctionnement des LSP est principalement causé par des défauts de construction des lits, des liaisons capillaires déficientes, un nombre de lits insuffisant, une surface de lit trop faible et une surcharge pendant la phase de démarrage ou en phase de fonctionnement normal (Nielsen, 2005). D'autres facteurs ont aussi été observés comme étant responsables du colmatage (Molle *et al.*, 2006). Il s'agit par exemple de la décantation des particules, de la création d'un biofilm à développement rapide, de la précipitation chimique suivie de la formation de sels et de la trop forte densité des racines. Les problèmes de fonctionnement peuvent être évités par un

dimensionnement *ad hoc* des stations, qui ne repose pas seulement sur les estimations de la production de boues mais tiennent compte aussi de la capacité des boues à se déshydrater. Le calendrier d'alimentation doit permettre d'éviter les accumulations trop rapides de boues qui inhiberaient le développement des macrophytes. Le tableau 8.6 synthétise les éléments qui doivent être pris en compte pour l'exploitation et propose des paramètres pour le fonctionnement.

8.7 COÛTS ET BÉNÉFICES

En comparaison avec les autres technologies de traitement des boues, les LSP ont l'avantage d'être peu coûteux à l'investissement, en exploitation-maintenance, en supervision et en énergie (Stefanakis et Tsihrintzis, 2012a). Les LSP n'ont pas besoin de floculants chimiques, ni de centrifugeuses ou de filtres presses (Edwards *et al.*, 2001). Les LSP peuvent toutefois être plus coûteux que les lits de séchage non-plantés en investissement (pour l'achat additionnel de macrophytes par exemple) comme en exploitation-maintenance (notamment pour le faucardage des plantes et le désherbage, ou encore pour les mesures de gestion des vecteurs). Ils ont néanmoins l'avantage de nécessiter moins d'opérations de curage (après quelques années seulement et non pas toutes les deux ou trois semaines comme les lits non-plantés).

Une étude réalisée en Italie a tenté de quantifier les coûts associés à la construction et à l'exploitation-maintenance d'un LSP utilisé pour des boues d'épuration. Bien que non-représentative des coûts en d'autres contextes, elle fournit des éléments intéressants. Les coûts de construction, de fourniture (dont les plantes) et de main-d'œuvre ont été estimés dans ce contexte à 350 USD/m², et les coûts d'exploitation à 180 USD/m², en tenant compte du faucardage des plantes, de l'acheminement des boues sur le site et de l'enlèvement des produits traités (Giraldi et Iannelli, 2009). Sur la base d'une production de boue du traitement primaire de la station d'épuration de 16 kg de MS/habitant/an et d'une charge appliquée comprise entre 30 et 75 kg de MS/m²/an, on peut estimer que ces LSP ont fonctionné à un taux de 1,7 à 4 habitants/m² (Stefanakis et Tsihrintzis, 2012a). Les coûts locaux de transport ont une influence significative sur ce résultat, les coûts d'exploitation étant largement liés au transport (par exemple pour acheminer les boues à la station et évacuer les produits traités). Les coûts de construction varieront selon la disponibilité et le coût de la main-d'œuvre locale et des fournitures (Giraldi et Iannelli, 2009).

8.8 EXERCICE

L'exercice pratique ci-dessous permet d'illustrer les calculs nécessaires pour dimensionner un LSP. Le tableau 8.7 fournit les informations nécessaires aux calculs.

8.8.1 Question pratique

Après avoir réalisé une étude préalable, une municipalité aimerait concevoir un LSP pour déshydrater des boues dont les caractéristiques sont les suivantes :

Volume annuel estimé :	5 000 m ³ /an.
Concentration moyenne en MS dans la boue brute :	30 000 mg/L (soit 30 kg de MS/m ³).

En utilisant cette information :

Déterminer la quantité totale de matière sèche par an.

$5\,000\text{ m}^3/\text{an} \times 30\text{ kg de MS/m}^3$ soit $150\,000\text{ kg de MS/an}$.

Déterminer la surface requise pour un lit de séchage de boues planté.

Choisir la charge applicable de : $200\text{ kg de MS/m}^2/\text{an}$

Surface requise : $150\,000\text{ kg de MS/an} \times \frac{1}{200\text{ kg de MS/m}^2/\text{an}} = 750\text{ m}^2$.

Cette surface totale doit être répartie en plusieurs lits, en accord avec la topographie du site. En considérant que celle-ci est uniforme, 5 lits de 150 m^2 chacun peuvent être envisagés. Une surface supplémentaire d'au moins 20 % doit être ajoutée pour le dégrilleur, les réservoirs de mélange et l'accès des camions de vidange.

Tableau 8.7 : Paramètres suggérés pour le dimensionnement des lits de séchage plantés pour la déshydratation des boues de vidange.

PARAMÈTRE DE DIMENSIONNEMENT	PLAGE SUGGÉRÉE	UNITÉ
Taux de production des BV	1,5	L/habitant/jour
Concentration en MS	30	mg/L
Charge applicable	100	kg de MS/m ² /an
Fréquence d'alimentation	1 à 2	Nombre par semaine

8.9 CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

Les LSP sont relativement nouveaux pour le traitement des boues de vidange en provenance des fosses septiques et autres dispositifs d'assainissement des ménages des pays à revenu faible ou intermédiaire. L'expérience, bien développée en Europe et aux USA, fournit des résultats solides mais qui ne sont pas directement applicables aux traitements des boues de vidange, puisque les types et la concentration en boues ainsi que les conditions climatiques sont différentes. On trouve aujourd'hui de nombreux lits à échelle expérimentale et pilote dans divers endroits du monde, en particulier dans les pays tropicaux où les radiations solaires et l'évapotranspiration sont élevées. Les LSP sont connus depuis longtemps pour être une solution robuste pour le traitement des boues. Ils sont devenus de plus en plus intéressants pour la GBV dans les villes à croissance rapide des pays à revenu faible ou intermédiaire, en raison de leur coût de construction plus faible que les autres filières de traitement des boues d'épuration, parce qu'ils peuvent être construits avec les matériaux et la main-d'œuvre locale, que leur besoin en maintenance est faible et qu'ils n'ont pas ou peu besoin d'additifs chimiques et d'énergie pour fonctionner. Si les macrophytes nécessitent un certain temps d'acclimatation à un milieu riche en nutriments, les LSP peuvent fonctionner jusqu'à 10 années consécutives sans être curés, et les macrophytes peuvent être récoltés et valorisés. Les boues stabilisées peuvent également être utilisées comme amendement de sol et comme engrais organique.

Néanmoins, les LSP demandent une surface importante (0,25 à 1 m²/habitant), ce qui peut être une difficulté dans les zones urbaines denses. Les stations doivent être accessibles aux camions de vidange, donc construites à proximité de voies d'accès capables de supporter le trafic. Bien que résistants, les macrophytes peuvent être sujets aux attaques d'insectes ou de parasites. L'exploitant doit donc être en capacité de réagir rapidement.

Ces dernières années, la recherche s'est intensifiée pour déterminer les paramètres de conception et de fonctionnement pour concevoir des LSP aussi robustes que possible. Il reste cependant des questions encore non-traitées comme :

- Les effets de la fréquence d'alimentation sur les performances des lits ;
- La vulnérabilité et la résistance des macrophytes aux attaques d'insectes ;
- Les impacts de la forte salinité et de l'ammoniaque ;
- Les meilleures possibilités de traitement du percolat ;
- La performance à long terme des lits ;
- L'analyse coûts-bénéfices de la filière de traitement.

Chacun de ces aspects devrait faire l'objet de tests à différentes charges, avec différents types de boues de vidange et sous différentes conditions climatiques. Même si l'effort de recherche reste important, la priorité aujourd'hui est plutôt de passer à l'échelle réelle et de considérer la solution LSP à chaque fois qu'elle semblera adaptée. Les connaissances sur les LSP sont aujourd'hui suffisantes pour que l'on puisse travailler avec et disséminer, sans attendre les mises au point technologiques de détail.

8.10 BIBLIOGRAPHIE

- Abiola T. F. S. (2009). *Traitement des boues de vidange domestiques à Dakar (Sénégal) : Étude du comportement et des performances d'une plante fourragère Echinochloa pyramidalis dans les lits de séchage en grandeur réelle*. Mémoire de DEA en Sciences de l'environnement. Institut des sciences de l'environnement, Faculté des sciences et techniques, Université Cheikh Anta Diop de Dakar.
- Altieri M.A., Nicholls C.I. (2003). *Soil Fertility Management and Insect Pests: Harmonizing Soil and Plant Health in Agroecosystems*. Soil and Tillage Research 72 (2), p. 203-211.
- Bialowiec A., Wojnowska-Baryla I., Agopsowicz M. (2007). *The Efficiency of Evapotranspiration of Land-fill Leachate in the Soil-plant System with Willow Salix amygdalina L.* Ecological Engineering 30 (4), p. 356-361.
- Breen P.F. (1997). *The Performance of Vertical Flow Experimental Wetland under a Range of Operational Formats and Environmental Conditions*. Water Science and Technology 35 (5), p. 167-174.
- Brix H. (1994). *Functions of Macrophytes in Constructed Wetlands*. Water Science and Technology 29 (4), p. 71-78.
- Brix H. (1997). *Do Macrophytes Play a Role in Constructed Treatment Wetlands?* Water Science and Technology 35 (5), p. 11-17.
- Burgoon P.S., Kirkbride K.F., Henderson M., Landon E. (1997). *Reed Beds for Biosolids Drying in the Arid Northwestern United States*. Water Science and Technology 35 (5), p. 287-292.
- Chen W., Chen Z., He Q., Wang X., Wang C., Chen D. (2007). *Root Growth of Wetland Plants with Different Root Types*. Acta Ecologica Sinica 27 (2), p. 450-457.
- Clarke E., Baldwin A.H. (2002). *Responses of Wetland Plants to Ammonia and Water Level*. Ecological Engineering 18 (3), p. 257-264.

- Davis L. (1995). *A Handbook of Constructed Wetlands: A Guide to Creating Wetlands for - Agricultural Wastewater, Domestic Wastewater, Coal Mine Drainage, Stormwater in the Mid-Atlantic Region*. Vol. 1. General Considerations (Vol. 1). Washington, DC: USDA-NRCS, EPA Region III.
- De Maeseneer J.L. (1997). *Constructed Wetlands for Sludge Dewatering*. Water Science and Technology 35 (5), p. 279-285.
- Eawag-Sandec (2009). *Recueil des résultats de recherche sur la gestion des boues de vidange du projet de collaboration ONAS-Eawag/Sandec- Phase I, 2006-2009*. Dakar, Sénégal, et Dübendorf, Suisse.
- Edwards J.K., Gray K.R., Cooper D.J., Biddlestone A.J., Willoughby N. (2001). *Reed Bed Dewatering of Agricultural Sludges and Slurries*. Water Science and Technology 44 (10-11), p. 551-558.
- Gagnon V., Chazarenc F., Comeau Y., Brisson J. (2007). *Influence of Macrophytes Species on Microbial Density and Activity in Constructed Wetlands*. Water Science and Technology 56 (3), p. 249-254.
- Giraldi D., Iannelli R. (2009). *Short-term Water Content Analysis for the Optimization of Sludge Dewatering in Dedicated Constructed Wetlands (Reed Bed Systems)*. Desalination 246 (1-3), p. 92-99.
- Hardej M., Ozimek T. (2002). *The Effect of Sewage Sludge Flooding on Growth and Morphometric Parameters of Phragmites australis (Cav.) Trin. ex Steudel*. Ecological Engineering 18 (3), p. 343-350.
- Hutchinson J., Dalziel J.M. (1972). *Flora of West Tropical Africa* (Vol. III). London: Crown Agents for Overseas governments and administrations.
- Ingallinella A.M., Sanguinetti G., Koottatep T., Montangero A., Strauss M. (2002). *The Challenge of Faecal Sludge Management in Urban Areas – Strategies, Regulations and Treatment Options*. Water Science and Technology 46 (10), p. 285-294.
- Kadlec R.H., Knight R.L. (1996). *Treatment Wetlands*. Boca Raton, FL.: Lewis Publishers.
- Kadlec R.H., Wallace S. (2009). *Treatment Wetlands (2nd edition ed.)*. Boca Raton, FL: CRC Press.
- Kengne I.M., Akoka A., Soh E.K., Tsama V., Ngoutane M.M., Dodane P.-H. (2008). *Effects of Faecal Sludge Application on Growth Characteristics and Chemical Composition of Echinochloa pyramidalis (Lam.) Hitch. and Chase and Cyperus papyrus L.* Ecological Engineering 34 (3), p. 233-242.
- Kengne I.M., Dodane P.-H., Akoka A., Koné D. (2009a). *Vertical Flow Constructed Wetlands as Sustainable Sanitation Approach for Faecal Sludge Dewatering in Developing Countries*. Desalination (248) p. 291-297.
- Kengne I.M., Akoka A., Koné D. (2009b). *Recovery of Biosolids From Constructed Wetlands Used for Faecal Sludge Dewatering in Tropical Regions*. Environmental Science and Technology 43, p. 6816-6821.
- Kengne I.M., Soh Kengne E., Akoka A., Bemmo N., Dodane P.-H., 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 01 (1), p. 13-19.
- Kim B.J., Smith D. (1997). *Evaluation of Sludge Dewatering Reed Beds: A Niche for Small Systems*. Water Science and Technology 35 (6), p. 21-28.
- Koottatep T., Surinkul N., Polprasert C., Kamal A.S.M., Koné D., Montangero A. (2005). *Treatment of Septage in Constructed Wetlands in Tropical Climate: Lessons Learnt from Seven Years of Operation*. Water Science and Technology 51 (9), p. 119-126.
- Koottatep T., Surinkul N., Kamal A.S., Polprasert C., Strauss M. (2004). *Material Fluxes in Constructed Wetlands Treating Septage and their Polishing Systems*. In International Conference on Waste Stabilisation Ponds (Vol. 6).
- Kroiss H. (2004). *What is the Potential for Utilizing the Resources in Sludge?* Water Science and Technology 49 (10), p. 1-10.
- Lienard A., Payraastre F. (1996). *Treatment of Sludge from Septic Tanks in Reed Beds Filters Pilot Plants*. In: IWA (Ed), 5th Int. Conf. on Wetlands Systems for Water Pollution Control, Vol. I, IWA, Vienna, p. 1-9.
- Molla A.H., Fakhru'l-Razi A., Abd-Aziz S., Hanafi M.M., Roychoudhury P. K., Alam M.Z. (2002). *A Potential Resource for Bioconversion of Domestic Wastewater Sludge*. Bioresource Technology 85 (3), p. 263-272.

- Molle P., Lienard A., Grasmick A., Iwema A. (2006). *Effect of Reeds and Feeding Operations on Hydraulic Behaviour of Vertical Flow Constructed Wetlands under Hydraulic Overloads*. Water Research 40 (3), p. 606-612.
- Nielsen S. (2003). *Sludge Drying Reed Beds*. Water Science and Technology 48 (5), p. 101-109.
- Nielsen S. (2005). *Sludge Reed Beds Facilities – Operation and Problems*. Water Science and Technology 51 (9), p. 99-107.
- Obarska-Pempkowiak H., Tuszyńska A., Sobociński Z. (2003). *Polish Experience with Sewage Sludge Dewatering in Reed Systems*. Water Science and Technology 48 (5), p. 111-117.
- Pimental D., Warneke A. (1989). *Ecological Effects of Manure, Sewage Sludge and Other Organic Wastes on Arthropod Populations*. Agricultural Zoology Reviews 3, p. 1-29.
- Prochaska C.A., Zouboulis A.I., Eskridge K.M. (2007). *Performance of Pilot-scale Vertical-flow Constructed Wetlands, as Affected by Season, Substrate, Hydraulic Load and Frequency of Application of Simulated Urban Sewage*. Ecological Engineering 31 (1), p. 57-66.
- Sanguinetti G.S., Tortul C., Garcia M.C., Ferrer V., Montangero, A., Strauss M. (2005). *Investigating Helminth Eggs and Salmonella sp. in Stabilization Ponds Treating Septage*. Water Science and Technology 51 (12), p. 239-247.
- Stefanakis A.I., Akratos C.S., Melidis P., Tsihrintzis V.A. (2009). *Surplus Activated Sludge Dewatering in Pilot Scale Sludge Drying Reed Beds*. Journal of Hazardous Materials, 172 (2-3), p. 1122-1130.
- Stefanakis A.I., Tsihrintzis V.A. (2012a). *Effect of Various Design and Operation Parameters on Performance of Pilot Scale Sludge Drying Reed Beds*. Ecological Engineering 38 (1), p. 65-78.
- Stefanakis A.I., Tsihrintzis V.A. (2012b). *Heavy Metal Fate in Pilot-scale Sludge Drying Reed Beds under Various Design and Operation Conditions*. Journal of Hazardous Materials (213-214), p. 393-405.
- Strauss M., Larmie S.A., Heinss U. (1997). *Treatment of Sludges from On-site Sanitation - Low-cost Options*. Water Science and Technology 35 (6), p. 129-136.
- Towers W., Horne P. (1997). *Sewage Sludge Recycling to Agricultural Land: The Environmental Scientist's Perspective*. Journal of the Commission for International Water and Environmental Management 11, p. 162-132.
- Uggetti E., Ferrer I., Carretero J., Garcia J. (2012). *Performance of Sludge Treatment Wetlands Using Different Plant Species and Porous Media*. Journal of Hazardous Materials, p. 217-218 et 263-270.
- Van Cuyk S., Siegrist R., Logan A., Masson S., Fischer E., Figueroa L. (2001). *Hydraulic and Purification Behaviors and their Interactions During Wastewater Treatment in Soil Infiltration Systems*. Water Research 35 (4), p. 953-964.
- Warman P.R., Termeer W.C. (2005). *Evaluation of Sewage Sludge, Septic Waste and Sludge Compost Applications to Corn and forage: Yields and N, P and K Content of Crops and Soils*. Bioresource Technology 96 (8), p. 955-961.

Questions pour l'autoévaluation

1. Décrire les principaux composants des lits de séchage plantés et les bases fondamentales de leur exploitation.
2. Qu'est-ce qu'un macrophyte ? Lister quatre fonctions essentielles pour leur utilisation dans le traitement des boues de vidange.
3. Citer quatre indicateurs de performance importants pour le suivi des objectifs de traitement des LSP.
4. Définir la charge applicable optimale est important pour l'exploitation-maintenance des LSP : expliquer pourquoi.
5. Quels sont les défis et les avantages liés à l'utilisation des LSP pour la GBV dans les zones urbaines denses ?

CHAPITRE IX

COTRAITEMENT DES BOUES DE VIDANGE DANS LES STATIONS DE TRAITEMENT DES EAUX USÉES

Carlos M. Lopez-Vazquez, Bipin Dangol, Christine M. Hooijmans et Damir Brdjanovic

Objectifs pédagogiques

- Comprendre la biodégradabilité et le fractionnement de la matière organique et des composés azotés des boues de vidange.
- Comprendre les principes, les points clefs et les impacts potentiels du cotraitement des boues de vidange dans les procédés de traitement des eaux usées.
- Déterminer les volumes de boues de vidange qui peuvent être cotraités avec efficacité dans les stations de traitement des eaux usées.
- Comprendre les conséquences négatives possibles du cotraitement des boues de vidange dans les procédés de traitement des eaux usées.

9.1 INTRODUCTION

Utiliser des dispositifs d'assainissement à la parcelle peut être une solution durable et efficace dès lors que les boues de vidange issues de ces dispositifs sont collectées, transportées, traitées et réutilisées sans danger ou mises en dépôt. Une possibilité de traitement des boues de vidange est leur cotraitement au sein des procédés de traitement des eaux usées (aussi appelés « stations d'épuration » ou « STEP »). On peut cependant observer que la plupart des stations de traitement des eaux usées dans les pays à revenu faible dysfonctionnent et que les expériences de cotraitement avec des boues de vidange se sont soldées par des échecs. L'objectif de ce chapitre est d'illustrer, par la modélisation des procédés de traitement, comment ces échecs se sont produits et de mettre en lumière les principales difficultés du cotraitement à éviter. Le chapitre s'intéresse tout d'abord aux boues activées, puis aux procédés anaérobies comme les biofiltres anaérobies (UASB), les digesteurs et les lagunes. Le cotraitement en lagunage est également traité au chapitre 5.

Ce chapitre permet d'affirmer que le cotraitement des boues de vidange avec les eaux usées n'est en général pas recommandé dans les pays à revenu faible. Si une synergie entre les eaux usées et les boues de vidange doit être trouvée, la cogestion des boues de vidange et des boues d'épuration (c'est-à-dire des biosolides) constituerait une meilleure alternative. Plusieurs modes de réutilisation et de valorisation présentés au chapitre 10 peuvent alors être utilisés, avec l'avantage de pouvoir contribuer à des recettes plus grandes via la valorisation. L'intérêt des outils fournis dans ce chapitre réside dans l'évaluation des stations d'épuration existantes et en fonctionnement ainsi que dans la conception des futures stations d'épuration.

Le déversement sans contrôle de boues de vidange dans les égouts doit être soigneusement réglementé et interdit. La concentration en matières sèches considérablement plus élevée dans les boues de vidange (chapitre 2) peut entraîner des problèmes fonctionnels importants, notamment le blocage des canalisations d'égout dû à l'accumulation de ces matières. Les diamètres et les pentes des canalisations d'égouts sont en effet conçus pour le transport d'eaux usées municipales présentant typiquement des concentrations de 250 à 600 mg de MS/L (Henze et Comeau, 2008), mais pas pour les concentrations de 12 000 à 52 500 mg de MS/L des boues de vidange (tableau 2.3). La première étape dans la conception d'un système de cotraitement consiste donc à déterminer la façon dont les boues de vidange seront acheminées vers l'installation de traitement et déversées dans l'effluent entrant.

En général, les STEP ne sont pas conçues pour accepter des boues de vidange, et l'on observe des dysfonctionnements et des pannes quand elles sont introduites. Les problèmes habituels du cotraitement des boues de vidange dans les STEP vont de la détérioration de la qualité des effluents traités à la surcharge des bassins et à l'insuffisance de l'aération (Andreadakis, 1992 ; Al-Sa'ed et Hithnawi, 2006 ; Heinss et Strauss, 1999 ; Strauss *et al.*, 2000 ; Chaggu, 2004 ; Harrison et Moffe, 2003 ; Lopez-Vazquez, 2008 ; Lake, 2010 ; Lake *et al.*, 2011 ; Wilson et Harrison, 2012 ; Still et Foxon, 2012).

Malgré les problèmes possibles, certaines recommandations mentionnent la possibilité de traiter de faibles volumes de boues de vidange dans les stations d'épuration municipales (ATV, 1985 ; USEPA, 1984 et 1994). USEPA (1994) indique qu'il est possible d'admettre jusqu'à 3,6 % de la capacité nominale d'une station en boues de vidange (issues de fosses septiques). Ces recommandations reposent néanmoins principalement sur la demande biochimique en oxygène (DBO_5) qui ne tient pas compte des matières organiques et inorganiques totales présentes dans les boues de vidange. Elle ne fournit pas non plus suffisamment d'informations sur les différentes fractions biodégradables (Henze et Comeau, 2008). La demande chimique en oxygène (DCO) est par contre plus intéressante, car elle permet d'appréhender les fractions organiques utiles pour la conception et d'évaluer les performances des procédés biologiques de traitement des eaux usées.

Ce chapitre présente l'impact du cotraitement des boues de vidange dans les STEP municipales, sur la base des concentrations moyennes des boues de vidange et de leur fractionnement en DCO et en azote total. Cette approche est recommandée pour évaluer la faisabilité d'un cotraitement sans qu'il ne provoque de dysfonctionnement du procédé ni de détérioration.

9.2 BIODÉGRADABILITÉ ET FRACTIONNEMENT DES BOUES DE VIDANGE

9.2.1 Ratios de caractérisation

La caractérisation des boues de vidange en vue de leur cotraitement passe par les paramètres classiques comme la DCO, la DBO et les MS. Les rapports entre ces paramètres fournissent également des informations utiles. Ils sont présentés pour les boues issues de toilettes publiques et de fosses septiques au tableau 9.1.

Tableau 9.1 : Ratios de caractérisation des boues de vidange issues de toilettes publiques et de fosses septiques en vue de l'évaluation de leur biodégradabilité pour le traitement (calculs sur la base du tableau 2.3 et de Henze et Comeau, 2008).

RATIOS (g/g)	TOILETTES PUBLIQUES	FOSSES SEPTIQUES	EAUX USÉES MUNICIPALES MOYENNEMENT CONCENTRÉES
MV/MS	0,65 à 0,68	0,50 à 0,73	0,6 à 0,8
DCO/DBO ₅	5	1,43 à 3	2 à 2,5
DCO/NTK	0,1	1,2 à 7,8	8 à 12
DBO ₅ /NTK	2,2	0,84 à 2,6	4 à 6
DCO/PT	109	8 à 52	35 à 45
DBO ₅ /PT	17	5,6 à 17,3	15 à 20

Les gammes de valeurs indiquées au tableau 9.1 sont assez larges, elles ne fournissent donc qu'une estimation approximative de la biodégradabilité potentielle des boues. Les ratios doivent aussi être utilisés avec prudence. Ils suggèrent que les boues de vidange seraient moins facilement biodégradables que les eaux usées. Le rapport relativement bas MV/MS indique un contenu inorganique à hauteur de 23 à 50 %. Le rapport DCO/DBO₅ de 5 pour les boues issues de toilettes publiques signifie que les matières organiques sont en faible quantité ou se dégraderont lentement. En revanche, le rapport DCO/DBO₅ de 1,43 à 3 des boues issues de fosses septiques indique une biodégradabilité plus importante. Ce n'est probablement pas le cas, car les boues des fosses septiques présentent généralement un temps de stockage beaucoup plus long que les boues de toilettes publiques (plusieurs années contre quelques jours), avec une stabilisation significative. Il est donc nécessaire d'utiliser une méthode plus fiable et plus instructive pour déterminer la biodégradabilité des boues de vidange.

Les rapports entre contenu organique et azote montrent que les matières organiques ne sont pas présentes en quantité suffisante pour éliminer l'azote par dénitrification. Ils sont en effet très inférieurs aux ratios les plus faibles rapportés pour l'élimination de l'azote (Henze et Comeau, 2008). Le cotraitement des boues de vidange avec les eaux usées ne peut être envisagé avec un objectif d'abattement de l'azote qu'avec des eaux usées présentant des rapports élevés DCO/NTK et DBO₅/NTK (de, respectivement, 12 à 16 et 6 à 8). En revanche, les rapports DCO/PT et DBO₅/PT sont relativement élevés dans les boues de vidange, ce qui suggère qu'il pourrait y avoir suffisamment de matière organique pour l'élimination biologique du phosphore.

9.2.2 Biodégradabilité et fractionnement

Le fractionnement est une répartition de la matière organique dans différentes catégories, sur la base de sa biodégradabilité et de ses propriétés physico-chimiques. La (bio)dégradabilité est le plus souvent mesurée par la DBO₅, méthode qui présente des limites, notamment l'impossibilité de prendre en compte toutes les matières organiques, puisque les fractions non-biodégradables ne sont pas prises en compte par cette technique analytique, comme l'ont souligné Roeleveld et van Loosdrecht (2002) et Henze et Comeau (2008).

L'utilisation de la DCO est donc préférée pour rendre compte de la matière organique dans la conception, le contrôle, le suivi et la modélisation mathématique des processus de traitement des eaux usées. Les avantages de la DCO sur la DBO₅ sont notamment : (i) la rapidité d'analyse

(quelques heures contre 5 jours), (ii) l'utilité et le détail de l'information, qui inclut toutes les formes organiques dégradables et non-dégradables, et (iii) la possibilité d'effectuer un bilan des matières organiques (sur une base DCO). Deux méthodes de détermination analytique de la DCO existent. On préférera la méthode avec le dichromate, car la méthode avec le permanganate n'oxyde pas complètement certains composés organiques (Henze et Comeau, 2008).

La fraction biodégradable peut être divisée en deux groupes : les composés facilement biodégradables et les composés lentement biodégradables. On considère que les matières organiques facilement biodégradables sont des molécules relativement petites qui peuvent se dissoudre dans l'eau et être rapidement consommées (comme par exemple les acides gras volatiles et les hydrates de carbone à faible poids moléculaire). Les matières organiques lentement biodégradables correspondent à des composés plus complexes qui nécessitent une rupture extracellulaire préalablement à leur absorption et à leur utilisation par les microorganismes (Dold *et al.*, 1980). On considère que ce sont des composés colloïdaux et particuliers qui peuvent également être extraits par les voies physico-chimiques (comme par exemple la floculation-coagulation et la décantation).

Les fractions non-biodégradables (aussi appelées « inertes ») ne sont pas dégradées ou bien sont dégradées trop lentement pour subir une transformation au cours de leur transit dans les égouts et dans les STEP. Elles aussi peuvent être classées en groupes organiques solubles, d'une part, et particulières, d'autre part. On considère que les matières particulières peuvent être extraites par séparation physique (comme par exemple la décantation), mais les matières organiques solubles non-biodégradables ne peuvent être traitées ni par les voies biologiques ni par les voies physico-chimiques. Ces matières organiques solubles non-biodégradables traversent donc les stations d'épuration avec les mêmes concentrations à l'entrée et à la sortie (Ekama, 2008). Les matières organiques non-biodégradables solubles ont un impact important sur la qualité des effluents sortant des stations d'épuration. Les matières organiques non-biodégradables particulières impactent quant à elles la production de boues et l'accumulation de solides.

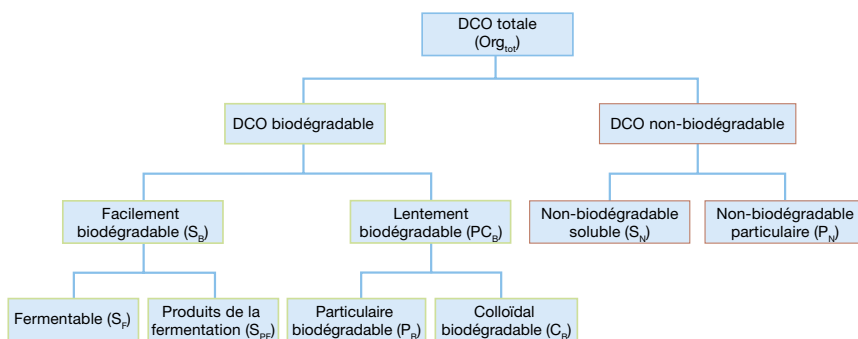


Figure 9.1 : Diagramme de fractionnement de la matière organique (DCO) (adapté de Melcer, 2003, et Corominas *et al.*, 2010).

Il est important de souligner que les composés organiques contiennent des éléments carbonés, azotés et phosphorés différents. Il est préférable de déterminer et d'exprimer les éléments carbonés en termes de DCO (compte tenu des avantages de cette technique analytique par rapport

aux autres). La figure 9.1 illustre les différentes fractions de DCO des composés organiques, ainsi que les abréviations adoptées pour les différentes fractions (Corominas *et al.*, 2010) :

P	=	particulaire.
S	=	soluble.
C	=	colloïdale.
B	=	biodégradable.
N	=	non-biodégradable.
F	=	fermentable.
PF	=	produits de la fermentation.

Les concentrations en matières organiques totales contenues dans les eaux usées sont égales à la somme des différentes fractions des DCO biodégradables et non-biodégradables. C'est ce qu'indique l'équation 9.1 :

$$\text{Équation 9.1: } Org_{tot} = S_F + S_{PF} + P_B + C_B + S_N + P_N \text{ (mg de DCO/L)}$$

L'azote organique représente le contenu en azote de différents éléments organiques. L'azote est aussi présent sous des formes non-organiques telles que l'ammoniaque, les nitrites et les nitrates. Les éléments azotés peuvent donc être classés de la manière suivante (figure 9.2) :

NT	=	azote total Kjeldahl (NTK).
$N_{NOrg\ Tot}$	=	azote inorganique total.
$N_{Org\ Tot}$	=	azote organique total.
NH_x	=	azote ammoniacal total (libre et dissous).
NO_x	=	nitrites + nitrates.
$N_{Org\ B, Tot}$	=	azote organique biodégradable total.
$N_{Org\ NB, Tot}$	=	azote organique non-biodégradable total.

L'azote organique peut être décomposé de la même manière que la DCO, car il constitue un élément particulier des mêmes groupes organiques. Les formes d'azote organique biodégradable peuvent donc être réparties en deux groupes : l'azote biodégradable particulaire ($N_{B,PC}$), qui se dégrade plus lentement, et l'azote biodégradable soluble ($N_{B,S}$), facilement biodégradable.

L'azote organiquement lié non-biodégradable est composé d'une fraction particulaire non-biodégradable et d'une fraction soluble non-biodégradable (respectivement $N_{N,P}$ et $N_{N,S}$). Ces groupes organiques n'étant ni dégradés ni affectés par le processus de traitement biologique, ils restent intacts et gardent leurs mêmes composition et caractéristiques en azote (en DCO et en phosphore également). $N_{N,P}$ s'accumule donc dans le procédé de traitement pour s'ajouter à la masse de boues produites, alors que $N_{N,S}$ traverse le procédé dans l'effluent car il ne décante pas et n'est pas non plus traité biologiquement. La DCO et l'azote organique non-biodégradable correspondent donc simplement à la DCO et à l'azote contenus dans la matière organique non-biodégradable.

NT peut donc être exprimé à travers l'équation 9.2 :

$$\text{Équation 9.2 : } NT = NH_{x,S} + NO_{x,S} + N_{B,PC} + N_{B,S} + N_{N,P} + N_{N,S} \text{ (mg de N/L)}$$

En plus des éléments organiques et azotés, les eaux usées contiennent également des matières en suspension (MES) dont une fraction est non-organique (MES-NO) (tableau 2.3). Les bactéries

sont capables d'utiliser ces MES-NO en faibles quantités, comme éléments traces ou micro-nutriments pour leur développement cellulaire (comme par exemple les éléments magnésium, potassium et calcium). Ils ne sont néanmoins pas considérés comme biodégradables. Les MES-NO ont donc tendance à être retenues au sein du procédé de traitement, proportionnellement au temps de séjour hydraulique (Ekama, 2008).

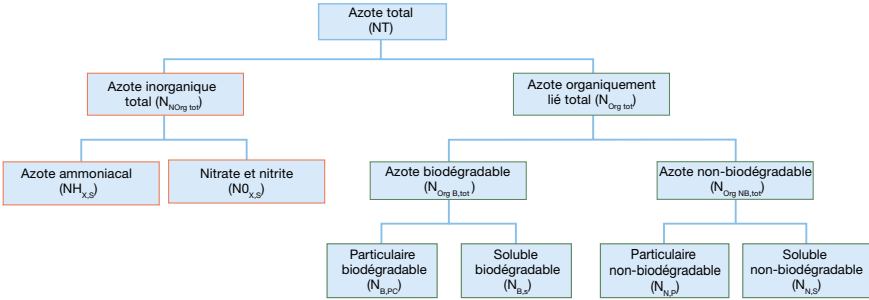


Figure 9.2 : Diagramme de fractionnement de l'azote (adapté de Melcer, 2003, et Corominas et al., 2010).

9.2.3 Niveau de concentration des boues de vidange

Les boues de vidange peuvent être classées comme très, moyennement ou peu concentrées, sur la base de leurs concentrations en DCO et en azote (NT) (Dangol, 2013 ; Hooijmans et al., 2013). Le tableau 9.2 indique les valeurs proposées par Dangol (2013) et Hooijmans et al. (2013) dans un objectif de modélisation, sur la base des valeurs rapportées dans la littérature (Koné et Strauss, 2004 ; Heinss et al., 1998 ; Elmitwalli et al., 2006 ; Luostarinen et al., 2007 ; Henze et Comeau, 2008 ; Halalsheh et al., 2011 ; Ingallinella et al., 2002).

Tableau 9.2 : Concentrations en DCO, NT et MS de boues de vidange fraîches et digérées, et niveau de concentration - élevé, moyen, faible (Dangol, 2013 ; Hooijmans et al., 2013).

TYPE DE BOUES	NIVEAU DE CONCENTRATION	DCO (mg/L)	NT (mg/L)	MS (mg/L)
Fraîches	Élevé	250 000	5 000	100 000
	Moyen	65 000	3 400	53 000
	Faible	10 000	2 000	7 000
Digérées	Élevé	90 000	1 500	45 000
	Moyen	45 000	400	25 000
	Faible	3 000	200	1 500

Le fractionnement des effluents entrant dans les STEP est apparu avec le début de la modélisation mathématique des filières de traitement à boues activées, avec des exemples que l'on peut facilement trouver dans la littérature (Ekama et al., 1986 ; Henze et al., 1987). À l'inverse, la littérature concernant le fractionnement des boues de vidange n'est pas très développée. Le tableau 9.3 en propose une synthèse. Il est intéressant de constater que deux groupes distincts apparaissent, indépendamment du niveau de concentration des boues de vidange : celles avec une part de matière organique biodégradable importante (jusqu'à 81 % de la DCO totale), l'autre avec une fraction organique biodégradable moindre (d'environ 43 %). Cette dernière est donc davantage digérée et contient environ 57 % de matière organique non-biodégradable.

Tableau 9.3 : Fractionnement de la DCO des boues de vidange.

ORIGINE	DCO TOTALE (mg/L)	PCB (LENTEMENT BIODÉGRADABLE)		PN (PARTICULAIRE NON- BIODÉGRADABLE)		PA (BACTÉRIES ACIDOGENIQUES)		S _r (MATIÈRE ORGANIQUE FERMENTABLE)		S _{pr} (ACIDES GRAS VOLATILES)		SN (SOLUBLE NON- BIODÉGRADABLE)		SOMME DES FRACTIONS BIODÉ- GRADABLES	SOMME DES FRACTIONS NON-BIODÉ- GRADABLES	
		Fraction	(mg de DCO/L)	Fraction	(mg de DCO/L)	Fraction	(mg de DCO/L)	Fraction	(mg de DCO/L)	Fraction	(mg de DCO/L)	Fraction	(mg de DCO/L)			
BOUES DE VIDANGE FRAÎCHES																
Toilettes à aspiration sous vide pour eaux noires ¹	10 000	0,69	1 110	0,11	480	0,05	240	0,02	940	0,09	290	0,03	0,81	0,19		
Toilettes à aspiration sous vide à séparation des fèces ¹	65 000	0,68	7 215	0,11	3 120	0,05	2 145	0,03	8 580	0,13	1 560	0,02	0,82	0,18		
Toilettes sèches ¹	45 000	0,69	4 990	0,11	2 160	0,05	1 080	0,02	4 230	0,09	1 310	0,03	0,81	0,19		
Toilettes sèches à séparation des urines ¹	20 000	0,65	22 200	0,11	9 600	0,05	6 600	0,03	26 400	0,13	4 800	0,02	0,82	0,18		
Sac filtrant ¹	250 000	0,65	27 750	0,11	12 000	0,05	8 250	0,03	33 000	0,13	6 000	0,02	0,82	0,18		
Toilettes à compostage avec addition de sciure ²		0,80		0,20		-		-		-		-	0,80	0,20		
Fractions moyennes		0,69		0,13	-	0,05	-	0,03	-	0,12	-	0,03	0,81 ± 0,01	0,19 ± 0,01		
BOUES DE VIDANGE DIGÉRÉES ³																
Boues de fosses septiques très concentrées ⁴	90 000	0,38	53 882	0,60			1 176	0,01			824	0,01	0,39	0,61		
Boues de fosses septiques peu concentrées ⁴	6 000	0,37	3 565	0,59			118	0,02			82	0,01	0,39	0,61		
Boues de fosses septiques ⁵	2 186	0,26	1 218	0,56			262	0,12			138	0,06	0,38	0,62		
Boues de fosses septiques, hiver en Jordanie (18,4 °C) ⁶	2 969	0,44	814	0,27			484	0,16			353	0,12	0,61	0,39		
Boues de fosses septiques, été en Jordanie (21,9 °C) ⁶	6 425	0,10	2 254	0,35			1 949	0,30			1 607	0,25	0,40	0,60		
Fractions moyennes		0,31		0,47				0,13				0,09	0,43 ± 0,10	0,57 ± 0,10		

¹ Gaillard (2002) ; Elmitwalli et al. (2006) ; Luostarinen et al. (2007). ² Lopez-Zavala et al. (2004). ³ Fractions de DCO biodégradable estimées selon la méthode STOWA (Roelveland et van Loosdrecht, 2002). ⁴ Henze et al. (2002). ⁵ Lake (2010). ⁶ Halalshah et al. (2011).

Dans l'ensemble, la matière organique biodégradable dans les boues de vidange fraîches peut atteindre 82 % de la DCO totale (tableau 9.3). Les variations en proportion de matières organiques biodégradables peuvent s'expliquer par des temps de séjour différents dans les dispositifs d'assainissement à la parcelle. Les temps de séjour courts (par exemple de quelques jours dans les toilettes publiques) ne permettent pas une stabilisation significative, contrairement aux temps de séjour élevés (par exemple plusieurs années pour les fosses septiques). Elmitwalli *et al.* (2011), à travers leurs modélisations mathématiques, estiment que les fractions biodégradables dans les dispositifs d'assainissement à la parcelle diminuent de 0,81 à 0,25 en 90 jours, et les fractions non-biodégradables augmentent de 0,19 à 0,75. Ces résultats montrent l'importance de choisir le type de filière de traitement selon le type de boues : la production de biogaz par exemple conviendra mieux avec des boues vidangées fréquemment, ou directement avec une installation à la parcelle. Il est intéressant de constater que le fractionnement de la DCO ne varie pas de manière importante selon les niveaux de concentration et l'origine des boues, que ce soit pour les boues fraîches ou les boues digérées. Les données restent néanmoins limitées. D'autres études sont nécessaires pour pouvoir tirer des conclusions.

Le fractionnement de l'azote a été rapporté par une étude de Dangol (2013) synthétisée dans le tableau 9.4. L'approche suivie pour les boues de vidange fraîches et digérées est similaire à celle d'Ekama (2008) pour les eaux usées brutes et à celle de Lake (2010) pour les boues de fosses septiques.

Considérant que les dispositifs à la parcelle fonctionnent en partie comme des digesteurs anaérobies (Montangero et Belevi, 2007), la dégradation biologique des matières organiques produit des matières fermentables et des produits de fermentation (respectivement S_F et S_{PF}). Elle entraîne la diffusion d'éléments azotés non-organiques (surtout NH_4^+ , car le pH est habituellement dans une plage allant de 6 à 8) via l'hydrolyse de l'azote organique (Sötemann *et al.*, 2005). Les fractions d'azote organique biodégradable des boues de vidange peuvent donc être prises en compte et ajoutées à l'azote ammoniacal car elles sont potentiellement (et rapidement) hydrolysées. Ce raisonnement est basé sur les temps de séjour longs et les concentrations en biomasse et en matières sèches élevées dans les dispositifs à la parcelle relevées par Dangol (2013).

Tableau 9.4 : Fractionnement de l'azote pour les boues de vidange digérées (fosses septiques) et fraîches (Dangol, 2013).

FRACTION	ABRÉVIATION	VALEUR	
		Boues de vidange digérées	Boues de vidange fraîches
Azote ammoniacal total	$NH_{x,S}$	0,20	0,46
Biodégradable soluble	$N_{B,S}$	-	-
Biodégradable particulaire	$N_{B,PC}$	-	-
Azote organique non-biodégradable particulaire	$N_{N,P}$	0,05	0,01
Azote organique non-biodégradable soluble	$N_{N,S}$	0,75	0,53
Azote total	NT	1	1

9.3 COTRAITEMENT DANS LES STATIONS D'ÉPURATION À BOUES ACTIVÉES

9.3.1 Impact sur la performance de traitement et la qualité de l'effluent

Le cotraitement des boues de vidange dans les STEP à boues activées entraîne une augmentation des concentrations en DCO et en NT, dans le réacteur comme dans l'effluent, de manière proportionnelle à leur concentration et à leur volume. La qualité de l'effluent sortant sera, de plus, réduite par les fractions solubles non-biodégradables en DCO et en NT des boues de vidange, qui ne peuvent pas être retenues, que ce soit par voie physico-chimique ou biologique.

Pour rester conforme aux exigences de qualité, les volumes de boues de vidange très et moyennement concentrées devront donc être limités. Ce point est confirmé par la modélisation mathématique d'une station à boues activées avec traitement biologique de l'azote d'une capacité de 100 000 EH (équivalent-habitant), soit 20 000 m³/j, traitant des eaux usées municipales moyennement concentrées (Henze et Comeau, 2008 ; Dangol, 2013). Les figures 9.3 et 9.4 illustrent cet exemple. On peut observer que les concentrations en DCO et en NT de l'effluent entrant augmentent proportionnellement au volume de boues de vidange introduit, atteignant les concentrations les plus élevées avec les boues de vidange fraîches très concentrées (figure 9.3).

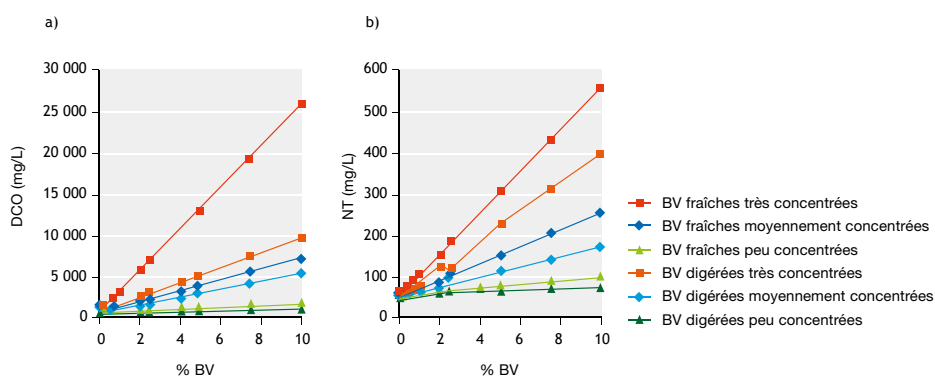


Figure 9.3 : Effets de l'introduction de boues de vidange dans les eaux usées (exprimé en pourcentage du volume total d'effluent entrant dans la station) sur la concentration de l'effluent entrant dans la station d'épuration à boues activées en (a) DCO et (b) NT (Dangol, 2013).

La modélisation illustre aussi l'augmentation des concentrations en DCO et en NT dans l'effluent sortant liée aux fractions solubles non-biodégradables plus élevées en entrée (figure 9.4). Les niveaux de DCO et de NT solubles non-biodégradables fixent donc une première limite aux volumes de boues de vidange admissibles pour rester conforme aux exigences de qualité de l'effluent sortant. Par exemple, pour un objectif de qualité de 100 à 120 mg de DCO/L et de 10 mg de NT/L, l'effluent entrant ne peut pas être composé de plus de 1,75 à 2 % de boues de vidange moyennement concentrées, ou encore de 0,75 à 1 % de boues de vidange très concentrées. Pour cela, les stations doivent aussi avoir une capacité de traitement supplémentaire (notamment au niveau de l'aération, des volumes des ouvrages, des bassins de décantation et de la filière boues), sinon les volumes réellement admissibles devront être sans doute moindres. Par exemple, 1 % de boues de vidange supplémentaires (soit à 200 m³/j ou 40 citernes de 5 m³) de type peu concentrées et digérées (3 000 mg de DCO/L selon le tableau 9.2) entraînera une

augmentation de la charge en DCO de 600 kg de DCO/j, soit une augmentation de 6 667 EH (sur la base de 1 EH = 90 g de DCO/j). Cette augmentation reste faible par rapport à la capacité de la station de 100 000 EH, même pour des boues peu concentrées. Cependant, avec des boues moyennement ou très concentrées, la même quantité introduite (1 % de BV) correspondra à, respectivement, 144 500 EH et 555 500 EH, ce qui se situe à la limite supérieure tolérable pour le fonctionnement de la station.

Les boues de vidange faiblement concentrées (comme par exemple les boues issues de latrines à fosse simple avec des temps de séjour longs ou peu fréquemment vidangées) ont un impact moindre en raison de leurs niveaux plus faibles en DCO et en NT non-biodégradables. Dans une station avec une capacité suffisante (au niveau notamment de l'aération, des volumes d'ouvrage, de la décantation et de la filière boues), elles ne pourront pas dépasser 10 % du débit entrant sans nuire aux exigences de qualité de l'effluent sortant, ce qui correspond à une augmentation de la charge de 66 667 EH (et à plus de 222 220 EH supplémentaires pour des boues digérées mais fraîches). Still et Foxon (2012) recommandent aussi de ne pas dépasser 1 à 10 % de volume de boues de vidange à l'entrée afin d'éviter les dysfonctionnements du procédé de traitement.

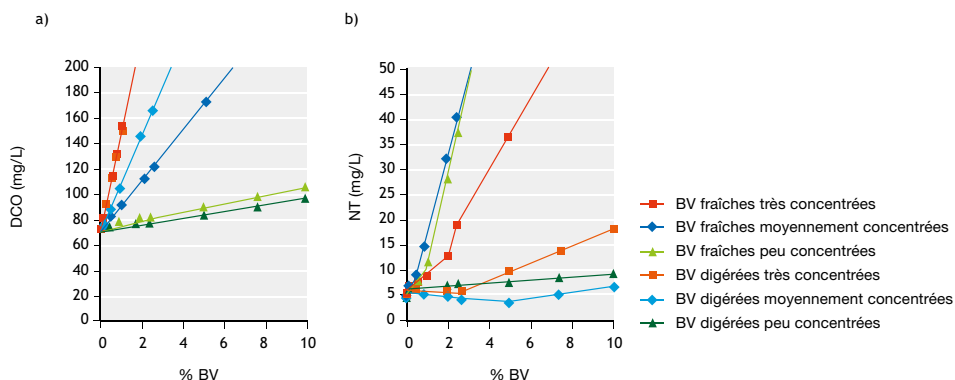


Figure 9.4 : Effets de l'introduction de boues de vidange dans les eaux usées (exprimé en pourcentage du volume total d'effluent entrant dans la station) sur la concentration de l'effluent sortant de la station d'épuration à boues activées en (a) DCO et (b) NT.

9.3.2 Impact sur la demande en oxygène

Les procédés de traitement aérobique sont limités en capacité d'aération. Le cotraitement des boues de vidange implique une forte augmentation de la demande en oxygène en raison de la teneur importante en DCO et en NT de ces boues. La figure 9.5 met en évidence une augmentation prévisible des besoins en oxygène (ΔDO_{Tot}) jusqu'à 200 % pour une introduction de seulement 1 % de boues de vidange très concentrées ou encore de 2 % de boues fraîches moyennement concentrées. Pour éviter un dysfonctionnement du procédé, la demande en oxygène des boues doit être déterminée au préalable et la capacité d'aération de la station vérifiée.

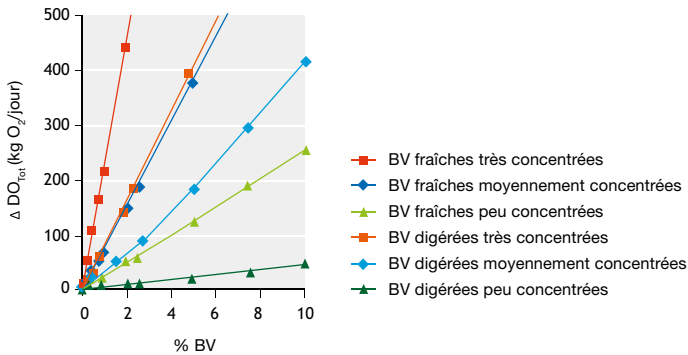


Figure 9.5 : Augmentation de la demande en oxygène d'une station d'épuration par boues activées selon le pourcentage de boues de vidange présent dans l'effluent entrant - exprimé en pourcentage de l'effluent entrant dans la station (Dangol, 2013).

9.3.3 Impact sur la production de boues

La MS est un paramètre limitant pour le cotraitement des boues de vidange. Un excès de MS par rapport à la capacité de traitement est susceptible d'engendrer de sérieux problèmes opérationnels, comme le dépassement de la capacité d'aération, la surcharge des bassins de décantation secondaires (avec les problèmes de séparation solide-liquide associés) ou encore une importante diminution de l'efficacité du transfert d'oxygène (ce qui peut engendrer une aération insuffisante et donc des conditions limites en oxygène). Comme l'illustre la figure 9.6, un taux de boues de vidange moyennement ou très concentrées de 0,5 % seulement entraîne la surcharge de l'installation et un dépassement de la valeur maximale de 5 kg de MS/m³ recommandée par Metcalf et Eddy (2003) pour le fonctionnement des bassins d'aération.

Selon Still et Foxon (2012), l'augmentation des concentrations en MS et en MES dans le bassin d'aération entraînera également une augmentation de la production de boues, ce qui implique une capacité suffisante de la filière boues (ce qui n'est souvent pas le cas). La figure 9.7 montre par exemple que la production de boues (Q_{PB}), et donc les besoins de la filière boues, doublent avec l'introduction de 10 % de boues de vidange faiblement concentrées ou de 1 % de boues moyennement concentrées ou encore de 0,5 % de boues très concentrées (Dangol, 2013).

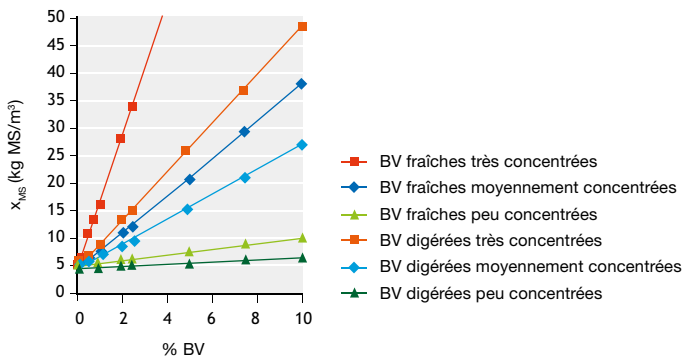


Figure 9.6 : Augmentation des concentrations en MS dans le bassin d'aération d'un procédé d'épuration par boues activées selon le pourcentage de boues de vidange présent dans l'effluent entrant (exprimé en pourcentage de l'effluent entrant dans la station).

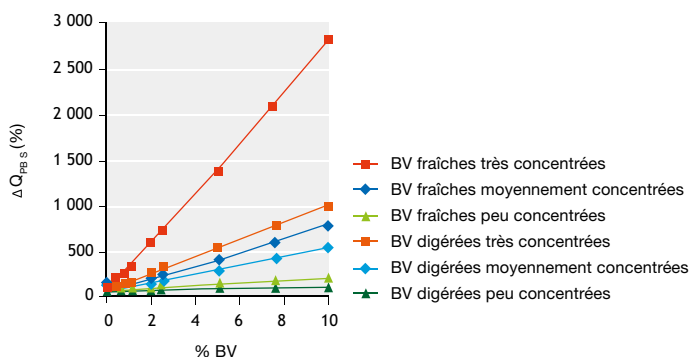


Figure 9.7 : Augmentation de la production de boues dans une station d'épuration par boues activées selon le pourcentage de boues de vidange présent dans l'effluent entrant - exprimé en pourcentage de l'effluent entrant dans la station (Dangol, 2013).

9.3.4 Impacts sur les besoins en aération

L'accumulation excessive de matières sèches due au cotraitement des boues de vidange peut également conduire à une diminution de l'efficacité du transfert d'oxygène, donc à une augmentation des besoins d'aération et une réduction de la capacité d'aération du procédé. Un dépassement de la capacité d'aération engendrera des conditions pauvres en oxygène, l'apparition de zones non-aérées et des problèmes de fonctionnement importants. La figure 9.8 montre qu'un effluent entrant contenant 2 % de boues de vidange de type très concentrées et moyennement concentrées entraîne une augmentation de la demande en aération de 200 %. Une proportion de 10 % de boues de vidange de type faiblement concentrées est responsable d'une augmentation de la demande en aération de 100 % (Dangol, 2013).

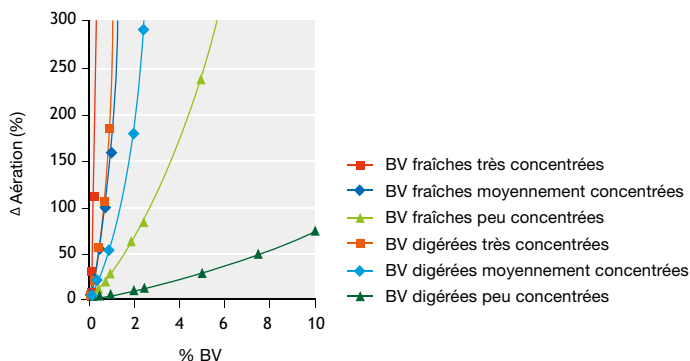


Figure 9.8 : Estimation de l'augmentation des besoins minimum en aération d'une station d'épuration par boues activées selon le pourcentage de boues de vidange présent dans l'effluent entrant - exprimé en pourcentage de l'effluent entrant dans la station (Dangol, 2013).

Les effets possibles négatifs engendrés par l'insuffisance de l'aération sont notamment les suivants :

- Concentration faible en oxygène dissous (O_{2d}) dans le bassin d'aération ($< 1,5 \text{ mg d'O}_2/\text{L}$), voire épuisement ($0 \text{ mg d'O}_2/\text{L}$), entraînant une oxydation incomplète des matières organiques, une détérioration de la qualité des effluents, des concentrations élevées de DCO dans les effluents sortants, et conduisant à une nitrification incomplète ($O_{2d} < 1 \text{ mg/L}$), voire absente ($O_{2d} = 0 \text{ mg/L}$). Une absence prolongée d'oxygène (plusieurs heures) conduira à l'inactivation des bactéries épuratrices.
- Création de poches anaérobies dans les bassins aérobies, ce qui entraîne une diminution du temps de séjour net des boues dans le procédé aérobie ($TSB_{aér}^{net}$). Cette diminution est inversement proportionnelle à la taille de la (des) zone(s) anaérobie(s). Si le $TSB_{aér}^{net}$ descend sous le TSB minimum nécessaire aux organismes nitrifiants, les bactéries nitrifiantes seront évacuées et la nitrification interrompue.
- Prolifération de bactéries filamenteuses lorsque la concentration en O_{2d} est inférieure à $1,5$ à $2 \text{ mg de O}_2/\text{L}$, au détriment des bactéries hétérotrophes et nitrifiantes désirées (Martins *et al.*, 2004). Les bactéries filamenteuses conduisent à leur tour à des boues plus volumineuses (phénomène de *bulking*), qui décantent mal et affectent la capacité de rétention de la biomasse des clarificateurs. Il en résulte, d'une part, une augmentation importante des concentrations en MS et MV dans l'effluent sortant (donc une diminution de leur qualité) et, d'autre part, des relargages de boues depuis le procédé dans l'effluent. Dans les cas extrêmes, le fonctionnement de la station peut être affecté globalement lorsque le temps de séjour réel passe sous les valeurs minimales requises pour la croissance de la biomasse (Ekama, 2010).
- Nitrification partielle de la charge élevée en azote dans les boues de vidange, susceptible d'entraîner une accumulation de nitrites à cause des conditions limitantes en oxygène. Ces concentrations fortes ($> 100 \text{ mg de N-NO}_2/\text{L}$) peuvent être toxiques pour les bactéries hétérotrophes et nitrifiantes désirées. Des concentrations élevées en nitrites peuvent également impacter négativement le milieu récepteur dans lequel l'effluent est rejeté.

9.3.5 Impact sur la décantation secondaire

L'augmentation des MS liée à l'introduction de boues de vidange est aussi susceptible de surcharger les décanteurs secondaires (clarificateurs). Il en résultera des problèmes de séparation solide-liquide, des matières solides pouvant être relarguées dans l'effluent, ainsi qu'une diminution de la biomasse dans le procédé et donc un temps de séjour de boues difficilement stable. La figure 9.9 montre que la surface minimale des bassins de décantation (S_{min}^{dec}) augmente considérablement avec l'ajout de boues de vidange : une proportion volumique de 1 à 2 % de boues de vidange de type très concentrées ou moyennement concentrées, fraîches ou digérées, peut entraîner une augmentation de la surface requise de plus de 300 % (Dangol, 2013). Une surface requise de 200 % est nécessaire avec 5 à 10 % de boues de vidange peu concentrées. Le co-traitement des boues de vidange nécessite donc de vérifier S_{min}^{dec} afin de savoir si la surface est disponible sur la base de la capacité réelle à décanter des boues de vidange (Ekama et Marais, 1986 et 2004 ; Ekama *et al.*, 1997).

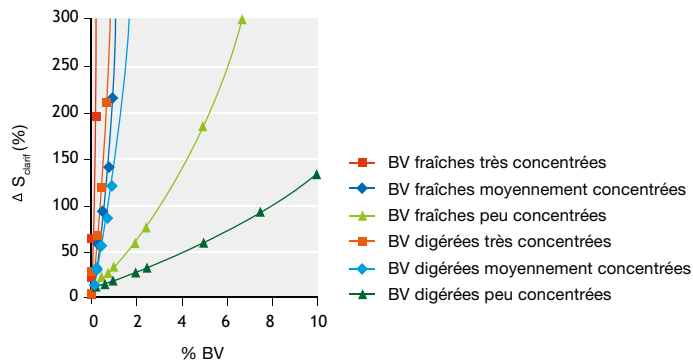


Figure 9.9 : Estimation de la surface minimale requise pour le décanteur secondaire d'une station d'épuration par boues activées selon le pourcentage de boues de vidange présent dans l'effluent entrant (exprimé en pourcentage de l'effluent entrant dans la station).

9.3.6 Impacts de la dynamique des déversements des boues de vidange

La nature très variable des boues de vidange constitue une autre difficulté pour leur cotraitement. Les débits de boues de vidange sont en effet plus fluctuants que ceux des eaux usées. Ils ne dépendent pas seulement de modèles diurnes, mais aussi de facteurs comme le calendrier de travail des vidangeurs, la demande en vidange et la saison. Il en résulte des pics de charge, au moment où la station est la plus fréquentée, qui peuvent surcharger la station. La modélisation de Dangol (2013) propose des volumes maximum cotraitables sans dysfonctionnement du procédé ni détérioration de la qualité des effluents sortants dans une station à boues activées. Ils doivent parfois être jusqu'à 10 fois moindres en régime dynamique qu'en régime permanent (tableau 9.5). Dangol (2013) a aussi modélisé l'impact d'un déversement de boues de vidange pendant les heures creuses de la station (notamment la nuit) en s'intéressant à l'intérêt potentiel des bassins de décantation primaires. Dans ce cas, le régime dynamique n'avait pas d'impact. Cela illustre l'importance des bassins d'égalisation qui permettent une introduction plus uniforme des boues dans le procédé. Introduire les boues de vidange uniformément pendant toute la journée permet de se rapprocher des conditions d'un régime permanent.

Tableau 9.5 : Volumes maximum de boues de vidange pouvant être cotraités dans une station d'épuration par boues activées, avec traitement biologique de l'azote sans interruption du procédé ni détérioration de la qualité de l'effluent sortant, en régime permanent et en régime dynamique (Dangol, 2013).

TYPE DE BOUES DE VIDANGE ET NIVEAU DE CONCENTRATION	EN RÉGIME PERMANENT (%)	EN RÉGIME DYNAMIQUE (%)	RATIO APPROXIMATIF ENTRE LES VOLUMES DE BOUES DE VIDANGE MAXIMUM POSSIBLES, EN RÉGIME PERMANENT ET EN RÉGIME DYNAMIQUE
BV digérées			
Peu concentrées	3,75	0,64	6
Moyennement concentrées	0,375	0,375	1
Très concentrées	0,25	0,25	1
BV fraîches			
Peu concentrées	0,375	0,125	3
Moyennement concentrées	0,25	0,025	10
Très concentrées	0,125	0,025	5

9.4 CONSIDÉRATIONS PRATIQUES POUR LE COTRAITEMENT DES BOUES DE VIDANGE DANS LES PROCÉDÉS À BOUES ACTIVÉES

Le cotraitement de boues de vidange dans les STEP de type boues activées peut, de manière générale, entraîner des problèmes de fonctionnement graves dès l'atteinte d'une proportion volumique de boues de vidange de 0,025 % de l'effluent entrant (soit une seule citerne de 5 m³ par jour). Le cotraitement de boues de vidange implique au préalable d'évaluer très précisément la capacité de la STEP et de déterminer quelle partie du procédé pourrait être limitant (entre l'aération, la décantation secondaire ou la filière boues) et comment la station pourrait dysfonctionner. Il nécessitera également de rechercher et de mettre en œuvre des mesures particulières pour éviter toute interruption du procédé et détérioration de la station. Les considérations suivantes doivent être prises en compte :

- Niveaux de qualité exigés pour l'effluent sortant : estimation des concentrations minimales en DCO et en NT des effluents sortants en conformité avec les niveaux minimum exigés.
- Concentration maximale de MS dans les bassins d'aération : calcul des MS maximales attendues et vérification de l'absence de surcharge dans les bassins d'aération.
- Production maximale de boues : évaluation et vérification de la capacité de la filière boues à absorber la production de boues supplémentaires.
- Capacité d'aération maximale en place : estimation des nouveaux besoins en aération selon la demande en oxygène accrue et l'efficacité moindre du transfert d'oxygène. La concentration en oxygène dissous dans les stations existantes doit être soigneusement suivie et le niveau minimum de 2 mg d'O₂/L maintenu.
- Décanteurs secondaires : détermination de la surface minimale requise pour un bon fonctionnement des décanteurs selon la capacité réelle à décanter des boues (mesurées via l'indice de boues - IB - ou autre paramètre équivalent).
- Existence et performance des bassins d'égalisation : possibilité d'introduction uniforme des BV dans les stations d'épuration, pendant la période la plus longue possible (par exemple sur 24 h).

Dans le cas de nouvelles stations prévues pour le cotraitement et *a priori* conçues pour cela, les points précédents peuvent être utilisés et appliqués pour adapter la conception aux volumes déposés, aux types de boues et à leur niveau de concentration. La conception conduira très certainement à des bassins de volume plus important, en particulier les décanteurs, à une plus grande capacité d'aération et une plus grande filière boues. Le cotraitement de 1 % de boues de vidange (quel que soit leur niveau de concentration) entraîne, par exemple par rapport au traitement des eaux usées seulement, une augmentation de 300 % des volumes des bassins, de 200 % de la capacité d'aération, de 400 % des bassins de décantation et de 300 % de la filière boues. Ces aspects augmenteront sans aucun doute considérablement les coûts d'investissement et d'exploitation de la station, ainsi que sa capacité de fonctionnement. La solution du cotraitement doit être évaluée avec attention, en comparaison avec les solutions moins chères et plus robustes présentées dans ce livre.

Étude de cas 9.1 : Cotraitement dans les stations de traitement des eaux usées par boues activées de eThekweni, Afrique du Sud.

(Adapté de Still et Foxon, 2012, et de Wilson et Harrison, 2012).

Malgré des volumes de boues de vidange de latrines à fosse simple manifestement faibles, de sérieux problèmes de fonctionnement ont été observés sur deux stations d'épuration à boues activées, à eThekweni, Afrique du Sud, en raison des fortes charges engendrées en termes de matières organiques, de composés azotés et de matières en suspension (Wilson et Harrison, 2012). L'une des stations a connu une interruption complète du processus de nitrification qui a mis plusieurs mois à se rétablir et qui a été principalement attribuée à la surcharge reçue en azote (Still et Foxon, 2012). Si l'ensemble des causes possibles du problème demeurent floues, il est clair que la capacité d'aération a été dépassée à cause des charges élevées dépotées. Comme expliqué dans ce chapitre, ce dépassement entraîne une interruption du processus de nitrification. Dans l'autre station, la surcharge importante en matières sèches a rendu l'évacuation des boues en excès presque impossible, leur volume correspondant à la production de boues de la station en un mois. Leur évacuation a fait face à un certain nombre de difficultés comme la capacité des camions, les coûts de fonctionnement plus importants engendrés et même les réticences de la décharge à accepter cette matière supplémentaire (Still et Foxon, 2012). Les boues de vidange digérées en provenance des fosses se sont rapidement accumulées dans le procédé. Les boues ne pouvant être extraites assez vite, elles ont été stockées dans le procédé suffisamment longtemps pour en affecter le fonctionnement. Ce phénomène est décrit dans le paragraphe sur l'augmentation de la production de boues et à la figure 9.7. Comme le soulignent Still et Foxon (2012), ce cas de figure illustre comment transformer un problème de boues en un problème d'évacuation des boues. Il illustre que le cotraitement de boues de vidange dans une station d'épuration à boues activées peut rarement être durable ou réussi.

Étude de cas 9.2 : Impact du cotraitement à la station d'épuration d'Albireh, Palestine.

(Adapté de Al-Sa'ed et Hithnawi, 2006).

Suivant une approche similaire à celle de Saint-Martin (voir étude de cas 9.4), la modélisation mathématique a été utilisée pour la station d'épuration d'Albireh, située en Cisjordanie, Palestine. L'objectif était de comprendre les causes de l'apparition de boues filamenteuses gonflées (*bulking*) et des concentrations élevées en DCO et en NT dans les effluents sortants, supérieures aux exigences de qualité de 90 mg de DCO/L et 18 mg de NT/L (Al-Sa'ed et Hithnawi, 2006). À l'instar des autres stations de la région, la station d'épuration d'Albireh cotraitait depuis 2000 les boues de fosses septiques de quelques-uns des 35 % de ménages non-connectés au réseau d'égouts. La modélisation a montré que la capacité de l'installation était dépassée avec des volumes de boues de vidange digérées faiblement concentrées représentant 6,6 % de l'effluent entrant, nécessitant des volumes supplémentaires de bassins d'environ 50 %, une oxygénation additionnelle de 50 %, et produisant un excès de boues dans les mêmes proportions (Al-Sa'ed et Hithnawi, 2006). La demande en oxygène plus élevée et la surcharge en matières sèches auraient favorisé la prolifération de bactéries filamenteuses, puisque le maintien des conditions aérobies adéquates est en général difficile.

Étude de cas 9.3 : Cotraitement de boues de vidange à Manille, Philippines.

(Adapté de Robbins *et al.*, 2012).

Malgré les expériences insatisfaisantes de cotraitement de boues de vidange dans des stations d'épuration aérobies, le procédé à boues activées est le principal mode de traitement biologique des boues de vidange retenu aux Philippines. Manila Water utilise actuellement un traitement par boues activées à la station d'épuration de Manille sud pour traiter les boues issues de fosses septiques (Robbins *et al.*, 2012). La station est prévue pour traiter jusqu'à 814 m³ de boues de

vidange par jour. À l'heure actuelle, la station reçoit environ 40 à 50 % de sa capacité, elle présente donc un potentiel d'augmentation des débits. Par ailleurs, le service de gestion des boues de vidange du département des eaux de Baliwag a décidé de construire une station de traitement des eaux usées avec un procédé SBR (*Sequenced Batch Reactor*, variante du procédé de boues activées) pour traitement secondaire. Ce projet vise à servir de modèle pour la gestion des boues de vidange au niveau des districts aux Philippines. Ces expériences montrent que le cotraitement de boues de vidange dans des procédés biologiques aérobies est réalisable et satisfaisant à condition que la conception soit adaptée aux boues de vidange, que les capacités et les compétences de l'opérateur existent et qu'un plan de gestion approprié soit mis en œuvre.

Étude de cas 9.4 : Cotraitement de boues de fosses septiques dans la station d'épuration à boues activées à Saint-Martin, Antilles néerlandaises.

(Adapté de Lake, 2010, et Lopez-Vazquez, 2008).

Si les matières sèches, les matières organiques et les composés azotés des boues de vidange retiennent l'attention, des concentrations élevées en éléments organiques non-biodégradables ou faiblement biodégradables peuvent aussi empêcher l'atteinte des exigences de rejet des effluents. L'île de Saint-Martin, destination touristique bien connue des Caraïbes, bénéficiait en 2010 d'un système d'égouts (Lake, 2010) d'une couverture d'environ 10 %. Les eaux usées et les boues issues des fosses septiques (acheminées à la station par citernes) étaient déversées dans la station d'épuration d'Illidge Road, située dans le district du Cul-de-Sac (figure 9.10). La station était composée d'un décanteur-digester d'un volume de 154 m³, d'un bassin tampon, d'un décanteur secondaire et de lits de séchage de boues. La capacité de l'installation a été largement dépassée, compte tenu du débit d'eaux usées d'au moins 65 m³/h et des volumes importants de boues déversées, habituellement environ 175 m³/jour (Lopez-Vazquez, 2008).

Comme la station devenait obsolète, un procédé de type *Modified Bardenpho* (A2O) a été proposé, avec l'objectif d'atteindre une qualité poussée de l'effluent en termes de DCO, N, P et MES (de, respectivement, 125, 10, 2 et 20 mg/L). Plusieurs *scenarii* ont alors été testés grâce à la modélisation mathématique, sur la base des perspectives de développement de l'île, en prenant en compte les conséquences de l'extension du réseau d'égouts (de 10 à 85 % de couverture) et de la croissance de la population (Lake, 2010). Cette approche a permis d'estimer les effets sur la composition des eaux usées et la performance de la station d'épuration pour une durée de vie estimée de l'installation de 25 ans (Lake *et al.*, 2011). L'étude a permis de mettre en évidence que le taux de boues de vidange digérées ne devait pas dépasser 2,8 % de l'effluent entrant pour que la station puisse atteindre les exigences de qualité. Elle prévoit également que les exigences en termes d'azote ne pourront être satisfaites à la nouvelle station, en raison de la forte charge entrante en azote et de la biodégradabilité lente des composés organiques biodégradables - soulignées dans le tableau 9.1 (Lake, 2010).



Figure 9.10 : Dépotage de boues de vidange à la station d'épuration d'Illidge Road, au niveau du bassin tampon.

9.5 COTRAITEMENT DES BOUES DE VIDANGE PAR VOIES ANAÉROBIES

Le cotraitement des boues de vidange et des eaux usées par voies anaérobies constitue une autre voie de stabilisation des boues, de diminution de leur volume et d'augmentation de leur déshydratabilité. Les procédés utilisables sont les suivants : biofiltre anaérobie (UASB), digesteur anaérobie et lagune anaérobie. Le traitement anaérobie génère du biogaz qui peut contribuer à équilibrer les coûts du traitement car il peut être utilisé pour le chauffage ou la production d'électricité. La réduction des germes pathogènes peut également avoir lieu via la digestion thermophile (Metcalf et Eddy, 2003).

Une attention particulière doit être portée aux caractéristiques des boues de vidange. Les boues de vidange fraîches, ou moins stabilisées, présenteront de plus grandes concentrations en matières organiques biodégradables, mais éventuellement aussi en éléments inhibiteurs (voir ci-dessous). La production et l'utilisation de biogaz sont certes des avantages intéressants, mais les applications et les technologies restent aujourd'hui encore limitées. Le développement des procédés anaérobies pour le cotraitement des boues de vidange très concentrées est donc encore nécessaire (Strauss *et al.*, 2006). Le cotraitement anaérobie peut ne pas être adapté pour les boues de vidange issues des fosses septiques (donc digérées), en fonction de leur degré de stabilisation. Les faibles concentrations de matières organiques biodégradables des boues de vidange digérées entraîneront en effet une production de biogaz faible et une accumulation importante de matières solides, donc des coûts de fonctionnement importants pour un intérêt limité (Still et Foxon, 2012).

9.5.1 Surcharge en DCO

Comme expliqué au chapitre 3, la digestion anaérobie repose sur des interactions et interdépendances complexes entre différents groupes bactériens, ce qui rend le processus sensible aux variations de charge entrante. C'est un point très important pour son application aux boues de vidange, qui sont par nature très variables. La dégradation anaérobie s'opère en quatre étapes : l'hydrolyse, l'acidogenèse, l'acétogenèse et la méthanogenèse (à la fois acétoclastique et hydrogéntrophique). Le développement des bactéries fermentatives responsables de l'acidogenèse est 10 à 20 fois plus rapide que celui des méthanogènes, et leur capacité de traitement cinq fois plus grande (van Lier, 2008). Une surcharge du réacteur entraînera une prépondérance de l'acidogenèse et donc une accumulation d'acides, car les bactéries méthanogènes ne peuvent pas les utiliser aussi rapidement qu'ils sont produits. Cela peut conduire à une baisse importante du pH selon la capacité tampon du procédé (qui dépend de la teneur en azote des composés organiques, car l'hydrolyse de l'azote organique entraîne une augmentation de l'alcalinité), qui inhibera la croissance des méthanogènes et par conséquent entraînera une accumulation d'acides encore plus grande (van Lier, 2008). Cela entraîne une défaillance du digesteur appelée « *souring* » (« devenir aigre, tourner »). Pour faire face à cela, Moosbrugger *et al.* (1993) ont développé une méthode simple de titrage en 5 points pour mesurer à la fois les acides gras volatiles et l'alcalinité. Cette méthode permet de suivre la qualité de la digestion anaérobie et de dépister l'instabilité du réacteur afin d'éviter le *souring*.

Les processus de traitement anaérobies sont interrompus par les facteurs suivants : surcharge en DCO, inhibition par l'ammoniaque, fluctuation du pH et inhibition par les sulfures. Ils doivent donc être suivis avec attention et contrôlés, afin d'assurer le fonctionnement correct du cotraitement

des boues de vidange dans les procédés de traitement anaérobies. Les paragraphes ci-dessous reviennent sur chaque facteur et détaillent leur impact sur la charge en boues de vidange qu'il est possible d'accepter.

Biofiltration anaérobie (UASB)

Dans le but d'éviter les surcharges, les charges maximales en DCO ou en MV prévues à la conception doivent être respectées. L'alimentation des réacteurs doit, de plus, être constante et uniforme (Metcalf et Eddy, 2003). La figure 9.11 illustre l'impact de l'introduction de boues de vidange dans un procédé UASB d'une capacité de 100 000 EH et fonctionnant à 25 °C, selon différents niveaux de charges et types de boues. La conception de cet UASB a été basée sur des eaux usées municipales de concentration moyenne telles que décrites par Henze et Comeau (2008) et utilisées par Dangol (2013). La charge organique (C_{org}) admissible considérée était de 3 kg de DCO/m³/j et la vitesse ascensionnelle de 0,83 m/h. La charge organique admissible des procédés UASB pour le traitement des eaux usées de fortes concentrations en matières organiques biodégradables particulières est d'environ 6 kg de DCO/m³/j (van Lier, 2008). Donc, en principe, la station de 100 000 EH est largement dimensionnée et possède une importante capacité de traitement non-utilisée. La figure 9.11 montre pourtant que le réacteur UASB peut accepter des boues de vidange à hauteur d'une proportion volumique de 7,5 % pour des boues fraîches faiblement concentrées (1 500 m³/j correspondent à une charge organique de 180 000 EH) et de seulement 0,25 % pour des boues fraîches concentrées à cause des hautes valeurs de DCO (soit 10 citernes de 5 m³ par jour, pour une charge organique équivalente de 139 000 EH). En d'autres termes, le procédé UASB, pour cette station de 100 000 EH, comme pour d'autres de capacités diverses, peut accepter des boues de vidange de niveau de concentration faible mais présente un fort risque de surcharge avec des boues de niveau de concentration élevé.

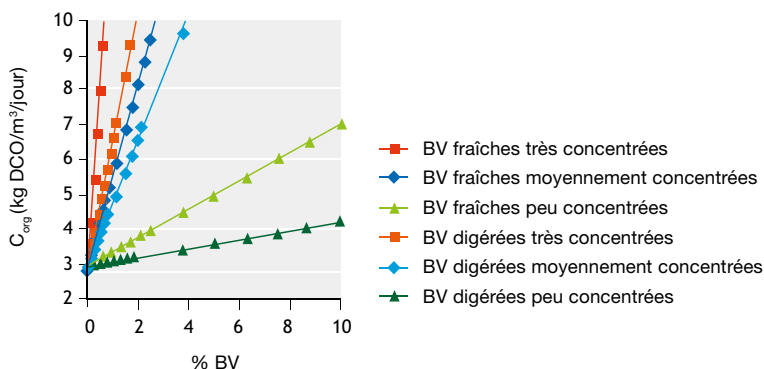


Figure 9.11 : Impact de l'introduction de boues de vidange (exprimée en pourcentage de l'effluent entrant dans la station) sur la charge organique admise dans un réacteur UASB conçu pour une charge maximale admissible de 6 kg DCO/m³/jour et recevant une charge en eaux usées de 3 kg de DCO/m³/jour en moyenne.

Digesteurs anaérobies

La figure 9.12 montre l'impact du cotraitement dans un digesteur anaérobie de différents types de boues de vidange à différentes charges massiques (C_m) selon leur proportion volumique dans l'effluent entrant. Le digesteur anaérobie considéré est dimensionné pour le traitement des boues d'une station d'épuration à boues activées dans des conditions mésophiles (35 °C), avec

un temps de séjour des boues de 10 jours et un volume total de 13 750 m³. La figure permet d'observer que le temps de séjour des boues diminue proportionnellement à la quantité de boues de vidange introduite. Il est important de veiller à ce que l'ajout de boues de vidange n'entraîne pas une diminution du temps de séjour en dessous du seuil de charge massique de 4,8 kg de MV/m³/j (Metcalf et Eddy, 2003), afin d'éviter les dysfonctionnements. Par exemple, pour une alimentation du digesteur représentant 1 % de son volume (soit 138 m³/j ou 28 camions de vidange de 5 m³) et un contenu de 10 % de boues de vidange, on peut prévoir une réduction du temps de rétention des boues de 10 % environ (figure 9.12).

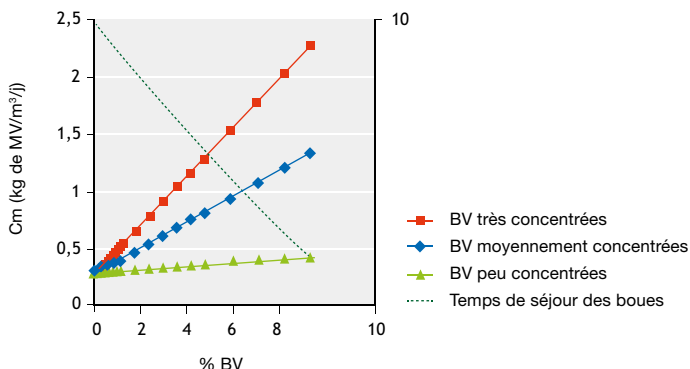


Figure 9.12 : Impact de l'introduction de boues de vidange (exprimée en pourcentage de l'effluent entrant dans la station) sur la charge massique d'un digesteur anaérobie de 13 750 m³ dimensionné avec un temps de séjour des boues de 10 jours.

Il est recommandé de ne pas dépasser un vingtième du volume du digesteur pour son alimentation, y compris avec des boues de vidange (ATV, 1985). Cela correspond à une charge maximale de 5 % en boues de vidange, indépendamment de leur niveau de concentration, pour éviter les surcharges ou la diminution significative du temps de séjour des boues. Cette valeur correspond aussi aux 20 jours de temps de séjour couramment utilisés pour le dimensionnement des digesteurs anaérobies (Metcalf et Eddy, 2003).

Lagunage

Les lagunes anaérobies sont habituellement considérées comme des procédés anaérobies faiblement chargés. Elles présentent des charges de fonctionnement de 0,025 à 0,5 kg de DCO/m³/j et des profondeurs de 4 m (van Lier, 2008). Pour leur utilisation avec des boues de vidange, Fernandez *et al.* (2004) préconisent une charge maximale en fonctionnement de 0,6 kg de DBO₅/m³/j, avec notamment l'objectif de minimiser la production d'ammoniaque. Ces procédés peuvent néanmoins présenter des problèmes d'odeur et une accumulation rapide de boues (de 0,010 à 0,020 m³ de boues accumulées par m³ de boues de vidange introduites) qui nécessitera des curages fréquents (Heinss *et al.*, 1998 ; Fernandez *et al.*, 2004). Le méthane possède par ailleurs un impact sur l'effet de serre 21 fois plus grand que le CO₂. S'il n'est pas capturé, son échappement dans l'atmosphère présente un impact environnemental qu'il convient de prendre en compte (van Lier, 2008). De plus, les effluents sortants doivent subir un traitement d'affinage avant leur rejet dans le milieu récepteur. Ils peuvent contenir des concentrations élevées d'ammoniaque susceptibles d'affecter les processus de post-traitement des procédés de lagunage, voire les processus des bassins anaérobies eux-mêmes (Strauss *et al.*, 2000). L'introduction de

boues de vidange dans les lagunes anaérobies doit donc être évaluée avec soin, en particulier pour des boues de vidange avec un niveau de concentration élevé. Le chapitre 5 traite également de cet aspect.

9.5.2 Inhibition par l'ammoniaque

Le cotraitement anaérobie des boues de vidange peut être inhibé par leurs concentrations élevées en ammoniaque (Still et Foxon, 2012). Parmi les bactéries présentes dans les réacteurs anaérobies, ce sont les bactéries méthanogènes qui sont les plus sensibles à l'ammoniaque (Chen *et al.*, 2008). L'inhibition des méthanogènes entraîne une moindre production de biogaz et ce malgré la disponibilité de matières organiques biodégradables solubles (Angelidaki *et al.*, 1993 ; Chaggu, 2004). Les seuils rapportés pour l'inhibition des méthanogènes sont assez variables. Une diminution de l'activité bactérienne de 50 % est observée pour des concentrations totales en ammoniaque de 1,7 à 14 g/L (Chen *et al.*, 2008). Cette gamme est large en raison des différents facteurs influents, comme le pH, la source de carbone, la température, l'acclimatation et l'adaptation de la biomasse (Chaggu, 2004 ; Chaggu *et al.*, 2007 ; Chen *et al.*, 2008). À ce sujet, Henze et Harremoes (1983) considèrent que c'est bien l'azote ammoniacal libre (NH_3) à des concentrations de 100 à 200 mg/L qui est l'agent toxique effectif pour les populations méthanogènes non-adaptées, et non pas l'ammonium (NH_4^+).

Afin d'éviter les perturbations et la détérioration des processus, Heinss et Strauss (1999) recommandent de limiter le volume de boues de vidange cotraitées pour ne pas dépasser une concentration en ammoniaque totale dans l'effluent entrant de 2 g/L. Doku (2002) recommande néanmoins de limiter le volume maximal de boues de vidange pour rester inférieur à 200 mg de $\text{N-NH}_3/\text{L}$ dans l'effluent entrant, sur la base des fluctuations potentielles du pH (Henze et Harremoes, 1983).

Les concentrations totales d'azote attendues lors d'un cotraitement des eaux usées avec des boues de vidange fraîches (figure 9.3) peuvent facilement dépasser le seuil de 200 mg/L. Leurs proportions pour rester en dessous sont respectivement de 2, 5 et 8 % pour des boues fraîches de niveau de concentration élevé, moyen et faible.

9.5.3 Fluctuations de pH

Le pH dans les procédés anaérobies doit être suivi avec soin et maintenu entre 7 et 7,5 (Chen *et al.*, 2008). L'alcalinité et la capacité tampon doivent être surveillées pour s'assurer que le pH reste stable (Metcalf et Eddy, 2003). Un pH supérieur à 7,5 - 8 peut conduire à une accumulation d'azote ammoniacal libre. Un niveau de pH extrême (par exemple supérieur à 10) peut conduire à l'inhibition complète du processus de dégradation biologique anaérobie (Chaggu, 2004 ; Chen *et al.*, 2008). Des valeurs de pH inférieures à 7 sont susceptibles de diminuer l'activité méthanogène. Un pH de 7 à 7,5 aide à maximiser l'activité de la biomasse et à réduire les potentiels effets d'inhibition et de toxicité de paramètres comme l'ammoniaque et les acides gras volatiles (Chen *et al.*, 2008).

Le suivi et, si possible, le réglage du niveau d'alcalinité et de la capacité tampon du procédé peuvent aider à réduire les fluctuations de pH et à le maintenir dans une plage adéquate. Certaines pratiques possibles doivent faire l'objet d'une attention particulière, comme l'alimentation progressive ou l'ajout contrôlé de matières externes - notamment de cendres de charbon pour

optimiser la réduction des germes pathogènes et la récupération des nutriments (Chaggu, 2004 ; Metcalf et Eddy, 2003). Sans cela, elles peuvent conduire à des baisses de pH liées à l'accumulation d'acides gras volatils - en cas de surcharge - ou à des niveaux de pH extrêmement élevés - en cas de surdosage en composés alcalins ou basiques (Chaggu, 2004 ; van Lier, 2008).

9.5.4 Inhibition par les sulfures

Le sulfure d'hydrogène (H_2S) est un gaz produit par la digestion anaérobie des boues riches en protéines, en lien avec une intrusion ou l'infiltration d'eau souterraine (saline) dans les dispositifs d'assainissement des ménages (Metcalf et Eddy, 2003 ; Lopez-Vazquez *et al.*, 2009). Le sulfure d'hydrogène est toxique pour tous les organismes vivants et peut facilement affecter les processus de digestion anaérobie. Les bactéries plutôt sensibles aux sulfures sont les méthanogènes, ce qui conduit à une diminution de la production de méthane, à un biogaz de basse qualité, à de mauvaises odeurs, à des problèmes de corrosion et à des concentrations élevées en DCO dans les effluents sortants (van Lier, 2008).

Une activité méthanogène de 50 % a été observée avec des concentrations en sulfure comprises entre 50 et 250 mg de S/L, mais le H_2S est généralement présent en phase gazeuse (Metcalf et Eddy, 2003). Maintenir le pH au-dessus de 7 permet de garder la concentration en H_2S faible, car la valeur de pK_{S_1} pour le passage de H_2S à HS est autour de 7. Compte tenu des faibles volumes de boues de vidange cotraitées, les concentrations en sulfate devraient rester relativement faibles. Néanmoins, la production potentielle de sulfures reste un point d'attention car ils sont susceptibles de perturber les processus anaérobies à seulement 50 mg de S/L dans certaines conditions de fonctionnement (notamment selon le pH). Les données concernant les concentrations de sulfate dans les boues de vidange sont néanmoins rares et doivent faire encore l'objet d'études pour évaluer leur influence potentielle sur les processus anaérobies du cotraitement.

9.6 CONSIDÉRATIONS PRATIQUES POUR LE COTRAITEMENT DES BOUES DE VIDANGE DANS LES PROCÉDÉS ANAÉROBIES

Le mode d'alimentation est probablement l'aspect opérationnel le plus important pour les procédés de traitement anaérobies. Ils doivent être alimentés graduellement et si possible en continu, afin d'éviter les surcharges et les chocs (Heinss et Strauss, 1999 ; Metcalf et Eddy, 2003 ; van Lier, 2008).

Dans le cas d'un cotraitement avec un réacteur UASB, il importe de ne pas dépasser la charge organique admissible prévue au dimensionnement (eaux usées et boues de vidange incluses) pour éviter de mettre le procédé en surcharge. Les boues de vidange de concentrations élevées doivent faire l'objet d'une attention particulière, car leur forte teneur en matières organiques peut facilement conduire à une surcharge du procédé. Dans cette étude, 0,25 % de boues de vidange fraîches et fortement concentrées (soit environ 10 citernes de 5 m³ par jour, représentant 139 000 EH) ont suffi à surcharger un biofiltre anaérobie de 100 000 EH.

Les digesteurs anaérobies apparaissent comme une solution plus robuste pour cotraiter les boues de vidange par voie anaérobie. Les charges admissibles dans les digesteurs mésophiles (fonctionnant à 35 °C) dépendent des conditions de fonctionnement, mais peuvent atteindre 1,6 à 2 kg de MV/m³/j (Heinss et Strauss, 1999 ; Metcalf et Eddy, 2003). L'alimentation, notamment

en boues de vidange, doit être limitée à la charge journalière prévue à la conception, selon le temps de séjour des boues considéré. Les digesteurs anaérobies thermophiles (49 à 52 °C) constituent une alternative qui présente l'avantage de vitesses d'hydrolyse plus grandes (étape limitante de la digestion anaérobie des eaux usées et des boues de vidange), ce qui entraîne des rendements plus élevés en biogaz (Angelidaki *et al.*, 1993). Ils présentent néanmoins l'inconvénient d'être sensibles aux petites variations de température. Leurs coûts d'exploitation-maintenance sont également plus élevés en comparaison des digesteurs mésophiles, ce qui les rend moins attractifs dans les contextes des pays à revenu faible (Heinss et Strauss, 1999).

Les lagunes apparaissent comme financièrement intéressantes pour le cotraitement des boues de vidange, à condition de les faire fonctionner à faible charge (0,6 kg DBO₅/m³/j). Leur mise en œuvre doit néanmoins être soigneusement évaluée, car les coûts d'investissement et de fonctionnement peuvent parfois être élevés. En effet, l'emprise foncière ainsi que les coûts des fréquentes opérations de curage des boues sont importants. Elles peuvent aussi engendrer des problèmes environnementaux importants quand le méthane est diffusé dans l'atmosphère.

Étude de cas 9.5 : Traitement des boues de vidange à Dar es Salaam, Tanzanie. (Adapté de Chaggu, 2004).

Les procédés de digestion anaérobie doivent éviter de présenter des concentrations élevées en ammoniacale et des valeurs hautes de pH, dont les effets seraient néfastes. Chaggu (2004) a réalisé une recherche bibliographique sur la collecte des excreta à Dar es Salaam, Tanzanie. Il a constaté que 50 % du contenu des fosses de la ville était lié à une nappe phréatique élevée et que près de 16 141 kg de DCO/jour en provenance des fosses des latrines était diffusé dans les eaux souterraines. Il a proposé d'utiliser un container plastique de 3 000 L comme fosse de latrines améliorée expérimentale, sans séparation d'urine, pour un ménage de 10 personnes dans le quartier de Mlalakuwa de la ville de Dar es Salaam. Les entrants dans le réacteur étaient l'urine et les matières fécales dans un rapport de 1,3/1. Les résultats obtenus ont montré qu'après 380 jours d'utilisation dans les conditions de latrines locales, le contenu du réacteur n'était pas encore stabilisé. Il contenait 8 000 mg/L de DCO dissoutes (dont seulement 100 mg de DCO/L pour les acides gras volatils). Une partie de cette DCO dissoute était biodégradable, indiquant la nécessité d'une stabilisation supplémentaire du contenu du réacteur. Cette lente dégradation de la DCO dissoute a été attribuée à l'inoculation de boues anaérobies, non-adaptées à la concentration élevée en azote ammoniacal de 3 000 mg de N/L. Dans le même projet de recherche, une petite enquête a révélé que les toilettes Ecosan pouvaient être le siège de valeurs de pH élevées (jusqu'à 10,4) en raison de l'ajout de cendres de charbon qui sont utilisées pour augmenter la réduction de *E. coli* et des œufs d'*Ascaris*. Ces niveaux élevés de pH inhibent, par contre, la dégradation biologique anaérobie des boues.

9.7 CONCLUSION

Le dépotage de boues de vidange en cotraitement dans une station d'épuration peut entraîner des problèmes de fonctionnement graves, y compris lorsque les volumes sont faibles pour les boues de concentrations élevées (0,25 % de l'effluent entrant par exemple). Ceci est principalement dû à la concentration plus élevée des boues de vidange en comparaison avec les eaux usées municipales, qui peut facilement entraîner des charges supérieures à la capacité de la station. Les problèmes les plus courants sont dus à des surcharges en matières sèches, en DCO et en azote. Les problèmes de fonctionnement peuvent être graves. Ils vont du traitement incomplet des matières organiques à l'interruption de la nitrification, qui pourra mettre plusieurs semaines

à se rétablir. L'accumulation excessive de matières sèches peut aussi entraîner une production supplémentaire de boues, susceptible de compromettre le fonctionnement de la station et d'augmenter ses coûts de fonctionnement. À cela s'ajoute, pour les procédés de traitement aérobies, un déficit d'aération et de décantation secondaire sévèrement surchargée relarguant des matières solides. Les procédés anaérobies sont quant à eux susceptibles de voir leurs processus interrompus par la présence de composés inhibiteurs comme l'ammoniaque ou par les fluctuations du pH. Enfin, les concentrations élevées en composés organiques solubles non-biodégradables et en composés azotés peuvent avoir un impact important sur la qualité des effluents sortants jusqu'à entraîner des non-conformités aux exigences de qualité.

Si, en dépit de ses avantages limités, le cotraitement des boues de vidange doit être mis en place dans une station d'épuration municipale, les volumes admissibles devront probablement être limités pour éviter des surcharges en matières en suspension, en DCO et en azote. L'introduction de composés toxiques ou inhibiteurs en fortes concentrations devra aussi être évitée. L'alimentation en boues de vidange devra être réalisée de manière progressive et aussi lentement que possible, afin d'éviter les surcharges et les chocs.

Dans l'ensemble, même si tous ces aspects doivent être soigneusement analysés au cas par cas, les avantages de cotraiter ne semblent pas être suffisamment intéressants pour justifier le traitement des boues de vidange avec les eaux usées dans les stations d'épuration municipales. C'est le cas aussi avec des boues de vidange digérées en provenance de fosses septiques. Elles contiennent en effet de faibles concentrations en composés biodégradables, mais des concentrations élevées en matières sèches qui auront tendance à surcharger les procédés de traitement. Le cotraitement de boues fraîches par voie anaérobie offre néanmoins certaines opportunités si l'on considère la possibilité de valorisation ; mais des recherches supplémentaires sont encore nécessaires pour mettre au point des technologies fiables et rentables.

Étude de cas 9.6 : Cotraitement des boues de fosses septiques dans un réacteur UASB à l'échelle de laboratoire au Ghana. (Adapté de Doku, 2002).

Bien que les expériences à grande échelle soient rares, Doku (2002) a démontré qu'il était possible de traiter des boues de vidange dans un réacteur UASB à échelle de laboratoire au Ghana, à condition que les boues de vidange (I) soient diluées de manière appropriée pour éviter d'avoir des concentrations élevées de composés inhibiteurs (comme l'ammoniaque) et (II) soient introduites de manière progressive et continue dans le réacteur. Doku (2002) a mené cette expérience avec un réacteur UASB de 50 L de volume utile, qui a fonctionné avec un temps de séjour moyen de 12 h et à des températures ambiantes comprises entre 23 et 31,2 °C. La charge organique a varié entre 12,5 et 21,5 kg de DCO/m³/j. La vitesse ascensionnelle était relativement basse : 0,14 m/h. Les boues de vidange ont été diluées à un taux de 1/6 pour aboutir à une concentration moyenne d'azote total de 300 ± 50 mg/L. La performance de traitement moyenne était la suivante : 71 % d'abattement sur la DCO, 61 % pour les matières sèches, 74 % pour les matières volatiles (MV) et 73 % pour les MES. Le volume de méthane présent dans le biogaz récupéré a été estimé par calcul entre 4 et 8 L/kg de DCO, sans tenir compte des pertes qui peuvent exister dans la pratique. Dans l'ensemble, les performances d'abattement ont été comparables à celles d'un réacteur UASB traitant des eaux usées domestiques. La concentration en DCO dans l'effluent sortant s'est cependant avérée trop élevée pour un rejet direct, rendant nécessaire un traitement ultérieur. Des études à échelle réelle restent néanmoins indispensables pour valider les observations réalisées dans cette étude.

9.8 BIBLIOGRAPHIE

- Al-Sa'ed R.M.Y., Hithnawi T.M. (2006). *Domestic Septage Characteristics and Co-treatment Impacts on Al-bireh Wastewater Treatment Plant Efficiency*. Dirasat: Engineering Sciences, 33 (2), p. 187-198.
- Andreadakis A.D. (1992). *Co-treatment of Septage and Domestic Sewage for the Greater Athens Area*. Water Science and Technology 25 (4-5), p. 119-126.
- Angelidaki I., Ellegard L., Ahring B.K. (1993). *A Mathematical Model for Dynamic Simulation of Anaerobic Digestion of Complex Substrates: Focusing on Ammonia Inhibition*. Biotechnology and Bioengineering 42, p. 159-166.
- ATV (1985). *Treatment and Disposal of Sludge from Small Sewage Treatment Plants*. Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V. (GFA), St. Augustin.
- Chaggu E.J. (2004). *Sustainable Environmental Protection Using Modified Pit-latrines*. PhD, Wageningen University, The Netherlands.
- Chaggu E.J., Sanders W., Lettinga G. (2007). *Demonstration of Anaerobic Stabilization of Black Water in Accumulation Systems under Tropical Conditions*. Bioresource technology, 98 (16), p. 3090-3097.
- Chen Y., Cheng J.J., Creamer K.S. (2008). *Inhibition of Anaerobic Digestion Process: A Review*. Bioresource Technology 99, p. 4044-4064.
- Corominas L., Rieger L., Takács I., Ekama G., Hauduc H., Vanrolleghem P.A., Oehmen A., Gernaey K.V., van Loosdrecht M.C.M., Comeau Y. (2010). *New Framework for Standardized Notation in Wastewater Treatment Modelling*. Water Science Technology 61 (4), p. 841-857.
- Dangol B. (2013). *Faecal Sludge Characterization and Co-treatment with Municipal Wastewater: Process and Modeling Considerations*. UNESCO-IHE Institute for Water Education. Delft, The Netherlands.
- Doku I.A. (2002). *Anaerobic Treatment of Night Soil and Toilet Sludge from On-site Sanitation Systems in Ghana*. PhD thesis, University of Leeds. U. K.
- Dold P.L., Ekama G.A., Marais G.v.R. (1980). *A General Model for the Activated Sludge Process*. Progress in Water Technology 12 (6), p. 47-77.
- Ekama G. (2010). *The Role and Control of Sludge Age in Biological Nutrient Removal Activated Sludge Systems*. Water Science and Technology 61 (7), p. 1645-1652.
- Ekama G.A., Barnard J.L., Günther F.W., Krebs P., McCorquodale J.A., Parker D.S., Wahlberg E.J. (1997). *Secondary Settling Tanks: Theory, Modeling, Design and Operation*. IAWQ Scientific and Technical Reports #6, IAWQ London.
- Ekama G.A. (2008). *Organic Matter Removal*. In: *Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design*. Henze M, van Loosdrecht M.C.M., Ekama G.A., Brdjanovic D. eds. IWA Publishing. London, UK. ISBN: 9781843391883.
- Ekama G.A., Dold P., Marais G.v.R. (1986). *Procedures for Determining Influent COD Fractions and the Maximum Specific Growth Rate of Heterotrophs in Activated Sludge Systems*. Water Science and Technology 18 (6), p. 91-114.
- Ekama G.A., Marais G.v.R. (2004). *Assessing the Applicability of the 1-D Flux Theory to Full-scale Secondary Settling Tank Design with a 2D Hydrodynamic Model*. Water research 38 (3), p. 495-506.
- Ekama G.A., Marais G.v.R. (1986). *Sludge Settability and Secondary Settling Tank Design Procedures*. Water Pollution Control 85 (1), p. 101-113.
- Elmitwalli T., Leeuwen M.V., Kujawa-Roeleveld K., Sanders W., Zeeman G. (2006). *Anaerobic Biodegradability and Digestion in Accumulation Systems for Concentrated Black Water and Kitchen Organic-wastes*. Water Science & Technology 53 (8), p. 167-175.
- Elmitwalli T., Zeeman G., Otterpohl R. (2011). *Modelling Anaerobic Digestion of Concentrated Black Water and Faecal Matter in Accumulation System*. Water Science and Technology 63 (9), p. 2039-2045.

- Fernandez R.G., Ingallinella A.M., Sanguinetti G.S., Ballan G.E., Bortolotti V., Montangero A., Strauss M. (2004). *Septage Treatment Using WSP*. In: Proceedings of the 9th International IWA Specialist Group Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control and to the 6th International IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilization Ponds. September 27th - October 1st, 2004. Avignon, France.
- Gaillard A. (2002). *Waste(water) Characterisation and Estimation of Digestion Kinetics*. MSc. Thesis, Wageningen University, The Netherlands.
- Halalsheh M.M., Noaimat H., Yazajeen H., Cuello J., Freitas B., Fayyad M. (2011). *Biodegradation and Seasonal Variations in Septage Characteristics*. Environmental Monitoring Assessment 172 (1-4), p. 419-426.
- Harrison E.Z., Mofte M. (2003). *Septage Quality and its Effects on Field Life for Land Applications*. JAWRA Journal of the American Water Resources Association 39 (1), p. 87-97.
- Heinss U., Larmie S.A., Strauss M. (1998). *Solids Separation and Pond Systems for the Treatment of Septage and Public Toilet Sludges in Tropical Climate - Lessons Learnt and Recommendations for Preliminary Design*. Eawag-Sandec, Report No. 05/98, Dübendorf, Suisse.
- Heinss U., Strauss M. (1999). *Co-treatment of Faecal Sludge and Wastewater in Tropical Climates*. SOS - Management of Sludges from On-site Sanitation. Eawag-Sandec, Dübendorf, Suisse.
- Henze M., Comeau Y. (2008). *Wastewater Characterization*. In: *Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design*. Henze M., van Loosdrecht M.C.M., Ekama G.A., Brdjanovic D. eds. ISBN: 9781843391883. IWA Publishing. London, UK.
- Henze M., Grady C.P.L. Jr., Gujer W., Marais G.v.R., Matsuo T. (1987). *Activated Sludge Model No. 1*. IAWQ Scientific and Technical Report No. 1, London, UK.
- Henze M., Harremoës P., la Cour Jansen J., Arvin E. (2002). *Wastewater Treatment: Biological and Chemical Processes*, 3rd ed., Springer-Verlag, Berlin.
- Henze M., Harremoës P. (1983). *Anaerobic Treatment of Wastewater in Fixed Film Reactors - A Literature Review*. Water Science and Technology 15 (8-9), p. 1-101.
- Hooijmans C.M., Dangol B., Lopez-Vazquez C.M., Ronteltap M., Brdjanovic D. (2013). *Assessing the Feasibility of Faecal Sludge Co-treatment in Sewage Treatment Plants - A Practical Guide*. 3rd IWA Development Congress. October 14th-17th, 2013. Nairobi, Kenya.
- Ingallinella A.M., Sanguinetti G., Kootatet T., Montangero A., Strauss M. (2002). *The Challenge of Faecal Sludge Management in Urban Areas - Strategies, Regulations and Treatment Options*. Water Science and Technology 46 (10), p. 285-294.
- Koné D., Strauss M. (2004). *Low-cost Options for Treating Faecal Sludges (FS) in Developing Countries-Challenges and Performance*. In: Liénard A., Burnett H., eds. Proceedings of the 6th International Conference on Waste Stabilization Pond and 9th International Conference on Wetland Systems, Avignon, France. p. 213-219.
- Lake O. (2010). *Integrated Water Quality Modelling: A Case Study on St. Maarten*. MSc thesis. UNESCO-IHE, Institute for Water Education. Delft, The Netherlands.
- Lake O., Lopez-Vazquez C.M., Hooijmans C.M., Brdjanovic D. (2011). *Steady-state Models as Cost-effective Tools for Design and Assessment of Wastewater Systems in Developing Countries*. 2nd IWA Development Congress, November 21-24th, 2011, Kuala Lumpur, Malaysia.
- Lopez-Vazquez C.M. (2008). *St. Maarten Island - Illidge Road Wastewater Treatment Plant: Wastewater Characterization Final Report The Netherlands*. UNESCO-IHE, Institute for Water Education. Delft, The Netherlands.
- Lopez-Vazquez C.M., Hooijmans C.M., Chen G.H., van Loosdrecht M.C.M., Brdjanovic D. (2009). *Use of Saline Water as Secondary Quality Water in Urban Environments*. 1st IWA Development Congress, November 15th 19th, Mexico City.
- Lopez-Zavala M.A., Funamizu N., Takakuwa T. (2004). *Modeling of Aerobic Biodegradation of Faeces Using Sawdust as a Matrix*. Water Research 38 (5), p. 1327-1339.

- Luostarinen S., Sanders W., Kujawa-Roeleveld K., Zeeman G. (2007). *Effect of Temperature on Anaerobic Treatment of Black Water in UASB-septic Tank Systems*. Bioresource technology, 98 (5), p. 980-986.
- Martins A.M., Pagilla K., Heijnen J.J., van Loosdrecht M. (2004). *Filamentous Bulking Sludge - A Critical Review*. Water Research, 38 (4), p. 793-817.
- Melcer, H. (2003). *Methods for Wastewater Characterization in Activated Sludge Modeling*. Water Environment Research Foundation. ISBN-10: 1843396629 | ISBN-13: 9781843396628.
- Metcalf et Eddy (2003). *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse*. Tchobanoglous G., Burton F.L. eds. McGraw-Hill Book Company.
- Montangero A., Belevi H. (2007). *Assessing Nutrient Flows in Septic Tanks by Eliciting Expert Judgement: A Promising Method in the Context of Developing Countries*. Water Research 41 (5), p. 1052-1064.
- Moosbrugger R.E., Wentzel M.C., Ekama G.A., Marais G.v.R. (1993). *A 5 pH Point Titration Method for Determining the Carbonate and SCFA Weak Acid/Bases in Anaerobic Systems*. Water Science and Technology 28 (2), p. 237-245.
- Robbins D., Strande L., Doczi J. (2012). *Sludge Management in Developing Countries: Experiences from the Philippines*. Water 21. December 2012.
- Roeleveld P.J., van Loosdrecht M.C.M. (2002). *Experience with Guidelines for Wastewater Characterisation in the Netherlands*. Water Science & Technology 45 (6), p. 77-87.
- Still D., Foxon K. (2012). *Tackling the Challenges of Full Pit Latrines. Vol. 1: Understanding Sludge Accumulation in VIPs and Strategies for Emptying Full Pits*. Water Research Commission Report No. 1745/1/12. ISBN: 978-14312-0291-1.
- Strauss M., Koné D., Saywell D. (2006). *Proceedings of the 1st International Symposium and Workshop on Faecal Sludge Management (FSM) Policy*. Dakar, 9–12 May 2006. Eawag-Sandec, IWA.
- Strauss M., Larmie S.A., Heinss U., Montangero A. (2000). *Treating Faecal Sludges in Ponds*. Water Science and Technology 42 (10), p. 283-290.
- Söttemann S.W., Ristow N.E., Wentzel M.C., Ekama G.A. (2005). *A Steady State Model for Anaerobic Digestion of Sewage Sludges*. Water S.A. 31 (4), p. 511-527.
- USEPA (1984). *Handbook: Septage Treatment and Disposal*. EPA 625/6-84-009, U.S. Environmental Protection Agency, Center for Environmental Research Information, Cincinnati, Ohio.
- USEPA (1994). *Guide to Septage Treatment and Disposal*. EPA/625/R-94/002, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development. Washington, D.C.
- van Lier J.B. (2008). *Anaerobic Wastewater Treatment*. In: *Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design*. Henze M., van Loosdrecht M.C.M., Ekama G.A., Brdjanovic D. eds. IWA Publishing. London, UK. ISBN: 9781843391883.
- Wilson D., Harrison J. (2012). *eThekwini Pit Latrine Program Emptying Program - The Contract, the Pitfalls and Solutions*. International Faecal Management Conference. October 29-31st, 2012. Durban, South Africa.

Questions pour l'autoévaluation

1. Quels sont les problèmes techniques potentiels courants du cotraitement des boues de vidange dans les stations de traitement des eaux usées ?
2. Pourquoi est-il important d'analyser la demande en oxygène des boues de vidange préalablement à leur cotraitement ?
3. Expliquer pourquoi l'accumulation des MS est un paramètre limitant pour le cotraitement des boues de vidange.

CHAPITRE X

DESTINATION FINALE DES PRODUITS ISSUS DU TRAITEMENT

Ives Kengne, Berta Moya Diaz-Aquado et Linda Strande

Objectifs pédagogiques

- Comprendre les principales préoccupations concernant la valorisation et les moyens pour garantir un niveau de protection approprié pour la santé humaine et l'environnement.
- Connaître les points clefs pour choisir une méthode d'épandage des boues ainsi que les quantités applicables.
- Être capable de déterminer les modes de réutilisation appropriés de la fraction liquide des boues de vidange et les possibilités de rejet.
- Connaître les nombreuses possibilités de valorisation des boues de vidange et les critères de sélection des solutions les mieux adaptées.

10.1 INTRODUCTION

Les chapitres précédents ont traité de la façon dont les différentes filières de traitement permettent d'atteindre la stabilisation, la déshydratation et la réduction des agents pathogènes dans les boues de vidange. Chaque filière de traitement génère des produits qui, suivant le mode de valorisation, doivent encore être traités, entreposés ou encore commercialisés. Les produits issus du traitement - boues séchées totalement ou partiellement, compost, percolat et biogaz par exemple - présentent tous une valeur intrinsèque qui permet de considérer le traitement non seulement comme une solution pour la protection de la santé publique et de l'environnement, mais aussi comme un moyen de recycler des ressources et de créer de la valeur. Ce chapitre porte sur les produits issus des différentes filières de traitement des boues de vidange, traite des difficultés potentielles et des restrictions pour leur destination ultime et présente les étapes supplémentaires qui peuvent ou doivent être mises en place pour en tirer avantage.

La valorisation des boues la plus courante est historiquement le conditionnement des sols et l'engrais organique, car les excreta contiennent des nutriments essentiels aux plantes ainsi que de la matière organique permettant la rétention de l'eau dans les sols. Il existe aussi des filières de traitement qui amènent d'autres formes de valorisation. La digestion anaérobie des boues de vidange, par exemple, produit du biogaz et des boues digérées pouvant être utilisées comme amendement de sol. La valorisation des boues en tant que biocarburant est en cours de développement, notamment à travers la pyrolyse, la gazéification, l'incinération et la cocombustion. Le traitement par des mouches soldats noires est aussi testé pour la production de protéines.

Ce chapitre porte sur les possibilités de valorisation selon les filières de traitement considérées, d'un point de vue biologique et énergétique. Il présente les procédés bien établis mais aussi les innovations prometteuses.

10.2 POSSIBILITÉS DE VALORISATION

Il existe de nombreuses technologies de traitement des boues de vidange, qui peuvent être associées de différentes façons. Tous les procédés de traitement donnent lieu à des produits qui pourront être soumis à un traitement complémentaire, stockés ou encore commercialisés en vue de leur valorisation. L'utilisation des produits issus du traitement doit être prise en compte dès la phase de conception globale de la filière de gestion des boues de vidange, car un produit est intrinsèquement lié à un procédé de traitement donné (voir aussi chapitre 17). La synthèse des possibilités de valorisation traitées dans ce chapitre est présentée dans le tableau 10.1.

Tableau 10.1 : Synthèse des possibilités de valorisation des boues de vidange.

PRODUIT	PROCÉDÉ DE TRAITEMENT OU DE PRODUCTION
Amendement de sol	Boues de vidange non-traitées. Boues séchées issues des lits de séchage. Compost. Granulés (pellets). Digestat issu de la digestion anaérobie. Résidus laissés par les mouches soldats noires.
Eau recyclée	Boues de vidange liquides non-traitées. Effluent sortant des stations de traitement.
Protéine	Larves des mouches soldats noires.
Fourrage et végétaux	Lits de séchage plantés.
Poissons et végétaux	Lagunage ou effluent pour l'aquaculture.
Matériaux de construction	Incorporation des boues séchées.
Biocarburants	Biogaz issu de la digestion anaérobie. Incinération/cocombustion de boues séchées. Pyrolyse des boues de vidange. Biocarburant issu des boues de vidange.

10.3 CONSIDÉRATIONS GÉNÉRALES

En matière de valorisation, il est important de savoir quels éléments constitutifs des boues de vidange sont susceptibles d'avoir un impact sur l'homme et l'environnement. Il s'agit notamment des germes pathogènes et des métaux lourds. Les facteurs sociaux comme l'acceptation de l'utilisation des produits issus du traitement des boues de vidange et la demande du marché sont aussi à considérer, afin d'assurer l'adhésion au mode de valorisation.

10.3.1 Germes pathogènes

Les boues de vidange contiennent un grand nombre de microorganismes provenant principalement des matières fécales, dont certains sont pathogènes. L'exposition aux boues de vidange non-traitées constitue un risque important pour la santé humaine, que ce soit par contact direct ou exposition indirecte. Les germes pathogènes sont transmis et propagés à travers un cycle d'infection, qui peuvent comprendre différentes étapes et plusieurs hôtes. La figure 10.1 illustre le cycle de transmission féco-orale.

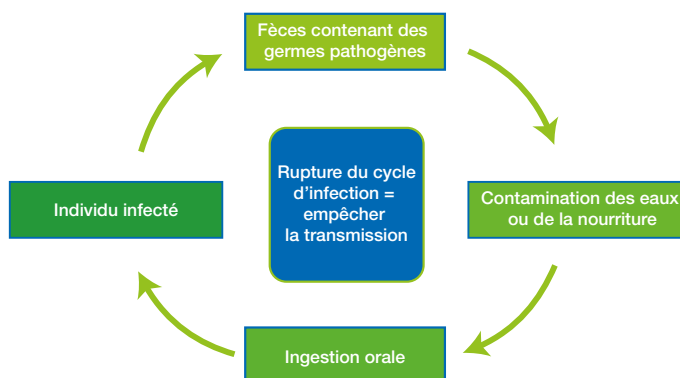


Figure 10.1 : Cycle de transmission féco-orale des germes pathogènes.

Le cycle de transmission des germes pathogènes peut être rompu par des barrières qui bloqueront les voies de transmission et empêcheront le déroulement du cycle. Il est nécessaire que le traitement des boues de vidange atteigne le niveau d'hygiénisation approprié pour le mode de réutilisation ou de mise en dépôt envisagé. Néanmoins, les voies d'exposition sont très différentes, que ce soit par exemple pour des boues traitées déversées dans l'environnement, pour celles utilisées dans l'agriculture ou encore pour celles qui sont incinérées. Les recommandations pour des pratiques agricoles sans danger de l'Organisation mondiale de la santé (OMS), publiées en 1998, avaient fixé à un œuf d'helminthe par gramme de matière sèche le seuil pour l'épandage non-restrictif. De nouvelles recommandations de l'OMS pour l'utilisation sans danger des eaux usées, des excreta et des eaux grises dans l'agriculture et l'aquaculture ont été publiées en 2006. Elles ne mettent plus tant l'accent sur des niveaux d'hygiénisation que sur une approche multi-barrière : des niveaux d'hygiénisation plus faibles peuvent être considérés comme acceptables lorsqu'ils sont associés à d'autres barrières dans le processus de valorisation. Ce concept d'approche multi-barrière, associé à un protocole d'évaluation et de gestion des risques pour protéger la santé publique, est expliqué en détail dans le guide de l'OMS *Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater in Agriculture and Aquaculture* (OMS, 2006). Il est aussi renforcé dans l'approche de « Planification de la gestion de la sécurité sanitaire de l'assainissement » (*Sanitation Safety Plan, SSP*) pour une utilisation et une élimination sûre des eaux usées, des excreta et des eaux ménagères (OMS, 2016).

La première barrière est assurée par la réduction des germes pathogènes dans la filière de traitement. Les barrières post-traitement sont notamment : des restrictions d'utilisation dans les cultures consommées crues, des périodes minimales entre l'application des produits issus du traitement et la récolte (pour permettre la dégradation des germes pathogènes), l'irrigation goutte à goutte ou enterrée, l'accès restreint des ouvriers et du public pendant l'application, l'utilisation d'équipements de protection individuelle et des méthodes de préparation alimentaire sans danger comme la cuisson, le lavage ou l'épluchage. Prendre en compte le risque infectieux implique de s'intéresser à tous les groupes potentiellement exposés. Ils peuvent être classés en catégories, comme par exemple les ouvriers et leurs familles, les communautés environnantes et les consommateurs des produits.

10.3.2 Métaux lourds

Les métaux lourds constituent un problème à cause de leur toxicité et de leurs effets négatifs à long terme sur les sols ; ils doivent être évalués au cas par cas. Néanmoins, ils ne présentent un problème majeur que si les boues de vidange ont été mélangées avec des effluents industriels qui n'auraient pas été correctement prétraités. Des métaux lourds peuvent toutefois être introduits dans les dispositifs d'assainissement des ménages. Le déversement de déchets contenant des métaux lourds (comme des piles, des solvants et des peintures) dans les toilettes est en effet une pratique assez courante bien qu'inappropriée. La concentration totale de métaux dans les boues est différente de la concentration en métaux biodisponibles, car la matière organique présente dans les boues peut lier les métaux sous une forme qui n'est pas biologiquement disponible. Cette dernière propriété peut être utilisée pour la réhabilitation des sites contaminés par les métaux.

L'Agence de protection de l'environnement des États-Unis (USEPA) a fixé des limites en termes de concentration de métaux lourds pour l'épandage des boues issues du traitement des eaux usées en se basant sur la somme de l'accumulation des métaux dans le sol après 100 ans d'épandage, soit un « scénario du pire ». Ces concentrations fixées pour la protection de la santé humaine et environnementale sont conservatives, mais moins que celles fixées par les réglementations existant en Europe. Un aperçu de ces limites réglementaires est présenté dans le tableau 10.2.

Tableau 10.2 : Limites réglementaires pour l'épandage de boues des stations de traitement des eaux usées aux États-Unis d'Amérique et en Europe concernant les concentrations en éléments traces dans les biosolides.

PARAMÈTRES	CONCENTRATIONS LIMITES (mg/kg)		
	BIOSOLIDES DE QUALITÉ EXCEPTIONNELLE (USEPA, 1999)	COMPOST ECOLABEL (Hogg et al., 2002)	UTILISATION DES BIOSOLIDES EN ESPAGNE (Hogg et al., 2002)
AS	41		
Hg	17		
Fe	nm	-	-
Pb	300	100	750
Ni	420	50	300
Cr	1 200	100	1 000
Cd	39	1	20
Cu	1 500	100	1 000
Zn	2 800	50	2 500
Se	36	-	-

10.3.3 Facteurs sociaux

Les réactions et les approches pour la gestion des excréta humains sont différentes selon les sociétés et les cultures. Elles doivent être prises en compte pour définir la meilleure destination finale pour les boues de vidange. Certaines cultures rejettent complètement l'utilisation d'excréta, alors que d'autres les utilisent déjà historiquement dans l'agriculture. L'utilisation de boues de vidange traitées est cependant généralement perçue différemment de celle des excréta. Elle est

mieux acceptée car les boues traitées présentent une apparence, une odeur et des risques pour la santé moins défavorables. Là où l'utilisation des boues de vidange est absolument taboue, d'autres solutions peuvent être plus appropriées et mieux acceptées. Il s'agit par exemple du cotraitement avec d'autres déchets, de l'utilisation dans les matériaux de construction ou comme combustible. Cela met en évidence la nécessité d'évaluer la demande du marché en produits issus du traitement en amont du choix d'un procédé de traitement et d'une destination finale des produits (Diener *et al.*, 2014).

10.4 UTILISATION DES BOUES DE VIDANGE COMME CONDITIONNEUR DE SOL

L'utilisation de boues de vidange comme conditionneur de sol va de l'enfouissement de boues non-traitées en tranchées profondes jusqu'à la vente de compost ensaché pour l'horticulture domestique. L'utilisation des boues de vidange présente de nombreux avantages par rapport à l'utilisation d'engrais chimiques uniquement (Strauss, 2000). La matière organique des boues de vidange augmente la capacité de rétention de l'eau dans le sol, a un effet structurant, diminue l'érosion et est une source de nutriments libérés lentement. Comme mentionné précédemment, l'utilisation des boues de vidange comme conditionneur de sol requiert la prise en compte de l'exposition humaine aux germes pathogènes et aux métaux lourds. La valeur commerciale potentielle peut être étroitement dépendante de l'acceptabilité sociale. Le contenu en nutriments est un autre facteur à considérer : il peut plus ou moins convenir aux besoins du sol et du système de culture.

10.4.1 Contenu en nutriments

Comme le montre le tableau 10.3, en théorie, la quantité annuelle d'excreta produits par une personne contient presque assez de macro et de micronutriments végétaux pour faire pousser la quantité de nourriture dont elle a besoin (considérée à 250 kg de céréales).

Tableau 10.3 : Quantités de nutriments contenus dans les urines et les fèces pour cultiver 250 kg de céréales, selon Drangert (1998).

NUTRIMENTS	URINE ¹ (kg)	FÈCES ² (kg)	TOTAL (kg)	BESOINS EN NUTRIMENTS POUR 250 KG DE CÉRÉALES (kg)
Azote (N)	4	0,5	4,5	5,6
Phosphore (P)	0,4	0,2	0,6	0,7
Potassium (K)	0,9	0,3	1,2	1,2
Quantité totale de N + P + K	5,3	1	6,3	7,5

¹ 500 L/personne/an.

² 50 L/personne/an.

Il est important de déterminer le taux d'épandage des boues traitées selon des considérations agronomiques, dans le but de maximiser les bénéfices et d'éviter la contamination de l'environnement liée à une application excessive. Les nutriments sont présents dans les boues sous formes organiques et inorganiques. Les formes inorganiques (par exemple $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$, $\text{NO}_3^-/\text{NO}_2^-$) sont plus facilement assimilables par les plantes et la faune microbienne que les nutriments organiques. Les nutriments liés à la matière organique sont relâchés lentement dans le temps à travers

les processus de minéralisation, pour devenir biologiquement disponibles. Si l'azote est appliqué en excès par rapport à la demande des plantes et des communautés microbiennes du sol, de l'azote ammoniacal peut être perdu par volatilisation et des nitrates par lessivage à travers le sol. Le lessivage peut conduire à l'eutrophisation des eaux de surface et à la contamination en nitrates des ressources en eau potable (ce qui peut résulter en méthémoglobinémie chez l'humain).

Des taux limites pour l'épandage des boues de vidange sont fixés dans de nombreux pays (comme par exemple en Afrique du Sud et en Chine). Il s'agit généralement de taux autorisés maximum (c'est-à-dire des volumes de boues de vidange maximum par unité de surface d'épandage). Les ratios d'épandage peuvent être aussi déterminés sur la base de l'expérience : on estime par exemple que 56 m³ de boues de vidange sont nécessaires pour fertiliser un hectare de culture de maïs, de mil et de sorgho en climat tropical (Asare *et al.*, 2003). Il existe également des méthodes pour calculer les taux d'épandage sur la base de la demande en nutriments des plantes. La méthode du « bilan d'azote » utilisé pour les boues d'épuration en est un exemple, comme l'illustre la figure 10.2 (Henry *et al.*, 1999). On calcule tout d'abord la quantité d'azote absorbée par les plantes sur la base de la quantité d'azote présente dans les produits récoltés. La quantité d'azote d'origine naturelle déjà présente dans le sol est ensuite quantifiée. Le besoin en azote à apporter par l'épandage correspond à la différence entre les deux (Henry *et al.*, 1999).

Des études ont mis en évidence des réactions différentes des cultures à l'application d'azote sous forme de compost et de cocompost selon la phase de croissance des plantes. Lors de la phase végétative (les 6 premières semaines), l'absorption (mesurée par l'efficacité de transpiration¹) par le maïs est allée jusqu'à 150 kg de N/ha, pour ensuite diminuer, alors que l'apport d'azote était augmenté à 210 kg de N/ha (Adamtey *et al.*, 2010). Par ailleurs, lors de la phase de reproduction (après la semaine 8), l'absorption d'azote de la plante a augmenté en lien avec les doses appliquées (Adamtey *et al.*, 2010). Ces observations ne s'appliquaient pas aux sols fertilisés avec des engrais inorganiques.

10.4.2 Boues de vidange non-traitées

Il est recommandé de traiter les boues de vidange avant leur réutilisation. Néanmoins, des solutions existent pour la mise en dépôt et la réutilisation sans danger des boues de vidange en provenance directe des dispositifs d'assainissement des ménages. Ces solutions demandent une disponibilité foncière importante, ce qui n'est généralement pas le cas en zone urbaine. De plus, la mise en place de barrières adaptées pour parer à l'exposition aux germes pathogènes est nécessaire.

Enfouissement en tranchées profondes

L'utilisation directe des boues de vidange brutes en foresterie est possible via l'enfouissement en tranchées profondes. Cette technique permet d'éliminer les odeurs et de diminuer le risque d'exposition aux germes pathogènes. Des espèces arboricoles présentant une forte demande en azote sont ensuite plantées sur les boues enfouies. L'enfouissement en tranchées profondes permet d'appliquer en une fois des volumes de boues plus importants que les méthodes plus conventionnelles, comme l'aspersion aux pieds des arbres ou l'épandage en surface.

Comme pour les autres formes d'épandage agricole, la charge en nutriments est un point d'attention pour éviter la contamination de l'environnement. Des travaux de recherche sur l'enfouis-

¹ Efficacité de transpiration (*transpiration efficiency*) : matière sèche totale produite par unité d'eau transpirée par la plante.

sement en tranchées profondes en foresterie ont été effectués en Afrique du Sud. Ils démontrent une meilleure croissance des arbres et l'absence de signes de contamination des eaux souterraines (Still et Taylor, 2011). L'impact sur les eaux souterraines est néanmoins un point à approfondir et à prendre en compte au cas par cas pour garantir l'absence d'impact de cette solution sur l'environnement. Les paramètres clés à considérer sont le type de sol et sa porosité, la profondeur des eaux souterraines, la proximité des sources d'eau potable et les concentrations en nutriments existantes. Une longue expérience en enfouissement en tranchées profondes existe aussi aux États-Unis. Cette méthode a été utilisée pour la réhabilitation des sites d'extraction de gravier en plantations d'arbres (Kays *et al.*, 2000).

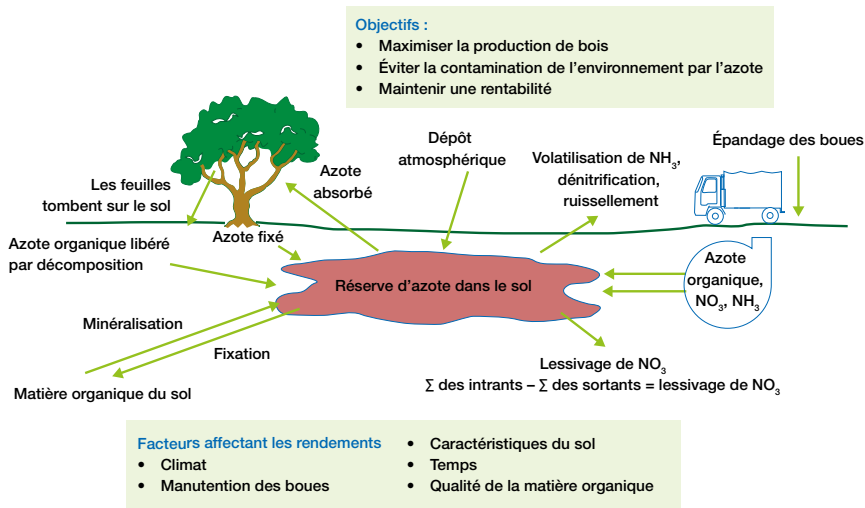


Figure 10.2 : Bilan en azote pour l'épandage de boues (figure : Linda Strande).

Épandage

L'utilisation directe des boues de vidange est une pratique historique dans certaines parties de la Chine, de l'Asie du Sud-Est et de l'Afrique. L'épandage direct présente un haut risque d'impact sur la santé humaine et n'est donc généralement pas recommandé. Cette pratique est préférable pour les régions arides et semi-arides. Elle implique la mise en place de barrières appropriées et une grande superficie de terrain. Les boues brutes sont épandues sur les champs lors de la saison sèche, puis incorporées dans les sols lors de la plantation des cultures pendant la saison des pluies (Cofie *et al.*, 2005). Une autre méthode consiste à enfouir les boues avec d'autres résidus végétaux dans des trous et à les laisser évoluer quelques mois avant l'utilisation. Cette pratique existe là où il y a une forte demande en boues de vidange. Dans le nord du Ghana par exemple, 90 % des boues de vidange sont utilisées comme engrais. Les agriculteurs perçoivent la compétition pour l'approvisionnement en boues comme l'une des principales contraintes de leur utilisation dans leurs exploitations agricoles (Cofie *et al.*, 2005).

10.4.3 Épandage de boues traitées

Les procédés de traitement et de transformation tels que les lits de séchage, le compostage et la granulation génèrent des produits à base de boues de vidange traitées qui peuvent être utilisés comme conditionneurs de sols. Les germes pathogènes encore présents dépendent de la filière de traitement considérée.

Lits de séchage

Les boues résultant du traitement par lits de séchage plantés et non-plantés présentent des caractéristiques très différentes. Elles donnent donc lieu à des considérations différentes pour leur épandage agricole. Pour les deux procédés, la majorité des œufs d'helminthe sont retenus dans la couche de boue (Cofie *et al.*, 2006). Le temps de séjour dans les lits de séchage non-plantés (quelques semaines) étant faible, les boues séchées nécessitent un traitement supplémentaire, ou simplement un temps de stockage, pour réduire les germes pathogènes. Le temps de séjour plus long des boues dans les lits de séchage plantés (quelques années) entraîne une réduction significative des germes pathogènes qui est à évaluer au cas par cas. Une étude sur la rémanence des œufs d'helminthe dans les biosolides issus de lits de séchage plantés a permis d'observer que 6 œufs/g de MS sur les 127 œufs présents étaient encore viables (Kootatép *et al.*, 2005a). Une autre étude a mis en évidence une diminution des œufs totaux de 78,9 à 7,5/g de MS en six mois. Cette diminution était de 38,5 à 4/g de MS pour les œufs viables (Kengne *et al.*, 2009). Grâce au temps de séjour élevé des lits de séchage plantés, les biosolides qui en sont extraits présentent de plus des propriétés et un contenu en nutriments similaires à ceux d'un compost mûr.

Le traitement et l'extraction des boues des lits de séchage sont traités aux chapitres 7 et 8. La quantité de boues à extraire est fonction de paramètres comme la concentration en MS des boues brutes, la fréquence d'alimentation et la charge organique appliquée au lit de séchage. Pour les lits de séchage non-plantés, des charges de 100 à 200 kg de MS/m²/an ont donné lieu à des épaisseurs de boues séchées produites de 25 à 30 cm pour un temps de séjour de 15 jours (Cofie *et al.*, 2006). Pour les lits de séchage plantés, des charges de 100, 200 et 300 kg de MS/m²/an ont donné lieu à une production de biosolides de, respectivement, 30 à 40, 50 à 70 et 80 à 113 cm/an (Kengne *et al.*, 2011). Des charges plus élevées ne sont pas recommandées. Il est rapporté que des charges supérieures à 500 kg de MS/m²/an réduisent les performances du traitement et entraînent le dépérissement des végétaux (Kootatép *et al.*, 2005b). Il existe des possibilités d'innovation au niveau des régimes de mélange, de l'épaisseur des couches d'alimentation, des charges applicables et des processus solaires/thermiques.

Cocompostage

Le cocompostage désigne le compostage des boues de vidange avec d'autres déchets, comme les déchets organiques municipaux (figure 10.3). Les boues de vidange de faibles concentrations en matières sèches doivent être concentrées et déshydratées au préalable, par exemple à l'aide de bassins de décantation ou de lits de séchage. La réduction des germes pathogènes a lieu pendant le processus de compostage, grâce aux températures élevées atteintes et/ou à la durée du processus. Quand le traitement est effectué correctement, le produit sortant est un biosolide stabilisé qui peut être manipulé, stocké et utilisé en toute sécurité dans les champs, puisque satisfaisant aux recommandations de l'OMS mentionnées auparavant, sans risque de transmission de germes pathogènes (Banegas *et al.*, 2007 ; Koné *et al.*, 2007). Des informations plus détaillées sur le cocompostage se trouvent dans les chapitres 3 et 5. Si le compostage est une technique éprouvée pour produire un amendement de sol sans danger pour son utilisation, la demande du marché local doit être évaluée au préalable. Le compost n'a généralement pas une valeur marchande élevée. Il amène néanmoins d'autres avantages que sont la valorisation et la contribution à l'équilibre des coûts du traitement (Diener *et al.*, 2014).



Figure 10.3 : Cocompost de boues de vidange et de déchets organiques municipaux réalisé par Sanergy à Nairobi, Kenya (photo : Linda Strande).

Danso *et al.* (2002) ont évalué la volonté à payer des agriculteurs pour du compost réalisé à partir de déchets organiques municipaux et de boues de vidange au Ghana. Ils ont interviewé 700 agriculteurs dans trois villes différentes, dont des utilisateurs de compost et des non-utilisateurs. Les résultats montrent que le compost était reconnu comme une ressource utile par la plupart des agriculteurs (100 % des utilisateurs de compost et 80 % des non-utilisateurs). Les freins à l'utilisation étaient plutôt économiques ou techniques que culturels. Tous les agriculteurs se sont montrés disposés à payer mais à un prix modéré, trop faible pour que la production soit rentable. Les volontés à payer annoncées par les agriculteurs étaient de 0,1 à 3 USD par sac de compost de 50 kg, alors que les coûts de production variaient entre 4 et 7 USD (Danso *et al.*, 2002).

Vermicompostage

Le vermicompostage permet d'utiliser des vers pour décomposer les particules organiques de grande taille, stimuler l'activité microbienne et augmenter le taux de minéralisation. Les boues de vidange sont ainsi transformées en substances humiques de structures plus fines que le compost habituel (Alidadi *et al.*, 2005). Le vermicompostage a besoin d'une température maximale de 35 °C pour fonctionner, afin de maintenir la viabilité des vers. Cette température n'est pas suffisamment élevée pour assurer l'inactivation des agents pathogènes. La réduction des germes pathogènes passe donc par des méthodes additionnelles, comme le stockage ou le compostage thermophile (Ndegwa et Thompson, 2000).

Granulation

Les granulés secs (ou pellets) peuvent constituer une solution intéressante pour le conditionnement des boues de vidange, générant un produit facile à transporter, aux caractéristiques fiables pour la réutilisation et, selon le niveau de traitement réalisé, sans danger à manipuler. La valorisation se traduit via l'amendement de sols ou l'utilisation comme biocarburant pour la combustion. Le procédé LaDePa (*Latrine Dehydration and Pasteurisation*) en est un exemple. Développé en Afrique du Sud, il fonctionne à l'échelle pilote. Il est utilisé pour des boues sèches (issues des latrines à fosse sèche ou de boues déshydratées) et peut également cotraiter les boues de stations

de traitement des eaux usées qui n'ont pas reçu d'ajout de polymères (chapitre 5). Le processus nécessite l'enlèvement préalable des détritiques, suivi d'un séchage et d'une exposition au rayonnement infrarouge. Il produit de petits granulés qui peuvent être vendus aux consommateurs comme amendement de sol (Harrison et Wilson, 2011). Un autre procédé de granulation est en cours de développement au Ghana, pour produire des granulés secs enrichis en urée, avec des propriétés fertilisantes similaires à celle du fumier de fientes. Le processus consiste en une succession d'étapes de séchage, de compostage ou d'irradiation pour l'hygiénisation, d'enrichissement en urée, puis de granulation avec un liant (Nikiema *et al.*, 2012). La disponibilité des matières organiques et des nutriments est un problème possible de l'utilisation de granulés secs comme amendement de sol. Nikiema *et al.* (2012) ont néanmoins constaté que l'utilisation du manioc comme liant permet une stabilité durant le transport et se décompose facilement dans le sol.

10.5 UTILISATION DES FLUX LIQUIDES

Les flux liquides sortant des procédés de traitement peuvent être utilisés pour l'irrigation agricole et horticole, ou pour d'autres types de valorisation (usages non-récréatifs de l'eau, procédés industriels), selon la quantité d'effluent produite et son niveau de qualité. Récupérer cette eau peut être intéressant, d'une part, dans les zones où les ressources en eau sont limitées et, d'autre part, pour valoriser les nutriments. Tout comme pour la réutilisation des boues de vidange présentée précédemment, le principal point d'attention pour la valorisation des flux liquides réside dans la qualité de leur traitement, qui doit correspondre à l'utilisation prévue. Cela demande une évaluation des risques pour la santé humaine et l'environnement, puis la mise en place d'une approche multi-barrière afin d'assurer une gestion des risques appropriée. Quatre distinctions majeures peuvent être faites en ce qui concerne la réutilisation de l'eau : l'utilisation planifiée, non-planifiée, directe et indirecte (Jimenez *et al.*, 2000). L'utilisation indirecte correspond à un flux polluant dilué, comme par exemple lorsque les eaux usées ou les boues de vidange sont rejetées dans une rivière utilisée pour l'irrigation. L'utilisation directe est réalisée tout simplement à partir de la matière d'origine, comme par exemple quand un camion de vidange dépose dans un terrain agricole. L'utilisation planifiée est intentionnelle et consciente, alors que l'utilisation non-planifiée est non-connue ou involontaire.

Ce paragraphe concerne la réutilisation des boues de vidange non-traitées et des effluents sortant des procédés de traitement des boues de vidange. Les problèmes liés à la réutilisation des flux liquides de boues de vidange sont légèrement différents de ceux des eaux usées qui sont 10 à 100 fois moins concentrées. Pour plus d'informations sur l'utilisation des eaux usées brutes et traitées en irrigation, il est recommandé de se référer à des documents spécialisés comme l'ouvrage *Wastewater Irrigation and Health* (Dreschel *et al.*, 2000) et les recommandations de l'OMS (*Safe Use of Wastewater and Excreta* – OMS, 2006). Ces deux documents sont disponibles en téléchargement gratuit (www.iwmi.cgiar.org ; www.who.int/en/).

10.5.1 Boues de vidange liquides non-traitées et irrigation

Les boues de vidange liquides et les eaux usées non-traitées sont couramment utilisées directement pour l'irrigation dans de nombreuses régions du monde (figure 10.4). Par boues de vidange liquides « non-traitées », on entend des flux liquides qui sont utilisés directement (notamment les dépotages de camion de vidange dans les champs et les effluents sortant des fosses septiques), mais également indirectement quand les boues de vidange ne peuvent pas être séparées des eaux usées (dans les zones urbaines où les boues de vidange et les eaux usées sont déversées

directement dans les réseaux d'égouts). Cette pratique peut constituer une source essentielle d'eau et de nutriments. Elle est raisonnablement sans danger à condition d'être effectuée dans des conditions contrôlées. La possibilité d'exposition aux germes pathogènes est néanmoins élevée, en particulier dans les cas d'une utilisation directe non-planifiée.

Des techniques de traitement en exploitation agricoles ont été étudiées au Ghana, avec l'objectif de réduire les risques microbiologiques pour la santé (Keraita *et al.*, 2010). À l'heure actuelle, l'irrigation s'effectue par l'utilisation directe d'eau non-traitée polluée par des eaux usées et d'eau noire, générant une contamination par les germes pathogènes des cultures vivrières à manger crues. Les exploitations agricoles sont de toutes tailles, du petit producteur de légumes dans son jardin à des tailles moyennes et grandes. Les techniques de traitement sur site maraîcher sont les suivantes : canaux, bassins, filtres plantés et filtration sur sable ou à travers des tissus. Les solutions de traitement appropriées dépendent forcément du contexte local, en termes notamment de niveau de pollution des eaux, de superficie disponible, de climat, de statut foncier et d'utilisation souhaitée de l'eau (comme le type de culture ou le mode d'irrigation). L'irrigation au goutte à goutte constitue un exemple de l'impact important qu'ont les méthodes classiques d'irrigation. Si cette technique est intéressante en termes de réduction des volumes, d'augmentation du rendement et de meilleure protection de la santé humaine, elle est par contre également l'une des techniques d'irrigation les plus coûteuses. Les développements futurs de l'utilisation des boues de vidange liquides pourront porter sur la compréhension de l'élimination des germes pathogènes et sur le recyclage des nutriments par différents procédés de traitement, dans le but de pouvoir assurer des niveaux de traitement donnés.

Figure 10.4 : Cultures à partir de sur-nageant de décanteur de boues de vidange à Yaoundé, Cameroun (photo : Linda Strande).



Figure 10.5 : L'irrigation de cultures avec des eaux usées non-traitées est encore très pratiquée dans les pays à revenu faible ou intermédiaire, comme ici à Yaoundé, Cameroun (photo : Linda Strande).

10.5.2 Réutilisation et rejet des effluents traités

Les effluents sortant des procédés de traitement des boues de vidange peuvent encore contenir de nombreux éléments problématiques. Ils peuvent nécessiter soit un traitement supplémentaire avant leur rejet dans l'environnement, soit une analyse et une procédure particulière pour leur utilisation directe. Ces effluents sont typiquement riches en azote, ce qui présente un intérêt pour la valorisation mais qui peut également constituer un danger pour l'environnement. Les autres points de vigilance sont les germes pathogènes, les métaux lourds et la salinité.

Le lagunage utilisé pour le traitement du surnageant d'un bassin de décantation au Ghana fournit un exemple de l'impact négatif de la charge élevée en nutriments. La concentration élevée en ammoniacale a en effet inhibé la croissance des algues (l'effet toxique de l'azote ammoniacal sur les algues commence pour 40 à 50 mg de $\text{N-NH}_3/\text{L}$). Un effluent sortant de bassins de lagunage peut avoir des caractéristiques similaires à celles obtenues avec des procédés plus conventionnels de traitement des eaux usées, en fonction de l'effluent entrant, des taux de charge et de l'exploitation-maintenance. Les effluents sortant de la station de traitement des boues de vidange par lits non-plantés de Dakar fournissent un autre exemple de concentrations élevées : 3 600 mg de DCO/L, 870 mg de DBO/L, 260 mg de $\text{N-NH}_3/\text{L}$, 370 mg de NTK/L et 170 mg de $\text{N-NO}_3/\text{L}$ (Koné *et al.*, 2007). Les concentrations du percolat des lits de séchage plantés en Thaïlande a été mesuré aux valeurs suivantes : 100 à 2 200 mg de DCO/L, 6 à 250 mg de NTK/L et 5 à 200 mg de $\text{N-NH}_3/\text{L}$ (Koottatep *et al.*, 2005a).

La salinité peut interférer avec la croissance des plantes et avoir des impacts à long terme sur les sols. La conductivité électrique dans un surnageant de décanteur au Ghana a été observée à des valeurs allant de 8 à 10 mS/cm, et entre 2 et 5 mS/cm dans un percolat de lits de séchage plantés en Thaïlande (cette conductivité élevée était principalement due à l'ammoniacale). La conductivité maximale acceptable pour les plantes les plus tolérantes est de 3 mS/cm (Koné *et al.*, 2007). L'utilisation d'effluents pour l'irrigation augmentera donc toujours la salinité du sol à long terme. Il est recommandé d'adopter des pratiques de réduction de la salinité telles que le lavage des sols, le drainage adéquat des sols et le contrôle des sels dans les eaux usées (OMS, 2006).

Des exigences minimales de qualité pour la réutilisation des effluents traités existent dans la plupart des pays, mais ne sont pas forcément appliquées dans les pays à revenu faible ou intermédiaire car trop coûteuses à atteindre. En Chine par exemple, un abattement de 95 % des œufs d'helminthe doit être atteint. Au Ghana, l'Agence de protection de l'environnement impose plus de 90 % d'abattement sur la DBO et les germes fécaux (Heinss *et al.*, 1998). Comme pour la réutilisation des boues de vidange en conditionneur de sol, l'approche multi-barrière recommandée par l'OMS est plus adaptée pour la réutilisation des effluents en irrigation. Des mesures de protection de la santé humaine doivent être mises en place selon la qualité des effluents utilisés. Il s'agit notamment des restrictions sur les cultures, de techniques d'irrigation, de périodes de récolte, de la manière de préparer les aliments et du contrôle de l'exposition (OMS, 2006).

Koottatep *et al.* (2005b) ont observé l'impact de l'utilisation du percolat issu de lits de séchage plantés pour l'irrigation de tournesol durant six années en Thaïlande. Différentes proportions de percolat ont été utilisées pour irriguer des parcelles cultivées, et la croissance des plantes a été observée. L'expérience a montré que la croissance des plantes de tournesol n'a pas été limitée par le percolat et a même été améliorée. Les rendements en termes de graines produites et de

contenu en huile ont été plus élevés avec du percolat (figure 10.6), les meilleures proportions étant 20 % et 50 %. Des rendements légèrement inférieurs ont été observés pour une irrigation pratiquée à 100 % avec du percolat, probablement en raison de sa forte salinité.

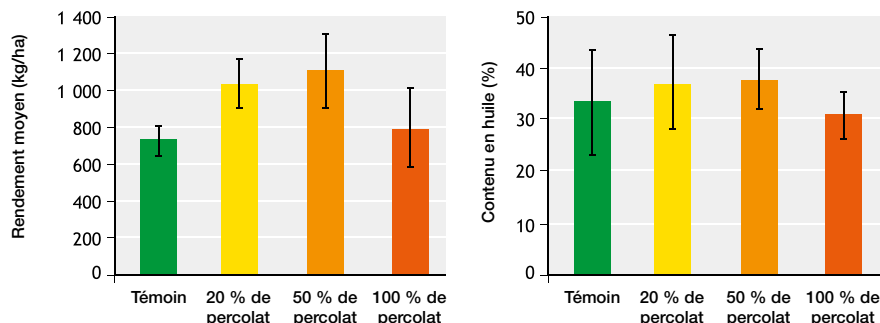


Figure 10.6 : Rendement moyen et teneur en huile des graines de tournesol après irrigation avec différentes proportions de percolat du lit de séchage (Kootatap et al., 2005b).

10.6 AUTRES FORMES DE VALORISATION

Il existe de nombreuses possibilités de valorisation des produits issus du traitement des boues de vidange autres que le conditionnement des sols et l'irrigation. Il s'agit notamment des utilisations alimentaires et agricoles (comme les protéines, le fourrage, les poissons) et la valorisation énergétique (les biocarburants par exemple).

10.6.1 Protéines

Les larves de mouches soldats noires (MSN) - *Hermetia illucens* - peuvent être utilisées comme source de protéines et de graisses pour l'alimentation des volailles et des poissons. Elles pourraient aussi facilement remplacer les farines de poisson comme élément clef de l'alimentation animale (St-Hilaire et al., 2007). Les larves se développent en se nourrissant de matières organiques, que sont par exemple les boues de vidange et les déchets organiques (Dortmans et al., 2017). Le dernier stade larvaire, la prénymphe, présente une teneur élevée en protéines et en matières grasses. Les risques que les MSN soient un vecteur de transmission de maladies est très faible car elles ne se nourrissent pas au stade adulte, lorsqu'elles sont en mesure de voler (Sheppard et al., 1994). L'utilisation de boues de vidange pour l'alimentation des larves de mouches a été démontrée avec succès (Nguyen, 2010).

Un mélange de boues de vidange et de déchets organiques municipaux permet néanmoins une production de biomasse plus élevée et plus rapide (Diener et al., 2009). Le potentiel de réduction des déchets par les MSN est d'environ 55 %. Le résidu de la digestion peut être composté ou digéré par voie anaérobie pour élaborer un produit d'amendement des sols. Il sera cependant moins chargé en azote et en phosphore que les déchets organiques bruts (Diener et al., 2009). Les larves de MSN alimentées uniquement avec des boues de vidange de 40 % de siccité convertissent une tonne de boues en 20 kg de prénymphe séchées dont la teneur en protéines se situe entre 35 et 44 % (Nguyen, 2010). Cette technique est encore en phase de développement. Son utilisation comme procédé de traitement des boues de vidange doit être évaluée au

cas par cas, notamment selon l'existence d'un marché pour les produits issus du traitement et l'impact d'autres paramètres comme le climat et la disponibilité de la matière organique.

10.6.2 Fourrage et végétaux

Les plantes utilisées dans les lits de séchage plantés peuvent être faucardées régulièrement dans le cadre du traitement des boues. Elles peuvent être aussi récoltées plus fréquemment selon leur valeur sur le marché pour générer des recettes supplémentaires. Les végétaux des lits de séchage plantés peuvent être utilisés comme plantes ornementales, pour le compostage ou encore comme fourrage pour le bétail (étude de cas 10.1). Les conditions et le marché local sont des critères du choix des plantes à utiliser dans les lits de séchage. Il est intéressant de sélectionner des espèces qui se développent bien dans les lits de séchage et qui présentent un potentiel marchand (pour plus d'informations se référer au chapitre 8). La croissance des végétaux dans les lits de séchage présente, de plus, une productivité supérieure aux méthodes de culture traditionnelles. À titre d'exemple, 900 pieds/m² ont été reportés dans les lits plantés d'*Echinochloa pyramidalis* en grandeur réelle de Dakar, après 21 semaines de développement (Tine, 2009). Au Cameroun, ce sont 150 tonnes sèches/ha/an d'*Echinochloa pyramidalis* (soit environ 750 tonnes fraîches/ha/an) qui sont mentionnées (Kengne *et al.*, 2008).

Étude de cas 10.1 : Valeur marchande du fourrage cultivé dans des lits de séchage plantés au Cameroun.

Une enquête socio-économique menée dans trois villes du Cameroun (Douala, Yaoundé et Garoua) visant à évaluer le potentiel commercial de l'*Echinochloa pyramidalis* a mis en évidence l'existence d'un marché pour des quantités journalières en saison sèche et en saison pluvieuse de, respectivement, 5 à 8 tonnes en poids frais (figure 10.7). Cette espèce végétale est utilisée comme fourrage par des éleveurs de chevaux, de chèvres, de moutons, de vaches laitières, de lapins, de grands aulacodes (*Thryonomys swinderianus*) et de cochons d'Inde (figure 10.8).

L'*Echinochloa pyramidalis* est vendue dans les centres urbains et périurbains. Son prix varie tout au long de l'année selon sa qualité (sèche ou fraîche), sa quantité et sa disponibilité. Les prix obtenus varient de 0,1 à 0,2 USD/kg (poids frais) en saison sèche et de 0,2 à 0,3 USD/kg en saison des pluies, générant un revenu journalier allant, respectivement, de 500 à 1 000 USD et de 1 600 à 2 400 USD.

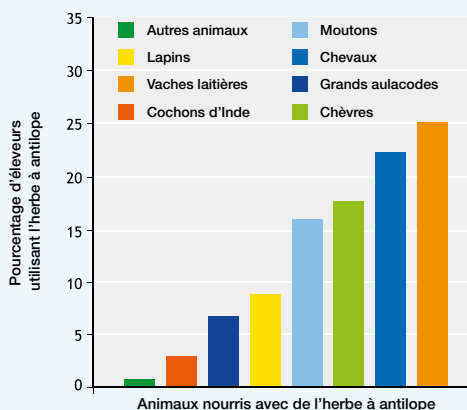


Figure 10.7 : Espèces animales nourries avec de l'*Echinochloa pyramidalis* (herbe à antilope) à Yaoundé, Cameroun.



Figure 10.8 : L'herbe à antilope est un fourrage très prisé dans les zones urbaines et périurbaines (photo : Ives Kengne).

10.6.3 Poisson et végétaux

Les nutriments des boues de vidange peuvent être exploités en aquaculture, avec de l'élevage de poissons dans des bassins de lagunage en sortie des stations de traitement des boues. Les nutriments sont une source de développement du plancton et de plantes aquatiques comme les lentilles d'eau, le liseron d'eau ou encore le *Neptunia oleracea* (water mimosa). Le plancton peut être récolté, puis utilisé comme nourriture pour poisson dans l'aquaculture. Les plantes aquatiques sont une source d'alimentation animale ou humaine. Les poissons élevés dans des bassins de lagunage avec des boues de vidange peuvent être utilisés comme aliments pour animaux. Ils sont parfois utilisés pour la consommation humaine directe. Dans ce cas, certaines précautions doivent être prises pour éviter la transmission de germes pathogènes et les effets néfastes sur la santé.

Si les poissons ne sont pas sensibles aux germes pathogènes humains, ils peuvent néanmoins en être porteurs. Les bactéries fécales peuvent s'accumuler dans les organes internes et les branchies des poissons. Selon les recommandations de l'OMS de 1998, les barrières de protection pour empêcher un transfert chez l'homme consistent en la cuisson des poissons avant consommation, le transfert des poissons dans des bassins d'eau propre pendant 2 à 3 semaines avant leur consommation ou le maintien d'un taux de coliformes fécaux inférieur à 1000/100 mL. Les poissons peuvent également servir d'hôtes intermédiaires aux helminthes, ce qui est une préoccupation avec les boues de vidange. Dans les zones où la *schistosomiase* est endémique, les ouvriers aquacoles pourraient être en contact avec les escargots vecteurs de la maladie. Les mesures préventives consistent en l'utilisation de boues de vidange traitées, le port de vêtements de protection, comme des bottes, et le désherbage des berges des lagunes pour diminuer le développement des escargots (Cairncross et Feachem, 1983).

Le faible niveau de connaissance des aspects techniques liés à l'utilisation des boues de vidange ou des eaux usées en aquaculture est également problématique. Les paramètres d'exploitation sont difficiles à définir et des dysfonctionnements sont à craindre, comme par exemple l'eutrophisation rapide des lagunes causée par l'excès en nutriments.

10.6.4 Matériaux de construction

Les boues de vidange séchées peuvent être utilisées dans la fabrication de ciment et de briques ainsi que dans la production de produits à base d'argile. Cette possibilité de valorisation utilise les propriétés matérielles et chimiques des boues de vidange dont les nutriments n'auraient pas pu être utilisés. La présence d'agents pathogènes est moins préoccupante dans la mesure où le contact humain est réduit et que les hautes températures de fabrication entraînent la destruction des germes pathogènes.

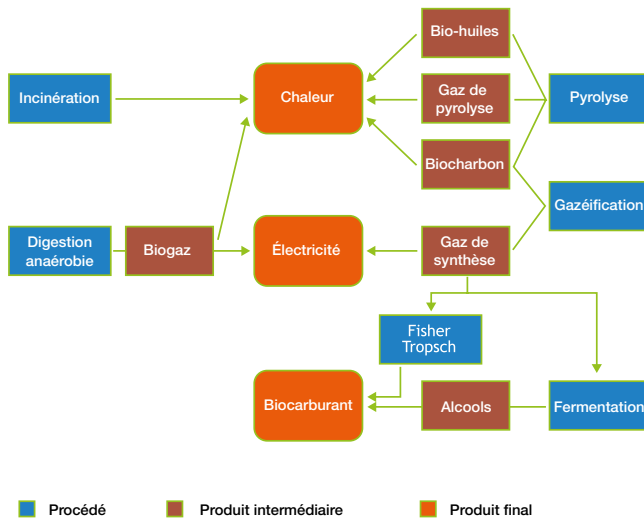
Les boues de station d'épuration et les boues de vidange séchées présentent des qualités similaires à d'autres matériaux de construction bruts traditionnels comme le calcaire et l'argile (Jordan *et al.*, 2005 ; Lin *et al.*, 2012). Les boues de vidange sont couramment utilisées dans la production du ciment au Japon comme carburant alternatif pour les fourneaux, les cendres résultant de l'incinération des boues pouvant être ensuite ajoutées au ciment (Taruya *et al.*, 2002).

Une autre méthode possible pour l'utilisation des boues de vidange dans la fabrication de ciment consiste à stabiliser et sécher les boues dans un traitement à la chaux. Rodriguez *et al.* (2011) décrivent une méthode où 20 à 30 % de chaux (CaO) est ajoutée dans des boues d'épuration. Cela déclenche la dégradation de la matière organique et l'hydratation du CaO. La réaction entre la chaux et les boues est exothermique, elle favorise donc le séchage des boues (la température passe de 20 à 100 °C). Le produit obtenu présente une texture pulvérulente avec des particules de taille inférieure à 40 µm et peut être utilisé comme matière première dans la fabrication du ciment à la place du calcaire (Rodríguez *et al.*, 2011). Les auteurs affirment que cette forme de déshydratation des boues est moins consommatrice en énergie que les autres procédés en raison de la réaction exothermique entre la chaux et les boues, qui génère suffisamment de chaleur pour permettre le séchage sans nécessiter de combustible fossile.

Les boues de vidange peuvent aussi être utilisées dans la fabrication de la céramique. Les expériences effectuées par Jordan *et al.* (2005) ont montré des résultats prometteurs pour l'incorporation de boues de vidange dans le mélange de préparation de céramique. De 1 à 10 % en masse de boues d'épuration séchées ont été incorporées dans la fabrication de l'argile. Les résultats ont montré une meilleure perméabilité de l'argile et une moindre résistance à la flexion (Jordan *et al.*, 2005).

10.6.5 Biocombustibles

Comme le montre la figure 10.9, plusieurs possibilités existent pour la valorisation énergétique des boues de vidange par voies biologiques et thermiques. Elles bénéficient d'une attention accrue en raison de l'importante demande en biocombustibles durables. Les procédés envisageables sont la digestion anaérobie (production de biogaz, de chaleur et du digestat - c'est-à-dire des boues), la pyrolyse ou gazéification (production de biocharbon, d'huiles et de gaz), le biocarburant (qui peut être produit par fermentation ou par des réactions chimiques en chaîne) et l'incinération ou cocombustion de boues de vidange séchées. La récupération d'énergie exploite le potentiel énergétique présenté par la matière organique contenue dans les boues de vidange, mais souvent au détriment de la valorisation des nutriments.



10.9 : Possibilités de récupération d'énergie à partir des boues de vidange.

Biogaz

La digestion anaérobie des boues de vidange produit un mélange de composés gazeux communément appelé « biogaz ». Le mélange de gaz couramment obtenu est présenté au tableau 10.4. Les proportions et la quantité produite sont fonction des paramètres de fonctionnement, tels que le niveau de stabilisation des boues, leur DCO et la température.

Tableau 10.4 : Gaz produits lors de la digestion anaérobie (adapté de Bates, 2007).

ÉLÉMENT	SYMBOLE	POURCENTAGE (%)
Méthane	CH ₄	50 à 70
Dioxyde de carbone	CO ₂	30 à 40
Hydrogène	H ₂	5 à 10
Azote	N ₂	1 à 2
Vapeur d'eau	H ₂ O	0,3
Sulfure d'hydrogène	H ₂ S	Traces

Tableau 10.5 : Équivalence biogaz - carburants à 15 °C et à pression atmosphérique (adapté de Bates, 2007).

SOURCE D'ÉNERGIE	ÉQUIVALENT À 1 Nm ³ DE BIOGAZ
Pétrole	0,53 à 0,75 L
Diesel	0,48 à 0,68 L
Bois de chauffage	1,50 kg
Électricité	1,51 kWh
GPL (gaz de pétrole liquéfié)	0,46 kg

Le biogaz présente un fort potentiel énergétique grâce au pouvoir calorifique élevé du méthane et peut donc être utilisé comme combustible. Il peut l'être directement pour certaines applications, comme la cuisson. Pour un usage comme combustible de moteur, il nécessite néanmoins une

étape préalable de nettoyage pour éliminer le sulfure d'hydrogène et éviter ainsi la corrosion. Le tableau 10.5 présente les équivalents en combustibles classiques à 1 Nm³ de biogaz². Les installations de digestion anaérobie ont les mêmes besoins en équipement, qu'elles soient de petites ou de grandes tailles. Les installations de petites tailles peuvent donc parfois présenter des coûts prohibitifs et sont également plus sensibles aux chocs de charges et aux fluctuations dans les processus. Dans la pratique, la production d'électricité n'est pas toujours évidente à petite échelle : les installations plus grandes sont plus faciles à gérer.

La digestion anaérobie de déchets organiques génère par exemple environ 100 à 200 Nm³ de biogaz par tonne de déchets organiques municipaux (Claassen *et al.*, 1999). Avec un rendement de conversion de 25 % en électricité, 1 m³ de biogaz peut produire 1,51 kWh (Cuéllar et Webber, 2008). La digestion anaérobie d'une tonne de déchets organiques municipaux présente donc un potentiel de production électrique de 320 kWh, ce qui correspond au fonctionnement d'une ampoule de 100 W pendant environ 132 jours ou encore de 3 200 ampoules de 100 W pendant 1 heure. Dans ce cas, il serait plus intéressant d'utiliser le biogaz comme gaz de cuisson (ou comme combustible) que pour l'éclairage du quartier.

La fraction solide qui reste après la digestion anaérobie peut, elle aussi, être utilisée, de la même manière que d'autres boues de vidange. Elle peut nécessiter un traitement ultérieur selon la destination finale envisagée. Le niveau de désinfection obtenu par la digestion anaérobie dépend de la température atteinte. La digestion par voie thermophile (> 50 °C) entraînera une réduction significative des germes pathogènes, alors que les conditions mésophiles (30 à 38 °C) ne permettent pas leur inactivation. Le bon mélange du réacteur entraîne un meilleur niveau d'abattement des germes pathogènes car il évite la formation de zones mortes au sein du réacteur (Smith *et al.*, 2005).

Incinération/cocombustion

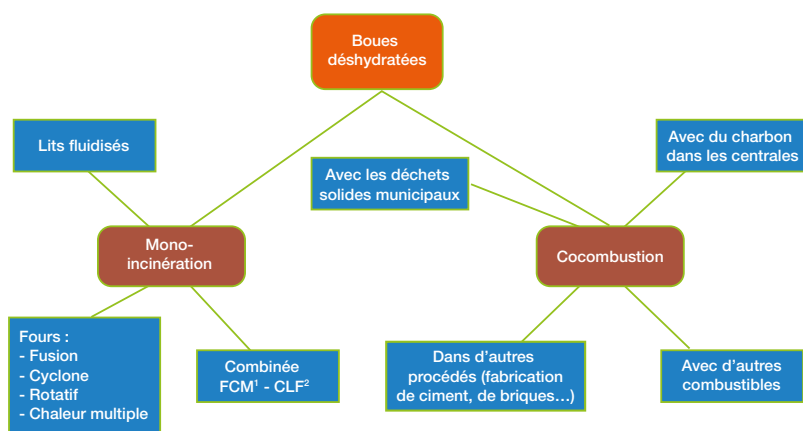
L'incinération correspond à la combustion complète de la matière organique à haute température. Elle peut être aussi bien une solution de transformation ultime qu'un moyen de produire de l'électricité ou de la chaleur. L'incinération des boues d'épuration est relativement fréquente en Europe et aux États-Unis. Elle transforme les boues en cendres (qui représentent 10 % des volumes initiaux), principalement composées de matières inorganiques et débarrassées de tout germe pathogène par les températures élevées (Werther et Ogada, 1999). Plusieurs méthodes d'incinération et de cocombustion sont possibles pour les boues de vidange. Elles sont résumées dans la figure 10.10. Les cendres produites par l'incinération peuvent être mises en dépôt ou utilisées comme matière première pour la fabrication de matériaux de construction.

Le pouvoir calorifique des boues d'épuration se situe généralement entre 10 et 29 MJ/kg de matières sèches. Celui des boues de vidange est plutôt de 17 MJ/kg et celui du charbon de 26 MJ/kg en moyenne (Murray Muspratt *et al.*, 2014). Les boues peuvent être utilisées en cocombustion avec le charbon dans les centrales électriques à charbon ou encore dans d'autres procédés industriels comme les fours de cimenterie (figure 10.11, Rulkens, 2008). L'injection directe de boues de vidange déshydratées dans un four de cimenterie peut réduire les émissions de NO_x de

²Nm = normo mètre cube ; unité de mesure de quantité de gaz qui correspond au contenu d'un volume d'un mètre cube, pour un gaz se trouvant dans les conditions normales de température et de pression (0 ou 15°C selon les référentiels et l'atmosphère).

40 % et produire 30 % d'émissions de CO₂ en moins par rapport à l'utilisation des boues d'épuration (Taruya *et al.*, 2002). Pour que l'utilisation des boues de vidange comme combustibles soit financièrement intéressante, il faut que les bénéfices financiers permettent d'équilibrer les coûts économiques et environnementaux liés à leur séchage (préalablement à leur combustion).

L'incinération peut émettre des gaz polluants dans l'atmosphère. Les dispositifs de traitement des gaz, pour en éliminer les polluants avant de les libérer, sont en général très coûteux (Rulkens, 2008). Malgré leur forte teneur en azote, les émissions d'oxydes d'azote lors de la combustion des boues de vidange sont en réalité moindres qu'avec la combustion de charbon. Les émissions de dioxines et de furanes sont également moindres pour l'incinération des boues de vidange que pour les déchets (Werther et Ogada, 1999).



¹FCM : Fours à cœurs multiples.

²CLF : Combustion sur lits fluidisés.

Figure 10.10 : Les différentes possibilités de combustion des boues (adapté de Werther et Ogada, 1999).

Pyrolyse/gazéification

La pyrolyse est réalisée par une montée en température en milieu pauvre en oxygène. L'absence d'oxygène empêche la combustion et permet d'obtenir des produits carbonés différents de ceux générés par l'incinération. Ces produits sont du biocharbon (*biochar*), des huiles et du gaz, dans des proportions qui dépendent de la température du procédé et de la quantité d'agents gazéificateurs présents. La gazéification a lieu à des températures supérieures à 700 °C qui produisent du gaz de synthèse (H₂ et CO). Les températures entre 350 et 500 °C donnent lieu à la pyrolyse, qui génère une plus grande quantité de biocharbon et des gaz plus nombreux (comme par exemple CO₂ et CH₄). Les deux produits issus du procédé peuvent être utilisés comme combustibles. Les gaz générés peuvent également être récupérés (Rulkens, 2008). La littérature rapporte des valeurs calorifiques des gaz de synthèse issus de la gazéification des boues d'épuration similaires à ceux produits à partir du charbon, soit 7 à 9,5 MJ/m³ (Dominguez *et al.*, 2006).

Le biocharbon obtenu peut être utilisé dans les fourneaux et les fours de la même manière que le charbon classique. Une analyse énergétique est néanmoins utile pour vérifier que la production de biocharbon à partir de boues humides présente un bilan positif en énergie. Le biocharbon

peut également être utilisé comme conditionneur de sol, mais les bénéfices ne sont pas encore clairement établis. Étant donné que le biocharbon est un matériau hautement poreux, certains avancent que la surface spécifique dans le sol, la capacité de rétention d'eau et d'aération seront plus grandes (Chan *et al.*, 2007). Cette technique est communément comparée aux pratiques agricoles de « *terra preta* » ayant lieu en Amazonie depuis les civilisations anciennes. Le biocharbon n'apporte cependant pas les matières organiques et les nutriments présents dans le compost, qui sont perdus via le processus de pyrolyse ou de gazéification. Les tests de culture avec du biocharbon montrent à la fois des rendements meilleurs et moins bons. Le biocharbon peut aussi conduire à l'épuisement des nutriments du sol s'ils sont absorbés (Brown, 2011). Il semble donc qu'il soit plus avantageux d'utiliser le biocharbon comme combustible que comme conditionneur de sol. On retient néanmoins le besoin additionnel en recherches pour mieux caractériser les propriétés du biocharbon, leurs relations avec les conditions de fabrication et les impacts sur les sols (Manyà, 2012). À ce jour, les informations disponibles concernent seulement les boues d'épuration (biosolides). Des recherches sont actuellement menées sur le sujet dans le cadre du programme *Reinventing the Toilet Challenge* de la Fondation Bill et Melinda Gates.



Figure 10.11 : Four à échelle pilote du projet FaME (Faecal Management Enterprises) pour la combustion de boues de vidange afin de chauffer les huiles d'un procédé industriel, Université polytechnique de Thies, Sénégal (photo : Linda Strande).

La pyrolyse conventionnelle est réalisée avec des matériaux relativement secs (figure 10.12). La carbonisation hydrothermale (HTC), ou « carbonisation aqueuse à température et pression élevées », permet quant à elle la pyrolyse de matériaux humides. Elle consiste en la dégradation thermique de la biomasse en présence d'eau, en dessous d'un seuil critique et en absence d'oxygène (Libra *et al.*, 2011). La matière solide issue de ce procédé est appelée « hydrochar » pour le distinguer du biocharbon obtenu à partir de la pyrolyse sèche. On considère que l'hydrochar présente une nanostructure hautement poreuse qui peut être utilisée pour les liaisons ioniques, l'absorption de polluants et d'eau ou comme structure pour la liaison des particules dans les catalyseurs (Titirici *et al.*, 2007). À travers la production d'hydrochar à partir de boues d'épuration digérées par voie anaérobie, Berge *et al.* (2011) ont constaté une teneur en carbone inférieure au contenu initial, ce qui indique une inefficacité de la carbonisation. Les raisons avancées sont une

étape initiale d'hydrolyse incomplète, le pH légèrement basique des boues digérées, leur niveau de stabilisation élevé et leur moindre capacité à modifier la teneur en carbone (Berge *et al.*, 2011). Des études sont encore nécessaires dans le domaine de la carbonisation hydrothermale et de ses applications à la dégradation de la biomasse. La littérature à ce sujet est globalement moins développée que celle sur la pyrolyse sèche et le charbon, probablement en raison, d'une part, du fort intérêt suscité par la découverte des sols « *terra preta* » (Berge *et al.*, 2011) et, d'autre part, des exigences énergétiques et de pression présentées par la HTC.

La gazéification est constituée d'une succession d'étapes chimiques et thermiques : séchage, pyrolyse, oxydation et réduction (Dogru *et al.*, 2002). Cette technique permet principalement de produire du gaz de synthèse (syngas) composé de monoxyde de carbone (CO), de dioxyde de carbone (CO₂), d'hydrogène gazeux (H₂) et d'autres éléments traces. Le gaz de synthèse présente un potentiel énergétique élevé. Il peut être directement utilisé pour la production d'électricité via des moteurs à gaz et des turbines. Il peut aussi être transformé en combustible liquide. Une production énergétique de 37 % supérieure par gazéification que par pyrolyse est rapportée par Nipattummakula *et al.* (2010). Dogru *et al.* (2002) ont produit un gaz d'un pouvoir calorifique de 4 MJ/m³ dans une expérience en laboratoire avec un gazéificateur à lits descendants. L'utilisation de ce type de gazéificateur est réservée aux applications à petite échelle. Les dispositifs à lits fluidisés sont les plus couramment utilisés avec le charbon et présentent le meilleur potentiel industriel pour la gazéification des boues d'épuration (Ferrasse *et al.*, 2003).

Le gaz hydrogène constitue potentiellement un combustible renouvelable précieux, qui pourrait alimenter des piles à hydrogène ou des moteurs à hydrogène sans émission de gaz à effet de serre. Dans les bonnes conditions de fonctionnement, l'hydrogène peut constituer une partie non-négligeable du gaz de synthèse produit. Les efforts au niveau de la recherche se focalisent donc sur l'optimisation des conditions de fonctionnement pour maximiser le rendement en hydrogène. On peut obtenir de plus grands volumes d'hydrogène avec des températures plus élevées dans le réacteur. La gazéification par vapeur des boues d'épuration peut produire trois fois plus d'hydrogène que la gazéification à l'air (0,076 g de gaz/échantillon à 1 000 °C) (Nipattummakula *et al.*, 2010).



Figure 10.12 : Projet de gazéification Liribogo à partir de feuilles de maïs et de sciure, situé dans le sous-comté de Muduma, district de Mpigi, Ouganda (photo : Linda Strande).

La production de biocarburants peut aussi être réalisée par la transformation du gaz de synthèse en carburant utilisable pour le transport. La fermentation de ce gaz permet de générer des alcools tels que l'éthanol. Cette fermentation implique des microorganismes qui convertissent le gaz de synthèse en hydrocarbures. Ces microorganismes sont mésophiles. Le gaz doit donc être refroidi avant l'étape de fermentation. La récupération de chaleur est possible pendant le processus de refroidissement (Henstra *et al.*, 2007). Le procédé Fischer Tropsch constitue une autre possibilité pour transformer le gaz de synthèse en biodiesel. Il implique une chaîne de réactions chimiques catalysées par un métal (comme par exemple le fer, le cobalt ou le ruthénium). Le processus est complexe. La production d'hydrocarbures liquides à partir de la biomasse ne constitue, de plus, que la première étape de la commercialisation (Srinivas *et al.*, 2007).

Biocarburant

Les biodiesels sont produits à partir d'huiles et de graisses qui peuvent être extraites des boues de vidange. Une fois les lipides isolés, ils subissent un processus d'estérification à catalyse acide ou basique à base d'alcool. Les composés produits sont des esters alkylés d'acides gras (c'est-à-dire du méthyle, du propyle ou de l'éthyle), qui forment le biodiesel. La difficulté à maximiser l'extraction des lipides à partir des boues et les coûts associés constituent les principaux obstacles à la production de biodiesel à partir de boues de vidange (Kargbo, 2010).

Le biodiesel a les mêmes applications que le diesel classique à base de combustibles fossiles. Il présente une chaleur de combustion légèrement inférieure à celle du diesel pétrolier, pour une réduction de puissance équivalente de 10 %. Il présente aussi des avantages par rapport au diesel conventionnel, comme l'augmentation de la durée de vie du moteur et une moindre émission de gaz d'échappement (Demirbas, 2009).



Figure 10.13 : Refus de dégrillage de la station de traitement des boues de vidange de Niayes à Dakar, Sénégal (photo : Linda Strande).

10.7 REFUS DE DÉGRILLAGE

Le dégrillage en entrée de stations de traitement est important pour éviter le colmatage des pompes et des machines et pour ne pas avoir de détritiques dans les produits issus du traitement (figure 10.13). Les possibilités de valorisation de ces déchets sont malheureusement peu nombreuses. Ils contiennent des germes pathogènes en quantité, sont odorants, présentent une teneur en eau significative, ainsi qu'une densité et un poids élevés. Comme pour les déchets solides municipaux dans les pays à revenu faible, la fraction organique dégradables y est majoritaire (Troschinetz et Mihelcic, 2009). Ils contiennent également des cailloux, du sable, du fer, du bois, des textiles et des plastiques dans des proportions variées.

La destination finale la plus courante pour les refus de dégrillage est la mise en décharge. L'incinération n'est généralement pas une solution ultime, en raison de la présence de matériaux non-décomposables comme les cailloux et le sable. Le compostage constitue une possibilité pour traiter la fraction organique décomposable, potentiellement en cocompostage avec des déchets organiques ménagers, qui permet de disposer d'une matière facilement dégradables suffisante (Koné *et al.*, 2007 ; Niwagaba, 2009).

10.8 BIBLIOGRAPHIE

- Adamtey N., Cofie O., Ofosu-Budu K.G., Ofosu-Anim J., Laryea K.B., Forester D. (2010). *Effect of N-enriched Cocompost on Transpiration Efficiency and Water-use Efficiency of Maize (zea mays L.) under Controlled Irrigation*. Agricultural Water Management 97, p. 995-1005.
- Alidadi H., Parvaresh A.R., Shamansouri M.R., Pourmoghadam H., Najafpoor A.A. (2005). *Combined Compost and Vermicomposting Process in the Bioconversion of Sludge*. Iranian Journal of Environmental Health Science & Engineering 2, p. 251-254.
- Asare I., Kranjac-Berisavljevic G., Cofie O. (2003). *Faecal Sludge Application for Agriculture in Tamale*. Urban Agricultural Magazine 10, p. 32-33.
- Banegas V., Moreno J.L., Garcia C., Leon G., Hernandez T. (2007). *Composting Anaerobic and Aerobic Sewage Sludges Using Two Proportions of Sawdust*. Waste Management 27, p. 1317-1327.
- Bates L. (2007). *Technologies that Really Work*. Boiling Point 53.
- Berge N.D., Ro K.S., Mao J., Flora J.R.V., Chappell M.A., Bae S. (2011). *Hydrothermal Carbonization of Municipal Waste Streams*. Environmental Science & Technology 45 (13), p. 5696-5703.
- Brown S.L. (2011). *Climate Change Connections: Real Solutions Fill the Vacuum*. Biocycle 52 (1), p. 51-56.
- Cairncross S., Feachem R. (1983). *Health Aspects of Waste Re-use. Environmental Health Engineering in the Tropics*. Second edition p. 205-213.
- Chan K.Y., van Zwieten L., Meszaros I., Downie A., Joseph S. (2007). *Agronomic Values of Greenwaste Biochar as a Soil Amendment*. Soil Research 45 (8), p. 629-634.
- Claassen P.A.M., van Lier J.B., Lopez Contreras A.M., van Niel E. W.J., Sijtsma L., Stams A.J.M., de Vries S.S., Weusthuis R.A. (1999). *Utilisation of Biomass for the Supply of Energy Carriers*. Springer Berlin/Heidelberg.
- Cofie O., Agbottah S., Strauss M., Esseku H., Montangero A., Awuah E., Koné D. (2006). *Solid-liquid Separation of Faecal Sludge Using Drying Beds in Ghana: Implications for Nutrient Recycling in Urban Agriculture*. Water Research 40 (1), p.75-82.
- Cofie O., Kranjac-Berisavljevic G., Drechsel P. (2005). *The Use of Human Waste for Peri-urban Agriculture in Northern Ghana*. Renewable Agriculture and Food Systems 20 (2), p. 73.
- Cuéllar A.D., Webber M.E. (2008). *Cow Power: the Energy and Emissions Benefits of Converting Manure to Biogas*. Environmental Research Letters 3.3.

- Danso G., Fialor S.C., Drechsel P. (2002). *Farmers' Perception and Willingness-to-pay for Urban Waste Compost in Ghana*. In: Almorza D., Brebbia C., Sales D., Popov V., eds, *Waste Management and the Environment*. Southampton: WIT Press, p. 231-241.
- Demirbas A. (2009). *Progress and Recent Trends in Biodiesel Fuels*. *Energy Conversion and Management* 50 (1), p. 14-34.
- Diener S., Semiyaga S., Niwagaba C., Muspratt A., Gning J.B., Mbéguéré M., Ennin J.E., Zurbrugg C., Strande L. (2014). *A Value Proposition: Resource Recovery from Faecal Sludge - Can It Be the Driver for Improved Sanitation?* *Resources Conservation & Recycling* 88, p. 32-38.
- Diener S., Zurbrugg C., Tockner K. (2009). *Conversion of Organic Material by Black Soldier Fly Larvae: Establishing Optimal Feeding Rates*. *Waste Management & Research* 27 (6), p. 603-610.
- Dogru M., Midilli A., Howarth C.R. (2002). *Gasification of Sewage Sludge Using a Throated Downdraft Gasifier and Uncertainty Analysis*, *Fuel Processing Technology* 75, p. 55-82.
- Domínguez A., Menéndez J.A., Inguanzo M., Pis J.J. (2006). *Production of Bio-fuels by High Temperature Pyrolysis of Sewage Sludge Using Conventional and Microwave Heating*. *Bioresource technology* 97 (10), p. 1185-1193.
- Dortmans B.M.A., Diener S., Verstappen B.M., Zurbrugg C. (2017). *Black Soldier Fly Biowaste Processing - A Step-by-Step Guide*. Eawag: Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology, Dübendorf, Switzerland. ISBN 9783906484662
- Drangert J-O. (1998). *Fighting the Urine Blindness to Provide More Sanitation Options*. *Water SA* 24 (2) p. 157-164.
- Dreschel P., Scott C., Raschid-Sally L., Redwood M., Bahri A. (2000). *Wastewater Irrigation and Health: Assessing and Mitigating Risk in Low-income Countries*. Earthscan, IWMI, and IDRC.
- Ferrasse J.-H., Seyssiecq I., Roche N. (2003) *Thermal Gasification: A Feasible Solution for Sewage Sludge Valorisation?* *Chemical Engineering and Technology* 23 (9), p. 941-945.
- Harrison J., Wilson D. (2011). *Towards Sustainable Pit Latrine Management Through LaDePa*, WISA 2012, 2011.
- Heinss U., Larmie S.A., Strauss M. (1998). *Solids Separation and Pond Systems for the Treatment of Faecal Sludges in the Tropics*. 05/98. Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag). Dübendorf, Switzerland.
- Henry C., Sullivan D., Rynk R., Dorsey K., Cogger C. (1999). *Managing Nitrogen From Biosolids*. Seattle: Washington State Department of Ecology.
- Henstra A.M., Sipma J., Rinzeema A., Stams A.J. (2007). *Microbiology of Synthesis Gas Fermentation for Bio-fuel Production*. *Current Opinion in Biotechnology* 18 (3), p. 200-206.
- Hogg D., Barth J., Favoino E., Centemero M., Caimi V., Amlinger F., Devliegher W., Brinton W.S., Antler S. (2002). *Comparison of Compost Standards Within the EU, North America and Australasia*. The Waste and Resources Action Programme, Oxon, UK, p.1-97.
- Jimenez B., Chavez A., Barrios J.E., Perez R. (2000). *Impact and Potential of Reused Water in the Mezquital Valley*, *Water* 21, p. 34-36
- Jordan M.M., Almendro-Candel M.B., Romero M., Rincón J.M. (2005). *Application of Sewage Sludge in the Manufacturing of Ceramic tile Bodies*. *Applied Clay Science* 30 (3-4), p. 219-224.
- Kargbo D.M. (2010). *Biodiesel Production from Municipal Sewage Sludges*. *Energy and Fuels* 5, p. 2791-2794.
- Kays J.S., Flamino E.J., Felton G., Flamino P.D. (2000). *Use of Deep-row Biosolids Applications to Grow Forest Trees: A Case Study*. In Henry C.L., Harrison R.B., Bastian R.K. (Eds). *The Forest Alternative: Principles and Practice of Residuals Use*, p. 105-110. Seattle, WA: University of Washington College of Forest Resources.
- Kengne I.M., Kengne E.S., Akoa A., Bemmo N., Dodane P.-H., 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), p. 13-19.

- Kengne I.M., Akoa A.A., Soh E.K., Tsama V., Ngoutane M.M., Dodane P.-H., Koné D. (2008). *Effects of Faecal Sludge Application on Growth Characteristics and Chemical Composition of Echinochloa pyramidalis (Lam.) Hitch. and Chase and Cyperus papyrus L.* Ecological Engineering 34 (3), p. 233-242.
- Kengne I.M., Akoa A., Koné D. (2009). *Recovery of Biosolids from Constructed Wetlands Used for Faecal Sludge Dewatering in Tropical Regions.* Environmental Science and Technology 43 (17), p. 6816-6821.
- Keraita B., Konradsen F., Drechsel P. (2010). *Farm-based Measures for Reducing Microbiological Health Risks for Consumers from Informal Wastewater-irrigated Agriculture.* In: Drechsel P., Scott C., Raschid-Sally L., Redwood M., Bahri A. *Wastewater Irrigation and Health: Assessing and Mitigating Risk in Low-income Countries.* London: Earthscan. p. 189-208.
- Koné D., Cofie O., Zurbrugg C., Gallizzi K., Moser D., Drescher S., Strauss, M. (2007). *Helminth Eggs Inactivation Efficiency by Faecal Sludge Dewatering and Co-composting in Tropical Climates.* Water Research 41 (19), p. 4397-4402.
- Koottatep T., Polprasert C., Hadsoi S. (2005a). *Nutrient Recycling and Treatment of Faecal Sludge Through Constructed Wetlands and Sunflower Plant Irrigation, Proceedings of the International Forum on Sustainable Techniques for Wastewater Management Between Thailand and Taiwan ROC.* p. 26-29.
- Koottatep T., Surinkul N., Polprasert C., Kamal A.S.M., Koné D., Montangero A., Heinss U., Strauss M. (2005b). *Treatment of Septage in Constructed Wetlands in Tropical Climate: Lessons Learnt from Seven Years of Operation.* Water Science and Technology 51 (9), p. 119-126.
- Libra J.A., Kyoung S.R., Kammann C., Funke A., Berge N.D., Neubauer Y., Titirici M.M., Fühner C., Bens O., Kern J., Emmerich K.-H. (2011). *Hydrothermal Carbonization of Biomass Residuals: A Comparative Review of the Chemistry, Processes and Applications of Wet and Dry Pyrolysis, Biofuels* 2 (1), p. 89-124.
- Lin Y., Zhou S., Li F., Lin Y. (2012). *Utilization of Municipal Sewage Sludge as Additives for the Production of Eco-cement.* Journal of Hazardous Materials, 213-214, p. 457-465.
- Manyà J.J. (2012). *Pyrolysis for Biochar Purposes: A Review to Establish Current Knowledge Gaps and Research Needs.* Environmental Science and Technology 46 (15), p. 7939-7954.
- Murray Muspratt A., Nakato T., Niwagaba C., Dione H., Baawuah N., Kang J., Stupin L., Regulinski J., Mbéguéré M., 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), 223-230..
- Ndegwa P.M., Thompson S.A. (2000). *Effects of C-to-N Ratio on Vermicomposting of Biosolids, Bioresource Technology* 75 (1), p. 7-12.
- Nguyen H.D. (2010). *Decomposition of Organic Wastes and Fecal Sludge by Black Soldier Fly Larvae.* School of Environment, Resources and Development. Asian Institute of Technology, Thailand, p. 75.
- Nikiema J., Cofie O., Impraim R., Dreschel P. (2012). *Fortified Excreta Pellets for Agriculture.* Conference Proceedings – 2nd International Faecal Sludge Management Conference, Durban, South Africa, October 29-31, 2012.
- Nipattummakula N., Ahmeda I., Kerdsuwan S., Gupta A.K. (2010). *High Temperature Steam Gasification of Wastewater Sludge.* Applied Energy 87 (12), p. 3729-3734.
- Niwagaba C. (2009). *Treatment Technologies for Human Faeces and Urine.* PhD Thesis, Doctoral Thesis No. 2009: 70. Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, Sweden. ISBN 978-91-576-7417-3.
- OMS (2016). *Planification de la gestion de la sécurité sanitaire de l'assainissement. Manuel pour une utilisation et une élimination sûre des eaux usées, des excréta et des eaux ménagères.* Organisation mondiale de la santé (OMS), Genève, Suisse. ISBN 9789242549249. Disponible sur www.who.int/water_sanitation_health/publications/ssp-manual/fr/
- OMS (2006). *WHO Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater - Volume IV: Excreta and Greywater Use in Agriculture.* Organisation mondiale de la santé (OMS), Genève, Suisse. Disponible sur http://www.who.int/water_sanitation_health/sanitation-waste/wastewater/wastewater-guidelines/en/
- Reed, B. (2014). *Prévention de la transmission des maladies féco-orales.* WEDC, Loughborough University. ISBN 9781843801665

- Rodríguez N.H., Granados R.J., Blanco-Varela M.T., Cortina J.L., Martínez-Ramírez S., Marsal M., Guillem M., Puig J., Fos C., Larotcha E., Flores J. (2011). *Evaluation of a Lime-mediated Sewage Sludge Stabilisation Process. Product Characterisation and Technological Validation for its Use in the Cement Industry*. Waste Management 32 (3), p. 550-60.
- Rulkens W. (2008). *Sewage Sludge as a Biomass Resource for the Production of Energy: Overview and Assessment of the Various Options*. Energy & Fuels 22 (1), p. 9-15.
- Sheppard C.D., Newton L.G., Thompson S.A., Savage S. (1994). *A Value Added Manure Management System Using the Black Soldier Fly*. Bioresource Technology 50 (3), p. 275-279.
- Smith S.R., Lang N.L., Cheung K.H.M., Spanoudaki K. (2005). *Factors Controlling Pathogen Destruction During Anaerobic Digestion of Biowastes*. Waste Management 25 (4), p. 417-425.
- Srinivas S., Malik R.K., Mahajani S.M. (2007). *Fischer-Tropsch Synthesis Using Bio-syngas and CO₂*. Energy for Sustainable Development 11 (4), p. 66-71.
- St-Hilaire S., Sheppard C., Tomberlin J.K., Irving S., Newton L., McGuire M.A., Mosley E.E., Hardy R.W., Sealey W. (2007). *Fly Prepupae as a Feedstuff for Rainbow Trout, Oncorhynchus Mykiss*. Journal of the World Aquaculture Society 38 (1), p. 59-67.
- Still D., Taylor C. (2011). *Simple Sludge Disposal with Benefits? Deep-row Entrenchment With Agroforestry. What Happens When the Pit is Full?* FSM Seminar report, 14-15 March 2011, WINSA, p. 29-30.
- Strauss M. (2000). *Human Waste (Excreta and Wastewater) Reuse*. ETC/SIDA Bibliography on Urban Agriculture. Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag). Dübendorf, Switzerland.
- Taruya T., Okuno N., Kanaya K. (2002). *Reuse of Sewage Sludge as Raw Material of Portland Cement in Japan*. Water Science and Technology 46 (10), p. 255-258.
- Tine D. 2009. *Traitement de boues de vidange de systèmes d'assainissement autonome à Dakar (Sénégal) : Étude d'une phase d'acclimatation de deux espèces utilisées pour le traitement des boues de vidange domestiques*. Mémoire de DEA en Sciences de l'environnement. Institut des sciences de l'environnement, Université Cheikh Anta Diop de Dakar, Sénégal.
- Titirici M.M., Thomas A., Antonietti M. (2007). *Back in the Black: Hydrothermal Carbonization of Plant Material as an Efficient Chemical Process to Treat the CO₂ Problem?* New Journal of Chemistry 31 (6), p. 787-789.
- Troschinetz A.M., Mihelcic J.R. (2009). *Sustainable Recycling of Municipal Solid Waste in Developing Countries*. Waste Management 29 (2), p. 915-931.
- USEPA (1999). *Biosolids Generation, Use, and Disposal in The United States*. U.S. Environmental Protection Agency Municipal and Industrial Solid Waste Division Office of Solid Waste EPA 530-R-99-009. Available from <http://www.epa.gov/compost/pubs/biosolid.pdf>.
- Werther J., Ogada T. (1999). *Sewage Sludge Combustion*. Progress in Energy and Combustion Science 25 (1), p. 55-116.
- Yadave L.S., Hesse P.R. (1981). *The Development and Use of Biogas Technology in Rural Areas of Asia (A Status Report 1981). Improving Soil Fertility through Organic Recycling*. Food and Agriculture Organization (FAO) and United Nations Development Program (UNEP).

Questions pour l'autoévaluation

1. Citer au moins six possibilités de valorisation des boues de vidange, les procédés de traitement associés, leurs avantages et leurs inconvénients.
2. Décrire les différentes solutions de compostage, leurs avantages et leurs inconvénients.
3. Le biocharbon issu des boues de vidange peut être utilisé comme conditionneur de sols ou comme combustible. Lister les avantages et les inconvénients de chacun de ces modes de valorisation.

ORGANISATION



CHAPITRE XI

EXPLOITATION, MAINTENANCE ET SUIVI DES STATIONS DE TRAITEMENT DES BOUES DE VIDANGE

Magalie Bassan et David M. Robbins

Objectifs pédagogiques

- Comprendre l'importance et le rôle de l'exploitation et de la maintenance des stations de traitement des boues de vidange.
- Comprendre les points critiques de l'exploitation et de la maintenance, à prendre en compte dès les phases de planification et de dimensionnement.
- Être capable de définir un plan efficace de suivi, d'exploitation et de maintenance garantissant les performances de traitement.
- Comprendre l'importance de la gestion administrative pour une exploitation durable des stations de traitement des boues de vidange.

11.1 INTRODUCTION

Les stations de traitement des boues de vidange nécessitent des activités d'exploitation-maintenance continues et appropriées pour assurer leur fonctionnement à long terme. Les activités d'exploitation-maintenance sont à l'interface des domaines techniques, administratifs et institutionnels qui permettent le fonctionnement durable des stations de traitement. « Exploitation » renvoie à toutes les activités nécessaires pour qu'une station fournisse le niveau de traitement pour lequel elle a été conçue, et « maintenance » à toutes les activités qui permettent une exploitation durable des équipements et des infrastructures (Bräustetter, 2007). L'exploitation et la maintenance des stations de traitement requièrent nombre de tâches importantes à effectuer, quelles que soient la taille et la complexité technologique de la station (figure 11.1). L'engagement d'ouvriers qualifiés pour réaliser ces tâches dans les délais opportuns et en suivant les règles de l'art augmente la valeur de la station et garantit ses performances à long terme.



Figure 11.1 : Un ouvrier de maintenance nettoie les dégrilleurs mécaniques ; cette activité essentielle doit être réalisée à chaque dépotage pour assurer le fonctionnement du système. Dakar, Sénégal (photo : Linda Strande).

Beaucoup de stations cessent d'être exploitées après leur construction et ce indépendamment du choix technologique, de la qualité et de la robustesse des infrastructures. Peu d'intérêt est porté aux raisons de ces échecs. Les explications fréquemment données invoquent une capacité d'exploitation réduite (Fernandes *et al.*, 2005 ; Lennartsson *et al.*, 2009 ; Koné, 2010 ; HPCIDBC, 2011) et un manque de moyens financiers pour accomplir les tâches d'exploitation-maintenance (Koné, 2002). Les leçons à tirer de ces échecs sont que l'exploitation-maintenance doit être considérée comme une composante à part entière du cycle de vie d'une installation et de ses coûts. De même, la formation continue et le renforcement des capacités sont essentiels pour assurer une exploitation de qualité et durable. Le développement d'un plan d'exploitation-maintenance doit faire partie du processus de dimensionnement. Ce document doit être adapté aux choix technologiques et ajusté à chaque étape de planification. L'intégration des aspects d'exploitation-maintenance suffisamment tôt dans le processus décisionnel permet une cohérence et la fonctionnalité des installations dès leur mise en exploitation.

Les aspects financiers, techniques et organisationnels liés à l'exploitation-maintenance sont primordiaux, même pour des stations fonctionnant avec des technologies très simples. Les procédures établissant l'utilisation des installations de traitement sont documentées dans des plans d'exploitation-maintenance, des programmes de suivi, des rapports et des carnets, ainsi que dans des directives visant à garantir la santé et la sécurité des employés. Ces documents présentent étape par étape les tâches nécessaires pour assurer le fonctionnement durable de la station. Alors que beaucoup d'activités d'exploitation-maintenance sont spécifiques à un processus ou à une technologie, d'autres sont communes pour toutes les installations. Tous les plans d'exploitation-maintenance devraient inclure les informations suivantes :

- Les procédures de réception et de dépotage des boues de vidange à la station ;
- Les données spécifiques d'exploitation de chaque installation assurant un fonctionnement selon la conception originale ;
- Les programmes de maintenance du parc technique pour assurer son exploitation durable et minimiser les pannes ;
- Les procédures de suivi et de rapport pour les activités d'exploitation-maintenance et pour la gestion des produits issus du traitement ;
- La gestion des aspects de santé et de sécurité pour la protection des travailleurs et des aspects de protection de l'environnement ;
- La structure organisationnelle, la distribution des tâches et la gestion des aspects administratifs ;
- Les procédures pour le stockage des boues de vidange et des produits issus du traitement, ainsi que leur transport hors de la station.

Le niveau d'organisation requis pour une station de traitement des boues de vidange dépend de sa taille et de sa capacité de traitement. Les petites stations recevant de faibles charges de boues de vidange par semaine peuvent fonctionner avec un seul exploitant. Elles seront ainsi dotées d'un plan d'exploitation-maintenance relativement simple. À l'inverse, de grandes installations municipales recevant en continu des charges importantes de boues requièrent plus de personnel, impliquant une hiérarchisation de ce dernier. Ce chapitre présente le processus de

planification de l'exploitation, de la maintenance et du suivi, ainsi que les éléments types d'un plan d'exploitation-maintenance. Y sont passés en revue les procédures et tâches communes à toutes les stations de traitement de boues de vidange, ainsi que quelques aspects liés spécifiquement à certaines technologies.

11.2 INTÉGRATION DE L'EXPLOITATION-MAINTENANCE DANS LE PROCESSUS DE PLANIFICATION DES STATIONS

Plusieurs points cruciaux sont à considérer lors de la planification de stations de traitement, impactant directement l'exploitation, la maintenance et le suivi. Ceux-ci comprennent aussi bien des aspects d'ingénierie classique liés à la technologie, que des aspects de gestion institutionnelle définissant le programme de gestion des boues de vidange. L'exploitation-maintenance est primordiale pour un fonctionnement durable des installations de traitement. Sa planification doit donc être incluse dans les termes de références de dimensionnement de toutes les stations, y compris les dotations financières dédiées à l'exploitation-maintenance (Fernandes *et al.*, 2005 ; Lüthi, 2011). En outre, le planning d'exploitation, de maintenance et de suivi devrait être revu et approuvé tout au long du processus de dimensionnement en considérant les aspects suivants :

- L'emplacement de la station et sa proximité avec des zones résidentielles ;
- Les volumes et les horaires de dépotage des boues à la station ;
- La disponibilité des ressources locales ;
- Le niveau de mécanisation des technologies ;
- La valorisation et/ou la mise en décharge des produits issus du traitement.

11.2.1 Emplacement de la station de traitement des boues de vidange

La localisation d'une station de traitement est un aspect crucial lors de la préparation d'un plan d'exploitation-maintenance (voir aussi paragraphe 14.4). Les stations génèrent souvent des nuisances (odeurs, mouches, moustiques, bruit...). Une installation située à proximité d'une zone résidentielle doit être dotée de mesures préventives concernant son exploitation-maintenance. Par exemple, le contrôle des moustiques est une exigence importante pour des stations à lagunage proches d'une zone résidentielle. De même, la réduction du bruit et des poussières générées par les camions de vidange doit être assurée pour des stations dont les routes d'accès traversent des zones résidentielles. Plusieurs autres aspects dépendant du site peuvent influencer les activités et les coûts d'exploitation-maintenance :

- L'état du sol, sa profondeur et sa capacité de portance peuvent déterminer le choix des équipements et des installations ;
- Le niveau d'eau souterraine : si ce dernier est élevé, les risques de pollution des ressources en eau ou d'infiltration d'eau souterraine dans les installations sont importants, pouvant altérer le fonctionnement des équipements de pompage et de gestion des solides ;
- Les eaux de surface et les risques d'inondation peuvent réduire ou rendre impossible l'accès à la station durant une saison pluvieuse et détériorer les équipements (rouille, érosion...).

11.2.2 Volumes et horaires de dépotage des boues de vidange

Le volume des boues collectées et dépotées à la station de traitement, ainsi que les périodes d'exploitation déterminent les coûts et les exigences d'exploitation-maintenance. Certaines habitudes culturelles ou des événements importants peuvent influencer les volumes dépotés à la station au cours de l'année. De même, la variabilité saisonnière de volumes de boues influencent les besoins en personnel pour l'exploitation-maintenance. De grandes stations fonctionnant tous les jours de l'année auront des exigences en personnel bien différentes de petites stations fonctionnant de manière intermittente.

La fluctuation des volumes de boues reçus à la station au cours d'une journée est un aspect critique dans le processus de planification. En effet, des débits en dessous ou au-dessus des valeurs de dimensionnement peuvent altérer le rendement d'exploitation. La planification initiale doit donc assurer la sélection d'une technologie adaptée aux conditions locales, avec un dimensionnement correct, permettant de gérer les variations de débits attendus. La mise en place d'un schéma institutionnel coordonnant les activités entre l'exploitant et les vidangeurs est donc importante dès le début de la planification.

11.2.3 Disponibilité des ressources

La disponibilité locale des ressources impacte non seulement les coûts de construction liés au choix technologique et aux matériaux de construction, mais aussi ceux nécessaires pour l'exploitation, la maintenance et le suivi. Les aspects à considérer sont :

- La disponibilité de pièces de rechange et d'outils ;
- La disponibilité des consommables (par exemple : les produits de floculation) ;
- La disponibilité et la fiabilité des ressources en eau et en électricité ;
- La disponibilité de ressources humaines compétentes pour l'exploitation adéquate des installations ;
- L'accès à des laboratoires locaux et la disponibilité des ressources nécessaires pour les programmes de suivi ;
- La disponibilité de sous-traitants soit pour assister dans certaines tâches périodiques pouvant exiger une surcharge importante de travail, soit pour des compétences très spécifiques.

Idéalement, les équipements sélectionnés doivent pouvoir être entretenus et réparés à proximité. Si aucun fournisseur local n'est disponible, un service de livraison et de réparation rapide doit être assuré. Si cela n'est pas possible, il est recommandé de prévoir un stock de réserve de pièces et des équipements de remplacement sur le site de la station. Par exemple, les camions hydrocureurs nécessaires pour vidanger des bassins de décantation et d'épaississement requièrent des compétences de maintenance spécifiques, manquant souvent dans les petits garages locaux (figure 11.2). Les contrats lors de l'acquisition de tels équipements devraient donc inclure des clauses prévoyant les services de réparation et de maintenance périodique. Lors du dimensionnement de stations pour lesquelles l'ajout de consommables est nécessaire (par exemple : de la chaux ou du chlore), les coûts et la disponibilité de ces ressources doivent être évalués, de même que les conditions pour un stockage sûr. Les procédures d'exploitation en cas d'urgence, de coupure de courant ou d'eau, et les dépenses pour le transport et l'analyse d'échantillons en laboratoire influencent aussi les coûts d'exploitation-maintenance. Les choix technologiques ne devraient donc pas seulement dépendre des coûts de construction et d'installation, mais intégrer aussi ceux liés à l'exploitation, la maintenance et le suivi.



Figure 11.2 : Maintenance de la flotte de camions de vidange à Dumaguete City, Philippines (photo : David M. Robbins).

11.2.4 Niveau de mécanisation des technologies

Le niveau de mécanisation des stations dépend de la disponibilité locale de pièces de rechange, de courant électrique et d'agents d'exploitation compétents. Là où ces éléments font défaut, le choix de technologies passives telles que des lits de séchage ou des bassins de lagunage est judicieux. Si la disponibilité en électricité ne peut être assurée en continu, des technologies manuelles plutôt que mécaniques devraient être adoptées. Par exemple : les déchets de dégrillage peuvent être retirés manuellement ou par un râteau mécanique ; les boues séchées peuvent être transportées par une pelle mécanique ou à l'aide de brouettes ; et de gros tas de compost doivent être aérés mécaniquement, alors que des petits tas peuvent être retournés manuellement.

11.2.5 Utilisation finale ou mise en dépôt des produits issus du traitement

Les choix pour l'utilisation finale ou la mise en dépôt des produits issus du traitement déterminent les processus et les installations sélectionnés, permettant le niveau de traitement visé (voir chapitre 10). Le niveau de traitement recherché influence à son tour les coûts et les compétences nécessaires pour l'exploitation-maintenance des équipements. Par exemple, dans une station où les boues sont séchées pour être évacuées en décharge ou valorisées comme combustible, une réduction minimale des agents pathogènes suffit, imposant un traitement moins contraignant et de moindres coûts d'exploitation-maintenance qu'une station générant des produits destinés à être utilisés dans des cultures maraîchères visant une consommation humaine de produits, comme des salades. Une des clés pour dimensionner les stations de traitement est l'évaluation de l'équilibre entre les bénéfices associés aux activités de valorisation et les coûts impliqués par la technologie et l'exploitation-maintenance afin d'atteindre le niveau de traitement visé. La compréhension des coûts associés aux tâches spécifiques d'exploitation, de maintenance et de suivi pour les activités de valorisation identifiées contribue à l'efficacité d'un programme de gestion des boues de vidange.

11.3 RÉCEPTION DES BOUES DE VIDANGE À LA STATION DE TRAITEMENT

Il est important de prendre en compte la circulation et la gestion du trafic des camions à l'intérieur et à l'extérieur des stations de traitement, afin de maximiser l'efficacité du processus de réception et de dépotage. La réception des boues de vidange à la station implique :

- Le contrôle du trafic ;
- Le contrôle des boues à dépoter dans les installations.

Ces aspects sont discutés dans les paragraphes suivants.

11.3.1 Contrôle du trafic

Dans des stations peu fréquentées, le contrôle du trafic est rarement problématique. Dans la plupart des cas, le personnel de ces stations gère la réception et le contrôle des camions de vidange et les dirige dans la station. Dans des stations à plus large échelle, où nombre de camions peuvent être pressés de dépoter, le personnel d'exploitation peut favoriser le dépotage rapide en assistant les conducteurs et en évitant des accidents.

Le contrôle du trafic peut être simplifié par une station intelligemment dimensionnée. Des routes d'accès permettant aux camions de vidange de traverser la station plutôt que de devoir y manœuvrer sont le gage d'une meilleure efficacité et d'une sécurité accrue. Des postes de contrôle mécanisés, où l'identité des conducteurs et les volumes de boues dépotés sont enregistrés automatiquement, peuvent aussi réduire les coûts d'exploitation dans le cas de grandes stations de traitement. Les rayons de braquage pour que les camions les plus larges et les plus lourds puissent circuler doivent être pris en compte dans le dimensionnement des routes d'accès hors et dans la station de traitement. De plus, les zones de stationnement et de dépotage doivent être horizontales, et les routes d'accès ne devraient pas avoir une pente supérieure à 3 %.

11.3.2 Réception des boues de vidange pour le dépotage

La variabilité des caractéristiques des boues de vidange issues de différents dispositifs d'assainissement à la parcelle peuvent impacter l'exploitation d'une station de traitement. Des boues de vidange venant de quartiers résidentiels (par exemple : de fosses septiques ou de latrines) contiennent souvent des concentrations faibles en produits chimiques toxiques. Les boues de restaurants, en revanche, peuvent contenir des quantités importantes d'huiles et de graisses, spécialement lors d'absence ou de dysfonctionnement des déshuileurs. Il est recommandé d'avoir deux files de traitement séparées pour les boues de vidange provenant de garages, de blanchisseries, d'hôpitaux ou d'autres établissements commerciaux ; l'une traitant les boues de vidange d'origines ménagères, l'autre les boues d'origines commerciales.

En fonction du schéma institutionnel et de l'entente entre les acteurs locaux en charge de la collecte, du transport et du traitement des boues de vidange, un système d'enregistrement de l'origine, des volumes et des caractéristiques des boues de vidange peut être mis en place. Un formulaire peut être complété lors de la vidange par le propriétaire du dispositif d'assainissement à la parcelle (figure 11.3). Le formulaire remis à la station devrait aussi indiquer lorsque plusieurs dispositifs d'assainissement ont été vidangés. Une fois le dépotage accepté, le formulaire est signé par le personnel exploitant de la station et rendu au conducteur.

Formulaire de vidange

Origine des boues
Nom (propriétaire de maison) _____
Adresse _____
Date _____

Origine et volume des boues de vidange

Origine	Choix	Volume (en mètre cube)
Résidentiel		
Commercial/ industriel		
Institutionnel		
Station de traitement des eaux usées		

Les boues commerciales et industrielles doivent être échantillonnées et analysées avant le dépotage à la station de traitement pour s'assurer qu'aucune matière n'altère le fonctionnement des installations de traitement. Une altération du traitement peut être causée par des graisses, de l'huile, des métaux ou des produits chimiques.

Description des boues commerciales/industrielles : _____

Vidangeur

Opérateur/entreprise	
Adresse	
Type de véhicule	
Numéro de plaque	
Nom du conducteur	
Signature	
Numéro de permis de conduire	
Nom des autres employés	

Approuvé par
le représentant officiel _____
(Nom et signature)

Figure 11.3 : Formulaire identifiant l'origine des boues de vidange, le volume et le vidangeur. Document adapté à partir de celui du service Santé des Philippines (Philippines Department of Health, 2007).

Le personnel exploitant la station de traitement doit être entraîné au contrôle physique des échantillons de boues de vidange. S'il y a un doute concernant l'origine des boues, un échantillon doit être prélevé et sa couleur, son odeur ainsi que la présence en graisses ou huiles observées. Les boues de vidange d'origines ménagères ont un aspect particulier, tout comme les boues contenant des concentrations élevées en huiles ou en graisses. Les boues ne correspondant pas aux exigences établies pour les installations de traitement doivent être refusées, sauf existence d'une file de traitement dédiée.

11.4 PLAN D'EXPLOITATION-MAINTENANCE

Le plan d'exploitation-maintenance détaille les tâches, le matériel, les équipements et les outils ainsi que les procédures d'échantillonnage, de suivi et de protection de la santé nécessaires pour la bonne exploitation de la station de traitement. Tous ces aspects génèrent des coûts qu'il s'agit de prévoir.

11.4.1 Procédures d'exploitation

Toute station de traitement des boues de vidange requiert une procédure claire et précise d'exploitation-maintenance. Les informations suivantes devraient être consignées dans le manuel d'exploitation :

- Les plans et les spécifications techniques ;
- Les documents de fabrication et les modes d'emploi des équipements ;
- La (les) personne(s) responsable(s) de chaque tâche ;

- La fréquence de chaque activité ;
- Les procédures d'exploitation et les outils nécessaires à chaque tâche ;
- Les mesures de sécurité ;
- Les données à suivre et les informations à enregistrer.

Si des produits chimiques ou des consommables sont nécessaires pour l'exploitation d'une installation technique, ils doivent eux aussi être listés, ainsi que le nom du fournisseur et les informations relatives à leur utilisation et à leur stockage. Les contacts et la description des sous-traitants doivent également apparaître dans le manuel d'exploitation en cas de tâches spécifiques nécessitant l'intervention d'entreprises externes ou, par exemple, pour le transport des produits issus du traitement. Dans le manuel d'exploitation figurent aussi les procédures et les informations spéciales en cas d'urgence ou de dysfonctionnement. Les procédures devraient en particulier être prévues pour les événements climatiques extrêmes, les coupures de courant, les surcharges, les dysfonctionnements de pompes, de canaux ou de bassins, ou en cas d'accidents. Toutes les procédures listées dans le manuel d'exploitation doivent respecter la réglementation et les normes locales.

Les technologies de traitement décrites aux chapitres 5 à 9 nécessitent toutes la gestion des aspects suivants :

- La séparation des déchets de dégrillage ;
- L'alimentation en boues de vidange (quantité, qualité et fréquence) ;
- Le traitement (par exemple : l'aération des tas de compost, l'ajout de produits pour le séchage mécanique) ;
- Le temps de séjour ;
- Le transfert des boues traitées d'un ouvrage à un autre ou le curage des produits solides issus du traitement ;
- La collecte et le traitement des produits liquides issus du traitement ou leur utilisation finale ;
- Le stockage et la vente des produits issus du traitement.

Les procédures d'exploitation doivent prendre en compte les variables climatiques et les autres aspects liés au contexte local. Les temps de séchage et de séjour dans les ouvrages peuvent par exemple varier de manière importante entre des périodes de sécheresse et d'intenses pluies. Des épisodes de pluie peuvent aussi influencer les volumes dépotés aux stations si les dispositifs d'assainissement à la parcelle n'ont pas été dimensionnés ou construits de manière optimale. En effet, de l'eau peut s'y infiltrer par ruissellement ou par infiltration en cas de montée des eaux souterraines et remplir les dispositifs plus rapidement. Ces aspects devraient être pris en compte dans la planification de l'exploitation des stations de traitement. Par exemple également, les macrophytes des lits de séchage plantés peuvent aussi être coupés pendant une période sèche, alors que les charges en boues de vidange sont réduites et que le temps de séchage est plus court.

Les caractéristiques des boues de vidange (viscosité, volume de déchets solides, type de boues) et le niveau de traitement visé sont aussi à prendre en compte dans les procédures d'exploitation. Le système de suivi et les informations qu'il fournit devraient de plus servir à améliorer la plani-

fication et les procédures d'exploitation-maintenance. Par exemple, la fréquence de l'extraction des boues épaissies d'un bassin de décantation et d'épaississement ou d'un bassin de lagunage devrait être ajustée en fonction des quantités de boues accumulées au cours du temps.

11.4.2 Procédures de maintenance

Il y a deux types de maintenance : la maintenance préventive et la maintenance réactive. Un programme efficace de maintenance préventive permet de limiter les interventions de maintenance réactive en cas d'urgence, souvent plus complexes et coûteuses. Les pannes de certains équipements ou installations peuvent sérieusement altérer la capacité de fonctionnement de toute la station, voire se solder par une panne généralisée. Ainsi, chaque partie de la station de traitement nécessite des activités de maintenance préventive régulières. Ces dernières doivent être détaillées dans le plan de maintenance comprenant les tâches, leur fréquence et les procédures précises, y compris les inspections. Il est important d'assurer une inspection régulière de tous les équipements et installations. Pendant ces inspections, le personnel exploitant contrôle l'absence de fissure, d'éclat ou de coloration inhabituelle dans le béton et de dégradation des canalisations, afin d'identifier les mesures préventives nécessaires.

Le plan de maintenance devrait lui aussi être défini en fonction du contexte local, du climat et des informations fournies par les systèmes de suivi. Par exemple, des stations de traitement de boues de vidange situées dans des régions côtières peuvent nécessiter des contrôles et des actions anticorrosion plus fréquentes qu'ailleurs étant donné les quantités élevées de sel dans l'air. Le plan de maintenance doit détailler les tâches, les équipements, les outils et les pièces de rechange requises pour assurer toutes les activités, ainsi que les responsables et le temps nécessaire à la réalisation de ces tâches. Un carnet de maintenance permet de noter les tâches de maintenance préventives effectuées en détail, de même que les difficultés ou les anomalies rencontrées. Ces informations peuvent aussi être enregistrées dans une base de données.

Les tâches de maintenance fréquentes comprennent :

- Le contrôle anticorrosion, l'élimination de la rouille, la peinture et la protection des surfaces métalliques et la réparation des parties de béton dégradées ;
- Le curage des boues et des déchets solides des bassins et des canaux ;
- L'entretien et le contrôle des vannes ;
- Le graissage des équipements mécaniques tels que les pompes, les centrifugeuses ou les camions de vidange ;
- Les opérations de nettoyage et d'entretien des bâtiments, comprenant la gestion des déchets et l'entretien de la végétation dans la station.

11.5 GESTION DES ÉQUIPEMENTS ET DES CONSOMMABLES

La gestion des équipements et des consommables doit prendre en compte tous les éléments d'une station de traitement des boues de vidange afin d'assurer son efficacité durable à un moindre coût. L'analyse financière du cycle de vie d'une station doit donc inclure :

- Les coûts d'investissement pour l'achat des équipements et des installations ;
- Les coûts relatifs aux tâches d'exploitation, de maintenance et de suivi ;

- Les coûts d'achat des pièces de rechange pour les réparations ;
- Les coûts liés à l'achat des consommables, tels que les graisses ou les produits chimiques ;
- Les coûts de remplacement de tous les équipements et des installations une fois leur cycle de vie terminé.

La totalité des coûts du cycle de vie comprend aussi les stocks de matériaux et d'outils nécessaires à long terme. Ces derniers devraient, dans l'idéal, tous être disponibles immédiatement sur le site de la station de traitement (Lüthi *et al.*, 2011). Si plusieurs stations sont équipées des mêmes technologies, des stocks centralisés peuvent être organisés.

La gestion des équipements est cruciale pour les stations de traitement à large échelle, et les aspects suivants devraient être prévus dans leur plan de maintenance :

- L'état actuel des équipements et des installations ;
- Le niveau de service requis pour une exploitation durable ;
- Les équipements et les installations critiques pour la durabilité de l'exploitation et des performances ;
- Les coûts minimums sur le cycle de vie ;
- La stratégie de financement de tous ces éléments à long terme.

Seul un inventaire précis de tous les équipements et installations permet la comparaison sur la base des coûts et de leur importance dans le fonctionnement de la station. Les composantes cruciales pour l'exploitation de la station doivent être identifiées et, en cas de panne ou d'usure avancée, être immédiatement remplacées. Il est donc important d'avoir des contrats prédéfinis avec les fournisseurs pour assurer le remplacement rapide de ces éléments critiques. L'étude de cas 11.1 illustre l'exemple de l'échec d'une station dû au manque d'employés en charge de la maintenance et de l'oubli d'une pompe dans la liste des équipements clés.

11.6 SUIVI

La maintenance de stations de traitement des boues de vidange nécessite une compréhension complète des processus de traitement et des prérequis assurant le niveau de traitement attendu. Cette compréhension se base non seulement sur les connaissances théoriques concernant les mécanismes de traitement et les principes de dimensionnement de la technologie, mais aussi sur les informations fournies par les procédures de suivi. Le programme de suivi nécessite une planification et des infrastructures telles qu'un laboratoire, du personnel et un budget propre. Ce programme devrait être structuré de manière à fournir les informations nécessaires au personnel d'exploitation pour optimiser en continu les performances de la station de traitement et à permettre un contrôle efficace de la qualité des effluents. Le suivi peut inclure différentes méthodes dont :

- Des informations visuelles ou sensorielles concernant le fonctionnement des installations, telles que la formation de mousse sur les bassins, la couleur des boues ou des odeurs émanant de pompes par exemple ;
- L'analyse ou la mesure sur place, incluant des tests ou des kits utilisés sur le terrain pour mesurer le pH, l'oxygène dissout ou la température ;
- L'analyse d'échantillons en laboratoire.

Le suivi est une activité nécessitant beaucoup de temps et de ressources financières. Un plan de suivi écrit est essentiel pour permettre au personnel exploitant de collecter et d'organiser les données requises de manière adéquate et précise. Ce plan de suivi peut utilement être basé sur les questions suivantes :

- À quoi les informations servent-elles ?
- Comment et quand les informations ou les échantillons devraient-ils être collectés sur place ?
- Qui est responsable de cette collecte ?

Étude de cas 11.1 : Exemple d'un échec d'exploitation-maintenance.
(Adapté de Bassan, 2009).

Une station de traitement des boues de vidange a été construite en 2004 avec un canal de dégrillage, deux bassins de décantation et d'épaississement en parallèle et neuf lits de séchage. Une canalisation est utilisée pour l'évacuation de la fraction liquide vers la station de traitement des eaux usées attenante fonctionnant avec des bassins de lagunage.

Après 5 ans d'exploitation, la station s'est trouvée à l'arrêt pendant quelques mois et ce malgré la robustesse des technologies mises en œuvre. Cette panne a résulté de la sélection de pompes insuffisamment puissantes pour extraire les boues et d'une panne des camions hydrocureurs requis pour le curage des boues épaissies au fond des bassins. Les bassins de décantation et d'épaississement n'ayant pas été curés pendant plusieurs mois, d'importantes quantités de solides sont entrées dans les bassins de lagunage pendant la période de dysfonctionnement. Ainsi, c'est l'ensemble de la station attenante qui a été surchargée. De plus, les boues épaissies n'ont pas pu être séchées sur les lits de séchage et aucun entretien n'a été effectué pendant plusieurs mois. Ce manque de maintenance prolongée a eu pour résultat l'altération des matériaux filtrants, des murs et des vannes. Des ressources importantes ont finalement été requises pour remédier à ces dégradations et au faucardage des mauvaises herbes pour assurer à nouveau un fonctionnement performant de l'ensemble de la station de traitement.

Cette situation est le résultat d'une stratégie de gestion des ressources humaines insuffisante, d'un système administratif trop rigide et d'un manque de procédures efficaces pour l'exploitation-maintenance. Il n'y avait en effet aucun exploitant fixe pour cette station de traitement des boues de vidange, mais des travailleurs journaliers sans formation étaient régulièrement engagés. Ce mode de recrutement du personnel n'encourage pas le sentiment de responsabilité nécessaire pour une maintenance soignée et ne permet pas une continuité satisfaisante des activités d'exploitation. De plus, aucun technicien compétent n'a été engagé pour la réparation des pompes pendant toute la période à cause d'un manque de circulation de l'information dans l'entreprise. Une fois ces informations communiquées au siège principal, les travaux nécessaires de réparation et de maintenance ont été effectués rapidement, permettant le retour au fonctionnement normal des installations de traitement.

Cet exemple illustre bien l'importance d'une attribution intelligente des ressources humaines pour l'exploitation des stations de traitement des boues de vidange afin d'assurer leur fonctionnement dans la durée. Il est donc crucial de prévoir un budget suffisant permettant l'engagement de personnel d'exploitation compétent. Cette étude de cas montre aussi la nécessité d'établir des stratégies de gestion d'entreprise suffisamment flexibles pour réagir rapidement à des problèmes techniques. Une procédure hiérarchique trop complexe entraînant une communication interne trop lente affecte directement la possibilité d'assurer les réparations nécessaires en temps opportun ou de changer la gestion d'une installation pour permettre son optimisation. De tels systèmes administratifs complexes peuvent causer d'importantes détériorations des procédés de traitement.

11.6.1 Suivi des paramètres physico-chimiques et microbiologiques

Un programme efficace d'analyses de laboratoire doit fournir les informations nécessaires pour obtenir un historique du fonctionnement de la station et pour faciliter la prise de décisions d'exploitation. Plus l'information est précise et régulière, plus faciles sont les prises de décisions en termes d'exploitation. L'exploitation d'un bassin de lagunage ou d'un digesteur anaérobie peut par exemple être rapidement ajustée en fonction des résultats des analyses en laboratoire. Si des analyses révèlent des valeurs de demande biologique en oxygène et de matière sèche dépassant les exigences de rejet, le temps de séjour dans les bassins peut être augmenté pour améliorer les performances de traitement.

La chaîne de responsabilités doit être organisée pour s'assurer que le personnel en charge de l'échantillonnage communique de manière efficace avec les responsables du laboratoire concernant les échantillons prélevés et les analyses requises. Il comprend un registre écrit des conditions d'échantillonnage, des observations spéciales, des instructions et une liste des responsables pour chaque échantillonnage ainsi que les informations suivantes :

- L'identification des échantillons ;
- Les informations concernant le fonctionnement des installations au moment de l'échantillonnage ;
- Les instructions pour le personnel de laboratoire, à savoir les analyses à effectuer pour chaque échantillon ;
- La date et l'heure de prélèvement et de manipulation, ainsi que la signature de chaque personne manipulant les échantillons.

Selon HPCIDBC (2011), les paramètres les plus souvent analysés sont :

- Les matières sèches et les matières en suspension : ces analyses permettent l'évaluation des performances de sédimentation (figure 11.4) ;
- La teneur en eau des produits issus du traitement : ce paramètre fournit une estimation des performances de séchage ;
- Les demandes biologique et chimique en oxygène dans la fraction liquide : ces analyses permettent le suivi de l'oxygène qui sera consommé, impactant directement la vie aquatique ;
- La teneur en nutriments (par exemple en azote et en phosphore), qui influence les possibilités de valorisation en agriculture, de même que le risque d'eutrophisation des eaux ;
- La teneur en germes pathogènes : cet aspect est généralement évalué par l'analyse de la concentration en *E. Coli*, en coliformes fécaux ou en œufs d'helminthe qui permettent un suivi des risques de maladies d'origine hydrique.

Ces paramètres de suivi doivent être ajustés en fonction des technologies utilisées, des exigences de qualité locales concernant les effluents et des objectifs de valorisation (voir chapitres 2 et 10). Par exemple, l'évaluation du contenu en germes pathogènes n'est pas nécessaire si les produits issus du traitement sont ensuite brûlés dans une cimenterie. Le pH est un élément important à contrôler pour l'alimentation d'un digesteur anaérobie avec des boues de vidange.

L'analyse des échantillons en laboratoire requiert le suivi de procédures strictes par des employés qualifiés. Un budget spécifique et significatif doit être prévu pour l'achat des consommables de laboratoire, ainsi que pour l'utilisation et l'entretien des équipements d'analyse et de l'infrastructure. Certaines technologies de traitement impliquent des procédures de suivi en laboratoire plus complexes que d'autres, telles que par exemple les procédés de compostage, de boues activées ou de traitement à la chaux. D'autres installations nécessitent un suivi relativement simple se limitant à l'évaluation des performances de traitement. Les activités de laboratoire requièrent aussi des procédures bien définies d'assurance et de contrôle qualité.

Lorsque des analyses spéciales sont nécessaires, des contrats peuvent être prévus avec des laboratoires externes. Dans le cas d'une sous-traitance de certains aspects du suivi, le contrat doit clairement statuer sur les méthodes d'échantillonnage, de conservation et d'analyse des échantillons. Les stations de traitement des boues de vidange pour lesquelles une partie du suivi est effectuée par des laboratoires externes doit bénéficier d'un système clair de contrôle et d'assurance qualité permettant le contrôle des procédures et de vérifier la fiabilité des informations.

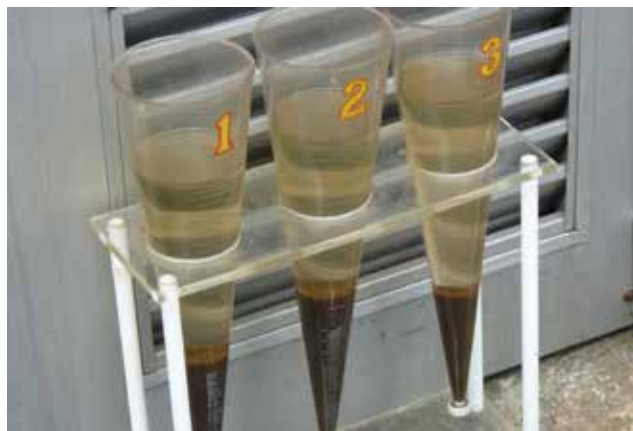


Figure 11.4 : Tests de décantabilité réalisés à la station de traitement de Manille sud (Manila Water South Septage Treatment) aux Philippines (photo : David M. Robbins).

11.6.2 Manuel d'analyses

Un manuel d'analyses est préparé pour chaque station de traitement des boues de vidange, avec les informations suivantes :

- La fréquence, l'emplacement et les procédures d'échantillonnage (par exemple : échantillon instantané ou composite), ainsi que les conditions de transport pour chaque type d'échantillon ;
- Les conditions de stockage et de conservation des échantillons et des produits chimiques pour l'analyse (par exemple : le type de contenant, les produits de conservation et la température de stockage) ;
- Les protocoles d'analyse pour chaque paramètre, suivant autant que possible des méthodes normalisées reconnues ;
- Le plan de contrôle et d'assurance qualité pour l'échantillonnage et toutes les analyses effectuées sur place ou en laboratoire pour assurer l'exactitude des données analytiques ;

- La nécessité et la fréquence d'échantillonnages fragmentés, de duplicatas ou de blancs pour les contrôles ;
- L'information nécessaire pour le calibrage la maintenance des équipements analytiques utilisés à la station et en laboratoire (par exemple : les sondes pH et d'analyses de la demande en oxygène).

11.7 TENUE DE REGISTRES

Un programme efficace d'exploitation-maintenance requiert une tenue de registres complète, où toutes les activités d'exploitation, de maintenance et de suivi, ainsi que tout dysfonctionnement est documenté. Ces registres et rapports sont des outils importants pour le personnel exploitant qui peut s'y référer pour identifier les fluctuations et les problèmes d'exploitation, analyser leur périodicité et évaluer l'efficacité des mesures de mitigation entreprises. Ces informations permettent aussi l'optimisation continue des procédures d'exploitation-maintenance. Elles devraient donc être toujours accessibles à l'ensemble du personnel exploitant et contenir les éléments suivants :

- Les informations concernant l'exploitation de la station de traitement consignées dans des cahiers d'exploitation ou des rapports quotidiens d'exploitation comme illustré à la figure 11.5, des formulaires de suivi du fonctionnement de chaque unité de traitement ainsi que des documents et des rapports concernant la réception des boues de vidange à la station ;
- Les rapports concernant les événements urgents et les dysfonctionnements avec en réponse les méthodes de mitigation et de fonctionnement ;
- Les rapports et les cahiers consignants les activités de maintenance préventive et réactive, dont des cahiers de maintenance pour chaque unité de traitement, et les stocks de consommables, d'outils et de pièces de rechange ;
- Les dossiers de conformité comprenant les résultats des analyses et des observations de terrain, les normes et les courriers officiels concernés ;
- Les dossiers concernant les employés, en particulier les horaires, les fiches de travail et les rapports mentionnant les blessures.

Le nombre, le type et la longueur des rapports et des cahiers utilisés pour une station de traitement dépend de sa taille, de sa complexité technologique et des normes et lois concernant les installations de traitement et la qualité des effluents. Des résumés et des rapports de bilans devraient être préparés régulièrement afin de faciliter l'utilisation des données pour l'optimisation des plans d'exploitation-maintenance, voire la planification de modification ou d'expansion de la station de traitement. Ces informations peuvent aussi servir en cas de dimensionnement de nouvelles stations. Les éléments clés de la tenue des registres sont listés ci-dessous.

11.7.1 Cahier d'exploitation

Le cahier d'exploitation figure parmi les documents les plus importants. Ce cahier permet la communication entre tout le personnel exploitant et consigne les événements importants. Les informations enregistrées comprennent le nom des responsables des différentes tâches, les conditions climatiques, tous les dysfonctionnements, les anomalies et les difficultés d'exploitation, les messages importants, les informations concernant la sécurité et les actions entreprises en ré-

ponse aux anomalies. Un exemple du cahier d'exploitation recommandé par le code administratif sur la gestion des eaux usées au New Jersey (États-Unis) est présenté dans l'étude de cas 11.2.

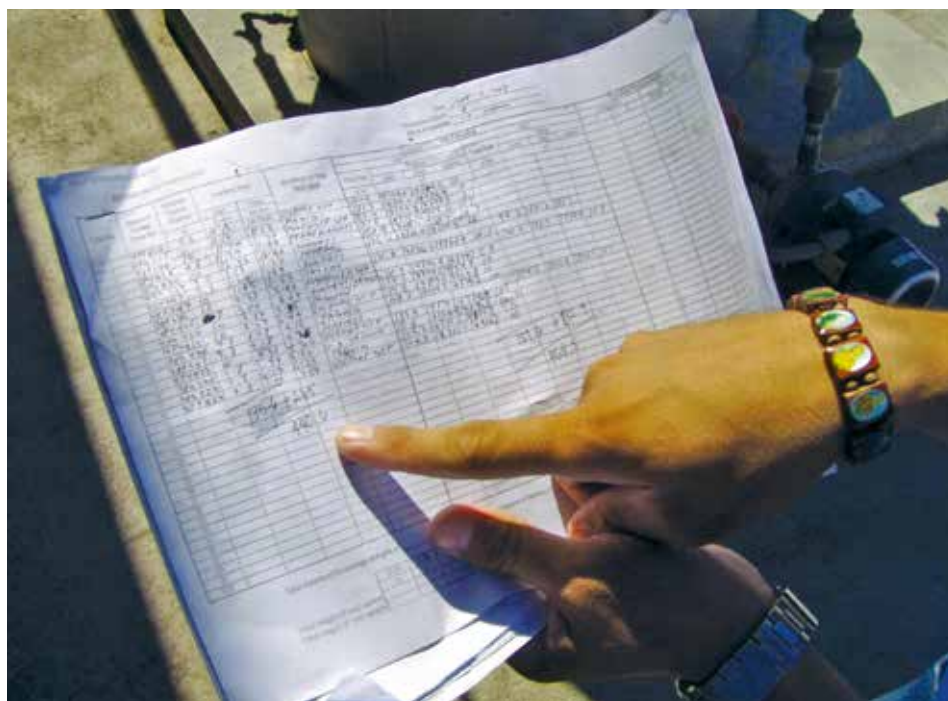


Figure 11.5 : Le registre des entrées des camions consigne le nombre de camions ayant dépoté, les volumes de boues de vidange, la date et le jour du dépotage ainsi que le nom du conducteur. Ces rapports sont remplis dans chaque station de traitement des boues de vidange (photo : David Robbins).

Étude de cas 11.2 : Extrait du code administratif sur la gestion des eaux usées de l'État du New Jersey (cahier d'exploitation).

Le résultat des inspections de tous les équipements mécaniques et des accessoires et outils essentiels à l'exploitation-maintenance du système de traitement est soit enregistré sur papier et conservé dans des cahiers d'inspection, soit saisi dans des bases de données sécurisées, ou toute méthode d'enregistrement équivalente. Les cahiers ou bases de données informatiques incluent les informations suivantes :

- L'heure, la date et l'objet de toutes les inspections ;
- Le rapport complet sur tous les arrêts et problèmes, toutes les pannes et situations de dérivation, d'arrêt de pompes ou d'urgence, toutes les plaintes ou raisons d'intervention sur un élément du système de traitement nécessitant une modification des procédures d'exploitation-maintenance de routine, ou toute situation pouvant résulter en une violation des permis, lois ou normes ;
- Les informations concernant les actions de remédiation ou de suivi et les protocoles appliqués pour la correction de tous les cas susmentionnés ;
- La date, l'heure et la personne ayant consigné ces informations.

11.7.2 Rapports de réception des boues de vidange

Les rapports de réception des boues de vidange consignent les quantités de boues de vidange reçues chaque jour à la station, les taxes de dépotage collectées et toute information spéciale reportée par les employés à ce sujet. Le remplissage régulier de ce document permet de minimiser les fraudes et limite le dépotage sauvage des boues hors des stations de traitement.

11.7.3 Fiches d'exploitation des unités de traitement

Les fiches d'exploitation répertorient les quantités de boues de vidange déversées dans chaque unité de traitement et les activités d'exploitation réalisées (par exemple : l'extraction des produits issus du traitement), les variables d'exploitation appliquées (par exemple : le ratio de mélange entre des boues fraîches et stabilisées ou l'ajout de chaux), la qualité des produits issus du traitement et les déchets extraits, ainsi que les consommables utilisés. Le personnel et les compétences nécessaires pour réaliser toutes les activités y sont aussi listés, avec les anomalies pouvant être observées et les actions de mitigation possibles. Ces fiches fournissent un historique des activités d'exploitation-maintenance entreprises pour chaque installation, équipement ou pièce, les pannes observées et les solutions développées, de même que le budget et les ressources humaines nécessaires. Les activités de maintenance préventive et réactive sont distinguées et des recommandations pour l'optimisation des procédures enregistrées.

11.7.4 Interprétation et communication des données techniques

Les données collectées par les procédures de suivi à la station et en laboratoire (par exemple : dans les cahiers, les rapports et les fiches d'exploitation) sont utilisées conjointement pour ajuster les procédures d'exploitation-maintenance en vue de l'optimisation des performances de traitement. Par exemple, la charge volumique des boues de vidange sur des lits de séchage plantés peut être ajustée en comparant les résultats d'analyses en laboratoire avec les informations sur les charges massiques et le temps de séjour (Kootatpe *et al.*, 2005). Les conditions optimales d'exploitation peuvent ainsi être identifiées et les performances de traitement améliorées.

Toutes les informations collectées par le biais du programme de suivi et dans les différents types de registres est analysée régulièrement et des rapports sont préparés pour assurer une communication interne. L'efficacité du système de communication interne est cruciale, car elle permet l'amélioration des procédures administratives et d'exploitation et assure aussi que chaque employé dispose de toutes les informations nécessaires pour contribuer au bon fonctionnement de la station de traitement. La définition des fréquences d'émission des différents rapports et de la chaîne de prise de décision est aussi essentielle.

Afin de s'assurer que les actions adéquates sont mises en œuvre et de rendre utiles tous les rapports, fiches et cahiers d'exploitation et de suivi, les rapports d'analyses en laboratoire doivent être mis à disposition de tout le personnel d'exploitation et être lus par les responsables administratifs en charge de l'exploitation. La formation de tout le personnel exploitant, des techniciens aux responsables, est donc primordiale pour être sûr que les informations et les résultats d'analyses sont bien compris et interprétés. Lors de dépassement des exigences de qualité ou des valeurs prévues, une réunion devrait être organisée pour décider des mesures à prendre. Toutes les informations consignées dans les fiches d'exploitation-maintenance et les rapports d'analyses en laboratoire devraient aussi être résumées au fil des mois et des années d'exploitation. Par

exemple, il est important d'avoir un historique des pannes d'équipements tels que les pompes sur une période d'une année afin d'ajuster le programme de maintenance préventive. Un tel historique peut également permettre la décision d'améliorer les installations de dégrillage avant une pompe pour réduire le nombre de pannes. Les activités d'exploitation-maintenance dépendent aussi des conditions climatiques et donc des saisons. Cet aspect est aussi important à considérer lors de la planification des activités d'exploitation et de maintenance.

11.8 SÉCURITÉ DANS LES STATIONS DE TRAITEMENT

Les stations de traitement des boues de vidange doivent être protégées de toute entrée non-autorisée et des actes de vandalisme. Pour cela, du personnel de sécurité peut être engagé et des barrières de protection installées. La sécurité peut aussi être favorisée par les éléments suivants :

- L'intégration de la sécurité comme un sujet à part entière dans les réunions du personnel exploitant ;
- La désignation d'un responsable de la sécurité ou la définition précise des tâches relatives à la sécurité aux différents employés ;
- La mise en place et le suivi des règles de sécurité de manière cohérente et équitable ;
- La formation de tous les employés sur les aspects de sécurité.

11.8.1 Santé et sécurité

De nombreux risques découlent des tâches d'exploitation-maintenance sur une station de traitement des boues de vidange. Ces aspects sont donc une partie intégrante du plan d'exploitation-maintenance. Malheureusement, les aspects de santé et de sécurité sont souvent sous-estimés.

Le plan de santé et de sécurité inventorie les procédures, les pratiques et les équipements que doivent connaître les employés pour permettre une exploitation sécurisée. Ce plan est détaillé de manière spécifique pour chaque station de traitement, bien que nombre d'aspects soient les mêmes partout. Les procédures visant à garantir la santé et la sécurité sont strictement encouragées et contrôlées par les responsables administratifs. Pour cela, le plan de santé et de sécurité devrait être accompagné par des panneaux près de chaque zone à risques (par exemple : près des bassins, des installations électriques, des espaces confinés). Un exemple de consignes de sécurité est donné à la figure 11.6. Les aspects suivants devraient être intégrés dans le plan de santé et de sécurité :

- Les équipements de protection individuelle et les mesures de sécurité à observer lors des activités d'exploitation-maintenance ;
- Les mesures d'hygiène et de contrôle des infections ;
- Les procédures d'urgence en cas d'accident ;
- La protection contre les chutes et les risques de noyade ;
- La protection à l'entrée des espaces confinés ;
- La sécurité à l'usage des installations électriques, ainsi que les procédures de mise en tension et hors tension.

De plus amples détails peuvent être trouvés sur le site internet de l'administration de santé et de sécurité au travail des États-Unis (<http://www.osha.gov/>). Ces aspects sont aussi développés ci-dessous.



Figure 11.6 : Les panneaux d'indication des mesures de sécurité sont importants pour assurer le suivi des procédures visant à garantir la santé et la sécurité des employés (photo : David M. Robbins).

11.8.2 Équipements de protection individuelle

Pour réduire les risques d'exposition lors des activités d'exploitation-maintenance, les équipements de protection individuelle suivants doivent être portés :

- Les casques contre les chutes d'objets ;
- Les lunettes ou masques de protection contre les projections chimiques et les poussières ;
- Les gants en latex ou autres matériaux pour protéger du contact avec des produits chimiques et abrasifs ;
- Les masques de respiration, anti-poussières ou les appareils respiratoires lors de certaines tâches, par exemple dans des zones confinées ;
- D'autres vêtements de protection mis à disposition du personnel exploitant, tels que des bottes ou des chaussures de protection, des pantalons ou des tabliers ;
- Les équipements spécifiques pour des tâches particulièrement dangereuses.

En plus de la préparation d'un plan de santé et de sécurité pour chaque station de traitement et pour chaque activité d'exploitation-maintenance, il est du ressort des responsables administratifs d'assurer la formation de tous les employés concernant ces aspects et de veiller au respect des normes et des usages de sécurité.

Le plan de santé et de sécurité prévoit aussi des directives claires pour la réception des charges de boues de vidange à la station, le déplacement des camions à l'intérieur du site, les activités de maintenance et de suivi, le stockage et la séparation des produits chimiques et des consommables et la gestion des produits issus du traitement. Par exemple, les camions doivent être bien immobilisés pendant le dépotage, tout le personnel d'exploitation, de maintenance et de suivi doit porter les vêtements de protection adéquats sur le site de la station et l'interdiction de fumer doit être respectée.

11.8.3 Contrôle des infections

Les boues de vidange sont par nature infectieuses. Elles contiennent des concentrations importantes en bactéries, en virus et autres germes pathogènes pouvant générer des maladies dites « d'origine hydrique ». Le personnel exploitant doit donc être vacciné, par exemple contre l'hépatite A et le tétanos, et suivre des règles d'hygiène strictes lors de l'utilisation des équipements et des outils qui ont pu être en contact avec les boues de vidange. Des douches, des robinets et du savon pour se laver les mains doivent être mis à disposition du personnel exploitant, de même qu'un vestiaire où les employés peuvent se changer. Les procédures de contrôle des infections comprennent :

- Le port des équipements de protection individuelle adéquats pour éviter tout contact de la peau et du visage avec des boues de vidange ;
- Le lavage régulier des mains après un contact avec les boues de vidange et avant de manger ou boire ;
- L'interdiction de manger ou boire dans les zones où des boues de vidange ou des produits chimiques sont stockés et manipulés ;
- La communication immédiate aux responsables de la station de traitement des maladies ou malaises observés ;
- L'interdiction de fumer et de toute activité pouvant favoriser l'ingestion de matières fécales.

11.8.4 Contacts et procédures en cas d'urgence

Les numéros et les contacts en cas d'urgence doivent être visibles dans les différentes salles et accessibles à tous les employés. De même, l'accès à un téléphone fonctionnel est important. Des kits de premiers secours et de soins basiques devraient aussi être fournis sur toutes les stations de traitement, en particulier les plus retirées. Une procédure d'urgence typique comprend les actions suivantes :

- Le contact du personnel d'urgence ou de secours adéquat ;
- Selon les cas, l'évacuation du personnel (par exemple : en cas de feu, d'explosion ou de fuite de produits chimiques) ;
- Le contact des responsables de la station si ces derniers ne sont pas déjà sur le site ;
- L'assistance au personnel blessé ou touché jusqu'à ce que le personnel de secours arrive et gère la situation d'urgence.

Les situations d'urgence doivent être documentées dans un rapport ou un formulaire d'urgence et envoyé aux responsables administratifs pour enquête. Toutes les situations d'urgence sont, de plus, entièrement détaillées dans le cahier d'exploitation.

11.8.5 Protection contre les chutes et les risques de noyade

Les stations dans lesquelles des bassins de décantation et d'épaississement ou de lagunage sont utilisés doivent être dotées d'une stratégie de prévention des risques de noyade. Ces stratégies comprennent la mise à disposition de matériel de sécurité et de sauvetage, d'une signalétique

appropriée et la formation du personnel exploitant. Les stations présentant de larges bassins ou lagunes sont souvent dotées de barques pour les activités d'exploitation-maintenance. Lors de l'accomplissement des tâches de suivi ou de maintenance nécessitant l'usage de ces bateaux, le personnel d'exploitation préalablement formé portera des gilets de sauvetage, travaillera en binôme et prendra toutes les mesures pour éviter la noyade.

Toutes les précautions devraient aussi être prises pour éviter les fuites ou les projections de boues de vidange et pour s'assurer que les regards sont fermés afin d'éviter toute chute.

11.8.6 Travail dans les espaces confinés

Les espaces confinés sont toutes les zones des stations de traitement des boues de vidange qui sont fermées et dont l'accès est limité. Cela comprend par exemple les bassins fermés, les regards et les puits secs. Ce sont des zones à risques, car l'atmosphère peut y être irrespirable à cause de quantités d'oxygène insuffisantes ou de la présence de gaz toxiques tels que du chlore gazeux ou du sulfure d'hydrogène. Afin de prévenir de potentiels accidents dans les espaces confinés, la mise en place d'un programme de permis d'entrée pour ces zones est recommandée. Ce programme débute par l'identification de tous les espaces confinés de la station de traitement. Les procédures suivantes sont ensuite clarifiées pour permettre la réalisation des activités de maintenance de manière sécurisée dans ces espaces :

- Un permis d'entrée dans les espaces confinés est préparé par le personnel concerné et signé par les responsables ;
- La qualité de l'air est testée avec une sonde à oxygène avant l'entrée et la réalisation des travaux dans l'espace confiné ou, dans le cas de regards, avec une sonde à sulfure d'hydrogène ;
- Le travail est effectué en binôme : la personne travaillant dans l'espace confiné est attachée à une corde par un harnais et la personne située à l'extérieur reste à disposition constamment pour l'assister en cas de besoin ;
- Le permis est retourné aux responsables pour signature afin de signifier la fin de la tâche.

11.8.7 Sécurité électrique

Des procédures spécifiques de sécurité sont aussi à prévoir pour les stations de traitement des boues de vidange dotées d'équipements électriques. Parmi ces dernières, figure la procédure de mise hors tension, assurant qu'un appareil est mis hors tension et verrouillé pendant sa réparation ou toute activité de maintenance. Une signalisation indiquant la date et les horaires prévus du travail effectué sur le système par la personne responsable est apposée de manière bien visible sur le panneau électrique ou à l'endroit où le courant est coupé. Cette signalisation comporte la signature des responsables et de l'électricien, et le verrou est enlevé seulement une fois le travail entièrement réalisé.

11.9 GESTION ADMINISTRATIVE

Une gestion efficace des stations de traitement des boues de vidange requiert la définition claire des stratégies pour chaque station. Le manque de considération d'aspects tels que la coordination du personnel, la planification et la supervision des activités de suivi et d'exploitation-

maintenance, ainsi que la formation peut sérieusement affecter les performances de traitement. Des problématiques telles que le manque de compétences du personnel exploitant, la mauvaise définition des priorités techniques par les responsables administratifs, une communication insuffisante ou une gestion inefficace des ressources financières peut en être la cause (voir l'étude de cas 11.1). Les procédures pour le suivi et l'exploitation-maintenance ainsi que les stratégies de communication devraient être définies suffisamment tôt et intégrées de manière stratégique dans le processus général de gestion de l'entreprise. Ces aspects sont développés ci-dessous.

11.9.1 Procédures financières

La définition des procédures financières dépend des besoins d'exploitation. Ainsi, les coûts d'exploitation doivent être suivis et enregistrés, et les budgets ajustés sur les dépenses réelles. Les différents coûts à considérer sont présentés au chapitre 13. Il est recommandé de prévoir un budget spécial et des procédures facilitées en cas de pannes d'équipements critiques, de même que pour le remplacement de matériel ou d'équipements en fin de vie. Les procédures d'acquisition des outils, des pièces de rechange et du matériel de sécurité doivent être rapides, et des fonds spéciaux réservés pour de petites réparations urgentes (par exemple : pour une grille de dégrillage ou une vanne). La réparation d'une pompe doit être très rapide pour permettre le fonctionnement continu d'une station et ne devrait pas être pénalisée par des délais d'approbation de budget.

11.9.2 Gestion des ressources humaines

La gestion des ressources humaines concerne la manière d'organiser et de former le personnel, y compris la définition des responsabilités, du système hiérarchique, des politiques et des procédures pour toutes les activités relatives aux stations de traitement. Alors que la gestion des ressources humaines est reconnue comme un aspect clé pour une exploitation durable et efficace de stations, le budget attribué à l'engagement de ressources humaines appropriées est souvent insuffisant. Les besoins en ressources humaines sont définis durant le processus de dimensionnement et ajustés en fonction du travail d'exploitation-maintenance pendant la période de mise en service de la station. Des services ou des entreprises externes peuvent être contractées dans le cas de tâches demandant des compétences ou des ressources très spécifiques, comme par exemple la réparation d'une centrifugeuse ou de camions hydrocureurs. L'attribution d'un budget spécial pour ces coûts est recommandée (voir étude de cas 11.3). Ce budget doit assurer une qualité et une fréquence de services suffisantes pour permettre une exploitation continue de la station, et le contrat doit être défini en ce sens.

Il est important que les rôles et responsabilités de tout le personnel exploitant soient clairement distribués, quelle que soit la taille de la station de traitement. La définition claire de l'organisation des ressources humaines permet la compréhension nécessaire des enjeux et des prérequis de chaque tâche et comprend :

- La description des circuits de communication, c'est-à-dire : « quelle information est communiquée à quel responsable ? » ;
- L'aperçu du niveau hiérarchique engagé dans les décisions d'exploitation ;
- La formation appropriée et continue afin de s'assurer que l'ensemble du personnel a les connaissances requises pour honorer ses responsabilités.

Étude de cas 11.3 : Sous-traitance de services de maintenance pour les stations de traitement.

L'Office national de l'électricité et de l'eau potable (ONEP) gère l'exploitation de plusieurs stations de traitement des eaux usées au Maroc. Étant donné la grandeur du territoire couvert, l'ONEP ne peut pas gérer en interne les équipements et le personnel nécessaires pour les activités spécifiques de maintenance des stations de traitement telles que, par exemple, la réparation des pompes. Des entreprises privées sont donc engagées sur la base de contrats de 5 ans. Les contrats prévoient la région couverte, les exigences de qualité à respecter et la formation des employés des entreprises privées au sein de l'ONEP. Ce type d'organisation permet l'optimisation des coûts et de l'utilisation des équipements de maintenance et assure un travail de qualité.

La dépendance des procédés de traitement à des services externes doit cependant être bien gérée. Une collaboration à long terme peut être encouragée et la définition des exigences de qualité doit être précise. En cas de sous-traitance de tâches de maintenance d'équipements clés ou pour des cas de réparation imprévisible, un mécanisme assurant une réalisation très rapide des travaux est recommandé.

11.9.3 Recrutement, rôles et responsabilités

Les effectifs diffèrent selon la taille des stations de traitement des boues de vidange, leur volume de traitement et le type de compétences requises pour leur exploitation.

La mise en place d'un organigramme clair spécifiant les rôles et les responsabilités de chaque employé ainsi que les flux de communication est utile et devrait être entreprise pendant les phases de dimensionnement et de planification. Le recrutement suit évidemment les critères définis dans l'organigramme général avec, en complément, une description précise des tâches pour chaque type d'employé.

Dans des petites stations de traitement, il est commun qu'une personne combine plusieurs rôles comme ceux de responsable d'exploitation, d'agent de sécurité et de technicien d'exploitation-maintenance. Les besoins en personnel clé et les responsabilités importantes pour l'exploitation durable d'une station de traitement des boues de vidange sont présentés ci-dessous.

Responsable d'exploitation

Le (la) responsable d'exploitation fait partie de l'équipe de gestion administrative et gère l'exploitation quotidienne de la station de traitement. Il (elle) définit les objectifs, les stratégies et les priorités pour l'exploitation-maintenance et est responsable pour :

- La tenue des registres, des documents administratifs et des correspondances, la gestion de l'enceinte de la station et des équipements ainsi que la supervision du personnel ;
- La participation à la définition et à la mise en œuvre des objectifs, des stratégies et des priorités ;
- La coordination de l'organisation des activités, du personnel d'exploitation, du contrôle des processus, des plannings et du respect des normes et des objectifs de qualité, y compris la prise de responsabilités en cas de décisions critiques lors de changements de procédures d'exploitation ou de maintenance ;

- L'identification des possibilités d'amélioration des méthodes et des procédures d'exploitation-maintenance, de suivi et de sécurité ;
- La direction, la coordination et la révision des plans de travail pour chaque activité d'exploitation-maintenance ;
- La direction et le contrôle du fonctionnement des différentes étapes de traitement, l'interprétation des analyses et des tests pour l'optimisation continue des paramètres d'exploitation ;
- L'organisation des réparations d'équipements tels que des pompes, des équipements de chloration, des analyseurs automatiques, des panneaux électriques et des procédés de séchage des boues traitées ou digérées ;
- La participation aux projets de construction de nouvelles unités de traitement ;
- Le recrutement, la formation, la motivation et la gestion du personnel œuvrant sur la station ;
- La mise en place et la supervision des programmes de santé et de sécurité ;
- La participation au développement budgétaire et à la gestion des tâches administratives pour le fonctionnement de la station de traitement.

Ingénieur(e) de station

L'ingénieur(e) de station est le (la) responsable technique. Ses responsabilités comprennent :

- Le contrôle du fonctionnement général de la station et l'amélioration des processus de traitement ;
- Le suivi et le contrôle des dépenses liées à l'exploitation-maintenance ;
- L'organisation et la coordination du travail des équipes d'exploitation-maintenance (par exemple : des équipes chargées du curage des boues séchées comme illustré à la figure 11.7) ;
- L'élaboration de solutions techniques pour tout dysfonctionnement rencontré à la station de traitement ;
- La contribution au processus de suivi et de tenue des registres concernant les performances techniques, les processus et les équipements ;
- La gestion des entreprises en sous-traitance et des fournisseurs.

Opérateur(-trice)

L'opérateur(-trice) de station est en charge des activités quotidiennes liées à tous les aspects techniques nécessaires pour le fonctionnement de la station. Il (elle) est responsable d'assurer les tâches suivantes dans le respect des procédures prédéfinies :

- L'inspection des équipements et des installations, le suivi de l'exploitation, la collecte d'échantillons afin de contrôler les performances du système en collaboration avec le personnel de laboratoire ;

- Le fonctionnement des camions, des pompes, des turbines, des génératrices, des compresseurs et autres machines ou installations ;
- Le test, l'étalonnage et la réparation des instruments de suivi et de supervision ;
- La tenue des registres concernant les activités d'exploitation, les dégradations et les pannes ;
- La préparation des rapports de terrain et des rapports périodiques les résumant, l'émission de recommandations pour l'optimisation du système ;
- L'assistance, lors d'enquêtes de terrain, d'évaluation d'impact environnemental et des activités de nettoyage.



Figure 11.7 : Curage des boues séchées d'un lit de séchage non-planté à la station de traitement de Bugolobi à Kampala, Ouganda (photo : Linda Strande).

Technicien(ne) de maintenance

Le technicien ou la technicienne réalise des travaux de maintenance de routine et d'urgence sur toutes les installations de la station de traitement, y compris les pompes, machines, moteurs, filtres, dégrilleurs, vannes, canaux et bassins. Ses responsabilités comprennent :

- Le contrôle, le réglage et la maintenance des équipements mécaniques dont, par exemple, le graissage, la vidange et le changement d'huile ;
- La maintenance des bâtiments, des routes et des sols ;
- Le nettoyage des espaces de la station ;
- Le remplacement des pièces usées ou défectueuses et la réalisation des réparations de routine et d'urgence, dont le remplacement de moteurs, de roulements, de brides, de joints et autres composants ;

- L'inspection des équipements mécaniques ou hydrauliques, dont la maintenance est sous-traitée pour assurer le respect des contrats ;
- Le suivi des installations et des équipements afin d'identifier toute fuite ou altération ;
- La tenue des registres concernant ces activités par l'enregistrement des informations liées à la maintenance et la réparation, ainsi que la préparation des rapports périodiques résumant les tâches effectuées, les difficultés rencontrées et les recommandations.

11.10 COORDINATION

La communication est encouragée entre le personnel chargé du suivi, de l'exploitation et de la maintenance des différentes stations de traitement dans une même organisation ou juridiction, et avec les responsables administratifs. Une communication verticale efficace permet la compréhension des contraintes d'exploitation et les besoins du personnel d'exploitation par les responsables administratifs. Elle permet aussi l'acquisition rapide de pièces de rechange ou la commande de travaux de réparation afin d'assurer le fonctionnement en continu des stations de traitement des boues de vidange. La communication horizontale entre les employés des différentes stations de traitement facilite l'échange d'expérience et l'optimisation des procédures. Des réunions fréquentes (hebdomadaires ou mensuelles) peuvent être tenues pour encourager l'échange d'informations entre les responsables administratifs, d'exploitation, de maintenance et de suivi, ainsi que pour définir des solutions cohérentes. Lorsqu'une même compagnie est en charge de plusieurs stations de traitement des boues de vidange, une personne peut être désignée pour assurer le contrôle de qualité et l'harmonisation des procédures pour l'exploitation-maintenance de toutes les stations. La mise en place d'un tel poste favorise l'amélioration des procédures et des manuels sur la base des expériences diverses, évite la répétition de certains dysfonctionnements, permet la standardisation des méthodes et l'application uniforme des règles de sécurité et des systèmes d'exploitation-maintenance.

11.11 PÉRIODE DE DÉMARRAGE

Une période de mise en exploitation est nécessaire pour lancer et ajuster les opérations d'exploitation-maintenance pour toute nouvelle station. Cette période permet de définir la fréquence, les mesures de sécurité et la circulation de l'information pour toutes les activités de suivi, d'exploitation et de maintenance. Pendant la période de démarrage, une communication très fréquente entre les responsables administratifs et le personnel d'exploitation est recommandée. Chaque difficulté est traitée, afin de préparer les procédures et les documents finaux de manière cohérente et efficace (par exemple : le manuel d'exploitation, les fiches d'information, les fiches de suivi, les cahiers et autres registres). Pour toutes les installations, les aspects suivants sont à observer pendant la phase de démarrage, y compris pour celles nécessitant une période de démarrage relativement courte comme les lits de séchage non-plantés et les bassins de décantation et d'épaississement :

- Les quantités de boues de vidange dépotées à la station ;
- La circulation des camions aux alentours et dans la station ;
- Les fréquences de nettoyage des refus de dégrillage et leur quantité ;

- La charge reçue par les unités de traitement ;
- L'organisation des activités nécessaires au processus de traitement (par exemple : le retournement des tas de compost ou des couches dans les unités de séchage solaire) ;
- La fréquence d'extraction et la quantité de produits issus de chaque unité de traitement ;
- Le temps et les conditions nécessaires pour une stabilisation efficace et la réduction des germes pathogènes en fonction de l'utilisation finale prévue ;
- La fréquence et le type d'activités de maintenance de routine ;
- La fréquence et l'interprétation des analyses et des observations pour le suivi.

La durée de la période de démarrage dépend du type de technologies utilisées. Par exemple, la phase d'acclimatation des macrophytes sur un lit de séchage planté ou un bassin de lagunage peut prendre 3 à 6 mois avant que les rendements prévus soient atteints (figure 11.8). Pour certaines technologies, la saison de mise en exploitation est également importante, étant donné qu'elle influence les performances de traitement et les activités d'exploitation. Par exemple, le temps nécessaire pour le séchage de boues de vidange sur un lit de séchage non-planté varie de manière conséquente entre la saison des pluies et la saison sèche dans des zones arides. Les quantités de boues de vidange dépotées à la station peuvent aussi varier en fonction de la pluviométrie. L'analyse des charges et des temps de séjour pendant les différentes saisons est utile, et il est recommandé d'observer une période de démarrage couvrant au moins les deux saisons.

Tous les employés devraient être formés et engagés avant le début de la mise en exploitation d'une nouvelle station de traitement. Ainsi, des visites sur des sites de traitement similaires peuvent être organisées et les informations de base sur les mécanismes de traitement discutées. Pendant la période de mise en exploitation, il est utile d'organiser une assistance technique et de gestion par des experts reconnus dans le domaine.



Figure 11.8 : Mise en exploitation d'un système de lagunage pour le traitement de boues de vidange à San Fernando, Philippines. Dans ce cas, les bassins de lagunage ont été inoculés avec des boues d'une station de traitement des eaux usées située à proximité (photo : David M. Robbins).

Les horaires d'exploitation des stations de traitement et les procédures de dépotage (par exemple : les caractéristiques des boues de vidange acceptées et les taxes de dépotage) devraient être suivis pendant plusieurs mois et discutés avec les parties prenantes responsables du transport des boues de vidange. De même, les performances de traitement, la quantité et la qualité des produits issus du traitement doivent être évaluées et les procédures de valorisation ou de mise en décharge discutées entre les parties prenantes.

À la fin de la période de mise en exploitation, toutes les procédures administratives, d'exploitation, de maintenance, de suivi et de communication devraient être définies et comprises par l'ensemble des employés. Les versions finales de ces documents doivent être validées de manière participative et mises en application.

11.12 BIBLIOGRAPHIE

- Bassan M. (2009). *Méthodologie d'évaluation des facteurs de succès et d'échec des stations de traitement des eaux usées et des boues de vidange à grande échelle. A Methodology to Evaluate Success or Failure of Full-scale Wastewater and Faecal Sludge Treatment Systems*. Thèse de master, École polytechnique de Lausanne, Suisse ; disponible sur <http://infoscience.epfl.ch/record/140429>.
- Bassan M., Mbéguéré M., Tchonda T., Zabsonre F., Strande L. (2013). *Integrated Faecal Sludge Management Scheme for the Cities of Burkina Faso*. Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development 3 (2), p. 216-221.
- Bräustetter A. (2007). *Operation and Maintenance of Resource-oriented Sanitation Systems in Peri-urban Areas*. Thèse de master Fakultät Umweltsicherung, Fachhochschule Weihenstephan.
- Fernandes A., Kirshen P., Vogel R. (2005). *Faecal Sludge Management, St. Elizabeth, Jamaica. Impacts of Global Climate*. Anchorage, USA.
- HPCIDBC (2011). *Status and Strategy for Faecal Sludge Management in the Kathmandu Valley*. High Powered Committee for Integrated Development of the Bagmati Civilization, Nepal.
- Koné D. (2002). *Épuration des eaux usées par lagunage à microphytes et à macrophytes en Afrique de l'Ouest et du Centre : État des lieux, performances épuratoires et critères de dimensionnement*. Thèse de doctorat. Faculté Environnement naturel, architectural et construit. Lausanne, Suisse, École polytechnique fédérale de Lausanne.
- Koné D. (2010). *Making Urban Excreta and Wastewater Management Contribute to Cities' Economic Development - A Paradigm Shift*. Water Policy 12 (4), p. 602-610.
- Koottatep T., Surinkul N., Polprasert C., Kamal A.S.M., Koné D., Montangero A., Heinss U., Strauss M. (2005). *Treatment of Septage in Constructed Wetlands in Tropical Climate: Lessons Learnt from Seven Years of Operation*. Water Science and Technology 51 (9), p. 119-126.
- Lennartsson M., Kvarnström E., Lundberg T., Buenfil J., Sawyer R. (2009). *Comparing Sanitation Systems Using Sustainability Criteria*. EcoSanRes, Stockholm, Suède.
- Lüthi C., Panesar A., Schütze T., Norström A., McConville J., Parkinson J., Saywell D., Ingle R. (2011). *Sustainable Sanitation in Cities: A Framework for Action*. Rijswijk, Pays-Bas, Papiroz Publishing House.

Questions pour l'autoévaluation

1. Quels sont les aspects d'exploitation-maintenance à prendre en compte lors de la planification d'une station de traitement des boues de vidange et pourquoi sont-ils importants ?
2. Donner trois aspects en lien avec l'emplacement de la station qui pourraient avoir un impact sur son exploitation-maintenance.
3. Donner quatre exemples d'informations devant être consignées au cours de l'exploitation de stations de traitement des boues de vidange.
4. Expliquer pourquoi le suivi continu de l'exploitation des stations est indispensable.

CHAPITRE XII

CADRE INSTITUTIONNEL DE LA GESTION DES BOUES DE VIDANGE

Magalie Bassan

Objectifs pédagogiques

- Savoir identifier les points clefs à intégrer dans un cadre institutionnel.
- Comprendre les réglementations et contrats permettant d'assurer la fonctionnalité de la filière GBV.
- Comprendre les forces et faiblesses des parties prenantes du cadre institutionnel.
- Avoir une vue générale des schémas institutionnels possibles pour la répartition des responsabilités au sein de la filière GBV.
- Comprendre les principaux avantages et inconvénients des différents schémas institutionnels.

12.1 INTRODUCTION

Pour que la mise en place d'une filière de gestion des boues de vidange réussisse, un cadre institutionnel adapté aux spécificités de chaque contexte est nécessaire (Ingallinella *et al.*, 2002 ; Koné, 2010 ; Lüthi *et al.*, 2011). La filière GBV couvre la vidange, l'évacuation, le traitement et l'utilisation finale ou la mise en dépôt des boues. Cette chaîne de services nécessite un système de gestion efficace, notamment à travers des lois et des stratégies cohérentes, en particulier en ce qui concerne la définition et la mise en application des rôles et responsabilités de chaque intervenant de la filière. Cette approche complète intégrant des niveaux institutionnels divers requiert un engagement fort des autorités (Strauss et Montangero, 2003) et une cohérence avec une politique d'assainissement à court, moyen et long terme qui porte aussi sur les dispositifs d'assainissement des ménages. Le cadre institutionnel GBV nécessite donc un budget dédié ainsi que des stratégies de renforcement de capacité (Strauss et Montangero, 2003 ; AECOM et Sandec/Eawag, 2010).

Le niveau d'attention porté aux aspects organisationnels est aujourd'hui rarement suffisant et l'on constate, malheureusement, que de nombreux projets traitent seulement d'une seule composante de la filière (comme par exemple la mise en place subventionnée de fosses septiques ou la construction d'une station de traitement). Il existe de nombreux projets où les autorités se sont focalisées sur l'infrastructure physique au détriment des composantes organisationnelles et financières, ce qui a conduit à des défaillances dans les filières GBV (Koné, 2010).

Un cadre institutionnel est défini par les lois, contrats et documents réglementaires qui déterminent les relations entre les intervenants de la filière GBV et définissent son organisation dans sa globalité. Ce chapitre met l'accent sur les aspects institutionnels garants de la pérennité de la gestion de la filière, à travers trois parties :

- Facteurs de succès (paragraphe 12.2) ;
- Environnement réglementaire propice (paragraphe 12.3) ;
- Schémas institutionnels (paragraphe 12.4).

Les chapitres 13 et 17 complètent les informations générales fournies dans le présent chapitre. La sélection du modèle institutionnel fait en effet partie du processus de planification et requiert au préalable une évaluation de la situation initiale (chapitres 14 et 15) et l'implication des parties prenantes (chapitre 16).

12.2 FACTEURS DE SUCCÈS

Le choix d'un schéma institutionnel approprié doit se baser sur les spécificités du contexte au plan socio-économique, climatique et environnemental, en tenant compte des infrastructures d'assainissement existantes et des institutions et cadres de planification déjà en place (Ingallinella *et al.*, 2002). Les principaux facteurs de succès à considérer dans la définition d'un cadre institutionnel sont présentés ci-dessous (Klingel, 2001 ; Pybus et Schoeman, 2001 ; Bolomey, 2003 ; Jeuland *et al.*, 2004 ; Moe et Rheingans, 2006 ; Bassan *et al.*, 2015). Ces facteurs peuvent aussi être vus comme des objectifs à atteindre pour les différentes parties prenantes concernées (politiciens, managers, professionnels sur le terrain). Leur mise en œuvre varie selon les contextes : par exemple, l'effort de coordination des entreprises privées sera plus important si celles-ci sont nombreuses et dispersées que si elles sont déjà rassemblées dans une association professionnelle fonctionnelle. Il est judicieux de procéder pas à pas pour atteindre ces objectifs, avec un niveau de réalisation de l'objectif d'autant plus grand que la compétence locale initiale est élevée.

Priorisation de la GBV : Faire de la GBV une priorité politique est le principal facteur de succès d'une filière pérenne et efficace, en particulier via sa traduction à travers les réglementations, ressources financières, incitations et efforts de réorganisation qui en découlent. Si la GBV n'est pas une priorité dans la politique d'assainissement générale des autorités, il sera difficile de développer une gestion des boues de vidange efficace et sans danger au plan sanitaire.

Coordination des parties prenantes : L'identification et la coordination des parties prenantes est essentielle pour, d'une part, bénéficier de leur contribution et, d'autre part, assurer leur implication. Cela peut être réalisé par des réunions ou des ateliers réguliers (notamment avec les municipalités, les services de police, les opérateurs publics, les entreprises privées et les clients). Les mesures incitatives et les moyens de mise en application des règles doivent être clairement définis en amont (par exemple : les amendes encourues ou le besoin de suivi des produits finaux par des laboratoires lors de la valorisation). Des comités et des associations peuvent être créés pour faciliter la communication entre les parties prenantes : organiser des ateliers pour les entreprises de vidange demandera en effet moins de temps et d'efforts si ces dernières sont déjà rassemblées en association professionnelle (chapitre 15). Une stratégie déclinée par étape, avec des objectifs graduels, pourra faciliter l'implication progressive des intervenants. En effet, selon le niveau d'implication et les compétences initiales des interlocuteurs, les comités de suivi peuvent être tout d'abord restreints aux différents départements publics (travaux publics, santé et environnement par exemple), puis être élargis ensuite au secteur privé. Le travail de coordination globale peut être mené par les autorités, tandis que des associations peuvent agir aux différents niveaux de la filière.

Accès à la filière dans toute la zone et pour toute la population : Le système d'assainissement doit répondre aux besoins de l'ensemble de la population et être financièrement abordable pour tout le monde. Il est souhaitable que la vidange et l'évacuation des boues soient accessibles

pour tous types de dispositifs et partout, y compris dans les zones densément peuplées et les quartiers informels. Des enquêtes et des études de terrain sont nécessaires pour évaluer la demande de vidange existante et potentielle (chapitre 14). L'accès général au service GBV nécessite aussi de positionner et dimensionner les stations de traitement des boues de vidange en prenant en compte l'ensemble de la ville (chapitre 17). Une attention doit être apportée à la faisabilité concrète de la filière de réutilisation des produits issus du traitement. L'accès au service GBV étendu à l'ensemble de la population peut être intégré comme l'une des bases de la réglementation, ainsi que l'organisation de sa mise en application par les différents intervenants de la filière.

Durabilité au niveau social, financier et environnemental : Le cadre institutionnel est un élément important de la viabilité financière à long terme (chapitre 13). Les deux autres fonctions essentielles d'un schéma institutionnel sont de garantir 1- la protection environnementale et 2- l'acceptation par tous. Par conséquent, il est intéressant d'y intégrer des dispositions pour éviter les dépotages incontrôlés de boues dans l'environnement et des incitations pour encourager la valorisation. Les stations de transfert constituent une solution lorsque les stations de traitement sont trop éloignées. Certains mécanismes financiers, notamment les subventions, peuvent être mis en place pour faciliter l'accès des vidangeurs à des services de réparation afin, par exemple, d'éviter les déversements intempestifs de boues pendant leur transport. La mise en place de surfaces agricoles autour des stations de traitement qui produisent du compost fait aussi partie du panel de solutions pour faciliter la durabilité, ainsi que les aides financières aux industries utilisant les boues traitées comme combustible. Les comités de coordination et les associations professionnelles peuvent être impliqués dans le suivi de la durabilité.

Sensibilisation et dissémination de l'information : Une communication efficace sur les avantages du système GBV sur la santé publique et l'environnement a un impact positif sur son acceptation par la population. Diffuser l'information à toutes les parties impliquées dans la GBV est important pour générer la demande, la gérer, et pour faciliter l'acceptation du système par tous, élément essentiel de sa viabilité. Les bonnes pratiques doivent être mises en lumière. Sensibiliser la population (par exemple via des visites, des ateliers et des campagnes d'information, voir chapitre 16) peut aider à augmenter sa contribution financière au service. C'est aussi un élément favorisant l'implication des parties prenantes, notamment les entreprises privées et les politiciens. Les ONG, les opérateurs publics et privés et les autorités peuvent être impliqués à différents niveaux dans la sensibilisation.



Figure 12.1 : Réunion de coordination de projet avec l'opérateur public de l'assainissement du Sénégal et des universités et instituts de recherche de cinq pays, à Dakar (photo : Linda Strande).

Développement d'une expertise locale : Les échanges entre les universités locales, les ONG, les centres de recherche et les institutions d'autres pays peuvent contribuer à l'émergence d'une expertise locale. Des cours spécifiques sur la GBV peuvent être intégrés dans les formations locales en assainissement. La formation et les échanges d'information entre les intervenants privés et publics de la filière est aussi un élément favorable à une meilleure compréhension de la filière GBV. Les universités et les autorités peuvent s'impliquer dans la mise en place de nouvelles formations. Créer des associations professionnelles est également un élément intéressant pour faciliter le partage de compétences pratiques et de solutions.

Capacité de suivi et d'optimisation de l'efficacité et de l'efficience de la filière : Le suivi et l'évaluation de l'exploitation-maintenance, de l'équilibre financier et du niveau de satisfaction du client doivent être mis en œuvre par chaque entité impliquée dans la gestion des boues de vidange. Les leçons tirées peuvent être immédiatement capitalisées dans la filière pour en améliorer les performances. Les moyens nécessaires au suivi et à l'optimisation sont discutés au chapitre 11. Les questions de viabilité financière et d'efficience sont traitées au chapitre 13.

Compétence pour l'exploitation-maintenance : L'exploitation-maintenance est une priorité pour l'ensemble des éléments de la filière. Le choix de la technologie de traitement doit correspondre à la capacité d'exploitation-maintenance locale, pour un coût de revient abordable dans le contexte local donné. Les pièces de rechange doivent être rapidement disponibles pour tous les équipements. Il est important que les contrats de sous-traitance pour les services externes d'entretien ne soient conclus qu'avec des prestataires réactifs (par exemple : la réparation d'une pompe qui nécessite l'existence d'un service compétent et réactif). Le chapitre 11 est dédié aux besoins en termes d'exploitation-maintenance au niveau de la station de traitement des boues de vidange. La plupart des points d'attention qu'il mentionne peuvent être appliqués aux autres équipements et infrastructures de la chaîne de services, comme les camions de vidange, les stations de transfert et les centres de valorisation.

Efficacité et flexibilité de l'organisation : Il est souhaitable que le(s) opérateur(s) s'attache(nt) à rester flexible(s) dans leur gestion de la filière, afin qu'elle se développe, s'adapte et prenne en compte des innovations (par exemple en termes de procédures de recouvrement des coûts ou de développements technologiques). Le processus de décision interne doit notamment être rapide et efficace. Développer des solutions étape par étape est une philosophie qui peut être utile à tous les intervenants, à tous les niveaux de la filière. Par exemple, une station de traitement traitant de faibles volumes de boues digérées doit pouvoir être modifiée pour accepter des boues de toilettes publiques, si des toilettes publiques se développent : les boues doivent alors pouvoir être mélangées, bénéficier d'un temps de séjour plus long, voire d'un nouveau type de traitement pour générer de nouveaux produits valorisables (par exemple du compost). Dans une situation comme celle-là, les opérateurs de vidange aussi doivent pouvoir adapter leur offre à la nouvelle demande : ce sont les partenariats public-privé qui offrent souvent le plus de flexibilité dans les systèmes GBV.

Capacité de gestion financière : Une bonne gestion financière est nécessaire pour chaque entité en charge d'un élément de la filière, ce qui implique l'existence d'un *business plan* adapté (chapitre 13). Les réunions entre les parties prenantes et les autorités se doivent de traiter des questions de prix, de tarifs et de possibilités de financement.

Transparence : L'organisation du système GBV gagnera à être transparente, afin de renforcer la confiance entre les parties prenantes, y compris avec les utilisateurs du service. Une coordination basée sur des réunions et des comités rassemblant les parties prenantes est un bon moyen pour faciliter la transparence et communiquer avec les clients.

Marketing des produits issus du traitement et relations clients : Les relations clients intégreront utilement le marketing des produits et des services, au niveau de la vidange et de l'évacuation des boues, mais aussi pour les produits finaux qui peuvent être réutilisés. Les clients doivent être en mesure de contacter facilement les entités en charge et recevoir une information positive sur les bénéfices de la valorisation, la qualité des produits finaux et les bonnes pratiques pour leur utilisation. L'importance de relier le traitement des boues à la demande locale en produits traités est soulignée au chapitre 10.

Capacité de gestion foncière : Il est important que la planification sur le long terme puisse sécuriser des terrains pour les projets actuels et futurs. Pour ce faire, l'implication des autorités en charge des questions foncières ainsi que les populations voisines des futures stations de traitement des boues de vidange (chapitre 17) dès le démarrage du projet est un important facteur de succès.



Figure 12.2 : Curage des boues de lits de séchage pour réutilisation en agriculture, Dakar, Sénégal (photo : Linda Strande).

12.3 ENVIRONNEMENT RÉGLEMENTAIRE PROPICE

Une implication des autorités au niveau national est requise pour la définition, la validation et la diffusion des cadres politiques, stratégiques, législatifs et normatifs qui permettront de préciser le rôle de chaque partie prenante, les niveaux de qualité à atteindre, les procédures à suivre et les amendes encourues (Hecht, 2004). Il est important que les intervenants du secteur privé soient pris en compte pour la définition de la réglementation, car ils sont susceptibles d'offrir les services à des coûts de revient compétitifs, contribuant à combler le fossé qui peut exister entre la demande au niveau des clients et la capacité des autorités à y faire face. Les paragraphes qui suivent présentent les points d'attention pour l'élaboration des textes réglementaires en relation avec les objectifs présentés dans le paragraphe 12.2, dans l'optique de développement progressif des textes selon l'évolution du niveau d'expérience local (étude de cas 12.1).

Santé publique et environnement : Il est important que les mesures pour la protection des risques liés à la GBV au niveau de la santé publique et de l'environnement soient clairement intégrées dans la réglementation. Cela prend en compte le stockage, le transport et le traitement des boues de vidange, les équipements individuels de protection des travailleurs en contact avec les boues et les mesures pour éviter les dépotages directs dans l'environnement (figure 12.3).



Figure 12.3 : Dépotage illégal de boues de vidange directement dans l'environnement, Yaoundé, Cameroun (photo : Linda Strande).

Stratégie générale d'assainissement : Avoir une approche intégrée implique une stratégie d'assainissement générale, qui inclut la filière GBV mais aussi la gestion des eaux usées. Elle doit englober la thématique des dispositifs d'assainissement domestiques et porter sur l'accès à long terme des ménages à l'assainissement.

Approche à l'échelle de la ville : Les plans stratégiques pour la gestion des boues de vidange doivent concerner l'ensemble de la ville et définir des stratégies de mise en œuvre par zone, en prenant en compte l'évolution urbanistique de la ville (Strauss et Montangero, 2003), sur la base notamment de l'utilisation des terrains, des caractéristiques de la population et du type d'habitat.

Une filière GBV complète : La réglementation est nécessaire pour la bonne gestion de chaque étape de la chaîne de services : le dispositif d'assainissement domestique, la vidange et l'évacuation, le traitement et la valorisation ou la mise en dépôt des boues.

Mise en application : La mise en application de la réglementation a lieu aux niveaux national, régional et municipal à travers des décrets, décisions, spécifications techniques et recommandations, précisant les règles et les sanctions pour les aspects suivants :

- Autorisation d'activité pour chaque étape de la filière, précision des rôles et obligations attachés à l'activité ainsi que des processus de surveillance et de sanction ;

- Spécifications techniques pour la conception et la construction des dispositifs d'assainissement domestiques et autres infrastructures de traitement ;
- Voies praticables et règles de circulation pour la vidange et le transport des boues ;
- Sites autorisés pour le traitement et la mise en dépôt ;
- Conditions d'accès et de déversement dans les sites de traitement, de valorisation et de mise en dépôt (par exemple heures d'ouverture et tarifs) ;
- Exigences minimales pour les services et les produits ;
- Résultats souhaités des mesures de surveillance.

Des mesures incitatives et de contrôle de la mise en application de la réglementation sont nécessaires à chaque étape (AECOM et Sandec/Eawag, 2010 ; figure 12.4).



Figure 12.4 : Personne responsable du contrôle des dépotages sauvages de boues, Dakar, Sénégal (photo : Linda Strande).

Permis et licences : La définition du rôle de chacun dans la filière doit être inscrite dans les documents officiels. Les moyens humains et matériels doivent être alloués non seulement pour réaliser les activités, mais aussi pour mettre en application les règles et renouveler périodiquement les documents officiels. Les procédures administratives pour la délivrance des documents doivent être clairement communiquées.

Coordination : La coordination et l'évaluation de la filière GBV dans son ensemble nécessitent également la mise en place de mécanismes financiers et organisationnels (AECOM et Sandec/Eawag, 2010). Les flux d'information entre les parties prenantes de la filière doivent être clairement définis dans les documents stratégiques et réglementaires, tout comme le type de données requises pour le suivi-évaluation de la filière.

Étude de cas 12.1 : Cadre institutionnel et réglementaire en Malaisie.

(Adapté de AECOM et Sandec/Eawag, 2010).

La Malaisie est un exemple d'engagement des autorités publiques dans l'amélioration de l'assainissement et de la gestion des boues de vidange. Ce pays a en effet su développer un système GBV efficace demandant des changements institutionnels importants, en appui à une vision forte des solutions souhaitées pour l'assainissement du pays.

La compagnie *Indah Water Consortium* (IWK) a été créée en 1993 pour prendre en charge la fourniture des services d'assainissement au niveau du pays, y compris pour les boues de vidange. Le champ d'action d'IWK comprend la construction des infrastructures, le développement des services de vidange et de transport ainsi que la mise en place d'un planning de vidange à intervalle régulier et l'application de redevances d'assainissement. En 2000, IWK a été intégrée au sein du ministère des Finances pour faciliter son contrôle financier et son appui budgétaire. Par ailleurs, la loi sur les services d'assainissement (*Sewerage Service Act*) a été mise en place pour fixer les conditions de construction et d'exploitation-maintenance des infrastructures de traitement, des fosses septiques ainsi que des services de vidange et d'évacuation, qui sont conjointement réalisés par IWK et des entreprises privées.

En 2008, un nouvel établissement public a été mis en place par le ministère de l'Énergie. Dénommé SPAN (*Suruhanjaya Perkhidmatan Air Negara*), il est en charge de la définition des stratégies d'assainissement et de la réglementation concernant les infrastructures d'eau et d'assainissement. IWK dépend donc des stratégies élaborées par SPAN, mais aussi des objectifs de qualité définis par le ministère de la Nature et de l'Environnement pour les rejets en milieu naturel. Des comités spécifiques avec la compétence pour définir les tarifs de l'assainissement, les aides budgétaires et les taxes sont mis en place pour contrôler les finances et la transparence. La même année, la loi sur les services liés à l'eau (*Water Service Industry Act*) a également autorisé le gouvernement fédéral à collaborer avec les compagnies d'eau et d'assainissement pour renforcer la politique nationale de gestion intégrée des ressources en eau. Cette loi a pour but d'améliorer l'efficacité des industries du secteur de l'eau et d'appuyer la dissémination et le partage des bonnes pratiques à travers le pays.

Une telle organisation institutionnelle va dans le sens des facteurs de succès présentés au paragraphe 12.2 : la gestion des boues est en effet consolidée par des réglementations spécifiques et considérée au sein des politiques de gestion intégrée de la ressource en eau. À cela s'ajoute une collaboration avec les universités nationales pour permettre le développement d'une expertise forte basée sur la formation et la recherche. Par ailleurs, la publication de plusieurs plaquettes et articles de presse a contribué à la sensibilisation du public.

Cette restructuration du cadre institutionnel et réglementaire ces 10 dernières années a contribué à augmenter le taux de ménages raccordés au réseau d'égouts, qui passe de 5 % en 1993 à 73 % en 2005, les 27 % restant bénéficiant de la vidange programmée de leurs boues.

12.4 SCHÉMAS INSTITUTIONNELS

12.4.1 Vue générale de l'organisation de la filière

Parmi les principales causes de défaillance des filières GBV, se trouvent la distribution floue et le chevauchement des responsabilités, ainsi que le manque de mesures incitatives pour une gestion efficace. Cette situation se retrouve fréquemment quand le cadre institutionnel est incomplet, ce qui engendre une défaillance dans la chaîne de responsabilités et des désaccords entre les parties. Les éléments de la filière étant interdépendants, chacun en influence un autre, rendant essentielle la définition claire des rôles et des responsabilités de tous. Les entités en charge de la vidange et de l'évacuation des boues doivent par exemple pouvoir participer à la conception

du dépotage des boues de la station de traitement. À leur tour, les gestionnaires de la station de traitement doivent coordonner leurs activités avec les entités en charge de l'utilisation finale des produits issus du traitement, en valorisation ou en mise en décharge. La coordination des liens entre chaque étape de la filière apparaît ainsi comme l'une des clefs pour la réussite du système GBV, ce qui représente souvent une différence avec le système égouts-station pour lequel une seule entité en charge de l'exploitation est nécessaire.

La figure 12.5 montre qu'il existe plusieurs manières d'organiser un système GBV, chaque bloc représentant une entité de la filière. Les filières impliquant de nombreuses entités seront plus complexes, quelle que soit la nature de ces entités. À l'inverse, les filières entièrement exploitées par une même entité pourraient être moins flexibles et nécessiter des efforts de management plus grands. Le choix d'un schéma institutionnel adapté à la situation locale apparaît donc crucial. Le schéma choisi peut aussi évoluer petit à petit, sous l'effet de la demande. Les rôles attendus pour chaque entité peuvent être assurés aussi bien par le secteur public que par le secteur privé.



Figure 12.5 : Schémas organisationnels différents pour la répartition des responsabilités entre parties prenantes (un bloc représente une entité).

Chaque modèle présente des avantages et des inconvénients :

Schéma 1 : Chaque étape de la filière est assurée par une entité différente. Cela permet une grande flexibilité, mais la mise en application des règles, le suivi et la coordination peuvent s'avérer difficiles et engendrer des tensions entre les parties. La dissociation entre vidange et évacuation est favorable à la création d'emplois, mais aussi susceptible d'ajouter un besoin en organisation et en infrastructure pour transférer les boues à la station, une fois leur extraction des fosses réalisée.

Schéma 2 : La vidange et l'évacuation sont réalisées par une entité unique, mais le traitement reste exploité par une autre. Ce modèle est intéressant quand les services de vidange par camion sont déjà en place, car il simplifie l'organisation du transport des boues à la station ainsi que les flux financiers. Néanmoins, l'organisation du dépotage dans la station pourrait s'avérer difficile,

ainsi que le contrôle qualitatif et quantitatif des charges entrantes. D'autre part, ce schéma devra être complété par d'autres solutions pour la desserte de la population des quartiers denses et peu accessibles par les camions.

Schéma 3 : Avec une même entité en charge du traitement et de la valorisation, la valeur ajoutée de la réutilisation des produits finaux peut ici être utilisée pour optimiser le financement de l'exploitation de la station de traitement, avec de surcroît une économie d'échelle sur la gestion financière des deux activités et une meilleure gestion de la qualité des produits issus du traitement. Néanmoins, les procédures de dépotage des boues dans la station peuvent ne pas être optimales dans ce modèle.

Schéma 4 : Une même entité est en charge de la vidange et du transport des boues, tandis qu'une autre s'occupe du traitement et de la valorisation. Les deux opérateurs peuvent développer des compétences spécifiques pour leurs activités. Comme pour les 3 schémas précédents, les procédures de dépotage des boues dans la station peuvent ne pas être optimales. Néanmoins, tout comme pour le modèle 3, l'étape de traitement peut être mieux adaptée au besoin de la valorisation.

Schéma 5 : Il permet la création d'emplois dans les communautés, ainsi que le développement de procédés industriels et la meilleure utilisation des produits finaux. Ce système est intéressant dans les zones densément peuplées où les camions circulent difficilement. Le dépotage des boues à la station de traitement peut y être optimisé, et le contrôle de la qualité des boues à traiter y est facilité. Néanmoins, l'organisation du transfert des boues entre les étapes vidange et transport demeure complexe. Il est aussi important dans ce modèle de bien préciser les conditions de fourniture en boues de l'entité en charge de la valorisation.

Schéma 6 : La gestion des services de vidange et de transport avec le service de traitement demande une capacité forte de management. Ce modèle présente l'avantage de faciliter la gestion du service depuis l'utilisateur au niveau domestique jusqu'à la station, réduisant les risques de dépotage non-autorisé. Néanmoins, les flux financiers avec l'étape d'utilisation finale peuvent demeurer non-optimaux.

Schéma 7 : De la même manière que pour les schémas 1, 3 et 5, ce modèle correspond aux situations avec des stations de transfert, avec un niveau de responsabilités particulier pour la gestion de ces stations. Il est intéressant pour la création d'emplois locaux et pour la gestion des boues de vidange dans les zones densément peuplées. Avec ce modèle, la chaîne de services est plus complexe, mais la valorisation est plus facile à organiser, étant donné que le faible nombre d'entités en jeu limite les transferts.

Schéma 8 : N'avoir qu'une seule entité en charge de l'ensemble de la filière est susceptible de faciliter la coordination et l'optimisation de chaque étape de la chaîne de services. Ce schéma nécessite par contre des compétences managériales très développées ainsi que des ressources financières.

Schéma 9 : La faiblesse de ce modèle réside dans son manque de transparence, ce qui en fait un modèle non-recommandable. Il est en effet préférable que les règles, tout comme leur mise en application, soient établies par les autorités indépendamment des intérêts des entreprises.

12.4.2 Répartition des rôles entre les acteurs de la filière

Le choix du schéma adapté dépend des caractéristiques des parties prenantes locales. Une petite entreprise privée n’a en effet souvent pas les moyens de gérer l’ensemble de la filière comme décrit dans le modèle 8. Il est donc important de comprendre les caractéristiques de chaque entité (chapitre 15) avant de définir le mode d’organisation.

Dans la plupart des modèles en place, des entités différentes sont associées pour fournir les services de la filière GBV (par exemple : le service d’assainissement, les services municipaux, le département militaire, les entrepreneurs privés, les groupes d’intérêt économiques - GIE - ; Koné, 2010). Le tableau 12.1 résume les responsabilités possibles pour ces entités, qui peuvent prendre en charge une ou plusieurs activités de la filière (Koanda, 2006).

Tableau 12.1 : Implication possible dans l’organisation du secteur des boues de vidange de différentes entités et à différents niveaux.

ENTITÉS	LOIS	COORDINATION	VIDANGE ET TRANSPORT	TRAITEMENT	VALORISATION	MISE EN APPLICATION	FORMATION ET COMMUNICATION	SUIVI
Ministères	•	•				•	•	•
Opérateurs publics nationaux ou municipaux		•	•	•	•	•	•	•
Police						•		
Entreprises privées			•	•	•			
Associations ¹ / OC ²		•			•	•	•	
ONG							•	•

¹ Associations = groupements de personnes physiques ou morales organisées autour d’objectifs donnés.

² OC = organisations communautaires, pour la fourniture de services à la communauté.

La répartition des responsabilités entre les parties prenantes de la filière GBV se basera de préférence sur leurs forces et faiblesses intrinsèques (tableau 12.2). Leur montée progressive en compétences peut être facilitée par le renforcement des capacités et l’évolution de l’organisation générale.

La police, les agences environnementales et les ONG ne sont pas représentées dans le tableau 12.2, elles sont en effet considérées uniquement comme responsables de la mise en application des règles et du renforcement de capacité. Les entités en charge de la mise en application des règles et du suivi qualité devront être bien reconnues et impartiales. Les autorités nationales ou municipales sont normalement impliquées dans la supervision des lois, spécifications techniques et recommandations (AECOM et Sandec/Eawag, 2010). Les associations de consommateurs peuvent être utiles pour les discussions sur les tarifs, les niveaux de services et le suivi qualité (Klingel, 2001).

Tableau 12.2 : Avantages, inconvénients et besoins des parties prenantes potentielles.

ENTITÉS	AVANTAGES	INCONVÉNIENTS	BESOINS
Ministères, opérateurs publics nationaux ou municipaux	• Subventions disponibles. • Mise en application des règles aisée. • Possibilité de gestion de technologies complexes.	• Dépendance aux changements politiques. • Possible niveau de priorité bas parmi les autres activités des autorités. • Temps passé important dans les procédures internes. • Peu de flexibilité.	• Renforcement de capacité. • Autonomie dans l'organisation (autorités au niveau national). • Restructuration basée sur l'exploitation-maintenance.
Entreprises privées	• Flexibilité du service fourni. • Tournées vers la demande du marché. • Réactivité pour l'exploitation-maintenance. • Contact facile avec les clients. • Création d'emplois locaux.	• Faible niveau d'application des règles. • Faible niveau de reconnaissance. • Faible capacité de gestion. • Coordination complexe. • Accès aux subventions difficile. • Compétences techniques parfois basses.	• Renforcement de capacité. • Diminution des taxations si fourniture d'un service public. • Licences et contrats.
Organisations communautaires, associations	• Flexibilité du service fourni. • Création d'emplois locaux. • Implication des populations locales. • Possibilité de sensibilisation des populations.	• Coordination complexe. • Niveau de tarifs très divers entre les différentes OC et les zones d'intervention. • Faible niveau de responsabilités. • Faible capacité de gestion. • Peu de continuité dans les ressources humaines. • Difficulté à desservir des clients hors des zones de gestion communautaires.	• Comités de coordination. • Renforcement de capacité. • Technologies simples. • Responsabilisation.

Les avantages et inconvénients relatifs à l'implication des entités pour chaque étape de la filière, ainsi que les spécifications contractuelles qui y sont liées, sont approfondies dans les paragraphes suivants. La définition du schéma institutionnel et l'engagement des parties prennent place plus en amont dans le processus (chapitre 16).

12.4.3 Dispositions institutionnelles pour la vidange et le transport

La vidange et l'évacuation des boues constitue la première étape de la filière GBV. Toute intervention sur la GBV implique de consulter les entités en charge de ce service pour assurer leur implication et renforcer ainsi la bonne coordination et la performance. Ne pas les consulter entraîne un risque d'échec du projet (étude de cas 12.2).

Étude de cas 12.2 : Une station de traitement des boues de vidange construite sans avoir impliqué les opérateurs de vidange.

À Bamako, au Mali, une station de traitement des boues de vidange a été mise en œuvre sans aucune implication des opérateurs de vidange et sans suffisamment de considération donnée à la localisation du site. La station a été construite trop loin de la ville, ne permettant pas aux vidangeurs d'y aller pour des questions de coût de transport. Cette station n'a jamais été utilisée et est aujourd'hui abandonnée.

Plusieurs types d'entités peuvent être en charge du service de vidange et d'évacuation des boues, qu'il y ait ou pas de station de transfert. Le service peut être assuré par des opérateurs publics, de niveau national ou municipal, et par des entreprises privées (schémas 2 et 4 de la figure 12.5). Le service de traitement peut aussi leur être confié (schémas 6 et 8 de la figure 12.5). Les organisations communautaires ont habituellement une capacité de management plus faible et sont plus efficaces, au niveau de la vidange seulement et au niveau local. Les avantages et inconvénients de ces 3 types de structures sont décrits ci-dessous :

Opérateurs publics, nationaux ou municipaux : Les services techniques nationaux ou municipaux (comme les services de la voirie et de l'équipement, les services de la propreté urbaine ou de l'environnement) peuvent être en charge des services de vidange et d'évacuation des boues de vidange, y compris à petite échelle. C'est par exemple le cas à Addis Abeba, Éthiopie, où le Service d'assainissement (*Sewerage Authority*) assure des vidanges et l'évacuation de boues à faible coût, bénéficiant de subventions de la part de l'État, ce qui ne serait pas possible avec des entreprises privées (Kebbede, 2004). Cette solution permet aussi d'éviter les difficultés avec la police qui aura tendance à mieux respecter les droits d'un camion public que ceux d'un camion privé. On constate par contre que les opérateurs publics manquent souvent de ressources humaines et d'équipement, ce qui rend par conséquent le niveau de service rendu médiocre (Strauss et Montangero, 2003 ; Koanda 2006 ; AECOM et Sandec/Eawag, 2010).

Entreprises privées : Les entreprises privées montrent plus de flexibilité et peuvent combiner leur activité de vidange avec d'autres prestations de service pour augmenter leur compétitivité (par exemple le ramassage des déchets solides, la construction, etc.). Elles créent de l'emploi local et peuvent s'adapter rapidement à la demande du marché (PS-Eau & Hydroconseil-Mauritanie, 2002 ; Blunier, 2004 ; Hecht, 2004 ; Jeuland *et al.*, 2004 ; Koanda, 2006). Néanmoins, la recherche de rentabilité peut conduire - quand la concurrence est faible - à des services de mauvaise qualité et des prix élevés (Jeuland *et al.*, 2004). Les opérateurs privés ont souvent une faible viabilité financière, ainsi qu'une mauvaise réputation auprès des autorités et de la population (Klingel, 2001 ; Bassan *et al.*, 2013). En Afrique, les entreprises de vidange se sont parfois regroupées en associations professionnelles légalement reconnues, ce qui facilite le dialogue avec les autorités et la possibilité d'adoption de mesures incitatives comme l'exemption de taxes.

Ces associations, qui existent notamment au Sénégal, Burkina Faso, Mali et Ouganda, offrent aussi l'avantage de pouvoir négocier des contrats importants qui ne pourraient pas être portés par une entreprise seule (Bolomey, 2003 ; Blunier, 2004 ; Mbéguéré *et al.*, 2010 ; Bassan *et al.*, 2013). Elles contribuent à la reconnaissance des petites entités, facilitant ainsi la formalisation du secteur, l'application des règles et la transparence. Elles méritent à ce titre d'être encouragées. L'autorité publique peut alors avoir un rôle à jouer dans l'organisation des licences pour l'activité de vidange et la circulation des camions.

Associations et organisations communautaires : Les organisations communautaires peuvent s'occuper de l'opération de vidange des fosses et de l'activité de transfert, y compris la gestion des stations de transfert. Les avantages potentiels sont la création d'emplois locaux et la sensibilisation des clients à la maintenance de leurs dispositifs d'assainissement domestiques, la population locale étant en effet impliquée dans les organisations communautaires. Ceci nécessite des dispositions contractuelles avec les autorités pour définir leurs rôles, les niveaux de services fournis et le cahier des charges du suivi de l'activité.



Figure 12.6 : Camions de vidange privés dépotant des boues de vidange dans une station appartenant à une municipalité, Kampala, Ouganda (photo : Linda Strande).

Vidange sur demande et vidange programmée

La responsabilité de la vidange des boues des fosses septiques ou des fosses simples peut être attribuée à l'utilisateur des toilettes ou bien au vidangeur (Klingel, 2001 ; AECOM et Sandec/Eawag, 2010), ce qu'illustre l'étude de cas 12.3.

La vidange sur demande est un système simple pour l'opérateur de vidange, qui n'a pas alors à produire d'efforts particuliers de gestion de la clientèle. Il laisse la responsabilité de la fréquence de vidange à l'utilisateur, qui pourra alors avoir tendance à ne solliciter le vidangeur qu'une fois sa fosse pleine, voire quand elle déborde. Dans ce cas de figure, des campagnes d'information seront par conséquent utiles pour sensibiliser les utilisateurs à la maintenance de leur dispositif d'assainissement et à l'importance d'effectuer des vidanges régulières. Le système de vidange sur demande est commun lorsque l'opérateur n'a pas les moyens d'entretenir une base de données des clients. Il présente l'inconvénient d'un manque de traçabilité des boues et donc un risque accru de dépotages illégaux. Il est par contre plus flexible et permet à plusieurs compagnies d'assurer le service de vidange et d'évacuation des boues.

L'opérateur de vidange peut se voir transférer la responsabilité de la vidange en signant un contrat avec l'utilisateur, avec des fréquences de vidange fixes (ce qui n'empêche pas la vidange sur

demande d'être possible lorsqu'un dispositif est plein). Cette situation implique une capacité d'organisation et de management réelle de la part de l'opérateur pour pouvoir desservir tout type de client. Typiquement, la fréquence de vidange sera programmée à intervalles fixes (AECOM et Sandec/Eawag, 2010). Un système de paiement régulier est alors possible et présente l'avantage de fournir à l'opérateur des revenus lissés et non pas par à-coups, comme avec le système de vidange sur demande. Les dépotages sauvages sont alors plus facilement contrôlables. Ce type d'organisation présente néanmoins une flexibilité limitée. Sa réalisation dépend des moyens mis en place pour garantir le paiement par les clients (pour les services d'eau potable par exemple, si la facture n'est pas payée l'eau peut être coupée).

Étude de cas 12.3 : Organisation de la filière en Malaisie.

Avec la loi sur les services d'assainissement (*Sewerage Service Act*), la vidange et l'évacuation des boues en Malaisie a été entièrement prise en main par IWK (*Indah Water Konsortium*) qui a mis en place une base de données pour programmer les vidanges par zone géographique. Les clients étaient contactés par IWK avant l'intervention et étaient facturés sur un mode semestriel. Ce mode d'organisation a été diffusé par communiqués dans les médias.

La loi sur les services liés à l'eau (*Water Service Industry Act*) de 2008 a transféré la responsabilité de la vidange aux utilisateurs des dispositifs d'assainissement domestiques, qui ont dû reprendre en main l'organisation de leurs vidanges, faute de quoi ils risquaient une amende. Les entreprises privées fournissent aussi les services de vidange. Cette nouvelle organisation est plus flexible, bien que sa mise en application soit complexe. Des campagnes de sensibilisation ont été réalisées pour renforcer l'implication des utilisateurs et développer la prise de conscience sur l'importance de vidanger fréquemment.

Par ailleurs, une stratégie par étape a été mise en place pour moderniser les stations de traitement malaisiennes. Les stations d'épuration des eaux ont tout d'abord été réhabilitées et adaptées pour recevoir des boues de vidange. Ensuite, des technologies de traitement simples ont été préconisées. Enfin, ce sont des technologies modernes qui ont été mises en œuvre dans les grandes villes. Aujourd'hui en Malaisie, les boues sont traitées en fonction des possibilités de valorisation alentour.

Cet exemple montre qu'il est possible de mettre en œuvre une approche progressive pour développer une organisation de la filière GBV bien coordonnée. De manière générale, chaque schéma institutionnel présente des avantages et des inconvénients. Dans tous les cas, la bonne coordination et la pérennité de l'organisation de la filière requièrent une bonne communication avec la population et entre les parties prenantes. Toutes les étapes de la filière demandent à être prises en compte. La Malaisie a réalisé de grands progrès en gestion des boues de vidange, mais le système reste très subventionné et le challenge aujourd'hui réside dans l'acceptation par la population d'un tarif réaliste et non subventionné pour le service de vidange et de transport.

12.4.4 Dispositions institutionnelles pour le traitement

Les stations de traitement des boues de vidange sont des infrastructures techniques importantes qui requièrent du personnel formé pour leur management, l'exploitation-maintenance et le suivi (chapitre 11). Tous les types de technologies nécessitent une gestion qualifiée réalisée par une entité efficace et bien organisée (Strauss et Montangero, 2003). C'est la raison pour laquelle ce n'est pas recommandé pour les organisations communautaires, qui possèdent rarement le niveau technique et organisationnel nécessaire.

Par contre, des opérateurs publics (nationaux ou municipaux) ou privés peuvent prendre en charge le traitement, de manière isolée (schéma 1 et 2 de la figure 12.5) ou en combinaison avec d'autres activités comme la vidange et le transport des boues ou la gestion des produits finaux (schémas 3 à 8). Dans chaque cas, les liens contractuels, la gestion financière, la communication et le suivi des activités demandent à être précisés clairement. Il est préférable que le suivi de la qualité des produits finaux soit réalisé par un laboratoire indépendant, notamment dans le cas où l'exploitant est privé. La mention des protocoles de prélèvement (fréquence, modalités d'accès aux points de prélèvements) est utile dans les contrats. L'entité en charge de l'exploitation du traitement peut être propriétaire des infrastructures ou agir dans le cadre d'un partenariat public-privé. Différentes possibilités d'organisation existent :

Gestion directe par un opérateur public, national ou municipal : L'opérateur public est propriétaire et exploitant de la station de traitement. Ce dispositif présente l'avantage de faciliter l'application des objectifs de rejet et offre également la possibilité de bénéficier de subventions pour les activités d'exploitation-maintenance, qui sont généralement difficiles à financer entièrement de manière directe. Il nécessite de la part de l'opérateur public d'être suffisamment autonome et dégagé des éventuelles procédures longues et complexes, qui pénaliseraient l'activité d'exploitation (Bassan *et al.*, 2013). Ce modèle peut donner lieu à un contrat formel avec les autorités pour préciser clairement les responsabilités de chacun.

Gestion directe par une entreprise privée : Dans ce cas de figure, la station de traitement est la propriété d'une entreprise privée qui l'exploite. Des cas de gestion directe privée existent au Bénin, au Mali et au Gabon ; ils démontrent qu'un résultat opérationnel et compétitif peut être atteint dans une dynamique commerciale. Les faiblesses potentielles peuvent être un niveau technique et managérial bas ainsi que la difficulté pour accéder à des subventions (Jeuland *et al.*, 2004). Des licences ou des contrats peuvent être mis en place avec les autorités pour fixer un niveau de qualité et définir le plan de suivi des activités. Cette solution a plus de potentiel quand un gain financier peut être escompté par la valorisation des produits issus du traitement.

Délégation de service à une entreprise privée : L'un des avantages de cette formule est de pouvoir choisir l'exploitant de la station de traitement sur la base de sa capacité technique et opérationnelle. Dans ce cas de figure, les contrats avec le propriétaire de la station préciseront le cahier des charges pour l'exploitation-maintenance. Pour une infrastructure de traitement publique, mettre en place une licence d'exploitation pour l'opérateur est aussi une possibilité.



Figure 12.7 : Réunion entre les autorités municipales en charge de la gestion des boues, des instituts de recherche et des partenaires financiers à Bac Ninh, Vietnam (photo : Linda Strande).

12.4.5 Dispositions institutionnelles pour l'utilisation finale ou la mise en décharge

Il est intéressant que le cadre institutionnel puisse soutenir les modèles économiques sur l'intégralité de la filière, étape d'utilisation finale ou de mise en dépôt comprise. L'atteinte de la qualité requise pour les produits issus du traitement doit donc être garantie, ainsi que leur utilisation finale sans danger (chapitre 10). De manière similaire à l'étape de traitement, la valorisation des produits finaux peut nécessiter un niveau d'exploitation-maintenance élevé, selon la technologie utilisée (chapitre 5). Ces produits doivent non seulement avoir subi un traitement, mais aussi apporter une valeur ajoutée sur le marché, ce qui nécessite une étude de marché, un marketing adapté et la fourniture du niveau de service souhaité (Klingel, 2001). Une approche multibarrière doit être mise en place pour la protection des ouvriers, des clients et des utilisateurs finaux contre les risques liés aux germes pathogènes.

Deux modes de gestion sont possibles : directe ou en délégation. La délégation correspond à des infrastructures et des équipements de propriété publique mais exploités par une autre entité, sur la base d'une licence définissant le cahier des charges de l'activité, les objectifs de qualité et le plan de suivi. Les avantages et inconvénients sont similaires à ceux présentés dans le paragraphe 12.4.4. Trois types d'entités peuvent être en charge de cette étape :

Opérateurs publics, nationaux ou municipaux : Les opérateurs publics peuvent gérer des procédés complexes et fournir des produits finaux directement aux clients. Lorsque des opérateurs publics nationaux ou municipaux sont en charge de l'usine de valorisation, ils le sont aussi souvent pour la partie traitement, de manière directe ou via délégation de service.

Entreprises privées : On trouve partout de petites entreprises privées impliquées dans la valorisation des produits à partir de déchets ou de produits traités (Jeuland *et al.*, 2004). Elles bénéficient du dynamisme entrepreneurial, ce qui constitue un point fort significatif. Le renforcement de capacité et la bonne coordination sont souvent utiles pour assurer une bonne exploitation-maintenance de la production (Bolomey, 2003). Un contrat formel est bienvenu pour définir les termes de l'activité, les prix et le niveau de qualité souhaité pour les produits à transformer et à mettre sur le marché.

Associations et organisations communautaires : Les organisations ou associations communautaires peuvent être impliquées dans l'étape de valorisation, à condition que le procédé de transformation et l'emballage soient simples et que les clients se déplacent jusqu'au centre de production pour s'approvisionner. Cette solution peut trouver son intérêt quand les clients sont situés à proximité de la station de traitement, en particulier quand les produits sont utilisés directement dans la communauté (par exemple comme matériaux de construction ou amendement de sol, Klingel, 2001). La formalisation de l'activité avec les autorités peut avoir lieu à travers une licence, l'organisation communautaire devant être encadrée par des règles de transparence financière et des objectifs de durabilité de l'exploitation-maintenance.

De la même manière que pour la vidange, l'activité de valorisation peut être organisée sur demande ou sur la base d'un programme contractuel de vente ou de livraison. Quand les produits finaux peuvent être valorisés en continu toute l'année, le mode d'organisation planifié offre l'avantage d'entrées d'argent régulières pouvant être utilisées pour l'exploitation-maintenance des infrastructures.

12.5 BIBLIOGRAPHIE

- AECOM et Sandec/Eawag (2010). *A Rapid Assessment of Septage Management in Asia: Policies and Practices in India, Indonesia, Malaysia, the Philippines, Sri Lanka, Thailand and Vietnam*. USAID. Bangkok, Thailand.
- Bassan M., Mbéguéré M., Koné D., Holliger C., Strande L. (2015). *Success and Failure Assessment Methodology for Wastewater and Faecal Sludge Treatment Projects in Low-income Countries*. Journal of Environmental Planning and Management, 58 (10), p. 1690-1710.
- Bassan M., Mbéguéré M., Tchonda T., Zabsonre F., Strande L. (2013). *Integrated Faecal Sludge Management Scheme for the Cities of Burkina Faso*. Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development 3 (2), p. 216-221.
- Blunier P. (2004). *La Collecte et le transport mécanisés des boues de vidange dans la ville de Ouahigouya (Burkina Faso) : Analyse du marché et propositions de réorganisation des flux financiers*. Thèse M.Sc., École polytechnique fédérale de Lausanne.
- Bolomey S. (2003). *Amélioration de la gestion des boues de vidange par le renforcement du secteur privé local - Cas de la commune VI du district de Bamako*. Eawag, Dübendorf, Switzerland.
- Bolomey S. (2003). *Amélioration de la gestion des boues de vidange par le renforcement du secteur privé local : Études et outils - Cas de la commune VI du district de Bamako*. Eawag, Dübendorf, Switzerland.
- Hecht A.D. (2004). *International Efforts to Improve Access to Water and Sanitation in the Developing World: A Good Start, but More is Needed*. Water Policy 6 (1), p. 67-85.
- PS-Eau et Hydroconseil-Mauritanie (2002). *Les Entreprises de vidange mécanique des systèmes d'assainissement autonome dans les grandes villes africaines. Étude de cas : Nouakchott (Mauritanie) I : Enquête auprès des entreprises de vidange mécanique*. Rapport.
- Ingallinella A.M., Sanguinetti G., Kootatetep T., Montangero A., Strauss M. (2002). *The Challenge of Faecal Sludge Management in Urban Areas – Strategies, Regulations and Treatment Options*. Water Science and Technology 46 (10), p. 285-294.
- Jeuland M., Koné D., Strauss M. (2004). *Private Sector Management of Fecal Sludge: A Model for the Future? Focus on an Innovative Planning Experience in Bamako, Mali*. Eawag, Dübendorf, Switzerland.
- Kebbede G. (2004). *Living with Urban Environmental Health Risks: The Case of Ethiopia*. Hants, England, Ashgate Publishing.
- Klingel F. (2001). *Nam Dinh Urban Development Project: Septage Management Study*. Eawag, Dübendorf, Switzerland.
- Koanda H. (2006). *Vers un assainissement urbain durable en Afrique subsaharienne : Approche innovante de planification de la gestion des boues de vidange*. Thèse de doctorat, École polytechnique fédérale de Lausanne.
- Koné D. (2010). *Making Urban Excreta and Wastewater Management Contribute to Cities' Economic Development - A Paradigm Shift*. Water Policy 12 (4), p. 602-610.
- Lüthi C., Panesar A., Schütze T., Norström A., McConville J., Parkinson J., Saywell D., Ingle R. (2011). *Sustainable Sanitation in Cities: A Framework for Action*. Sustainable Sanitation Alliance (SuSanA), International Forum on Urbanism (IFoU), Papiroz Publishing House, Rijswijk, The Netherlands.
- Mbéguéré M., Gning J.B., Dodane P.-H., Koné D. (2010). *Socio-economic Profile and Profitability of Faecal Sludge Emptying Companies*. Resources, Conservation and Recycling 54 (12), p. 1288-1295.
- Moe C.L., Rheingans R.D. (2006). *Global Challenges in Water, Sanitation and Health*. Journal of Water and Health 4 Suppl. 1, p. 41-57.
- Pybus P., Schoeman G. (2001). *Performance Indicators in Water and Sanitation for Developing Areas*. Water Science and Technology 44 (6), p. 127-134.

- Strauss M., Montangero A. (2003). *FS Management - Review of Practices, Problems and Initiatives. Engineering Knowledge and Research Project - R8056 Capacity Building for Effective Decentralised Wastewater Management*. Eawag, Dübendorf, Switzerland.
- UNEP (2010). *Africa Water Atlas. Department of Early Warning and Assessment (DEWA)*. Nairobi, Kenya, United Nation Environment Programme (UNEP).

Questions pour l'autoévaluation

1. Citer cinq aspects institutionnels importants jouant un rôle dans la gestion des boues de vidange et expliquer pourquoi ils sont importants.
2. Expliquer le besoin de mise en application des réglementations dans la gestion des boues de vidange.
3. Un schéma institutionnel possible consiste à avoir un opérateur pour la vidange et un autre pour le traitement. Dans quelles situations ce schéma est-il pertinent ? Quels sont les points qui peuvent poser problème ?

CHAPITRE XIII

TRANSFERTS FINANCIERS ET RESPONSABILITÉS AU SEIN DE LA FILIÈRE GBV

Elizabeth Tilley et Pierre-Henri Dodane

Objectifs pédagogiques

- Comprendre les relations financières entre les différentes parties prenantes de la chaîne de services.
- Savoir quels types de transferts financiers sont en jeu dans la gestion des boues de vidange.
- Être en mesure de décrire les modèles types de flux financiers pour la gestion des boues de vidange.
- Comprendre la complexité de concevoir, mettre en œuvre, suivre et optimiser un système de gestion des boues de vidange en prenant en compte l'ensemble des intervenants et des interactions financières entre eux.

13.1 INTRODUCTION

La complexité financière et politique de la gestion des boues de vidange (GBV) est l'une des raisons pour lesquelles elle reste peu développée au niveau mondial. Cela n'est pas seulement dû au nombre important de parties prenantes ayant un intérêt financier dans le système, mais aussi à la diversité de leurs intérêts.

Contrairement à d'autres types d'infrastructures (par exemple l'électricité), où un seul fournisseur est généralement responsable de la production, de la livraison, de l'exploitation-maintenance et de la facturation, un système de gestion des boues de vidange est souvent constitué d'un ensemble d'intervenants en charge d'une partie différente de la filière. Par conséquent, un paiement doit être effectué à chaque fois que la responsabilité d'un service est transférée d'un intervenant à un autre. Seul un ensemble particulier de dispositions politiques et financières peut créer l'environnement nécessaire pour permettre à chaque partie prenante clef de jouer son rôle et à la chaîne de services d'exister dans son intégralité.

Ce chapitre présente les différents flux financiers envisageables au sein de la filière GBV. Il illustre et discute les points clefs des transferts financiers et des responsabilités. Pour une meilleure compréhension globale du système GBV, ce chapitre commencera par préciser qui sont les différents intervenants et quels sont leurs rôles dans le système. Les différents types de transferts financiers seront caractérisés, avec une attention particulière accordée aux parties prenantes entre lesquelles ils sont effectués. Cinq modèles différents, c'est-à-dire différentes combinaisons de responsabilités et d'échanges financiers entre intervenants, sont présentés et analysés. Un court exercice est proposé pour appréhender le modèle économique des petits entrepreneurs de vidange, afin de donner un ordre de grandeur des montants échangés et de leur impact possible sur cette entité clef de la chaîne de services. Le chapitre se termine par une présentation des perspectives d'évolution de l'organisation financière du système GBV.



Figure 13.1 : Le service et la facturation dans les quartiers informels sont toujours difficiles, un problème exacerbé par une difficulté d'accès et un manque de titres fonciers (photo : Linda Strande).

13.2 MODÈLES FINANCIERS

13.2.1 Parties prenantes impliquées

Quasiment tous les intervenants dans le fonctionnement d'un système GBV sont liés par des interactions financières. Ces intervenants ou parties prenantes sont les personnes, les institutions ou les entreprises qui donnent ou reçoivent de l'argent en échange de la réalisation d'un ou plusieurs services dans la filière GBV. Les parties prenantes, ainsi que leurs responsabilités financières respectives, sont résumées (par ordre alphabétique) dans les paragraphes ci-dessous.

Les autorités gouvernementales sont en charge des règles et réglementations auxquelles les entreprises privées et les services publics doivent se conformer. Les pouvoirs publics peuvent allouer des budgets et externaliser la réalisation des services, mais ils peuvent également planifier et opérer leurs propres services GBV en direct. Les autorités gouvernementales sont responsables de la perception des impôts afin de couvrir (complètement ou partiellement) leur budget. Ces autorités peuvent également être bénéficiaires de l'aide internationale, qui peut être utilisée pour la construction ou l'exploitation-maintenance des infrastructures publiques.

Les entreprises privées sont des organisations qui opèrent en fournissant des biens ou des services en échange d'un paiement. Le fonctionnement des entreprises privées est encadré par les lois nationales. Elles peuvent le cas échéant accepter des contrats pour travailler pour l'État. Néanmoins, les entreprises privées ne sont pas sous tutelle des gouvernements et ne reçoivent pas de financement étatique garanti, bien qu'elles puissent demander des subventions, des prêts, etc.

Les industries réutilisatrices constituent la partie prenante qui utilise soit les nutriments des boues de vidange (BV) traitées, soit leur potentiel énergétique, soit encore leur consistance en tant que matériau. Les industries réutilisatrices constituent un secteur relativement nouveau, mais en pleine expansion, de la chaîne GBV. Les possibilités de réutilisation des BV doivent être prises en compte lors de la conception de la chaîne de services GBV dans son ensemble afin d'assurer la mise en place des technologies de traitement adaptées, c'est-à-dire permettant de générer des matières traitées conformes à leur utilisation finale (Diener *et al.*, 2014).

Avec un besoin croissant de nutriments à faible coût, d'origine locale et produits de manière durable, l'industrie agricole sera probablement une partie prenante de plus en plus importante dans le futur. Les BV sont aussi une source d'énergie durable prometteuse. À l'avenir, la nécessité financière et environnementale de la valorisation pourrait devenir le moteur de l'optimisation des filières GBV et considérablement influencer leur conception. La demande en boues, ainsi que le cadre législatif pour son application, auront un impact de plus en plus grand sur la façon dont les BV sont gérées tout au long de la chaîne de services. Le chapitre 10 présente une large gamme des industries et des produits en lien avec la valorisation des boues.

Les opérateurs publics sont responsables de l'exploitation-maintenance des infrastructures publiques (par exemple de l'eau ou de l'électricité). Ils sont les extensions des pouvoirs publics et, à ce titre, sont financés par des budgets publics. Selon leur efficacité et le niveau de facturation aux utilisateurs, ces services publics peuvent fonctionner à perte. Les opérateurs publics offrent un service utile qui n'existerait pas autrement dans un marché pur, par exemple pour le traitement des boues. Ils sont souvent de type monopolistique. Néanmoins, les entreprises privées s'intéressent de plus en plus au potentiel financier des prestations des services publics qui, par conséquent, sont de moins en moins protégées de la concurrence.

Les organisations non-gouvernementales (ONG) sont des entreprises qui fonctionnent sans but lucratif, mais qui ne sont ni financées ni pilotées directement par les gouvernements. Elles sont toutefois souvent utilisées par les gouvernements pour réaliser certaines activités. Les ONG offrent des services à caractère social là où les gouvernements et les entreprises privées ne veulent pas ou ne peuvent pas fonctionner efficacement.

Les utilisateurs de toilettes au niveau domestique sont les personnes responsables d'évacuer les boues de vidange des habitations qu'ils possèdent ou qu'ils louent. Ces personnes utilisent des dispositifs d'assainissement domestiques qui nécessitent une vidange régulière des boues. Ces dispositifs sont notamment les fosses septiques, les latrines à fosse, les réacteurs anaérobies compartimentés (RAC, pour les regroupements d'habitations) ou d'autres dispositifs similaires de rétention et de stockage de boues.

13.2.2 Transferts financiers

Dans la filière GBV, des échanges d'argent ont lieu pour les différentes activités (la vidange, le transport, le traitement...), avec des montants très variables, comme par exemple les faibles montants des petits services effectués ou le coût très élevé des constructions, et à des fréquences diverses (taxes annuelles, paiements quotidiens...). Un modèle économique financièrement durable implique la mise en place de certains transferts d'argent. Un bref aperçu des types de transferts les plus courants applicables à la filière GBV est présenté ci-dessous.

L'aide budgétaire est le nom donné aux transferts de fonds entre les parties prenantes pour couvrir en partie ou en totalité le budget de fonctionnement de l'une d'elles. Typiquement, l'aide budgétaire est fournie par une autorité gouvernementale à un service public. Les gouvernements étrangers ou organismes internationaux (par exemple la Banque asiatique de développement) fournissent également une aide budgétaire aux différents ministères. La durée de l'aide budgétaire est généralement de long terme et non-conditionnée. En d'autres termes, elle n'est pas liée à une tâche ou à une production spécifique, mais plutôt à des besoins budgétaires identi-

fiés (les aides budgétaires conditionnées deviennent néanmoins de plus en plus intéressantes, puisqu'elles viennent en récompense de résultats tout en encourageant la transparence).

Les coûts d'investissement sont payés une fois, au début du projet, pour couvrir toutes les dépenses de matériaux, de main-d'œuvre et des autres prestations nécessaires à la construction des installations et infrastructures associées. Les coûts d'investissement peuvent inclure l'acquisition de terrains pour la réalisation de lits de séchage, la conception et la construction d'une station de traitement, l'acquisition d'un camion de vidange pour la collecte et le transport des boues ou l'installation d'une fosse septique au niveau domestique. Chaque partie prenante listée au paragraphe précédent est susceptible de dépenses d'investissement.

Les redevances de dépotage sont demandées en échange de la possibilité de dépoter des boues de vidange dans une station de traitement. Le paiement de la redevance marque le transfert de la responsabilité des boues à un intervenant qui a la capacité juridique et technique de traiter et/ou de transférer sans risque ces boues à un autre intervenant. En théorie, toute entité propriétaire d'un terrain pourrait recevoir des boues contre de l'argent, même sans mettre en œuvre les mesures d'hygiène et de sécurité adaptées. Les redevances de dépotage officielles (en lien avec la réglementation en vigueur) doivent donc être telles qu'elles n'incitent pas les particuliers à facturer des services de dépotage de boues non-réglémentés, qui concurrenceraient ainsi l'entité officielle en charge de recevoir les boues. On observe par ailleurs que la redevance de dépotage n'entraîne pas forcément une recrudescence des dépotages sauvages, certaines stations de traitement étant très fréquentées malgré des redevances pourtant élevées, comme le montre le tableau 13.1.

Tableau 13.1 : Redevances de dépotage dans des sites de dépotage officiels en 2004 (adapté de Collignon, 2002, et Jeuland, 2004).

VILLE	COÛT PAR DÉPOTAGE (€)	PROPORTION DES DÉPOTAGES TOTAUX	NOMBRE DE DÉPOTAGES PAR AN	TYPE DE SITE UTILISÉ
Cotonou, Bénin	8,6	75 %	26 667	Station de traitement*
Kampala, Ouganda	5,6	42 %	7 000	Station de traitement
Dar es Salaam, Tanzanie	3,1	7 %	100 000	Station de traitement
Kumasi, Ghana	2,0	95 %	-	Station de traitement
Dakar, Sénégal	1,2	74 %	67 525	Dépotage seul

* Un traitement correct ne peut pas être garanti avec cette installation mal conçue et surchargée.

Il n'existe probablement pas de moyen plus équitable ou plus rentable qu'un autre pour facturer une redevance de dépotage. La redevance peut être facturée proportionnellement au volume de boues dépotées (ce qui peut être difficile à mesurer et ne tient pas compte de la concentration des boues) ou par opération de dépotage quel que soit son volume (bien que la cuve du camion puisse être difficile à vider entièrement). Les deux possibilités ont pourtant des conséquences sur l'activité de collecte et de traitement et sur le fonctionnement financier de la station de traitement des boues de vidange. La facturation basée sur les opérations de dépotage sont en effet

susceptibles d'encourager les entreprises de vidange à maximiser le volume de boues dans les camions avant d'aller dépoter, ce qui se traduira alors par des dépotages moins fréquents mais plus volumineux.



Figure 13.2 : Recouvrement d'une redevance de dépotage. Une bonne comptabilité est essentielle pour comprendre le bilan financier et l'améliorer (photo : Linda Strande).

La prime au dépotage est l'opposée de la redevance de dépotage. Il s'agit d'une prime utilisée pour récompenser l'entreprise de vidange pour le dépotage des boues à l'endroit prévu et ainsi décourager le dépotage non-réglementé ou illégal. Payer une prime plutôt que de percevoir une redevance implique que la station de traitement ait d'autres recettes de fonctionnement, par exemple via une redevance d'assainissement. Une prime au dépotage de 5 USD par dépotage a été suggérée pour Ouagadougou, Burkina Faso, pour éviter les dépotages sauvages. Ce schéma n'a pas donné lieu à publication (Sandec, 2006). Les primes sont typiquement des paiements à verser à des personnes comme récompense pour des tâches socialement bénéfiques qu'elles ne pourraient pas assurer sans elles. Si le système de primes est controversé, notamment parce qu'on ne devrait pas être rémunéré pour faire ce qui est « juste », certains programmes ont efficacement atteint leurs objectifs en privilégiant l'approche « carotte » plutôt que l'approche « bâton » (Gertler et Boyce, 2001 ; Kakwani *et al.*, 2005 ; Eldridge et Palmer, 2009 ; Banerjee *et al.*, 2010).

La licence de dépotage est un instrument financier utilisé pour contrôler le nombre et la qualité des entreprises de collecte et de transport qui sont autorisées à dépoter les boues de vidange dans la station. En théorie, la licence est octroyée pour un certain niveau de qualité du service fourni par son détenteur. Dans la pratique, cependant, c'est souvent un moyen pour l'entité émettrice des licences de générer des revenus ; et peu de demandes de licence font l'objet de refus. Depuis 1998, les vidangeurs de Nairobi paient leur licence annuelle entre 260 et 780 USD (pour, respectivement, des camions de moins de 3 m³ et de plus de 7 m³ de capacité). La licence permet aux entreprises de vidange de dépoter dans le réseau d'assainissement de la ville, ce qui réduit leur durée de transport pour effectuer des dépotages sauvages (Water and Sanitation Program Africa, 2005). Cependant, le système d'octroi de licences présente l'inconvénient de pouvoir exclure les entités les plus petites et les moins riches. Cela pourrait avoir comme conséquence, non-souhaitable, la création d'un système parallèle, type marché noir, de vidangeurs sans licence.

Les frais de vidange sont les paiements facturés aux ménages pour vidanger la boue qui s'est accumulée dans leur dispositif d'assainissement domestique. En règle générale, la même entité

en charge de la vidange est également en charge de l'évacuation des boues en dehors du quartier, bien que certains vidangeurs manuels ne soient pas en mesure de transporter les boues et laissent la responsabilité de cette tâche aux ménages. Les membres du ménage peuvent également aider l'entreprise de vidange à effectuer l'extraction des boues pour réduire les frais. Les frais de vidange peuvent être payés une fois le service fourni. Cependant, ce modèle n'incite pas le ménage à réaliser des vidanges préventives et favorise la vidange de dernier moment (quand elle devient absolument nécessaire). Ce type de schéma, qui peut être totalement aléatoire ou saisonnier, crée une réelle incertitude pour les entreprises de vidange et de traitement. Certains ménages parmi les plus pauvres n'ont pas les moyens de vider la totalité des BV de leur fosse et pratiquent des vidanges partielles (par exemple, le mètre supérieur des boues dans la fosse).

Les tarifs de vidange varient selon les pays, la région, le marché, le volume, l'état des routes et de nombreux autres paramètres. Par exemple, dans une zone d'habitat informel à Nairobi connue sous le nom de Kibera, vidanger 0,2 m³ de boues manuellement coûte 8 USD, alors qu'un camion de vidange demande 196 USD pour évacuer 3 m³ de boues (Water and Sanitation Program Africa, 2005).

L'amende est un outil utilisé par le gouvernement ou d'autres autorités officielles pour contrôler et décourager les comportements indésirables. Les amendes peuvent être utilisées pour empêcher les dépotages sauvages de boues et inciter à adopter un autre schéma de fonctionnement, comme payer une licence ou une redevance de dépotage. Cela n'est possible qu'avec des amendes suffisamment élevées et fréquemment appliquées, afin qu'elles soient ressenties comme une véritable menace pour les pratiques illégales ou informelles. Il convient toutefois de noter que l'amende n'est un outil équitable que lorsqu'il existe une autre option accessible à un coût raisonnable, comme par exemple l'accès à une station de traitement avec des horaires d'ouverture adaptés et une redevance de dépotage abordable.

Le coût d'exploitation-maintenance est constitué des dépenses de fonctionnement pendant la durée de vie de l'infrastructure ou des équipements. Les équipements comme les pompes, les camions, les tuyaux, etc. s'useront avec le temps et selon l'intensité de leur utilisation. La fréquence de remplacement dépend des conditions d'utilisation et de la qualité de la maintenance. Bien que la durée de vie des équipements soit considérablement diminuée en l'absence de maintenance, les besoins les plus immédiats (comme par exemple le carburant) constituent souvent la priorité des dépenses. Les propriétaires de camions de vidange font face à des coûts d'exploitation-maintenance plus élevés en raison de l'usure dues aux matériaux non-fécaux contenus dans les boues (par exemple le sable, les ordures). De plus amples informations sur l'exploitation-maintenance sont présentées au chapitre 11.

Le prix d'achat est le prix payé pour acquérir un produit. Des frais d'achat peuvent être payés à tout moment et à n'importe quelle fréquence, alors que les coûts d'investissement ou d'acquisition ne sont payés qu'au début d'un projet. Le prix d'achat dépend de l'offre, de la demande et des subventions éventuellement disponibles. L'industrie agricole, par exemple, peut payer un opérateur public pour acheter des boues de vidange traitées pour construire une serre, auquel cas ce sera classé comme un coût d'investissement, alors qu'un producteur de briques peut s'approvisionner chaque semaine en boues à usage de combustible, auquel cas l'achat sera considéré comme un coût de fonctionnement.

La redevance d'assainissement est un paiement perçu soit en une fois, soit à intervalles réguliers. Elle est payée en échange de services environnementaux comme le raccordement à l'adduction d'eau, au réseau d'égouts, voire à la vidange des boues, ou pour toute combinaison de ces services. L'avantage d'une redevance d'assainissement pour l'autorité publique est de constituer une ressource financière constante permettant une meilleure planification des activités de traitement et des mises à niveau. Néanmoins, dans la pratique, la redevance d'assainissement est parfois appliquée à des usagers desservis en eau potable mais qui ne bénéficient pas de service d'assainissement (non-raccordés au réseau d'égouts par exemple). Dans ce cas, le ménage est doublement facturé pour son assainissement : une première fois pour le paiement de la redevance d'assainissement, alors que le raccordement aux égouts est inexistant, et une seconde fois lorsqu'il paye la vidange de son dispositif d'assainissement domestique. Ce type de schéma peut donc avoir un effet négatif en faisant davantage payer les populations pauvres pour des services de moindre qualité. D'un autre côté, il peut aussi faciliter l'équilibre financier des services d'assainissement publics. Un aperçu de la mise en œuvre de redevances d'assainissement dans quatre villes des Philippines est rapporté par Robbins *et al.* (2012). Ils montrent comment une redevance d'assainissement payée à travers les factures d'eau ou les taxes foncières a été utilisée pour améliorer les systèmes GBV, en permettant de subventionner la collecte et le transport des boues de vidange des ménages.

La redevance d'assainissement peut être conçue de telle sorte qu'elle profite aux plus pauvres et qu'elle contribue directement à l'amélioration du service reçu. Une redevance proportionnelle à la production de boues du ménage ou à sa consommation en eau permettrait en effet une contribution financière plus importante de ceux qui produisent le plus de boues ou consomment le plus d'eau, c'est-à-dire *a priori* les plus riches (Steiner *et al.*, 2003). L'équilibre de l'ensemble des coûts d'un système GBV ne nécessite pas un apport financier très important (la valeur de 1 USD par personne et par an a été avancée dans une évaluation).

Répartir les paiements des services d'assainissement dans le temps, par exemple sous forme de mensualités, pourrait sembler intéressant, en particulier pour les usagers à faibles revenus qui n'ont pas les moyens de régler en une seule fois le prix d'une vidange. Néanmoins, ce schéma de fonctionnement en mensualités implique des niveaux de transparence et d'organisation très élevés pour émettre la facture, la suivre et réceptionner les paiements.

Les paiements, tant pour l'investissement que le fonctionnement, concernent un nombre important de fournisseurs de biens et de services (par exemple les mécaniciens, les fournisseurs, les banques) qu'il n'est pas possible d'énumérer ici. Une liste des principales charges d'une petite entreprise de vidange est présentée au paragraphe 13.4.

13.3 MODÈLES DE FLUX FINANCIERS

Il n'y a pas de modèle GBV unique qui se révélerait efficace dans toutes les situations. Les modèles de prestation de services sont d'ailleurs constamment modifiés et restructurés en fonction des conditions économiques, juridiques et environnementales. En outre, les responsabilités au sein de la filière sont en constante évolution et les transferts financiers entre les parties prenantes peuvent prendre plusieurs formes.

Différents modèles financiers pour la gestion des boues de vidange ont été proposés. Une large liste des configurations possibles est proposée par Steiner *et al.* (2003). Ce paragraphe présente une sélection de cinq modèles différents, basés sur des cas existants ou étant des modèles théoriques. Les modèles diffèrent en termes de parties prenantes, de responsabilités attribuées et de types de transferts financiers.

Dans les schémas suivants (figures 13.3 à 13.7), les différentes composantes de la filière GBV sont représentées en bleu, sur la partie supérieure du schéma. La responsabilité associée est indiquée au niveau central en vert. Au-dessous, le type de flux financier est indiqué dans un ovale jaune. La direction de la flèche entre les parties prenantes indique la direction du paiement. Une ligne en pointillé indique un flux facultatif (qui peut avoir lieu ou pas).

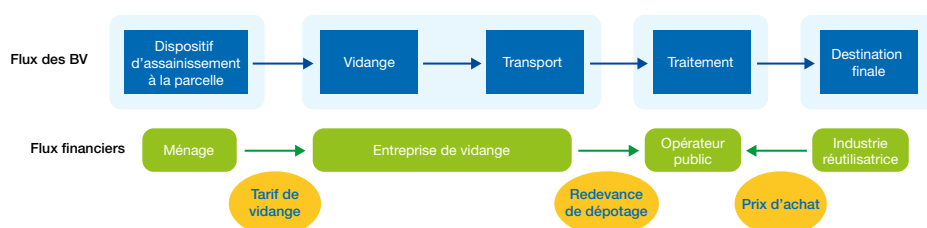


Figure 13.3 : Modèle 1, organisation financière simple de la filière GBV, montrant le domaine de responsabilité de chaque intervenant et les échanges financiers correspondants.

La figure 13.3 illustre un modèle simple d'organisation des transferts financiers. Dans cet exemple, chacune des parties prenantes est responsable d'une unique composante de la filière et, par conséquent, on échange de l'argent à chaque transfert de responsabilité (la vidange et le transport sont assimilés ici à une seule et unique étape). Le ménage paie à une entreprise privée des frais de vidange pour extraire les boues, et l'entreprise devient alors responsable de la collecte et du transport de ces boues. Ce vidangeur se voit ensuite facturé une redevance de la part de l'opérateur public pour le dépôtage et le traitement des boues. L'opérateur public reçoit également l'argent de la vente des produits issus du traitement (par exemple : boues traitées, fourrage...) à une industrie qui les réutilise. Dans ce modèle, l'opérateur public fonctionne indépendamment de l'autorité centrale et doit couvrir l'ensemble de ses coûts de fonctionnement avec les recettes des dépôtages et de la vente des produits issus du traitement.

Ce type de modèle peut potentiellement présenter deux inconvénients. Les entreprises de vidange, entreprises privées, vont répercuter les coûts supplémentaires engendrés par la redevance de dépôtage sur l'ensemble de leurs clients, ce qui peut impacter l'accès des plus pauvres à la vidange. Ils peuvent aussi être tentés d'éviter de payer la redevance de dépôtage en dépotant illégalement, mais gratuitement, dans un endroit non-prévu pour cela. Enfin, pour réduire son coût de fonctionnement et rester compétitif, le vidangeur pourrait être tenté d'économiser sur la maintenance (par exemple, l'entretien régulier du camion et de la pompe) et ainsi diminuer la durée de vie de son équipement et mettre en danger son entreprise. Par ailleurs, l'opérateur public qui ne serait pas contrôlé par l'autorité publique centrale pourrait ne pas respecter ses obligations en termes de traitement.

Ce modèle simple est néanmoins un bon point d'entrée pour une évolution ultérieure de la filière avec, par exemple, un apport budgétaire de la part de l'autorité centrale dans le but de renforcer

la qualité du service et de diminuer la redevance de dépotage, participant ainsi à diminuer les dépotages sauvages.

La figure 13.4 présente une variation de ce premier modèle.

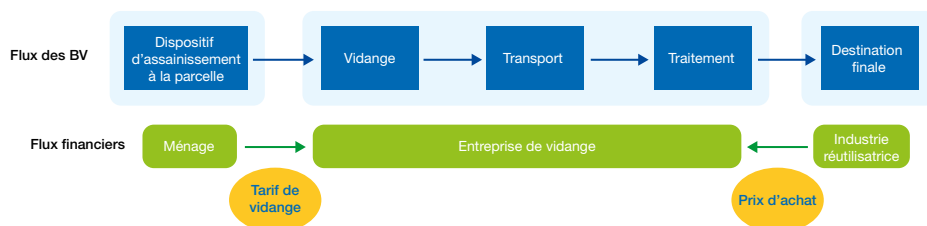


Figure 13.4 : Modèle 2, avec service intégré de collecte, transport et traitement.

Le modèle représenté par la figure 13.4 est similaire au précédent, mais ses implications financières sont différentes. Dans le modèle 2, un seul opérateur de droit privé (qui peut être une ONG) est responsable de la vidange, du transport et du traitement des boues, ce qui supprime la nécessité d'une redevance de dépotage entre l'entité en charge de la vidange et celle en charge du traitement. Plusieurs conséquences en termes financiers et opérationnels en résultent :

- L'entreprise est en charge de percevoir les paiements auprès des ménages, il peut donc répercuter ses coûts de fonctionnement directement sur l'utilisateur avec une économie d'échelle avantageuse pour ce dernier.
- Le marché de la vidange peut alors évoluer de deux manières. L'une oriente vers un modèle de marché plus efficace, en permettant de bénéficier d'un effet d'échelle via l'assemblage des 2 activités, provoquant une réduction du nombre d'opérateurs de vidange ou en les renvoyant en marge du marché (par exemple dans des zones géographiques plus difficiles à desservir ou moins rentables). L'autre orienterait vers un marché moins efficace, en favorisant l'émergence de nouveaux opérateurs de vidange avec des tarifs plus compétitifs qui mettraient alors en danger l'entreprise effectuant la vidange et le traitement, et ce d'autant plus si ces nouveaux opérateurs réduisent leurs coûts en pratiquant la vidange sauvage (en particulier dans une situation où le cadre juridique n'est pas suffisamment efficace, notamment au plan coercitif, et ne permet pas l'application d'amendes.

Une variante de ce modèle a été observée à Bamako, Mali (Collignon, 2002 ; Bolomey *et al.*, 2003 ; Jeuland, 2004), où IE Sema Saniya, une ONG, possédait et exploitait deux camions de vidange et une station de traitement. Appliqué à cette échelle réduite, le modèle s'est avéré n'être pas durable parce que les coûts de fonctionnement étaient trop élevés pour pouvoir être équilibrés par la contribution des ménages. Il avait fallu recourir à d'autres stratégies de recouvrement des coûts pour assurer la viabilité financière du système.

Dans le modèle présenté à la figure 13.5, une redevance d'assainissement est versée directement à l'autorité centrale par l'utilisateur des toilettes, à travers la facture d'eau, la facture du service assainissement s'il existe, ou encore la taxe foncière. L'opérateur public reçoit une aide budgétaire de la part de l'autorité centrale qui recueille cette redevance d'assainissement. Par conséquent, l'opérateur public n'a pas besoin d'équilibrer son fonctionnement uniquement sur les recettes procurées par la redevance de dépotage. Le montant de la redevance de dépotage

peut donc être réduit (par rapport au modèle 1), réduisant ainsi les charges de l'entreprise de vidange. Cette réduction peut *in fine* être répercutée sur le prix de vidange demandé aux ménages, leur rendant le service plus abordable, et contribuant ainsi à limiter le développement des pratiques de dépôtage sauvage.

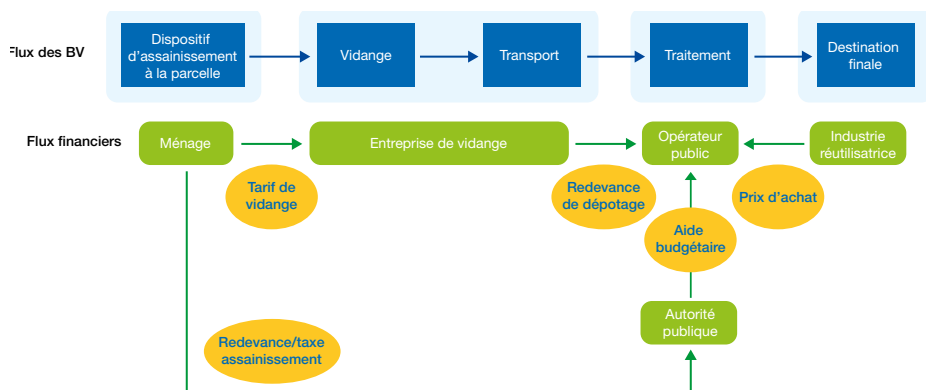


Figure 13.5 : Modèle 3, avec redevance de dépôtage et redevance d'assainissement.

Ce modèle est néanmoins potentiellement propice aux pratiques de corruption et au manque d'efficacité, selon le niveau de compétence et de transparence de l'autorité centrale dans sa gestion financière. Sa stabilité financière est étroitement liée à la qualité du recouvrement de la redevance d'assainissement. La difficulté de la gestion foncière, la tenue imparfaite des registres, la corruption, les populations de passage sont autant de menaces pour la qualité du recouvrement au niveau des utilisateurs. Le recouvrement est un point faible pour de nombreuses autorités publiques, ce qui est fortement susceptible d'affecter la gestion pour l'opérateur public, avec une planification de l'exploitation-maintenance sur le long terme rendue plus difficile.

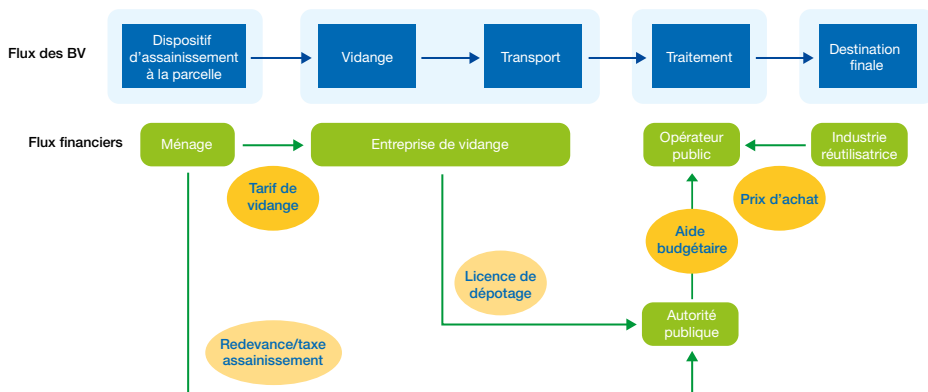


Figure 13.6 : Modèle 4, avec redevance d'assainissement et licence.

Dans ce modèle avec redevance d'assainissement associée à une licence (figure 13.6), le vidangeur en charge de la collecte et du transport ne se voit pas facturé pour chaque dépôtage à la station. Il a l'accès illimité (ou semi-limité) à la station via l'octroi d'un permis de dépôtage. Cette

formule est susceptible de réduire les dépotages sauvages des entreprises de vidange qui voudraient échapper à la redevance par dépotage.

Le fait de devoir payer pour obtenir une licence de dépotage, quel que soit son montant, garantit à l'autorité publique un plus grand contrôle administratif sur les acteurs économiques. Les données sur le nombre de vidangeurs, les revenus générés, les distances parcourues, etc. peuvent en effet ainsi être collectées et utilisées pour orienter les politiques publiques. De plus, la licence contribue à la reconnaissance de l'entreprise de vidange par l'autorité publique, lui permettant en théorie de subir pendant son activité moins de nuisances comme les amendes, bakchichs et autres frais. C'est ce type de modèle qui a été mis en place à Kumasi, Ghana, où les entreprises de vidange doivent obtenir une licence d'activité qui peut être révoquée pour faute, notamment pour dépotage hors des installations de traitement officielles (Mensah, 2003). Le système de licence a également été mis en œuvre dans le quartier informel de Kibera à Nairobi, avec une fréquence de renouvellement annuelle (Water and Sanitation Program Africa, 2005) ainsi qu'à Da Nang, Vietnam, avec une fréquence de renouvellement mensuelle (Steiner *et al.*, 2003).

Comme présenté au chapitre 4, le secteur des entreprises de vidange est longtemps resté dans l'ombre. Son personnel est sujet à la discrimination, souvent obligé de travailler clandestinement ou de nuit, sous la pression sociale ou policière. Sa nature informelle a pour conséquence une non-application des règlements sur le travail et la santé, amenant les employés à subir parfois des conditions de travail dangereuses et humiliantes, sans application des droits fondamentaux accordés aux autres industries (Eales, 2005). Ainsi, si l'obtention de licences de dépotage présente l'inconvénient d'être coûteux et d'ouvrir potentiellement à la corruption, c'est l'une des étapes possibles vers la formalisation du secteur et vers son ouverture à plus de transparence et d'efficacité. L'octroi de licences est un mécanisme qui n'exclut pas les plus petits entrepreneurs (le fait de payer la licence leur offre un usage fréquent de la station) qui peut aider à améliorer les pratiques du secteur, les conditions de travail des ouvriers et la prestation de services pour ses usagers.

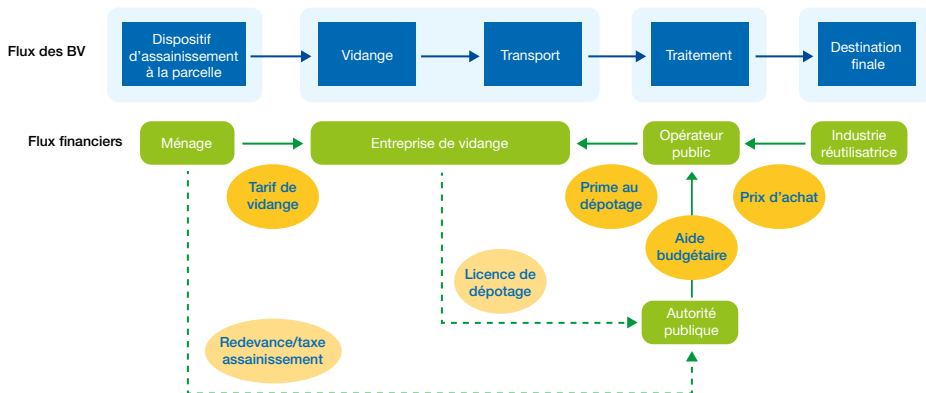


Figure 13.7 : Modèle 5, avec incitation au dépotage.

Le point clef du modèle présenté à la figure 13.7 est la direction du flux financier pour le traitement des boues, qui va de l'opérateur public vers le vidangeur. Ici, l'exploitant de la station paie une prime au dépotage au vidangeur pour recevoir ses boues dans la station. Un modèle financier avec des mesures incitatives au dépotage peut prendre des formes variées, raison pour laquelle

les flux représentant la licence et la redevance d'assainissement sur la figure 13.7 sont laissés en pointillé, indiquant qu'ils peuvent exister ou pas dans ce modèle, selon le contexte.

Comme on l'a vu précédemment, des incitations financières peuvent être utilisées pour encourager les meilleurs comportements sociaux. Dans le cas des primes au dépotage, le paiement est utilisé pour encourager la collecte des boues et réduire les dépotages sauvages. Ce type de flux monétaire sous condition est encore relativement récent. Bien que les résultats soient prometteurs dans les programmes de santé et d'éducation, il existe peu de données pour démontrer leur utilité dans les programmes d'assainissement.

Ce modèle repose sur le postulat que les entreprises de vidange n'ont pas les moyens de payer pour le traitement et ainsi cherchent à dépoter illégalement, avec les conséquences qui s'ensuivent sur la santé publique et l'environnement. Dans ce modèle, l'entreprise de vidange voit ses charges diminuer et ses recettes augmenter (prime au dépotage au lieu d'une redevance) ; c'est donc un gain que le marché est susceptible de répercuter sur les ménages avec, de fait, une possible augmentation du volume de boues vidangées et une diminution des dépotages sauvages, toutes deux profitables pour l'environnement et la collectivité.

Par contre, un tel modèle implique une augmentation des charges au niveau de l'opérateur de la station de traitement (primes à payer) et une diminution des recettes (absence de redevance de dépotage). Ce type de modèle ne peut donc fonctionner qu'avec un soutien significatif de l'autorité publique ou des bailleurs de fonds, qui peut être fluctuant, voire contradictoire, avec un risque de trous budgétaires au niveau de l'opérateur de la station. Pour éviter de telles défaillances, une redevance d'assainissement devrait couvrir les besoins financiers de la station de traitement. Le prix de la vidange pourrait alors être réduit, strictement réglementé ou même devenir gratuit. L'utilisateur des toilettes serait toujours redevable de la redevance d'assainissement, mais serait soulagé de la double charge financière constituée de la redevance d'assainissement et des coûts de vidange.

Un des risques avec ce modèle est d'inciter les vidangeurs à venir dépoter dans la station des matières plus rentables à vidanger, comme des boues très peu concentrées ou d'autres types de liquides, plutôt que de dépenser du temps et du carburant pour vidanger correctement les dispositifs d'assainissement domestiques, ce qui est susceptible d'endommager le procédé de traitement et menacer sa viabilité financière. Pour contrôler le type et la qualité de la boue déversée dans la station, des procédures de contrôle qualité sont requises, en utilisant par exemple des fiches de suivi comme présentées au chapitre 11.



Figure 13.8 : La densité du trafic urbain peut augmenter de façon significative les charges de carburant et de personnel des opérations de collecte et de transport de boues (photo : Linda Strande).

Une extension possible du modèle présenté à la figure 13.7 consisterait à l'enrichir par des mesures incitatives envers les propriétaires de toilettes dont les boues sont vidangées par un opérateur de services agréé. Ce modèle inciterait les propriétaires à ne pas attendre que leur dispositif d'assainissement domestique déborde, à ne pas solliciter des entreprises non-agrées ou encore à ne pas vidanger directement dans l'environnement pendant la saison des pluies. Aucun exemple de cette variante n'est connu. La logistique et l'administration d'un tel projet sont complexes, car il faudrait garantir le paiement des primes aux ménages et la réalisation ultérieure des vidanges, ce qui nécessiterait un grand changement de comportement et l'application de nouvelles réglementations.

Une synthèse des avantages et des inconvénients de chacun des modèles est présentée dans le tableau 13.2.

Tableau 13.2 : Synthèse des avantages et des inconvénients potentiels pour chacun des modèles financiers présentés.

TYPE DE MODÈLE	AVANTAGES	INCONVÉNIENTS
Modèle 1 : organisation financière simple de la filière GBV.	+ Les ménages sont libres de choisir le prix le plus compétitif pour la vidange. + La programmation de la vidange est souple, elle peut être faite lorsque le budget le permet. + Le ménage n'est pas tenu à une redevance d'assainissement fixe.	- Les frais d'exploitation-maintenance de la station de traitement doivent être intégralement couverts par la redevance de dépotage.
Modèle 2 : avec service intégré de collecte, transport et traitement.	+ Un opérateur unique permet d'optimiser le modèle financier. + Moins de risques de dépotages sauvages, l'entreprise s'occupant aussi du traitement.	- Des frais de vidange élevés pourraient être demandés aux ménages.
Modèle 3 : avec redevance de dépotage et redevance d'assainissement.	+ Moindre coût pour les ménages pauvres non-connectés aux égouts. + Moindre redevance de dépotage pour les vidangeurs. + Plus grande couverture des zones de vidange.	- Les vidangeurs pourraient chercher à dépoter illégalement pour éviter la redevance de dépotage.
Modèle 4 : avec redevance d'assainissement et licence.	+ Reconnaissance et contrôle des vidangeurs par le système de licence. + Amélioration des conditions de travail. + Forfait dépotage limitant les dépotages sauvages.	- La gestion globale de la filière peut s'avérer difficile.
Modèle 5 : avec incitation au dépotage.	+ Prix de vidange réduits. + Extension de la couverture des zones vidangées.	- Attention aux tricheries sur les matières dépotées à la station. - Budget conséquent nécessaire au niveau de l'exploitant de la station de traitement.

Étude de cas 13.1 : Station de traitement des boues de vidange de Cambéréne, Dakar, Sénégal. (Adapté de Mbégué et al., 2010, et Dodane et al., 2012).

À Dakar (Sénégal), la station de traitement des boues de vidange de Cambéréne est exploitée par l'Opérateur public national de l'assainissement (ONAS). L'installation de traitement est constituée d'une association entre bassins de décantation/épaississement et lits de séchage non-plantés, conçue pour une capacité de 100 m³/jour de boues de vidange, ce qui correspond à la desserte d'environ 41 500 personnes. La station reçoit des boues de fosses septiques vidangées par des camions exploités par des entreprises de vidange privées. Le modèle des flux financiers de Cambéréne correspond au modèle 3, combinaison des redevances de dépotage et d'assainissement décrite plus haut (figure 13.5).

Les ménages paient 50 USD aux entreprises de vidange pour une évacuation de 10 m³ de boues, ce qui correspond à environ 5 USD par personne et par an. En plus, les ménages paient une redevance d'assainissement à l'ONAS, indexée sur l'eau potable, qui s'élève à environ 2 USD par personne et par an. La contribution totale par personne à l'assainissement, soit 7 USD, correspond à environ 2 % du budget moyen des ménages de la population dakaroise.

Les entreprises de vidange ont effectué d'importants investissements initiaux pour s'équiper en camions, ce qui doit être amorti dans le temps pour un montant estimé à 0,3 USD par personne desservie et par an. L'entreprise doit également s'acquitter d'une redevance de dépotage à la station de traitement dont le montant est d'environ 0,4 USD par personne desservie et par an. Le reste de l'argent facturé aux ménages par l'entreprise de vidange permet d'assurer les coûts de fonctionnement, notamment la rémunération du personnel, le carburant, les frais généraux, les réparations et l'entretien des camions. Ce coût de fonctionnement total doit rester inférieur à 4,3 USD pour que l'entreprise soit rentable.

L'ONAS a deux principales sources de revenus : la redevance d'assainissement payée par les ménages et la redevance de dépotage acquittée par les entreprises de vidange. Afin de générer davantage de recettes et optimiser la valorisation des nutriments en zone urbaine, l'ONAS vend les boues de vidange séchées en tant qu'amendement de sols à des entreprises de construction. Ceci génère environ 250 USD par an, ce qui, ramené à l'assiette considérée, correspond à 0,007 USD par personne desservie et par an.

L'exploitation-maintenance au quotidien de la station (électricité, salaires, etc.) revient environ à 1 USD par personne desservie et par an. Les coûts d'investissement (c'est-à-dire la construction de l'installation), après annualisation, sont estimés à 1,3 USD par personne desservie et par an (41 500 personnes desservies). Le schéma suivant synthétise les flux financiers réels de ce système (figure 13.9).

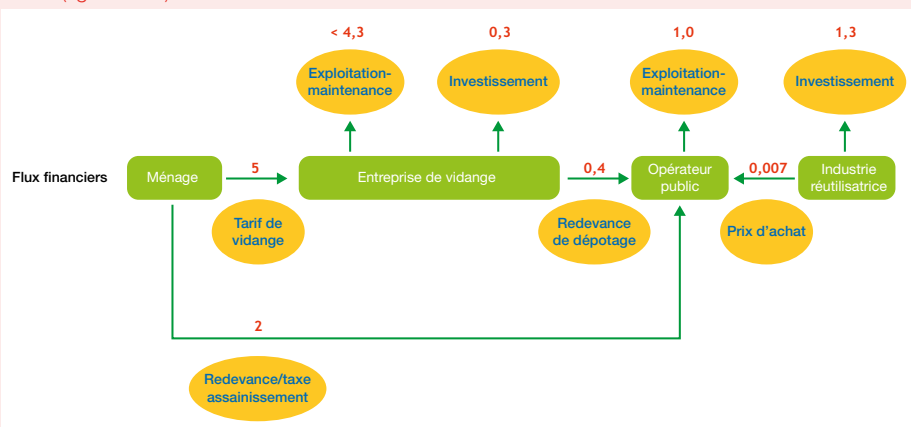


Figure 13.9 : Flux financiers du système GBV de Dakar, Sénégal.

13.4 FOCUS SUR L'ENTREPRISE DE VIDANGE

Décomposer les charges et les recettes d'un système GBV n'est pas un exercice évident et chaque partie prenante a un angle de vue différent sur ce qui est une charge ou une recette. Par exemple, des frais de vidange sont une charge pour un ménage, alors que c'est une recette pour une entreprise de collecte et de transport. Ce chapitre n'a pas vocation à analyser les charges et les recettes pour chaque partie prenante dans chaque type de modèle.

Dodane *et al.* (2012) ont analysé la répartition des charges et des flux financiers au fil de la filière GBV de Dakar, Sénégal, depuis les ménages usagers du service, les entreprises de vidange, jusqu'à l'opérateur public en charge du traitement. Ils ont observé que le système GBV est 5 fois moins coûteux qu'un système d'assainissement type égouts-station d'épuration. Cette étude met en évidence que le coût global annualisé du système GBV est très largement porté par les ménages, de manière d'ailleurs plutôt inéquitable, et que les entreprises de vidange fonctionnent sans réelle rentabilité nette. L'analyse détaillée des charges des entreprises de vidange est un exercice intéressant et constitue un moyen simple et efficace de montrer comment les différents modèles d'organisation financière jouent sur la durabilité du système.

Avec ses marges faibles, l'activité de vidange est plutôt très compétitive, obligeant chaque entrepreneur à travailler au minimum de rentabilité. Cependant, malgré une recherche constante d'économie de fonctionnement, la clientèle des entreprises de vidange continue de trouver le service rendu trop cher. De plus, l'entreprise de vidange doit payer la redevance de dépotage, les taxes en vigueur ainsi que les dépenses pour maintenir les équipements opérationnels. Le modèle présenté à la figure 13.3 n'est qu'un exemple simplifié des transactions financières dont l'entreprise a la charge et masque le nombre important de paiements réellement réalisés.

L'exemple fourni au paragraphe 13.4.2 illustre la grande variété des paiements d'une petite entreprise de vidange (c'est-à-dire de seulement l'une des parties prenantes de la filière GBV). Il permet d'entrevoir la complexité de concevoir, de mettre en œuvre, de suivre et d'optimiser un système GBV dans le détail, en prenant en compte toutes les parties prenantes et leurs interactions financières.

13.4.1 Perspectives

Une grande partie de la viabilité financière d'une entreprise de vidange est liée à la politique et au soutien de l'autorité publique. Un cadre réglementaire favorable est essentiel à toute politique financière ayant pour but d'aider les petits entrepreneurs et les ménages usagers du service (voir chapitre 12).

Dans le court terme, des primes au dépotage peuvent être un moyen de renforcer le secteur privé de la vidange, de faciliter la qualité des vidanges des fosses et de poser un premier cadre de travail, qui pourra être remanié ou affiné par la suite en termes de réglementation et de mécanismes financiers. Pendant cette période, les entreprises peuvent développer leur base de données clientèle, optimiser leurs charges, notamment les trajets, et amortir leurs coûts d'investissement. La mise en œuvre d'un modèle avec prime au dépotage pour une période limitée (par exemple 5 ans) est susceptible de générer un environnement favorable aux petits opérateurs de vidange et d'améliorer considérablement les conditions d'assainissement pour la collectivité en un temps court. Une fois les entreprises bien établies, cette mesure incitative pourrait être réduite

progressivement pour introduire *in fine* une redevance de dépotage. Dans ce schéma, les primes au dépotage seraient financées par les bailleurs de fonds, dans l'objectif de créer rapidement et efficacement des petites entreprises stables et d'impacter fortement la situation sanitaire de la collectivité. Comme illustré au paragraphe 13.4.2, la suppression ou l'inversement de la redevance de dépotage peut avoir un impact significatif sur la viabilité des entreprises de vidange, en créant les conditions pour que leurs gérants s'y retrouvent financièrement.

La redevance d'assainissement appliquée plus équitablement, par exemple au prorata de la quantité d'eau consommée, peut contribuer à équilibrer les charges du système GBV. L'argent recueilli peut être utilisé pour soutenir l'opérateur de la station de traitement, pour contribuer à une meilleure planification de la vidange et de l'entretien des dispositifs d'assainissement au niveau domestique, pour réduire le coût du dépotage ou encore pour constituer un fonds de financement des primes au dépotage.

Le système de licence, associé à de véritables avantages pour leurs titulaires et à des amendes effectives pour les contrevenants (c'est-à-dire le retrait de la licence si l'entreprise de vidange dépose illégalement), contribuerait à la réduction des dépotages sauvages et des bakchichs. Différentes façons de réglementer et de faire appliquer les règles sont présentées plus largement au chapitre 12. L'octroi de licences constitue aussi une première étape de formalisation du secteur, qui permet aux entreprises de vidange d'accéder à des programmes et à des subventions pour leur renforcement, avantages traditionnellement refusés au secteur informel.

Des camions plus efficaces (c'est-à-dire des véhicules plus récents et économes en carburant), rendus plus accessibles par une politique douanière adaptée, permettraient de réduire considérablement les charges globales, notamment via la réduction de la consommation en carburant. Des stations de dépotage et de traitement localisées plus stratégiquement permettraient de réduire les distances de transport ainsi que l'encombrement des routes et le gaspillage de temps et de carburant qui en découle, avec un bénéfice au niveau urbain.

La mise en place de stations de transfert pour le dépotage des boues est un élément susceptible d'améliorer la rentabilité des petites entreprises de vidange en leur permettant de focaliser leurs efforts sur les opérations de vidange, plutôt que de passer du temps pour le transport (Tilley *et al.*, 2014). Ces réservoirs intermédiaires doivent ensuite être vidés par des véhicules plus grands. Avec une station de traitement et un système d'égouts adaptés, les vidangeurs pourraient aussi être autorisés à déposer leurs boues dans le réseau d'égouts dans le but de diminuer le temps consommé par le transport et ainsi se concentrer sur la vidange des dispositifs d'assainissement des ménages. Ce schéma nécessite par contre une conception appropriée du procédé de traitement pour éviter les surcharges et les obstructions (voir le chapitre 5 pour un panorama des technologies de traitement appropriées). Les recettes des licences seraient alors utilisées pour la gestion des stations de transfert et de déversement à l'égout.

Il est également important de chercher à développer un cadre organisationnel et réglementaire qui permette d'avoir des entreprises de vidange capables de desservir des clients riches, mais aussi des entreprises captant la clientèle plus pauvre ou plus difficile d'accès. Il n'existe pas de modèle unique pour une filière GBV efficace, c'est l'expérimentation de mécanismes financiers flexibles qui doit être encouragée.

Parmi les axes de recherche pour l’avenir, on trouve la compréhension approfondie des flux financiers et des modèles économiques des entreprises du secteur GBV qui connaissent le succès. Comme le secteur est actuellement majoritairement informel, le niveau de connaissance de ces aspects reste aujourd’hui relativement faible. Il existe actuellement très peu d’exemples de systèmes GBV complètement satisfaisants au niveau fonctionnel. Des modèles d’affaires différents pourraient utilement être expérimentés dans des conditions variées, afin de pouvoir définir leur robustesse et leur durabilité.

Enfin, et c’est peut-être le plus important, la volonté politique (c’est-à-dire le soutien et la reconnaissance du secteur public pour celui de la vidange) se doit d’être transmise des niveaux hiérarchiques les plus élevés de l’autorité publique jusqu’au niveau des agents de circulation. Cela contribuera à réduire les pratiques de corruption et les situations de flottement et d’inefficacité financière qui existent aujourd’hui dans ce secteur d’activité essentiel à la santé et à la croissance des villes du monde.

13.4.2 Étude de cas

On considère une petite entreprise de vidange gérée par deux frères en Afrique de l’Ouest. La zone urbaine dense où ils travaillent comprend environ 250 000 habitants à une densité d’environ 300 personnes par hectare (UN-HABITAT, 2003). En travaillant 20 jours par mois, 12 mois par an avec 3 clients vidangés par jour, les deux frères espèrent pouvoir rembourser leur emprunt pour l’acquisition de leur camion, couvrir leurs dépenses de fonctionnement, se payer un petit salaire et, ils l’espèrent, réaliser un bénéfice. Les frères souhaiteraient gagner un salaire de 5 USD bruts par jour.

Pour déterminer la faisabilité de leur plan d’affaire, vous pouvez utiliser les données et les formules ci-dessous et calculer :

- Les coûts annuels de fonctionnement de l’entreprise sur la base du tableau 13.3 ;
- Le prix minimum qu’ils doivent facturer aux ménages pour couvrir leurs dépenses.

Tableau 13.3 : Tableau récapitulant les coûts annuels types de fonctionnement et d’investissement d’une petite entreprise de vidange.

DÉSIGNATION	COÛT ANNUEL (USD)	POURCENTAGE DU PRIX TOTAL
Acquisition du camion		
Licence d’activité		
Équipement		
Employés		
Carburant		
Redevance de dépotage		
Entretien		
Police		
Assurance		
Parking		
Taxes		
Administratif		
Total		100

13.4.3 Données

L'équipement individuel de protection (vêtements, gants, bottes), les outils (pelles, outils pour ouvrir les dalles des fosses) sont estimés à 100 USD/an (Water and Sanitation Program Africa, 2005).

Le camion est le poste de dépense le plus important. Les frères sont d'accord pour travailler avec un camion d'occasion de 8 m³ de contenance qu'ils peuvent acquérir pour 20 000 USD (Steiner *et al.*, 2002). En raison des conditions de travail difficiles, ils s'attendent à une durée de vie d'environ 10 ans avant de devoir le remplacer. Dans ces zones urbaines denses, le camion peut rouler à une vitesse moyenne de 5 km/h pour un coût d'environ 0,5 USD/km pour le carburant. On supposera un taux d'intérêt de 5 % pour leur emprunt.

Équation 13.1 :

$$\text{Coût équivalent annuel (CEA)} = \frac{\text{Coût d'investissement}}{1 - \frac{(1+i)^t}{i}}$$

Où i est le taux d'intérêt et t est la période de remboursement.

Le montant de la licence a été fixé à 780 USD par an (pour leur grand véhicule de 8 m³), sur la base du modèle kenyan (Water and Sanitation Program Africa, 2005).

Lorsque le camion arrive à la station, on lui facture 2 USD par dépotage, indépendamment du volume réel dépoté (Steiner *et al.*, 2003).

Pour évaluer les distances de transport, les hypothèses suivantes peuvent être faites :

- La zone desservie est circulaire, pour une distance au client moyenne de la moitié du rayon ;
- La station de traitement est située au centre de la zone et la densité de population est homogène ;
- Le camion doit retourner à la station de traitement après chaque vidange (c'est-à-dire que le camion ne peut pas vidanger plus d'un client par aller-retour à la station).

Les autres dépenses annuelles peuvent être calculées à l'aide des données du tableau 13.4.

Tableau 13.4 : Dépenses annuelles (exprimées en pourcentage de la dépense totale) d'une entreprise de vidange opérant à Bamako au Mali (selon Bolomey *et al.*, 2003, et Jeuland, 2004).

ENTRETIEN	POLICE	SALAIRES	ASSURANCE	PARKING	TAXE	ADMIN.
20	10	15	2	1,5	2	15

Dans le tableau 13.4, « Police » désigne le paiement de bakchichs ou d'amendes à la police pour le transport de ce qui est parfois appelé « matière dangereuse » (Jeuland, 2004).

Sur la base de cette estimation, le prix de la vidange pour le ménage devrait être d'environ 22 USD, ce qui est proche du prix moyen pratiqué. Les frères savent que la volonté de payer des ménages est moindre (Bolomey *et al.*, 2003). Après avoir terminé leur analyse, les frères

commencent à se demander comment leur entreprise pourrait devenir rentable, si c'est même possible, et notamment quel montant ils devraient facturer à leurs clients.

13.5 BIBLIOGRAPHIE

- Banerjee A., Duflo E., Glennerster R., Kothari D. (2010). *Improving Immunisation Coverage in Rural India: Clustered Randomised Controlled Evaluation of Immunisation Campaigns with and without Incentives*. British Medical Journal 340.
- Bolomey S., Koné. D. (2003). *Amélioration de la gestion des boues de vidange par le renforcement du secteur privé : Cas de la commune VI du district de Bamako*. Dübendorf, Switzerland, Eawag/Sandec.
- Collignon B. (2002). *Les entreprises de vidange mécanique des systèmes d'assainissement autonome dans les grandes villes africaines : Rapport de synthèse finale*. PDM, PS-Eau, Hydroconseil, Chateaufort de Gadagne, France.
- Diener S., Semiyaga S., Niwagaba C., Muspratt A., Gning J.B., Mbégué M., Ennin J.E., Zurbrugg C., Strande L. (2014). *A Value Proposition: Resource Recovery From Faecal Sludge – Can It Be the Driver for Improved Sanitation?* Resources Conservation & Recycling 88, pp. 32-38.
- Dodane P.-H., Mbégué M., Ousmane S., Strande L. (2012). *Capital and Operating Costs of Full-Scale Faecal Sludge Management and Wastewater Treatment Systems in Dakar, Senegal*. Environmental Science & Technology 46 (7), p. 3705-3711.
- Eales K. (2005). *Bringing Pit Emptying out of the Darkness: A Comparison of Approaches in Durban, South Africa, and Kibera, Kenya*. S. P. Series.
- Eldridge C., Palmer. N (2009). *Performance-based Payment: Some Reflections on the Discourse, Evidence and Unanswered Questions*. Health Policy and Planning 24 (3), p. 160-166.
- Gertler P.J., Boyce S. (2001). *An Experiment in Incentive-based Welfare: The Impact of PROGRESA on Health in Mexico*.
- Jeuland M. (2004). *Private Sector Management of Faecal Sludge: A Model for the Future?* Bamako, Mali, Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag). Dübendorf, Switzerland.
- Kakwani N., Soares. F., Son H.H. (2005). *Conditional Cash Transfers in African Countries*. International Poverty Center, UNDP. Working Paper 9.
- Klingel F. (2001). *Nam Inh Urban Development Project - Septage Management Study*. Nam Dinh, Vietnam. Dübendorf, Switzerland, Eawag and Colenco.
- Mbégué M., Gning J.B., Dodane P.-H., Koné D. (2010). *Socio-economic Profile and Profitability of Faecal Sludge Emptying Companies*. Resources, Conservation and Recycling 54 (12), p. 1288-1295.
- Mensah K. (2003). *Sanitation, Solid Waste Management and Storm Drainage Component*. Medium Term Development Plan for Kumasi. Kumasi, Ghana.
- Robbins D.M., Strande L., Doczi J. (2012). *Sludge Management in Developing Countries: Experiences From the Philippines*. Water 21, Issue 4.
- Sandec (2006). *Urban Excreta Management: Situation, Challenges and Promising Solutions*. 1st International Faecal Sludge Management Policy Symposium and Workshop, Dakar, Senegal.
- Steiner M., Montangero A. (2002). *Economic Aspects of Faecal Sludge Management - Estimated Collection, Haulage, Treatment and Disposal/Reuse Costs*. Dübendorf, Switzerland, Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag), 1st Draft.
- Steiner M., Montangero A. (2003). *Towards More Sustainable Faecal Sludge Management Through Innovative Financing: Selected Money Flow Options*. Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag). Dübendorf, Switzerland.
- Tilley E., Ulrich, L., Lüthi C., Reymond P., Schertenleib R., Zurbrugg C. (2014). *Compendium of Sanitation Systems and Technologies. 2nd Revised Edition*. Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag). Dübendorf, Switzerland.
- Édition française (2016) disponible sur www.sandec.ch/compendium_fr

United Nations Human Settlements Programme (UN-HABITAT) (2003). *The Challenge of Slums: Global Report on Human Settlements, 2003*. Earthscan Publications Ltd, London and Sterling, VA. 345 pp.

Water and Sanitation Program Africa (2005). *Understanding Small Scale Providers of Sanitation Services: A Case Study of Kibera*. Nairobi, Kenya, Water and Sanitation Program.

Questions pour l'autoévaluation

1. Qu'est-ce qu'une prime au dépotage pour la GBV ?
2. Citer trois modèles financiers envisageables pour la filière GBV, ainsi que leurs avantages et leurs inconvénients.
3. Quels sont les avantages et les inconvénients du modèle avec redevance d'assainissement et licence ?

PLANIFICATION

CHAPITRE XIV

ÉVALUATION DE LA SITUATION INITIALE

*Philippe Reymond***Objectifs pédagogiques**

- Comprendre les points essentiels pour démarrer la planification de la gestion des boues de vidange et identifier les informations à collecter.
- Savoir ce qui existe en termes de méthodes et d'outils pour la collecte de données et comment il faut les appliquer.
- Savoir identifier les faiblesses et les défis du système de gestion des boues de vidange existant et être capable de caractériser les conditions-cadres favorables à l'avènement d'un système complet et durable.

14.1 INTRODUCTION

Diagnostiquer la situation initiale constitue la première étape du processus de planification (chapitre 17). Elle est très importante, notamment parce que les données collectées formeront la base pour la prise de décision et les choix de filières. Le présent chapitre se veut être un guide à l'usage des responsables de projet (étude de cas 17.1) pour l'identification des données à collecter et la réalisation de ce diagnostic de manière participative.

Les principaux objectifs de l'évaluation initiale sont les suivants : préparer le terrain, comprendre le contexte, faire connaissance avec les parties prenantes et disposer des informations nécessaires à la définition des premiers *scenarii* GBV, dont les paramètres de conception propres à chaque contexte. Cette étape consiste donc principalement à collecter des données par différents moyens. Leur collecte est réalisée progressivement à travers les trois phases que sont l'exploration, les études préalables et l'étude de faisabilité (voir le tableau 17.1 : Mémo pour la planification GBV de A à Z), qui en termes d'approche participative correspondent respectivement aux phases de lancement du projet, de diagnostic détaillé de la situation existante et de l'identification des solutions possibles pour la filière. Des exemples intéressants sont fournis par Dodane (2010), Larvido et Dodane (2011) pour la ville de Mahajanga, Madagascar, et par Mikhael (2010, 2011) pour la ville de Freetown, Sierra Leone. L'élaboration de diagrammes des flux de matières fécales (SFD) permet de visualiser la situation des services d'assainissement. Les SFD s'imposent comme un outil utile de plaidoyer et s'accompagnent d'une méthode structurée de collecte de données (<http://sfd.susana.org/>).

Cette étape d'évaluation fournit une photographie de la situation au démarrage du projet, qui décrit la chaîne de services telle qu'elle existe, en commençant par les types de latrines utilisées, les caractéristiques des secteurs formels et informels de la vidange et l'organisation de la filière, avec notamment les liens entre les parties prenantes. Elle s'intéresse aussi aux conditions-cadres (paragraphe 17.2.1) : rôle des autorités, cadre législatif et réglementaire, dispositions institutionnelles, compétences et capacités, dispositions financières et niveau d'adhésion socioculturelle.



Figure 14.1 : Rejet de boues de vidange dans l'océan, Accra, Ghana (Google Earth, 2010).

Si elles ne sont pas encore réunies dans la situation initiale, des conditions-cadres favorables devront être créées à travers le processus de planification, car elles sont une condition de réussite du projet et de durabilité de la filière (AECOM et Eawag/Sandec, 2010 ; Lüthi *et al.*, 2011a ; Lüthi *et al.*, 2011b ; Parkinson et Lüthi, 2013).

Le présent chapitre se focalise sur les informations et les données qui doivent être collectées et donne des recommandations sur la méthodologie pour la collecte. L'analyse des informations, tout comme des différents *scenarii* que l'on peut rencontrer, sont présentés dans les chapitres dédiés, notamment dans le chapitre 2 (*Quantification, caractérisation et objectifs de traitement*) en ce qui concerne les paramètres de conception, dans le chapitre 4 (*Matériels et méthodes pour la collecte et le transport*) qui traite du profil des opérateurs de vidange manuelle ou motorisée, dans le chapitre 12 (*Cadre institutionnel*) en ce qui concerne les lois, réglementations ainsi que les rôles et responsabilités des parties prenantes institutionnelles, dans le chapitre 13 (*Transferts financiers et responsabilités*) dédié aux flux financiers et aux études de marché, dans le chapitre 15 (*Analyse des parties prenantes*) qui s'intéresse aux parties prenantes de la filière et dans le chapitre 16 (*Implication des parties prenantes*) en ce qui concerne les différentes manières d'impliquer les parties prenantes. Le chapitre 17 (*Planification d'un système intégré de gestion des boues de vidange*) permet de replacer le contenu du présent chapitre dans un cadre de planification globale et approfondit les facteurs de décisions à investiguer pour le choix de la technologie de traitement. La figure 14.2 synthétise la manière dont les chapitres du livre contribuent à l'évaluation de la situation initiale.

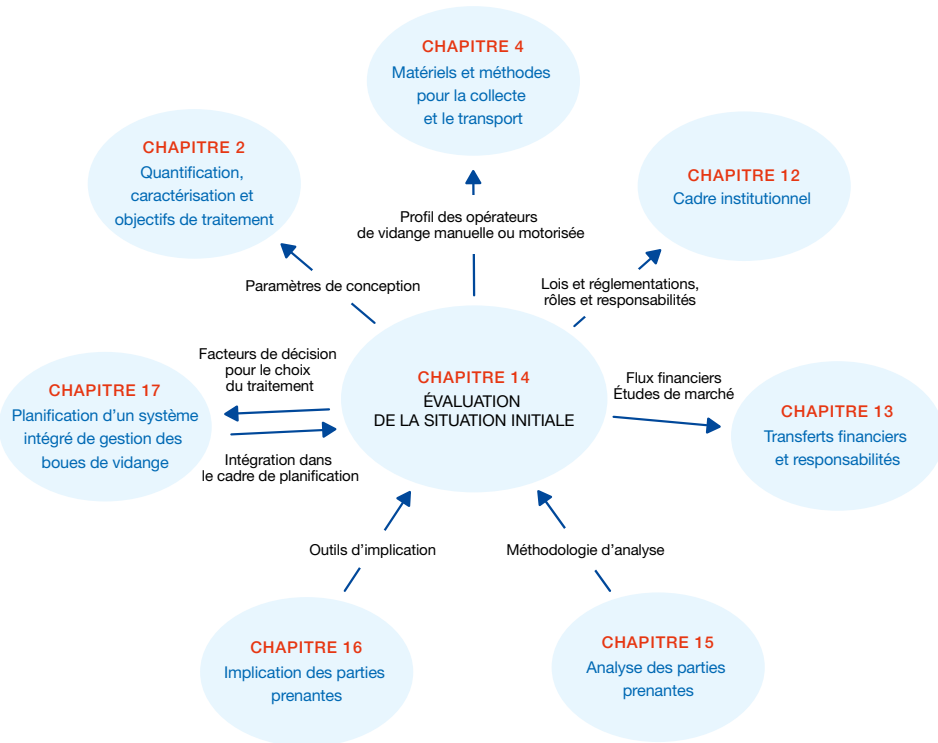


Figure 14.2 : Liens entre les différents chapitres du livre et l'évaluation de la situation initiale.

La dimension humaine de l'évaluation ne doit pas être négligée, notamment lors des premiers contacts quand la confiance entre partenaires commence à se construire, ce qui sera essentiel pour la suite du projet. Les facilitateurs locaux jouent ici un rôle très important par leur faculté à ouvrir des portes et à accéder à l'information. Il faut garder en tête qu'obtenir des données (si tant est qu'elles existent) n'est pas immédiat mais nécessite souvent la bonne volonté des partenaires locaux. Construire des relations de confiance est donc un préalable au travail de collecte de données.

14.2 OUTILS ET MÉTHODES POUR LA COLLECTE DE DONNÉES

Obtenir des données utiles et de qualité est souvent difficile, en particulier dans les contextes où elles sont rares, improprement collectées ou analysées, et qui parfois sont sujettes à rétention ou manipulation pour des raisons politiques ou personnelles. Les agences gouvernementales possèdent souvent des rapports, statistiques et cartes qui peuvent être utiles pour une première introduction, mais qui doivent toujours être considérées avec circonspection. La collecte de données primaires est très importante, si ce n'est essentielle. Un bon moyen d'obtenir des données suffisamment précises est d'utiliser différentes sources, qui peuvent alors être croisées entre elles et, le cas échéant, mettre en lumière les points qui ont besoin d'être complétés.

Les paragraphes suivants décrivent les différentes façons de collecter les données nécessaires à l'évaluation de la situation initiale. Il est important que les personnes en charge se déplacent sur le terrain et rencontrent les parties prenantes pour qu'ils se fassent une première impression de la situation (voir chapitres 15 et 16). Il y a deux méthodes pour cela : l'observation et la discussion. La discussion sert à découvrir la vision de chaque partie prenante mais aussi à les impliquer dès le départ. Dans ce sens, les outils pour la collecte de données rejoignent ceux pour l'implication des parties (paragraphe 16.4). Le paragraphe 15.3 propose une liste des différentes parties prenantes dans un système GBV.

14.2.1 Revue documentaire

La revue documentaire consiste à rechercher les informations qui existent déjà (dans la littérature scientifique, c'est-à-dire les publications, et dans la documentation générale, par exemple les rapports et les cartes). S'il n'y a pas besoin de « réinventer la roue », les documents utilisés doivent toujours être considérés avec prudence et en évaluant la fiabilité des données. La qualité des données, particulièrement pour les statistiques, est souvent douteuse ; par ailleurs, dans des contextes urbains dynamiques, les données peuvent devenir rapidement obsolètes.

Les principales sources sont habituellement les agences gouvernementales, les ONG et les organisations internationales. Il faut avoir en tête que de nombreux rapports ne sont jamais officiellement publiés et ne se trouvent pas sur internet, en particulier les rapports de consultants. Il est donc utile d'avoir des réunions en tête à tête avec les représentants de quelques organisations et agences, en commençant par des personnes clefs qui ont une vue d'ensemble de l'information disponible.

14.2.2 Entretiens semi-structurés

L'entretien semi-structuré constitue l'un des moyens de structurer une discussion dans le but de collecter des informations. Les responsables du projet mènent les entretiens, souvent assistés par des facilitateurs, avec les différentes parties prenantes de la filière GBV. Les entretiens peuvent avoir lieu en tête à tête ou bien en groupes (*focus group*, voir paragraphe 16.4). Ils nécessitent du temps et des intervieweurs qualifiés, mais permettent d'acquérir une base de données solide pour le projet.

Les entretiens semi-structurés sont réalisés de manière flexible pour permettre une communication attentive dans les deux sens (FAO, 1990)¹. Ils peuvent être utilisés autant pour faire passer des informations que pour en collecter. Les questions ne sont pas toutes préparées ni formulées en avance, d'où la nature « semi-structurée » de la méthode. La plupart des questions sont en effet définies durant la discussion, laissant la possibilité à l'intervieweur comme à l'interviewé d'explorer certains détails ou problèmes. Cette liberté est propice à réaliser l'entretien en fonction du contexte ou de la situation et des personnes interviewées. Les informations obtenues par cette méthode ne sont pas strictement limitées aux réponses, mais fournissent aussi les raisons de ces

¹ Pour plus d'information sur les entretiens semi-structurés :

Boîte à outils CLUES : Outil T2 – Méthodes d'entretien et exemples de questionnaires (www.sandec.ch/clues).

Boîte à outils SSWM : <http://www.sswm.info/category/planning-process-tools/exploring/exploring-tools/preliminary-assessment-current-status/semi>

réponses. L'entretien permet aussi à l'équipe du projet de faire connaissance avec les membres de la communauté. La collecte de données n'est en effet pas le seul objectif de l'entretien : c'est une bonne opportunité pour discuter, échanger et construire une relation de confiance.

Les entretiens semi-structurés doivent être préparés en avance et les questions clés listées dans un support d'entretien. L'encadré 14.1 fournit les recommandations de base pour discuter avec les principales parties prenantes de la filière GBV.

14.2.3 Enquêtes au niveau des ménages

Les enquêtes structurées au niveau des ménages sont une méthode systématique de collecte de données, qui permet d'obtenir des données de sources différentes qui puissent être comparées et analysées de manière quantitative (par exemple par des analyses statistiques). Enquêter au niveau domestique est intéressant pour évaluer les pratiques, la perception, l'état réel de l'assainissement (voir paragraphe 14.3.4) ; les données qui y sont collectées permettent aussi de quantifier et de caractériser les boues de vidange (chapitre 2).

Organiser une enquête implique de savoir au préalable exactement quelles données sont nécessaires et comment elles seront utilisées. Il est important de garder en tête les points suivants (adapté de Tayler-Powell, 1998) :

- Quel est l'objectif de collecter telle donnée, pour quel usage (par exemple, fréquence, pourcentage) ?
- L'information est-elle disponible autrement ?
- Ne garder que les questions strictement nécessaires, pour ne pas surcharger les personnes interviewées (mises à part les questions introductives pour mettre la personne interviewée à l'aise).
- Essayer de visualiser les questions selon la perspective des personnes à interviewer. La manière dont les questions sont formulées est importante, de même que le bon usage des normes socioculturelles, ou encore du vocabulaire utilisé par les interlocuteurs ; il faut aussi avoir conscience que certaines questions peuvent être sensibles².
- La qualité des réponses dépend de la qualité des questions !

Enfin, la représentativité de l'échantillon est une question majeure dans les enquêtes. Les ménages sont probablement très différents entre eux, par exemple en termes de classe sociale, d'origine culturelle, de statut d'occupation (locataire ou propriétaire), en zone formelle ou informelle. La littérature des sciences sociales fournit les éléments pour construire une enquête représentative, par exemple chez Groves *et al.* (2009).

² Par exemple, une question comme « Déposez-vous des boues directement dans les champs agricoles ? » peut être perçue comme menaçante par un opérateur de vidange, qui est habituellement bien conscient que cette pratique est non-conforme, voire illégale. Il aura donc tendance à répondre « non » même s'il le fait. La question devrait donc plutôt être formulée de la manière suivante : « Des agriculteurs ont l'habitude de demander des boues pour leurs champs. Avez-vous déjà été contacté, et si oui comment ? »

Encadré 14.1 : Guide d'entretien pour quelques intervenants clefs de la filière GBV

Les parties prenantes de la filière GBV sont décrits dans les paragraphes 15.3 et 15.4. Ci-dessous, une trame pour réaliser des entretiens semi-structurés avec les autorités municipales (ou le maire), les services techniques municipaux et les opérateurs de vidange motorisés (adapté de Koanda, 2007a ; Reymond 2008) est proposée, afin d'aider l'intervieweur à ne pas oublier des thèmes importants dans la discussion.

Guide d'entretien avec les autorités municipales (ou avec le maire)

1. Importance de l'assainissement pour les autorités municipales (assainissement en général, y compris les eaux usées et les déchets solides).
2. Importance de la GBV pour les autorités municipales.
3. Rôle de la municipalité en assainissement et en GBV.
4. Dispositions financières.
 - Dispositions financières pour l'eau et l'assainissement.
 - Taxes et subventions.
 - Gestion du budget pour l'eau et l'assainissement.
5. Cadre législatif et réglementaire.
 - Lois et réglementations.
 - Décisions municipales.
 - Moyens de mise en application.
 - En cas d'absence de réglementation, y a-t-il une possibilité de publier un arrêté municipal ?
6. Pratiques existantes.
 - Infrastructures existantes : réseaux d'égouts, lieux de rejets et sites de dépotage, unités de traitement.
 - Camions de vidange : nombre, propriété, gestion.
 - Toilettes publiques : nombre, volume, gestion.
 - Rôles et responsabilités (qui est en charge de quoi ? Par exemple pour l'entretien des égouts, la collecte des boues de vidange et la collecte des déchets municipaux).
7. Organisation institutionnelle.
 - Autres organisations publiques impliquées dans l'assainissement - liens et relations avec la municipalité.
8. Adhésion socioculturelle.
 - Perception de la population concernant la situation actuelle et les initiatives existantes.
 - Utilisation finale des produits, pratiques existantes et potentielles de valorisation.
9. Propositions d'amélioration, besoins de la municipalité.

Guide d'entretien avec les services techniques municipaux

1. Gestion de l'assainissement (eaux usées, boues de vidange, déchets solides).
 - Rôles et responsabilités (qui est en charge de quoi ? Par exemple pour l'entretien des égouts, la collecte des boues de vidange et la collecte des déchets municipaux).

- Nombre d'employés.
 - Mode de travail.
2. Organisation pour la gestion des boues de vidange.
 - Collecte des boues : pratiques, nombre de camions, employés.
 - Quantité de boue collectée, traces écrites ?
 - Sites de dépotage des boues de vidange.
 - Modes d'utilisation finale et de valorisation des produits, existants et potentiels.
 - Lieux publics (écoles, marchés, toilettes publiques, mosquées, temples, etc.).
 - Nombre, volume et gestion de ces toilettes publiques.
 3. Organisation de la gestion des déchets solides.
 - Collecte.
 - Infrastructures publiques (marchés, abattoirs).
 - Niveau communautaire (marchés, abattoirs, écoles, lieux publics).
 - Volumes.
 - Mise en dépôt, utilisation finale, valorisation (amendement de sol, combustible, etc.).
 4. Finance (ressources disponibles).
 - Budget municipal.
 - Taxes.
 - Aide externe.
 5. Cadre législatif et réglementaire.
 - Lois et réglementations.
 - Décisions municipales.
 - Moyens de mise en application.
 6. Propositions d'amélioration, besoins.
 7. Projets concrets à court terme.

Guide d'entretien avec les opérateurs de vidange par camion

1. Description générale de l'entreprise.
 - Équipement.
 - Employés.
 - Tarifs.
 - Relations avec les autorités municipales (formelles ?)
 - Statut juridique.
 - Taxes.
2. Quantité de boue collectée.
 - Capacité du (des) camion(s).
 - Nombre de rotation par camion par jour/mois/année.

- Variation saisonnière ou d'autres variations notables ?
 - Disponibilité de pièces comptables ou de suivi de l'activité.
3. Types de latrines vidangées.
 4. Fréquence de vidange.
 5. Vidange de toilettes publiques ?
 - Accord particulier avec la municipalité ?
 - Qu'il s'agisse aussi bien de toilettes publiques que privées, comment les vidanges sont-elles organisées dans le temps (toilettes publiques vidangées en même temps) ?
 6. Mise en dépôt/utilisation finale.
 - Sites de dépôt.
 - Dépotages en terrain agricole ?
 - Ramassage des boues séchées sur les sites de dépotage ?
 - Pratiques de réutilisation ?
 7. Partenariats, clients.
 8. Propositions d'amélioration.

14.2.4 Observations qualitatives de terrain

Les visites sur le terrain constituent un bon moyen de faire toucher la réalité à l'ensemble des parties prenantes. Elles sont aussi une opportunité pour les responsables de projet de mieux comprendre ce qui se passe, de vérifier les informations via l'observation et les discussions sur site et de construire une relation de confiance avec les principaux intervenants (figure 14.3). Elles fournissent une introduction à la situation existante en assainissement et une première compréhension de la manière dont les choses sont perçues par la population locale.



Figure 14.3 : En accompagnant un vidangeur en tournée, delta du Nil, Égypte (photo : Philippe Reymond).

Si les enquêtes auprès des ménages sont indispensables pour obtenir des données quantitatives, l'observation libre sur le terrain est aussi très importante. Cela inclut des visites de site, avec si possible des traversées à pied des différents quartiers (*transect walks*), des discussions semi-structurées en tête à tête avec les ménages, des discussions en groupe avec la communauté et, si nécessaire, avec un focus particulier sur les groupes vulnérables (paragraphe 16.4). Les entretiens avec les individus génèrent de l'information sur leur perception de la réalité et de ce qu'ils font, tandis que l'observation permet de déterminer ce qu'ils font réellement.

Sur le terrain, il est recommandé de parcourir les quartiers dans leur globalité afin de couvrir au mieux toute la diversité des situations en termes d'eau, d'assainissement et d'agriculture (figure 14.4).



Figure 14.4 : Parcours (*transect walk*) sur le terrain à Nakuru, Kenya, impliquant des discussions avec les ménages (photo : Philippe Reymond).

14.2.5 Cartographie

La cartographie permet une vision claire et globale de la situation existante, en particulier pour comprendre la structure de la ville (quartiers avec différents niveaux de revenu, principaux axes de circulation, cf. paragraphe 14.3.8) et localiser les sites de traitement (paragraphe 14.4). Cartographier est devenu beaucoup plus facile aujourd'hui avec la démocratisation des images satellites (par exemple avec *Google Earth*) et les systèmes d'information géographique (SIG) (WSUP, 2011).

Réaliser un exercice de cartographie participatif peut aussi être recommandé : c'est en effet un bon moyen pour impliquer les parties prenantes concernées (paragraphe 16.4). La localisation des éléments clés est très importante, comme les sites de dépôtage existants ou les obstacles à la circulation des camions de vidange (par exemple : les segments de route fréquemment embouteillés et les voies de mauvaise qualité).

Étude de cas 14.1 : Thématiques clefs pour les enquêtes au niveau des ménages

Les enquêtes au niveau des ménages doivent être complètes, sans toutefois surcharger les personnes interviewées, qui pourraient sinon perdre leur attention. Elles doivent refléter l'approche intégrée pour l'assainissement et mettre en évidence les pratiques, les contraintes et les besoins des populations. Pour une bonne planification GBV, les enquêtes auprès des ménages doivent intégrer les aspects suivants (adapté de Koanda, 2007b ; Reymond et Ulrich, 2011) :

- Caractéristiques de l'interviewé : statut, famille, appartenance culturelle, taille du ménage.
- Eau potable : source(s) d'eau utilisée(s), qualité de l'eau, qualité du service, quantité consommée, coûts.
- Hygiène et assainissement :
 - Type de dispositif d'assainissement au niveau domestique (ou défécation à l'air libre), nombre d'utilisateurs ;
 - En l'absence d'égouts, type de service de vidange (que se passe-t-il quand la latrine est pleine ?) : manuel/motorisé, public/privé, fréquence (été/hiver ou saison sèche/saison des pluies), coût, perception du coût et du service, volonté à payer pour un service amélioré ;
 - En présence d'égouts : type d'égouts, problèmes rencontrés, lieu du rejet ;
 - Mode de gestion des eaux grises ;
 - Gestion des déchets solides : mise en décharge, service, coût ;
 - Gestion des eaux de ruissellement ;
 - En zone rurale : mode de gestion des fumiers, pratiques de réutilisation ou de mise en dépôt.
- Aspects institutionnels et organisationnels : qui est responsable de quel service, points positifs et négatifs.
- Sensibilité environnementale : perception de la propreté et des impacts sur la santé, volonté d'amélioration.
- Canaux de communication : principales sources d'information, habitudes de consommation.



Figure 14.5 : Enquête auprès des ménages, delta du Nil, Égypte (photo : Colin Demars).

14.2.6 Analyses de laboratoire

Dans le domaine de la GBV, les caractéristiques des boues de vidange restent encore aujourd'hui faiblement documentées, ce qui rend nécessaire la réalisation des campagnes de prélèvements et d'analyses pour connaître les boues locales. Les caractéristiques des boues varient en effet beaucoup, y compris au sein d'une même ville et il est particulièrement important d'utiliser des données de première main (figure 14.6). Les paramètres à mesurer et les types de campagne de prélèvement sont décrits au chapitre 2.



Figure 14.6 : Prélèvement de boues et analyse avec un équipement de laboratoire portable dans le delta du Nil, Égypte (photo : Sandec).

14.2.7 Analyse des forces, faiblesses, opportunités et menaces

Il est intéressant lors de l'évaluation initiale de déterminer quelles sont les forces, faiblesses, opportunités et menaces (SWOT) de l'environnement dans lequel le système GBV doit être développé, en particulier en ce qui concerne le cadre organisationnel et institutionnel (chapitre 12) et les parties prenantes clefs (chapitre 15). La matrice SWOT met en évidence les facteurs positifs et négatifs avec lesquels il faudra travailler (figure 14.7). Une fois établis de manière claire, il sera possible d'orienter les activités du projet en s'appuyant sur les forces et les opportunités, en tentant de minimiser l'impact des faiblesses et des menaces. Les paramètres peuvent être classés selon les catégories de conditions-cadres proposées au paragraphe 17.2.1.

L'encadré 14.2 fournit un exemple de matrice SWOT.

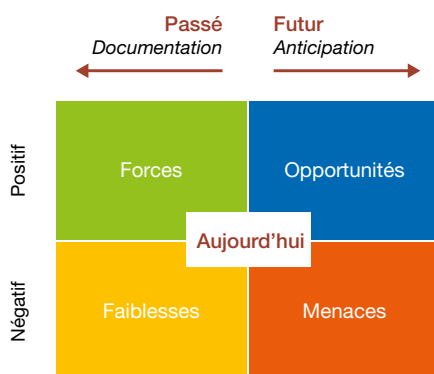


Figure 14.7 : Comment lire une matrice SWOT (Schall, 2004).

Encadré 14.2 : Exemple de matrice SWOT

Une analyse SWOT a pour but de faciliter la vision des facteurs positifs et négatifs susceptibles d’influencer le projet GBV. Les questions à traiter sont par exemple : les lois existantes sont-elles favorables (force ou faiblesse) ? Quelles compétences manquent actuellement (faiblesse) ? Une organisation existante est-elle susceptible d’appuyer la mise en œuvre du projet (opportunité) ? Quel niveau d’organisation prévaut dans le secteur privé (force ou faiblesse) ? Quelle partie prenante pourrait renforcer ou gêner le processus (opportunité ou menace) ?

La figure 14.8 montre à quoi une matrice SWOT pourrait ressembler dans le contexte d’une ville secondaire d’une région à revenu faible. La représentation est ici simplifiée, une analyse SWOT est habituellement plus large et peut être subdivisée en différentes thématiques, telles le cadre institutionnel, le cadre légal ou les compétences disponibles (voir paragraphe 17.2.1). D’autres défis potentiels pour les parties prenantes de la filière sont présentés dans le paragraphe 15.4 et le chapitre 12 (Cadre institutionnel). Un aperçu des défis dans les pays du Sud-Est asiatique est disponible dans AECOM et Eawag/Sandec (2010).

Forces • Conscience des problèmes au niveau municipal. • Existence d'un cadre national pour la décentralisation. • Secteur privé fort.	Opportunités • Volonté d'agir de la municipalité. • Présence d'une ONG forte dans l'assainissement, qui peut agir comme facilitatrice. • Intérêt des agriculteurs locaux pour la réutilisation des boues.
Faiblesses • Manque de réglementation spécifique aux boues de vidange. • Manque d'organisation entre les opérateurs de services privés. • Manque de ressources humaines, matérielles et financières au niveau de la municipalité. • Difficulté dans la mise en application de la réglementation.	Menaces • Élections à court terme, avec un risque de renouvellement des responsables politiques/administratifs. • Manque de techniciens compétents. • Manque de terrain public.

Figure 14.8 : Exemple de matrice SWOT.

14.3 DONNÉES À COLLECTER

Les paragraphes suivants détaillent les données à collecter lors de la phase d'évaluation de la situation initiale. Il n'y a pas qu'une seule manière pour réaliser cette collecte ; il est au contraire préférable d'utiliser des angles différents et de combiner les méthodes décrites ci-dessous de manière à croiser les sources.

14.3.1 Contexte général

Saisir le contexte général permet de tirer une image globale de la situation et de comprendre les contraintes et les potentiels majeurs de la ville. Les principales données sont :

- Population et démographie : nombre d'habitants, nombre de personnes par ménage, densité de population, croissance, types d'habitat ;
- Eau et hygiène : couverture en eau potable et infrastructures, sources potables, type d'approvisionnement (par exemple réseaux d'eau, robinet dans les maisons, fontaines, camions), opérateurs (public ou privé), prévalence des maladies liées aux matières fécales ;
- Caractéristiques physiques : géomorphologie, bassins hydrologiques, zones inondables, types de sol, profondeur des nappes ;
- Données climatiques (paragraphe 14.3.7) ;
- Gestion des eaux de ruissellement ;
- Principaux éléments structurants du tissu urbain (paragraphe 14.3.8) ;
- Économie locale : principales activités économiques de la ville, principales sources de revenu des ménages, revenu moyen.

14.3.2 Secteur de l'assainissement

Le secteur de l'assainissement est l'épine dorsale sur laquelle la gestion des boues de vidange doit être mise en œuvre. Comprendre le secteur de l'assainissement implique la connaissance des thèmes suivants :

- Les intervenants dans le secteur et leur rôle (qui est présenté au chapitre 15) ;
- Filières : zones desservies par les égouts, zones non-desservies, modes de vidange (manuel, motorisé), organisation (public, privé), sites de dépotage, tarifs, gestion des déchets solides, utilisation finale et initiatives pour la valorisation. Le tableau 14.1 résume les informations pertinentes sur les services en place ;
- Analyse du cadre institutionnel (chapitre 12). Chowdhry et Koné (2012) et AECOM et Eawag/Sandec (2010) proposent un panorama des cadres institutionnels dans plusieurs pays d'Asie et d'Afrique ;
- Analyse du cadre législatif et réglementaire (paragraphe 14.3.5) ;
- Analyse financière de la situation existante, c'est-à-dire les flux financiers entre les parties prenantes de la filière (chapitre 13).

Tableau 14.1 : Informations pertinentes concernant les services en place (Parkinson et al., 2008).

LATRINES ET DISPOSITIFS DE TRAITEMENT À LA PARCELLE	
Disponibilité en eau	Information sur les services d'adduction d'eau existants (notamment la consommation journalière en eau d'un ménage qui peut être utilisée pour estimer la production journalière d'eaux usées).
Installations d'assainissement	Niveaux de service (ménages et installations partagées), y compris la couverture des ménages ainsi que le nombre et la localisation des toilettes publiques ou communales.
Traitement à la parcelle	Types de dispositifs à la parcelle desservant les ménages connectés.
COLLECTE ET ÉVACUATION	
Réseau d'égouts existant	Couverture du réseau d'égouts et proportion des ménages connectés.
Services de vidange	Couverture et fréquence du service.
STATIONS D'ÉPURATION ET RÉUTILISATION	
Traitement des eaux usées	Localisation et types d'infrastructures d'épuration (s'il y en a).
Rejet en milieu naturel ou réutilisation	Localisation des sites de rejet, de dépôtage ou de réutilisation des eaux usées et des boues de vidange.

14.3.3 Profil des vidangeurs, motorisés et manuels

Les vidangeurs privés, manuels et motorisés, sont le cœur de la filière GBV. Répondant aux besoins de la population, ils possèdent une information inestimable sur les types de latrines en place, les caractéristiques et les quantités de boues, ainsi que sur la variation saisonnière, et ils connaissent bien les problèmes pour la collecte, l'évacuation et le dépôtage des boues. Les entretiens avec eux peuvent aussi aider à l'identification de sites de dépôtage existants ou potentiellement intéressants, ainsi que les obstacles à la circulation dans la ville, comme par exemple les routes souvent embouteillées (paragraphe 14.3.8). Il est de plus recommandé de se coordonner avec les vidangeurs pour la campagne de prélèvement durant l'étude de caractérisation et de quantification des boues, qu'elle ait lieu directement dans les fosses des latrines ou lors des dépôtages des camions.

Les informations suivantes sont aussi utiles :

- Profil socioprofessionnel ;
- Fréquence de l'activité (en particulier pour les vidangeurs manuels) et, si c'est une activité principale, régulière ou occasionnelle, les raisons de cette fréquence ;
- Tarif et décomposition du prix de revient ;
- Problèmes rencontrés, tels que l'accès aux fosses, la pression sociale et la santé ;
- Employés et équipements ;
- Méthodes de travail.

Des exemples de profil de vidangeur ont été établis pour Dakar, Sénégal (Mbéguééré *et al.*, 2009), Freetown, Sierra Leone (Mikhael, 2011), et Mahajanga, Madagascar (Larvido et Dodane, 2011). Chowdhry et Koné (2012) proposent par ailleurs une analyse financière globale des services de vidange et de transport en Afrique et en Asie.

14.3.4 Pratiques au niveau domestique

La production et le stockage des boues ont lieu au niveau domestique, ce qui fait du ménage l'élément principal des variations qualitatives et quantitatives des boues à traiter. Les enquêtes auprès des ménages et les entretiens avec les autorités et les vidangeurs doivent fournir les informations pertinentes sur la situation actuelle (paragraphe 14.2.3 et encadrés 14.1 et 14.2), ce qui comprend :

- Les types de latrines ;
- Les modes et les moyens de vidange : manuel ou par camion, équipement, personnel, pratiques ;
- La fréquence de vidange selon le type de vidange ;
- La variabilité saisonnière ;
- Le nombre d'opérateurs pour chaque type de vidange ;
- La proportion des vidanges manuelles et par camion ;
- Les tarifs ;
- La perception de chacun : quels éléments influencent le choix d'un type de vidange, les avis sur les tarifs, la capacité à payer, la volonté à payer pour des services améliorés, les tarifs souhaités.

On notera que souvent les ménages n'ont pas une idée très précise des volumes de boues évacués lors des vidanges.

Il peut s'avérer utile d'interroger aussi les personnes en charge des bâtiments non-domestiques, comme les hôtels, les restaurants, les écoles, les toilettes publiques et les lieux de culte, qui représentent souvent un segment d'activité lucratif et régulier pour les opérateurs de vidange privés.

14.3.5 Cadre législatif et réglementaire

Dans la plupart des cas, des lois générales sur l'eau, l'environnement et la santé existent au niveau national. Il est plus rare de trouver des textes spécifiques sur la gestion des boues de vidange, que ce soit au niveau national ou local (chapitre 12).

L'information à collecter comprend :

- Les lois et réglementations ;
- Les structures en charge de leur application ;
- La mise en application.

Les lois et réglementations en place sont souvent strictes, mais non-appliquées sur le terrain (par manque de volonté ou tout simplement parce qu'elles sont non-appropriées). Il est donc important de vérifier leur niveau d'application dans la pratique (Lüthi *et al.*, 2011a), pour comprendre quels sont les usages tolérés et non-tolérés. Les parties prenantes peuvent être consultées pour appréhender l'écart entre les pratiques et les procédures écrites. Les inspecteurs de la construction, plombiers, prestataires, ingénieurs municipaux et planificateurs, responsables dans les ministères pertinents (par exemple les ministères de l'Environnement, de l'Habitat, des Travaux publics, de la Santé, etc.) connaissent les pratiques qu'ils acceptent ou approuvent. Une présentation de l'évaluation préalable aux décideurs pertinents peut être utile à sa consolidation.



Figure 14.9 : Vidange manuelle de boues avec enfouissement dans la cour (photo : Linda Strande).

14.3.6 Évaluation des paramètres de dimensionnement

La conception d'une station de traitement des boues de vidange nécessite l'estimation des quantités et des caractéristiques des boues de vidange au cas par cas, la variabilité entre villes étant très importante. Les méthodes de quantification et de caractérisation sont présentées dans le chapitre 2 (paragraphe 2.2 et 2.3) et les critères de sélection de la technologie la plus adaptée au contexte sont énoncés au paragraphe 17.4 et dans le « Diagramme pour la sélection de la filière de traitement » (figure 17.10).

La collecte doit porter sur chaque donnée mentionnée dans les formules, sur chaque paramètre et critère, ce qui en fait un processus complexe mettant en œuvre de nombreuses méthodes. Les trois principales sont les enquêtes au niveau des ménages et des vidangeurs, la collecte des données climatiques et les campagnes de mesure.

14.3.7 Données climatiques

Le climat est un élément central pour le choix de la technologie de traitement (paragraphe 17.4), en particulier la quantité de pluie et sa répartition dans le temps. Il impacte la station de traitement de deux manières :

- Directement, en interférant sur la déshydratation des boues ;
- Indirectement, en impactant le taux de remplissage des fosses des latrines, donc leur fréquence de vidange et les quantités et caractéristiques des boues à traiter. Ceci peut être appréhendé via les entretiens semi-structurés avec les vidangeurs manuels et motorisés et avec les ménages.
- Les principales données climatiques à collecter sont :
- L'évolution de la température au cours du temps ;
- La quantité des précipitations : maximum, minimum et répartition au cours du temps, fréquence des épisodes pluvieux, saisonnalité (notamment saisons sèches et saisons des pluies) ;
- Le taux d'évaporation, pour apprécier le bilan hydrique entre précipitation et infiltration et avoir une idée de la durée nécessaire au séchage des boues. Le ruissellement peut aussi être considéré dans ce bilan.

Dans l'idéal, obtenir des données journalières sur une période de 10 à 20 ans est intéressant pour bien comprendre les variations. Si sa mesure n'existe pas, l'évaporation peut être évaluée sur la base de la température, de la vitesse du vent et du taux d'humidité. La compréhension de la déshydratabilité des boues de vidange est encore limitée, ce qui ajoute à la difficulté d'évaluer leur capacité de séchage en conditions locales.

14.3.8 Données spatiales et structurelles de la ville

Il est essentiel de saisir comment une ville est organisée et sous quelles formes. De nombreux facteurs influencent la vidange (étude de cas 14.2), notamment la densité de population, la stratification socioculturelle, le type d'habitat, la topographie, l'accès, le trafic, la présence de réseaux d'égouts et la qualité des services délivrés. Le choix des sites de traitement et des stations de transfert en dépendent (paragraphe 14.4). D'autres facteurs spatiaux comme les voies d'accès, l'environnement (risques d'inondation, types de sols, profondeur de la nappe phréatique) et la propriété foncière sont également importants.

La bonne compréhension de la ville influence l'analyse et l'implication des parties prenantes. Chaque zone peut avoir ses propres entrepreneurs de vidange, manuels ou avec camion, avec leurs propres pratiques et sites de dépotage. Chaque unité administrative a ses propres leaders, qu'ils soient officiels ou traditionnels. Les cartes existantes et les registres fonciers sont susceptibles de fournir une quantité importante d'informations pertinentes, mais peuvent être obsolètes compte tenu du développement urbain galopant. Un problème récurrent avec les cartes officielles réside dans l'absence des quartiers informels, ce à quoi il faut remédier en produisant des cartes mises à jour, même de manière simple, pour garantir leur prise en compte dans la planification du développement des services (WSP, 2008).

Quelques questions clefs relatives à l'analyse spatiale sont listées ci-dessous (modifié de WSP, 2008) :

- Quelles sont les infrastructures, les services d'assainissement en place et leur niveau de fonctionnalité ?
- Où sont localisés les problèmes d'assainissement les plus aigus ?
- Où sont localisés les besoins pour de nouvelles infrastructures ou services, et les besoins d'amélioration ?
- Où sont localisés les sites potentiels de traitement des boues de vidange ?
- Quelles sont les zones inaccessibles aux camions de vidange ?
- Où sont localisées les jonctions possibles entre ces zones inaccessibles et les services urbains de la ville ?

Le résultat attendu est une vision claire des problèmes à traiter, à la fois en termes de localisation et de nature de problème, tant au niveau du ménage, qu'à ceux du quartier et de la ville³.



Figure 14.10 : Agriculteur ramassant les boues séchées sur un site de dépotage informel au Togo (photo : Philippe Reymond).

³ Des outils utiles ont été développés par la Banque mondiale et ses partenaires (en anglais) : <http://www.worldbank.org/en/topic/sanitation/brief/fecal-sludge-management-tools>

14.3.9 Pratiques de réutilisation et études de marché

Les différents produits finaux et modes de valorisation sont présentés au chapitre 10. Les opportunités de valorisation dans le contexte local sont à investiguer de préférence dès le départ du projet, car elles peuvent orienter le choix de la technologie de traitement, comme le montre le diagramme pour la sélection de la filière de traitement du chapitre 17.

La meilleure méthode pour savoir ce qui est fait des boues en situation initiale (traitement, mise en dépôt, utilisation) reste l'entretien avec les différentes parties prenantes de la filière GBV.

Des visites de terrains pour observer les sites de dépotage, de traitement ou les pratiques d'utilisation finale sont nécessaires (Klingel *et al.*, 2002), ainsi que l'évaluation de l'intérêt des utilisateurs finaux potentiels et, le cas échéant, la faisabilité réelle de la réutilisation. Cela se fait via des études de marché, de l'évaluation de la volonté à payer et de l'analyse de la chaîne logistique requise. Amener un produit à un client génère en effet souvent des coûts que le client final peut ne pas être en capacité d'assumer.

L'encadré 14.3 présente un guide d'entretien avec les agriculteurs dans le but d'évaluer les pratiques et les besoins en termes d'utilisation des boues, leur volonté à payer et les caractéristiques des produits équivalents existants sur le marché.

Encadré 14.3 : Guide d'entretien avec les agriculteurs

1. Localisation de l'exploitation agricole.
2. Types de culture.
3. Engrais.
 - Utilisation de fumier (vache, mouton, chèvre, poule), de boue, de compost, d'engrais chimiques ?
 - Efficacité et prix des différents engrais.
4. Dépôt/utilisation finale.
 - Déversement direct dans les champs.
 - Transport vers des sites de dépôt.
 - Post-traitement avant réutilisation (par exemple : stockage, compostage) ?
5. Perception du risque pour la santé en lien avec l'utilisation des boues.
6. Périodes avec besoin en boues.

Jan.	Fév.	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil.	Août	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.
☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐

Cocher les mois où il y a un besoin (X).

7. Périodes où les autres engrais ne sont pas disponibles.

Jan.	Fév.	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil.	Août	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.
☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐

Cocher les mois où il y a un besoin (X).

8. Conditions d'accès aux boues traitées.

- Prix.

Étude de cas 14.2 : À propos de la complexité urbaineAdapté de Parkinson *et al.* (2011)

La ville est à appréhender en tant qu'assemblage de différents domaines et environnements physiques, chacun présentant ses propres défis et opportunités. Elle peut être divisée en quatre types de zone urbaine : (i) quartiers aisés du centre-ville, (ii) quartiers informels, (iii) interface périurbaine et (iv) quartiers résidentiels planifiés (par exemple, nouveaux quartiers aisés en marge de la ville) (figure 14.11). Chaque contexte urbain présente des paramètres qui lui sont propres, aux plans physique, spatial, démographique et socio-économique, ce qui engendre des dynamiques différentes et met en évidence le besoin d'une gamme large de technologies et de services d'assainissement pour traiter les déficiences en assainissement sur l'ensemble de la ville. Servir ces différentes zones de manière coordonnée et créer des interfaces entre elles est un élément important de la planification GBV.



Figure 14.11 : Identification des différents contextes urbains (figure : Christoph Lüthi).



Figure 14.12 : Deux contextes urbains différents (gauche : Kibera, Nairobi, Kenya ; droite : Nouakchott, Mauritanie).

14.4 CARACTÉRISATION, ÉVALUATION ET SÉLECTION DES SITES DE TRAITEMENT

La localisation du site de traitement doit être judicieuse. A Bamako par exemple, une station de traitement des boues de vidange a été construite, mais n'a jamais été utilisée en raison d'une localisation inappropriée. La sélection des sites devrait se faire en fonction de la taille de la ville et sa configuration, du nombre de sites disponibles et la distribution spatiale des entreprises de vidange, et il est recommandé de considérer plusieurs sites. La capacité optimale pour la station est à déterminer au cas par cas selon le contexte local, en fonction par exemple du coût de la main-d'œuvre, du prix du terrain, de la capacité de la station, de la distance de transport induite et de l'environnement du site (AECOM et Eawag/Sandec, 2010).

L'identification des sites de dépotage existants et des sites de traitement potentiels aura lieu de préférence au début du processus de planification (tableau 17.1), dans le cadre des entretiens et des visites de terrain, pendant l'évaluation détaillée de la situation initiale. Elle doit être réalisée autant que possible en amont de la définition de la filière de traitement, qui peut en effet être influencée par les caractéristiques du site.

Il est fondamental d'impliquer les vidangeurs dans le processus de sélection du site, car ce sont les premiers concernés. Il est préférable de bien comprendre leurs pratiques, leurs contraintes et leurs besoins en amont, notamment :

- Leurs parcours et les sites de dépotage utilisés ;
- Les problèmes qu'ils rencontrent sur la route (trafic, police, amendes) ;
- La distance moyenne et la durée des trajets ;
- L'argent gagné par trajet, en brut et après déduction des coûts de carburant et d'entretien des camions.

Ils seront en capacité de dire si le trajet vers un site de traitement est pratique et suffisamment rentable (voir aussi le paragraphe 14.3.3 et le chapitre 4).



Figure 14.13 : Camions de vidange bloqués dans le trafic à Dakar, Sénégal (photo : Linda Strande)

14.4.1 Identification des sites de traitement

L'identification des sites existants, sites potentiels ou anciennement utilisés est réalisée à travers les discussions avec les parties prenantes pertinentes de la filière. Les intervenants suivants peuvent s'avérer particulièrement utiles :

Vidangeurs manuels et motorisés : Ils sont bien sûr les mieux placés pour savoir où les boues sont dépotées. Il est aussi intéressant de les questionner sur les sites anciennement utilisés et les livraisons directes dans les zones agricoles. Il faut garder en tête qu'ils seront sans doute réticents à parler des sites illégaux.

Réutilisateurs : Il s'agit tout d'abord d'identifier les lieux où les boues sont utilisées. Ensuite, si par exemple c'est en agriculture que les boues sont utilisées, les agriculteurs pourront dire où ils s'approvisionnent. Ils peuvent également renseigner sur les anciens sites de dépotage ou les sites temporaires. Il est intéressant de croiser ces informations avec celles en provenance des vidangeurs. Cela permet aussi d'appréhender comment le marché de la réutilisation est structuré.

Autorités municipales : Il se peut que les pouvoirs publics possèdent des terrains. Les mettre à disposition est une solution intéressante, dans la mesure où elle impliquerait d'emblée la municipalité.

Autorités traditionnelles : Il n'est pas rare que les terres soient aux mains des chefs culturels traditionnels et il est possible qu'ils soient d'accord pour en attribuer dans l'intérêt public.

Les politiciens, propriétaires fonciers, urbanistes, habitants, opérateurs et utilisateurs auront certainement des priorités et des opinions différentes sur la meilleure localisation du traitement. La décision peut être facilement biaisée : des pressions politiques ou encore la surface foncière disponible peuvent l'emporter sur ce qui est approprié pour l'utilisateur ou la communauté d'accueil (Scott, 2013). Néanmoins, placer l'infrastructure au mauvais endroit est susceptible d'impacter négativement la durabilité de la filière.

Les villes peuvent ne pas avoir de registre foncier à jour. Un effort particulier doit alors être fait pour trouver les propriétaires des terrains envisagés. Le GPS et Google Earth (voir aussi le paragraphe 14.2.5) sont des outils intéressants pour référencer et évaluer les zones autour des sites de traitement et peuvent remplacer des cartes obsolètes ou inexistantes.

14.4.2 Critères de caractérisation et d'évaluation

Neuf critères sont proposés dans le tableau 14.2 pour caractériser et évaluer les sites potentiels, ce qui constitue une bonne base pour la prise de décisions. Certaines conditions peuvent conduire à éliminer rapidement un lieu : elles sont indiquées dans la colonne « conditions *sine qua non* ». Si l'une d'elles n'est pas remplie, le site peut être considéré comme non-approprié.

Les informations suivantes doivent de plus être collectées pour chaque site existant :

- Période d'utilisation (saisonnalité) ;
- Fréquence d'utilisation ;
- Quartiers de la ville que le site dessert.

Tableau 14.2 : Critères d'évaluation du site et conditions sine qua non (impératives).

CRITÈRE	CONDITIONS SINE QUA NON
1. Distance de transport moyenne pour les camions de vidange.	Acceptabilité et rentabilité pour les entreprises de vidange, telles que définies pendant les entretiens.
2. Accessibilité.	Facilité de l'accès.
3. Surface disponible.	Surface > 0,3 ha.
4. Propriété du terrain et prix.	Garantie de pouvoir acheter, à un prix raisonnable.
5. Voisinage/urbanisation potentielle.	Risque de fréquentation future, avec le développement de la ville.
6. Topographie.	Pas de risque d'inondation.
7. Type de sol.	Sol meuble.
8. Profondeur de la nappe.	> 2 m.
9. Possibilité de rejet en milieu naturel de l'effluent traité et d'utilisation finale des boues.	Doit faciliter les utilisations finales et les rejets en milieu naturel.

Les deux points clefs sont la distance depuis le lieu de vidange jusqu'au site de dépotage et l'accessibilité. Si le site choisi est situé soit trop loin soit peu accessible, les vidangeurs risquent de continuer à dépoter sur les lieux existants inappropriés. Les entreprises de vidange et les chauffeurs des camions sont très sensibles au temps et au coût du transport. Le transport de volumes de boues relativement faibles (5 à 10 m³ par camion) sur les routes embouteillées des grandes agglomérations et sur de longues distances n'est pas rentable. Un site trop éloigné impliquera un nombre de rotations par jour moindre, moins de recettes et plus de coûts de carburant pour le vidangeur. Les tarifs pour la vidange seront donc revus à la hausse pour permettre le même bénéfice au vidangeur, ce qui est susceptible de décourager les ménages à recourir à ce service et de les obliger à se tourner vers des pratiques informelles et non-hygiéniques.

La surface requise pour une station de traitement des boues de vidange est déterminée lors de sa conception technique. Néanmoins, si cette surface s'avère trop importante par rapport au terrain disponible, le traitement pourra être réalisé sur plusieurs stations de plus petites tailles.

Il est important que le terrain soit acheté par l'institution en charge de la filière GBV. Louer un site pour le traitement n'est pas une bonne solution, car elle présente un risque d'expulsion. Le prix d'acquisition est souvent un autre point clef qu'il faut avoir en tête lors de la programmation budgétaire de la construction de la station.

L'environnement immédiat du site (sol et voisinage) est un facteur important, qu'il convient de prendre en considération à travers les points suivants :

- **Voisinage - nuisance :** Une station de traitement des boues de vidange peut générer des nuisances, en particulier de mauvaises odeurs. Il faut donc qu'elle soit située à une distance appropriée des zones résidentielles. Il est aussi important de prendre en compte le développement futur de la ville.

- **Voisinage - synergie** : L'utilisation directe de l'effluent traité pour l'irrigation est facilitée quand le site de traitement est entouré de terrains agricoles, permettant une valeur ajoutée au recyclage des nutriments. Il en va de même pour la réutilisation des boues traitées lorsqu'elles intéressent les cultivateurs.
- **Topographie** : La station de traitement ne doit pas être menacée par des inondations ni par l'érosion.
- **Type de sol** : Il impacte en particulier le coût des terrassements. Dans les contextes où les moyens motorisés sont peu disponibles et où le travail est plutôt réalisé manuellement, il conviendrait d'éviter les sols durs comme les sols latéritiques. Comme il est souvent difficile de trouver des cartes pédologiques, les caractéristiques du sol doivent être évaluées sur le terrain, notamment avec l'aide des habitants de la zone.
- **Nappe** : Une nappe trop haute peut mettre en péril la durabilité des bétons et des infrastructures. La profondeur de la nappe peut être facilement évaluée par l'observation des puits alentours et grâce aux discussions avec les habitants de la zone.

La destination finale de l'effluent traité est aussi à prévoir. Même traité, l'effluent n'est pas forcément compatible avec un rejet direct dans les cours d'eau naturels. Comme mentionné auparavant, il peut être utilisé pour l'irrigation ou, si ce n'est pas possible, envoyé sur des lits d'infiltration. Dans ce cas, un avertissement visuel mentionnant que l'eau n'est pas potable sera un élément de protection de l'utilisation des puits environnants, par exemple à 100 mètres en aval des lits d'infiltration.

14.4.3 Nombre de sites

La distance moyenne entre le site de traitement et les lieux de vidange des boues ainsi que la taille de la station sont des facteurs déterminants du coût total du traitement, de son efficacité et de sa durabilité (Strauss et Montangero, 2003). Étant donné qu'il est difficile de vidanger et de transporter les boues à travers la ville jusqu'au site de traitement, disposer de stations de moyennes tailles judicieusement placées dans des sites accessibles est susceptible de réduire considérablement les coûts de la vidange et de l'évacuation des boues (figure 14.14). Concrètement, si l'effet d'échelle permet de diminuer les coûts d'investissement et de fonctionnement au niveau de la station, le coût de revient est susceptible d'augmenter lorsque l'on considère le système dans son ensemble, c'est-à-dire en y intégrant l'augmentation des coûts du transport des boues sur des distances plus longues. Le risque de favoriser les dépotages illégaux et hasardeux est alors plus grand.

Le traitement des boues de vidange peut être optimisé selon le niveau de décentralisation, les technologies étant en général modulaires et à moindre coût. Augmenter le nombre de sites peut être un bon choix pour la filière GBV dans sa globalité, et peut mener à des tarifs moindres pour le service de vidange et de transport.

La mise en œuvre de la station nécessite une analyse détaillée des zones de collecte menant à un même point de dépotage (telles des bassins hydrologiques) et des quantités qui vont parvenir à un site de traitement donné, dans le but d'éviter les sous- ou surdimensionnements. Il s'agit d'éviter de construire deux stations de capacité identique dont l'une recevrait plus de camions que l'autre, à cause d'une évaluation de la situation initiale qui aurait manqué un point important.

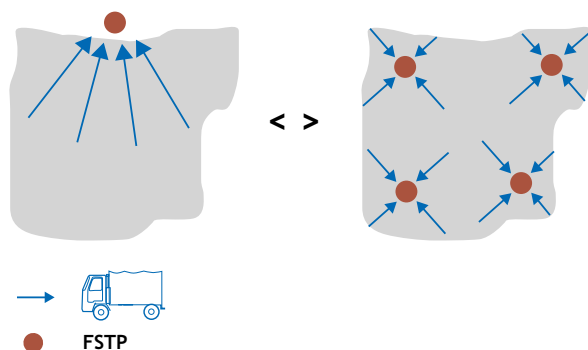


Figure 14.14 : Approche décentralisée versus approche centralisée pour la sélection du site de traitement (Strauss, 2003).

14.4.4 Boues issues de la vidange manuelle

Les éléments présentés ci-dessus concernent surtout la vidange par camion. La vidange manuelle est sujette à d'autres défis, car l'évacuation des boues ne peut être réalisée loin des latrines. Les vidangeurs manuels travaillent principalement dans les zones où la vidange motorisée est considérée comme trop chère ou bien quand l'accès pour les camions est limité (voir aussi chapitre 4). Il est rarement possible pour eux d'entreposer les boues en toute sécurité dans le quartier même, d'où l'importance de créer le lien avec les opérateurs motorisés.

Une solution consiste à mettre en place des stations de transfert (ou réservoirs enterrés, Tilley *et al.*, 2014) qui soient à la fois accessibles aux camions de vidange et proches des zones d'intervention des vidangeurs manuels. Les équipements de transport manuel doivent alors leur être fournis pour qu'ils puissent facilement y amener les boues. Ces réservoirs peuvent être gérés par les vidangeurs motorisés comme n'importe quel dispositif d'assainissement à la parcelle. Leur vidange devrait alors plutôt être financée par les communautés ou les autorités municipales (figure 14.15).

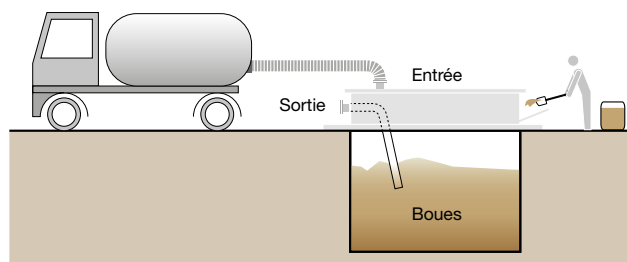


Figure 14.15 : Schéma de principe d'une station de transfert (Tilley *et al.*, 2014).

14.5 BIBLIOGRAPHIE

- AECOM, Eawag/Sandec (2010). *A Rapid Assessment of Septage Management in Asia - Policies and Practices in India, Indonesia, Malaysia, the Philippines, Sri Lanka, Thailand and Vietnam*. ECO-Asia. USAID.
- Chowdhry S., Koné D. (2012). *Business Analysis of Fecal Sludge Management: Emptying and Transportation Services in Africa and Asia*. Bill & Melinda Gates Foundation.
- Dodane P.-H. (2010). *Assainissement de la ville de Mahajanga: Situation existante, zonage et priorités d'action*. Rapport final, France.
- FAO (1990). *The Community's Toolbox: The Idea, Methods and Tools for Participatory Assessment, Monitoring and Evaluation in Community Forestry*. Rome.
- Groves R.M., Fowler Jr F.J., Couper M.P., Lepkowski J. M., Singer E., Tourangeau R. (2009). *Survey Methodology*. Wiley.
- Klingel F., Montangero A. (2002). *Faecal Sludge Management in Developing Countries - A Planning Manual / Gestion des boues de vidange dans les pays en voie de développement - Un manuel de planification*. Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag). Dübendorf, Switzerland.
- Koanda H. (2007a). *Fiches d'entretien. N'Kotchoyem*. Sokodé, Togo, CREPA.
- Koanda H. (2007b). *Projet AECM - Questionnaire d'enquêtes ménages pour l'élaboration de l'état des lieux sur les services urbains de base*. CREPA.
- Larvido A., Dodane P.-H. (2011). *Caractérisation du secteur informel de la vidange des latrines dans la ville de Mahajanga, Madagascar*. France.
- Lüthi C., Morel A., Tilley E., Ulrich L. (2011a). *Community-Led Urban Environmental Sanitation Planning: CLUES. Complete Guidelines for Decision-Makers with 30 Tools*. Dübendorf, Switzerland, Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag).
- Lüthi C., Panesar A., Schütze T., Norström A., McConville J., Parkinson J., Ingle R. (2011b). *Sustainable Sanitation in Cities - a Framework for Action*. Sustainable Sanitation Alliance (SuSanA) & International Forum on Urbanism (IFoU), Papiroz Publishing House, The Netherlands. Available from www.susana.org.
- Mbégué M., Gning. J.B. (2009). *Socio-Economic Profile of Domestic Faecal Sludge Emptying Companies*. Sandec News. Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag). Dübendorf, Switzerland.
- Mikhael G. (2010). *Demand Assessment for Sanitary Facilities and Services. Sanitation Market Assessment, Freetown, Sierra Leone*. Report GOAL Sierra Leone. Vol. I.
- Mikhael G. (2011). *Assessment of Faecal Sludge Emptying Services. Sanitation Market Assessment, Freetown, Sierra Leone*. Report GOAL Sierra Leone. Vol. II.
- Parkinson J., Lüthi C. (2013). *Sanitation21 – A Planning Framework for Improving City-wide Sanitation Services*. London, UK.
- Parkinson J., McConville J., Norström A., Lüthi C. (2011). *Framework for Dealing with Urban Complexity*. In: *Sustainable Sanitation in Cities - A Framework for Action*. SuSanA and IFoU. The Netherlands, Papiroz Publishing House.
- Parkinson J., Tayler K. (2008). *A Guide to Decision making: Technology Options for Urban Sanitation in India*.
- Reymond P. (2008). *Élaboration d'une méthodologie permettant de déterminer une option durable pour le traitement des boues de vidange dans une ville moyenne d'Afrique subsaharienne - Application à la ville de Sokodé, au Togo*, Thèse MSc., EPFL, Eawag/Sandec.
- Reymond P., Ulrich L. (2011). *Questionnaire for Household Survey*. ESRIS Field Material. Cairo, Eawag/Sandec.
- Schall N. (2004). *Practitioner's guide: Strengths, Weaknesses, Opportunities & Threats (SWOT)*. Methodfinder.
- Scott P. (2013). *Dealing with Land Tenure and Tenancy Challenges in Water and Sanitation Services Delivery*. Topic Brief n° 6. WSUP.

- Strauss M., Montangero A. (2003). *FS Management - Review of Practices, Problems and Initiatives. Capacity Building for Effective Decentralised Wastewater Management*. Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag). Dübendorf, Switzerland.
- Taylor-Powell E. (1998). *Questionnaire Design: Asking Questions with a Purpose*.
- Tilley E., Ulrich L., Lüthi C., Reymond P., Schertenleib R., Zurbrugg C. (2014). *Compendium of Sanitation Systems and Technologies. 2nd Revised Edition*. Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag). Dübendorf, Switzerland. Édition française (2016) disponible sur www.sandec.ch/compendium_fr.
- WSP (2008). *Technology Options for Urban Sanitation in India. A guide to Decision-Making*. WSP New Delhi.
- WSUP (2011). *GIS & Mapping Tools for Water and Sanitation Infrastructure*. Practice Note.

Questions pour l'autoévaluation

1. Quels types de données doivent être collectés lors de la phase d'évaluation initiale ?
2. Lister les données climatiques à collecter lors de l'évaluation initiale et expliquer leur importance.
3. Quelles sont les informations essentielles à obtenir lors des entretiens avec les vidangeurs par camion ?

CHAPITRE XV

ANALYSE DES PARTIES PRENANTES

Philippe Reymond

Objectifs pédagogiques

- Comprendre l'intérêt d'analyser les parties prenantes pour concevoir un projet GBV.
- Être capable de réaliser une analyse des parties prenantes dans le cadre d'un projet GBV, c'est-à-dire de les identifier et de les caractériser (idem pour les relations entre elles).
- Comprendre les principaux intérêts et contraintes des parties prenantes.
- Comprendre comment la sélection des parties prenantes clefs évolue tout au long du processus de planification et relier cette approche itérative avec le cadre de planification présenté au chapitre 17.
- Être capable de déterminer quelle partie prenante a besoin de renforcement, d'incitation, de motivation, de formation ou d'information.

15.1 INTRODUCTION

Une gestion efficace et durable des boues de vidange à l'échelle de la ville nécessite l'implication et l'appui de l'ensemble des acteurs de la filière, que l'on appellera les « parties prenantes clefs ». On entend par partie prenante « *tout groupe, organisation ou individu, qui peut influencer ou être influencé par le projet* », soit en quelque sorte « *les personnes qui comptent* ». Manquer d'attention aux besoins, aux priorités et aux intérêts de ces personnes - ou encore à leur réalité culturelle et économique - est l'une des causes majeures d'échec des programmes d'eau et d'assainissement dans les pays à revenu faible ou intermédiaire.

L'analyse des parties prenantes est l'outil utilisé pour comprendre et impliquer les acteurs clefs. Elle se définit comme le processus d'identification et de caractérisation de ces acteurs, d'étude des relations qu'ils ont les uns avec les autres et de planification de leur participation. Il s'agit d'un outil essentiel pour la compréhension du contexte social et institutionnel d'un projet ou d'une politique. Elle permettra de faire ressortir les informations de base essentielles : quelles sont les parties concernées par le projet et celles qui pourront l'influencer (positivement ou négativement) ; quels individus, groupes ou organisations doivent être impliqués et comment le faire ; quelles capacités doivent-ils développer pour pouvoir jouer leur rôle (Rietbergen-McCracken et Narayan, 1998 ; Koanda, 2006). Le processus est itératif. Il est présenté dans ce chapitre en cinq grandes étapes (paragraphe 15.5). Le défi consiste à réussir le suivi continu des parties prenantes pour pouvoir ajuster leur rôle et saisir la dynamique de leurs besoins, de leurs priorités et de leurs intérêts. L'analyse des parties prenantes est donc une tâche transversale qui a lieu tout au long du processus de planification de la gestion des boues de vidange.

Koanda (2006) a montré que l'analyse des parties prenantes constituait un outil adapté pour la planification de la gestion des boues de vidange. Elle fournit un ancrage et un cadre pour la planification participative, la mise en œuvre et le suivi-évaluation du projet. Le présent chapitre est donc en relation directe avec le chapitre 16 « Implication des parties prenantes », le chapitre 12 « Cadre institutionnel de la GBV » et le chapitre 17 « Planification d'un système intégré de

gestion des boues de vidange ». Le paragraphe 15.5 fournit les éléments clefs pour l'identification des parties prenantes et leur priorisation dans les activités GBV. Le chapitre 16 s'intéresse à la manière de les impliquer et de leur distribuer rôles et responsabilités. Le chapitre 12 montre comment les organiser au sein d'un dispositif de gestion durable. L'approche pour l'analyse des parties prenantes présentée dans ce livre est reprise dans le cadre de planification (tableau 17.1 - Mémo pour la planification GBV de A à Z) où les cinq étapes figurent comme activités spécifiques du processus de planification. Le principal objectif de chacune de ces activités est de structurer l'information acquise et de déterminer la stratégie d'implication de l'étape suivante.

L'analyse des parties prenantes est menée de préférence par les responsables du projet (encadré 17.1) et leur(s) facilitateur(s). Les parties prenantes elles-mêmes peuvent aussi être impliquées dans cette analyse. Il est recommandé de la démarrer au tout début du projet. Les principaux outils pour l'analyse sont les entretiens informels et semi-structurés, les groupes de discussion (*focus group*), ainsi que les visites de terrain (paragraphe 14.2, 14.3 et 16.4). Il s'agit principalement de comprendre les gens et leurs sentiments sur la question. Des relations étroites seront utilement développées entre les responsables du projet, les facilitateurs et les parties prenantes. Construire des relations de confiance est en effet un élément clef de l'analyse des parties prenantes, comme ça l'est aussi pour le processus de planification dans son ensemble.

Après une introduction au processus d'analyse des parties prenantes et à l'approche proposée dans ce livre, ce chapitre présente la manière d'identifier les parties prenantes d'une filière GBV. Il décrit ensuite comment les caractériser, en approfondissant concrètement leurs intérêts, leurs contraintes et leurs besoins. Enfin, il explique les différentes étapes de l'analyse des parties prenantes dans le processus de planification et les illustre à travers une étude de cas, étape par étape.



Figure 15.1 : Visite de terrain avec les parties prenantes clefs à Sokodé, Togo (photo : Philippe Reymond).

15.2 ANALYSE DES PARTIES PRENANTES : POURQUOI ET COMMENT

La réalisation d'analyses des parties prenantes s'est répandue dans de nombreuses organisations et pour différentes thématiques. Elle est aujourd'hui utilisée pour le développement de politiques et de réglementations, par des organisations gouvernementales et non-gouvernementales, dans les milieux des affaires et des médias (Friedman et Miles, 2006). Les questions essentielles auxquelles une analyse des parties prenantes permet de répondre sont, entre autres,

« Comment prendre en compte les intérêts et l'influence des différents acteurs ? » et « Comment ces derniers peuvent-ils être représentés convenablement ? » Cette analyse est alors vue comme une approche qui pourra renforcer l'influence des parties prenantes les plus faibles dans les processus de décisions (Reed *et al.*, 2009). Elle est aussi utilisée pour travailler plus efficacement avec les parties prenantes, faciliter la mise en œuvre en toute transparence des décisions et des objectifs, comprendre le contexte politique et évaluer la faisabilité de futures politiques (Brugha et Varvasovsky, 2000).

Dans le domaine de la gestion des boues de vidange, le processus d'analyse des parties prenantes est particulièrement important pour les points suivants :

- Identifier qui impliquer et à quel niveau de participation dans les différentes étapes du processus de planification et de mise en œuvre (voir aussi paragraphe 16.6) ;
- Comprendre qui a tel ou tel intérêt et qui a de l'influence pour appuyer ou pour bloquer/retarder/rejeter le projet ;
- Identifier les conflits d'intérêt entre les parties prenantes ;
- Identifier les relations à améliorer ou à renforcer entre parties prenantes ;
- Structurer les informations concernant les parties prenantes et les partager avec les autres ;
- Comprendre comment se comporter avec les différentes personnes, par exemple savoir qui a besoin d'être renforcé, qui doit être informé et qui doit faire l'objet d'une attention particulière (menace potentielle) ;
- En lien avec les autorités et les agences de mise en œuvre, évaluer comment maîtriser au mieux les aspects positifs du secteur informel et en minimiser les aspects négatifs. S'intéresser aussi aux moyens efficaces et plausibles de créer de vrais liens entre les secteurs formels et informels (Cacouris, 2012).

La méthode d'analyse des parties prenantes proposée ici suit une approche de classification basée sur les niveaux d'intérêt et d'influence. Plusieurs « caractéristiques » et « facteurs de classification » permettent d'identifier quel acteur est important et/ou influent et pourquoi. Dans le but de structurer le processus dynamique avec des activités bien définies, cinq étapes formelles sont proposées. Elles s'intègrent dans le processus de planification présenté dans le cadre de planification (tableau 17.1) :

ÉTAPE 1 : Identification et caractérisation préliminaire des parties prenantes.

ÉTAPE 2 : Caractérisation et sélection des parties prenantes clefs.

ÉTAPE 3 : Réévaluation des parties prenantes clefs par rapport aux options validées.

ÉTAPE 4 : Réévaluation par rapport au plan d'action.

ÉTAPE 5 : Réévaluation avant l'inauguration de la station de traitement des boues de vidange.

L'analyse des parties prenantes est un outil puissant pour comprendre comment les personnes pensent et agissent. L'information acquise doit néanmoins faire l'objet d'une attention particulière car elle contient des éléments sensibles. De nombreux intérêts et intentions sont dissimulés (ODA, 1995).

Les résultats d'une analyse des parties prenantes peuvent être résumés par des tableaux et des matrices (voir paragraphe 15.4 et étude de cas 15.1). Les risques et les hypothèses découlant de l'analyse doivent être pris en compte dans le cadre logique du projet (ODA, 1995). Ces comptes-rendus devront être révisés tout au long du processus.



Figure 15.2 : Analyse des parties prenantes et de la demande du marché, Dakar, Sénégal (photo : Linda Strande).

15.3 IDENTIFICATION DES PARTIES PRENANTES

L'identification des parties prenantes est l'une des premières activités d'un nouveau projet (figure 15.2). Travailler avec un facilitateur local est essentiel pour être rapidement au fait de la situation. L'identification des parties prenantes est un processus itératif dans lequel de nouveaux acteurs sont ajoutés au fur et à mesure de l'analyse, à partir par exemple des avis d'expert, de groupes de discussion, d'entretiens semi-structurés (voir paragraphe 14.2), d'échantillonnage « boule de neige » (« des personnes qui connaissent d'autres personnes ») ou bien de l'association de ces différentes approches (Reed *et al.*, 2009)¹.

Tout repose sur la prise de contact avec des personnes ressources, qui connaissent bien la situation et ont accès aux parties prenantes les plus importantes et influentes. Dans les contextes des pays à revenu faible ou intermédiaire, le responsable de projet doit souvent être introduit par un tiers pour pouvoir démarrer et travailler efficacement dès le départ.

Plus le nombre de personnes rencontrées est grand, moins on risque de manquer un groupe d'acteurs important. Un *brainstorming* peut être réalisé à chaque réunion dans le but d'obtenir une liste complète de personnes, de groupes et d'institutions parties prenantes (NETSSAF, 2008). Dresser une carte des parties prenantes permet de bien visualiser les différents acteurs et les relations entre eux.

Dans certains pays, les parties prenantes à impliquer dans la GBV ont été définies dans les stratégies nationales d'assainissement. Ces documents pourraient aussi mentionner qui, en dehors des secteurs publics et privés, est responsable de la gestion des eaux usées et des excréta, de la construction des latrines et de la vidange des boues.

¹ Reed *et al.* (2009) présentent dans un même tableau les différentes méthodes d'analyse des parties prenantes en lien avec les ressources nécessaires correspondantes, le niveau de participation des parties prenantes et les forces et faiblesses de chaque méthode.

15.3.1 Parties prenantes de la gestion des boues de vidange

Les parties prenantes à impliquer dans le processus de planification de la gestion des boues de vidange peuvent en général être classées dans les huit catégories ci-dessous. Ces parties prenantes sont présentées plus en détail dans le tableau 15.3.

Autorités municipales

- Maire ;
- Services techniques municipaux (environnement, assainissement, affaires générales, hygiène et santé publique) ;
- Police municipale.

Autorités régionales et nationales

- Différents directeurs régionaux, en particulier la direction régionale de l'Assainissement, de la Santé, de l'Hydraulique, de la Compagnie des eaux, des Travaux publics, des Statistiques, de l'Urbanisme et de l'habitat, du Développement local, de l'Agriculture et de l'élevage.

Opérateurs de services

- Publics, semi-privés (parapublics) ou privés (commerciaux).

Autorités traditionnelles ou personnes d'influence

- Chefs ethniques ;
- Chefs de quartier ;
- Chefs religieux.

Petits opérateurs de vidange

- Vidangeurs motorisés, propriétaires d'entreprises dans la GBV, associations professionnelles ou groupes d'intérêts ;
- Vidangeurs manuels, associations ou groupes d'intérêt de vidangeurs.

Dans de nombreux cas les entreprises de vidange sont constituées d'une personne propriétaire du camion qu'elle exploite (Chowdhry et Koné, 2012). Il existe aussi des situations où le propriétaire de l'entreprise et les employés sont distincts, ce qui peut donner lieu à des intérêts et à des niveaux d'influence différents (voir aussi le paragraphe 14.3.3).

Organisations actives dans l'assainissement

- Organisations communautaires ;
- ONG locales ou internationales avec des activités dans l'assainissement (comme la construction de latrines et la gestion des déchets solides) ;
- Universités et instituts de recherche ;
- Bailleurs de fonds.

Utilisateurs finaux potentiels

- Agriculteurs, associations d'agriculteurs et institutions d'aide aux agriculteurs ;
- Éleveurs, associations d'éleveurs et institutions d'aide aux éleveurs ;
- Consommateurs de combustibles, comme les entreprises intéressées par la matière combustible ou le biogaz.

Ménages

- Utilisateurs ;
- Propriétaires (y compris dans le cas d'habitations louées).

Il est important de distinguer ici utilisateurs et propriétaires, car il ne s'agit pas de la même personne lorsque les habitations sont louées. C'est le plus souvent le locataire qui paye la vidange et non pas le propriétaire (Scott, 2011). Dans le cas des toilettes publiques par exemple, il conviendra de prendre aussi en compte les associations d'utilisateurs.

Dans tous les cas il faudra répondre aux deux questions suivantes (ODA, 1995) :

1. Est-ce que tous les partisans et opposants potentiels au projet ont été identifiés ?
2. Est-ce que les groupes vulnérables avec un intérêt dans le projet ont été identifiés ?



Figure 15.3 : Quelques intervenants dans la gestion des boues de vidange : chef de ménage et opérateur de vidange (photo : Philippe Reymond).

Bien sûr les parties prenantes sont différentes selon le contexte. Les institutions, les modes d'organisation, l'environnement et la culture varient selon la région, tout comme l'attitude envers les excréta humains. Cette liste constitue un support guide, mais chaque cas demande à être considéré et analysé comme s'il était unique.

Le schéma institutionnel et le mode d'organisation en place (voir chapitre 12) constituent l'armature sur laquelle le planificateur doit construire. Ils ont une influence importante sur la configuration

particulière des parties prenantes. Dans les villes où la GBV n'est pas organisée, le secteur est très souvent privé et informel. À l'inverse, il arrive aussi que l'État délègue la gestion du secteur à des opérateurs de services, qu'ils soient publics, semi-privés ou privés.

15.3.2 Différences entre villes grandes et moyennes

L'échelle a un impact sur le type et le nombre de parties prenantes en place et la manière d'interagir avec elles. Les grandes villes (c'est-à-dire les principales métropoles, caractérisées par des quartiers hétérogènes et un certain niveau de revenu et d'habitat, alors que les villes secondaires ou de taille moyenne présentent une structure plus homogène) ont généralement les caractéristiques suivantes :

Nombre de parties prenantes plus grand : Dans les grandes villes, on trouve plus d'intervenants dans chaque catégorie, en particulier les vidangeurs manuels et motorisés, les ONG, les agriculteurs, les chefs traditionnels et les politiciens. Si les prestataires de services peuvent tous être rencontrés individuellement dans une ville de taille moyenne, ils pourraient avoir besoin d'être organisés dans des associations qui les représenteraient dans les villes plus grandes (c'est déjà le cas à Dakar, Ouagadougou et Kampala).

Plusieurs villes en une : Dans les grandes villes, les différentes zones ou quartiers peuvent parfois être assimilés à des villes de taille moyenne, chacune avec ses propres entrepreneurs privés, chefs traditionnels (peut-être aussi ses propres chefs politiques) et sites de dépotage. L'analyse des parties prenantes peut alors gagner en pertinence en considérant chaque zone différente de manière distincte, en plus de l'analyse au niveau de la ville entière.

Plus d'utilisateurs finaux, répartis différemment : Des configurations différentes d'exploitations agricoles et la présence d'industries peut offrir des opportunités pour l'utilisation finale qui n'existeraient pas dans les villes secondaires, comme l'utilisation finale des boues en tant que combustible.

15.4 CARACTÉRISATION DES PARTIES PRENANTES

La caractérisation des parties prenantes fournit les informations nécessaires non seulement pour pouvoir impliquer au mieux chaque partie, mais aussi pour attribuer au mieux à la fin du processus les rôles et responsabilités pour la mise en œuvre d'une stratégie réussie. Elle permet de plus de préparer le terrain pour la sélection des parties prenantes clefs.

15.4.1 Informations à collecter

Les parties prenantes doivent être caractérisées au moins à travers les sept angles mentionnés ci-dessous (Koanda, 2006) :

Principaux intérêts : La consultation des parties prenantes doit être réalisée de façon à trouver comment chaque intérêt peut être pris en compte dans le futur système GBV.

Forces : Établir ce sur quoi les responsables du projet peuvent compter.

Faiblesses : Établir où l'information, le renforcement et la formation sont nécessaires.

Opportunités et menaces : Caractériser les perspectives potentielles positives (et négatives) pour le projet.

Relations entre les parties prenantes : Cela comprend par exemple les liens de hiérarchie, de camaraderie, de compétition et de relations professionnelles. La qualité des relations, bonnes ou mauvaises, peut déterminer quel groupe de travail mettre en place et quelles sont les meilleures alliances pour faire avancer le projet. La confiance et la diplomatie sont très importantes.

Impacts : Le type d'impact que le projet aura sur une partie prenante détermine également les mesures à prendre pour maximiser l'impact positif et minimiser l'impact négatif.

Besoins d'implication (y compris les besoins en formation) : Les mesures à prendre découlent principalement des intérêts, des faiblesses et des potentiels identifiés.

Le chapitre 14, « Évaluation de la situation initiale », met en lumière les différents outils et méthodes pour la collecte de données. L'analyse des forces, des faiblesses, des opportunités et des menaces fait partie de l'analyse FFOM (« SWOT » en anglais) élargie. Le chapitre 16 fournit des recommandations pour traduire les caractéristiques des parties prenantes en une stratégie pour leur implication.

L'information collectée peut être synthétisée sous forme de tableau des parties prenantes telles que cela est défini au tableau 15.1.

Tableau 15.1 : Exemple de tableau des parties prenantes synthétisant leurs caractéristiques.

PARTIES PRENANTES	INTÉRÊTS	FORCES	FAIBLESSES	OPPORTUNITÉS/ MENACES	RELATIONS	IMPACTS	BESOINS D'IMPLICATION
Partie prenante a							
Partie prenante b							
Partie prenante c							
...							

Les relations entre les parties prenantes peuvent être représentées par un diagramme des relations. L'exercice de schématisation des acteurs est particulièrement intéressant dans le cadre d'une analyse participative pour que les parties prenantes puissent visualiser la situation.

Les relations avec et entre les parties prenantes évoluent tout au long du processus. Au début, ce sont surtout les groupes ou les positions générales qui font l'objet de l'attention (par exemple les vidangeurs motorisés et les autorités municipales). Avec le développement du projet et les rapprochements entre le responsable du projet et les parties prenantes, des individus particuliers gagnent en importance (par exemple des vidangeurs particuliers, leaders du secteur agricole et politiciens influents).

Tant que l'organisation des services n'est pas choisie et validée, les relations entre les parties prenantes peuvent être qualifiées d'« informelles ». Le processus repose sur des discussions,

des entretiens et des réunions. Par contre, dès que le plan d'action est défini, de nombreuses relations sont formalisées ou contractualisées avec les individus ou les entreprises.

15.4.2 Influence et intérêt

Il est important de distinguer deux différents types d'opportunités et de menaces : l'influence sur le projet et l'intérêt dans le projet (adapté de ODA, 1995). Ces deux différentes notions peuvent être définies comme suit :

L'influence correspond au pouvoir que les parties prenantes ont sur le projet, par exemple de contrôler les décisions prises, de faciliter leur mise en œuvre ou au contraire d'affecter le projet de manière négative. Le tableau 15.2 détaille les facteurs pouvant conférer de l'influence.

L'intérêt caractérise les parties prenantes dont les contraintes, les besoins et les problèmes sont une priorité de la stratégie, par exemple les opérateurs de vidange, les utilisateurs finaux, les ménages et les autorités du secteur de l'assainissement.

Cette distinction est particulièrement importante pour les minorités et groupes à faibles revenus, comme les vidangeurs manuels ou les ménages et les petits agriculteurs, à qui l'on donne rarement la parole. Un effort particulier pourra être nécessaire pour leur permettre de devenir actifs, afin d'assurer la prise en compte de leurs besoins (voir « renforcement », chapitre 16). Pour que l'initiative réussisse, il est très important de savoir si (et comment) un acteur peut être actif et comment il peut être impliqué.

Tableau 15.2 : Variables affectant l'influence relative des parties prenantes (adapté de ODA, 1995).

FACTEURS D'INFLUENCE	
Dans et entre organisations formelles	Pour les groupes informels
Hiérarchie (commande et contrôle, responsables budgétaires).	Statut social, économique et politique.
Leadership (formel et informel, charisme, politique, familial).	Degré d'organisation, consensus et leadership dans le groupe.
Contrôle de ressources stratégiques du projet.	Degré de contrôle de ressources stratégiques significatives du projet.
Possession de connaissances spécialisées (par exemple avec du personnel qualifié en ingénierie).	Influence informelle à travers ses liens avec les autres parties prenantes.
Position de négociation (force dans les relations avec les autres parties prenantes dans le projet) - Liens personnels avec les politiciens décideurs.	Degré de dépendance vis-à-vis des autres parties prenantes.

Le paragraphe suivant fournit des critères pour faciliter la classification des parties prenantes selon leur influence et leur intérêt. Après avoir caractérisé les parties prenantes, les responsables du projet peuvent en résumer les résultats dans une matrice influence-intérêt (figure 15.4). Cette matrice (adaptée de ODA, 1995 ; Rietbergen-McCracken et Narayan, 1998 ; IIED, 2005) servira d'outil décisionnel pour savoir quoi faire avec chaque partie prenante et définir les niveaux de participation, ce qui est approfondi dans le paragraphe 16.3. Avec le tableau de sélection des parties prenantes (voir par exemple le tableau 15.4), elle constitue une base de référence qui aidera à

communiquer sur la situation avec les personnes externes et qui pourra facilement être mise à jour au cours des différentes étapes du processus.

Lors de l'analyse de l'influence et des intérêts, il est nécessaire de comprendre dans quelle mesure un acteur est influent ou intéressé, et, en définitive, quel(s) impact(s) il peut avoir sur le projet, quel impact le projet peut avoir sur lui et comment il peut être impliqué (voir chapitre 16).

	Influence basse	Haute influence
Intérêt bas	Il est peu probable que les parties prenantes participent étroitement au projet et ne requièrent plus que le partage d'informations « grand public ». INFORMATION	Les intervenants peuvent s'opposer à l'intervention ; par conséquent, ils doivent être informés et leurs points de vue reconnus pour éviter les perturbations ou les conflits. CONSULTATION - INFORMATION
Intérêt haut	Un effort particulier est nécessaire pour que les besoins des parties prenantes soient pris en compte et que leur participation soit significative. CONSULTATION - RENFORCEMENT	Les parties prenantes doivent être étroitement impliquées pour garantir leur support pour le projet. CONSULTATION - COLLABORATION - RENFORCEMENT/DÉLÉGATION

Figure 15.4 : Utilisation de la matrice influence-intérêt pour identifier les besoins d'implication et les niveaux de participation.

15.4.3 Critères de sélection pour les parties prenantes clefs

Les parties prenantes clefs de la gestion des boues de vidange sont celles dont les intérêts et l'influence sont le plus mis en jeu. Six critères (ou propriétés) sont proposés pour les sélectionner. Il suffit que la partie prenante corresponde à l'un des critères pour qu'elle soit retenue.

- C1 : Activité en lien avec la gestion des boues de vidange.
- C2 : Pouvoir politique.
- C3 : Soutien ou menace potentiels.
- C4 : Capacité à obtenir des financements.
- C5 : Propriétaire d'un site de traitement potentiel.
- C6 : Utilisateur potentiel d'un produit issu du traitement.

Ces critères concernent l'intérêt, l'influence ou les deux. Les parties prenantes peuvent être classées sur cette base, comme indiqué dans la figure 15.5, ce qui simplifie l'élaboration de la matrice influence-intérêt. Par exemple, une partie prenante ayant une activité dans la gestion des boues de vidange (C1) sera considérée comme ayant un intérêt. Celle présentant une activité dans la gestion des boues de vidange (C1) et une capacité à trouver du financement (C4) aura à la fois un intérêt et de l'influence. Ce processus est illustré dans l'étude de cas 15.2.

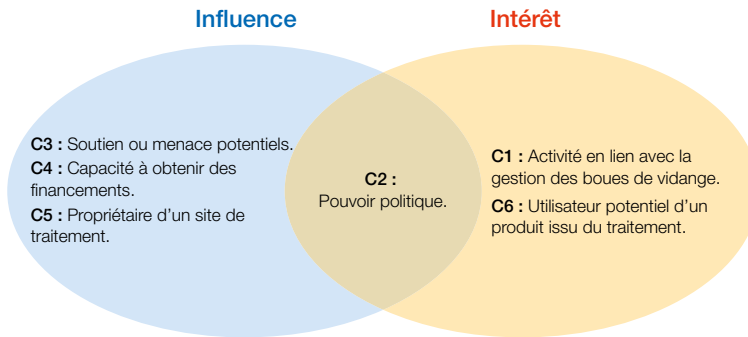


Figure 15.5 : Classement des critères d'identification des parties prenantes clés.

15.4.4 Synthèse des principales caractéristiques et besoins d'implication des parties prenantes.

Le tableau 15.3 fournit un exemple des intérêts et des besoins typiques des acteurs de la gestion des boues de vidange, en correspondance avec les opportunités pour le projet et les actions à entreprendre en termes d'implication. Le paragraphe 16.2 approfondit la manière de développer une stratégie sur la base de l'analyse des parties prenantes, de déterminer les niveaux de participation (paragraphe 16.3) et de définir les outils d'implication les mieux adaptés (16.4).

15.4.5 Problèmes concrets rencontrés par les parties prenantes

Les parties prenantes peuvent rencontrer des problèmes au cours du processus de planification/mise en œuvre. Ils peuvent être financiers, liés au niveau d'éducation, culturels ou personnels. L'analyse des parties prenantes aidera à les comprendre à travers les entretiens et les réunions qu'elle implique. Ces problèmes sont partie intégrante de l'analyse SWOT (paragraphe 14.2.7) en tant que faiblesse de la situation actuelle ou menace pour le processus. Habituellement, ces problèmes peuvent être évités ou bien gérés par l'information, par le renforcement des capacités et enfin - et surtout - par la diplomatie (voir « Outils d'implication », paragraphe 16.4).

Les problèmes courants rencontrés par les parties prenantes ainsi que quelques possibilités pour les gérer sont listés ci-dessous :

Manque de participation :

Certains acteurs importants manquent d'influence et de reconnaissance : C'est le cas notamment avec les vidangeurs manuels et les agriculteurs. Ces groupes-là doivent être renforcés, par exemple à travers un rassemblement en groupe ou en syndicat qui permettra de faire entendre suffisamment leurs voix pour qu'ils soient pris en compte dans la planification et le fonctionnement de la gestion des boues de vidange (voir chapitre 16 pour la sélection des outils d'implication appropriés). Améliorer leur statut peut passer par la mise en valeur de l'importance de leur rôle auprès de la population, pour les services qu'ils apportent et pour les services qu'ils peuvent améliorer.

Tableau 15.3 : Caractéristiques typiques des parties prenantes et actions à entreprendre (adapté de Koanda, 2006).

CATÉGORIE DE PARTIE PRENANTE	PRINCIPAUX INTÉRÊTS	OPPORTUNITÉS	BESOINS D'IMPLICATION ET ACTIONS REQUISES
Autorités municipales	- Santé publique. - Propreté de la ville. - Perception et gestion des redevances d'assainissement.	- Pouvoir de mise en application à travers le cadre réglementaire et la police. - Gestion des unités de traitement. - Lien avec les autres parties prenantes, contrats existants et autorisations. - Développement de services à orientation sociale.	- Sensibilisation, besoin en renforcement de capacité, collaboration. - Les cadres institutionnels et réglementaires nécessitent souvent d'être développés et mis en application. - Ressources financières, humaines et foncières souvent manquantes. - Implication dans le schéma financier.
Autorités régionales et nationales	- Lois et règlements respectés. - Renforcement de capacité. - Plans stratégiques.	- Collaboration entre agences, développement de synergies. - Soutien pour la constitution d'une base de données de référence.	Sensibilisation, information.
Opérateurs de services	- Revenus suffisants. - Priorités municipales, régionales ou nationales.	- Collecte, transport et traitement sous une même autorité. - Subventions transversales pour permettre un service à orientation sociale.	- Collaboration, sensibilisation. - S'assurer qu'ils agissent bien comme un « service public », en desservant les zones à faibles revenus et pas seulement les quartiers aisés.
Autorités traditionnelles	Santé publique.	Soutien et propriété foncière.	Consultation, information, sensibilisation.
Petits entrepreneurs de vidange • Opérateurs avec camion	- Revenus suffisants. - Sites de dépotage proches des zones de travail. - Clarification du statut légal, meilleure image.	- Meilleure qualité de service. - Prix de vidange plus bas. - Collaboration avec les vidangeurs manuels.	- À organiser en association (renforcement de leur statut). - Marché à organiser. - Respect des règles à contrôler. - Contrats/licences délivrés par l'autorité municipale.

Opérateurs manuels	- Revenus suffisants. - Reconnaissance sociale et statut légal. - Risques au travail diminués.	Amélioration des conditions de travail.	- À organiser en association (renforcement de leur statut). - Autonomisation (« leur donner la possibilité de se faire entendre ») et renforcement de capacité. - Organiser un service de collecte et d'évacuation ou de transfert des boues.
Organisations actives dans l'assainissement	- Bien-être des citoyens. - Propreté de l'environnement. - Renforcement de capacité. - Visibilité.	- Expérience en plaider pour l'assainissement. - Structures, moyens humains et compétences existantes. - En contact avec les ménages. - Capacité à obtenir du financement.	- Quelques organisations peuvent être très utiles (facilitation, expérience et accès aux financements internationaux). - Qualité des relations avec les autorités à vérifier.
Utilisateurs finaux potentiels	- Produits abordables et sans danger. - Augmentation des rendements.	Meilleur bénéfice au niveau de la station de traitement à travers la vente de produits issus du traitement.	- Créer des groupes d'utilisateurs finaux (renforcement de leur statut). - Étude de marché, de la volonté et de la capacité à payer.
Ménages (utilisateurs et propriétaires)	- Services de vidange abordables. - Propreté de l'environnement.	- Pression sur les autorités municipales et les opérateurs de services. - Payer plus pour un meilleur service. - Meilleure gestion des dispositifs d'assainissement à la parcelle.	- Information, sensibilisation pour un changement de comportement, en particulier la gestion des dispositifs à la parcelle. - Évaluation de la volonté et de la capacité à payer. - Conseils pour la construction de latrines.

Quelques individus ne savent pas lire, écrire ou parler dans la langue officielle : L'illettrisme (qui peut être total, dans la langue locale ou dans la langue officielle) est un élément marginalisant, en particulier chez les groupes à faibles revenus pour lesquels l'implication et la communication doivent être adaptées. Il est important d'ajuster l'information à l'auditoire ciblé. Dans tous les cas, il convient dans les cultures orales de privilégier des méthodes de communication illustrées.

Manque d'argent : De nombreuses parties prenantes ont un revenu très limité. Les réunions liées à la planification du projet peuvent impliquer des coûts à leur niveau et être perçues comme une perte de temps pour leurs activités habituelles. Il sera parfois plus efficace de payer les frais de transport et de nourriture lors des réunions, sans quoi le taux de présence risque d'être bas, en particulier pour les groupes aux plus faibles revenus.

Contraintes liées aux activités de vidange :

Coûts de transport des boues : Il s'agit d'un point essentiel pour les vidangeurs manuels et motorisés. Plus la distance au lieu de dépotage est grande, moins ils pourront faire de vidanges par jour. Les vidangeurs par camion auront de surcroît des charges de carburant plus élevées. Ces coûts sont souvent répercutés sur le ménage, avec comme conséquence un service inabordable pour nombre d'entre eux. Cette question doit être minutieusement discutée et comprise préalablement au choix des sites de traitement.

Manque de disponibilité foncière pour les activités GBV : Cette situation est typique lorsqu'une administration locale s'est superposée aux systèmes traditionnels de gestion des terres, et quand les activités de gestion des boues de vidange ne font pas partie des services municipaux. Il existe souvent de nombreuses revendications engendrées par les systèmes de gestion foncière officiels et traditionnels. Résoudre les conflits fonciers peut s'avérer long et politiquement lourd. Les propriétaires informels et traditionnels ont souvent une influence décisive dans la sélection du terrain pour la station de traitement.

Manque de ressources/capacités :

Manque de capacités de management : C'est souvent le cas avec les entités municipales. Leur implication étroite dans le processus de planification et le renforcement de capacité sont très bénéfiques, tout comme les échanges avec des municipalités voisines qui ont réussi.

Manque de ressources humaines : Les services techniques sont très souvent en sous-effectif, ce qui peut être dû à une priorité faible donnée à l'assainissement. Le processus participatif peut permettre de trouver des synergies avec d'autres institutions, organisations ou entreprises privées pour soulager les services techniques (par exemple via la délégation de service et les partenariats publics/privés). Le projet peut aussi prévoir d'employer et de financer des ressources humaines additionnelles au sein de la municipalité.

Loi incomplètes et/ou non-appliquées : Très souvent, le manque de volonté politique se traduit par un cadre réglementaire qui n'existe pas ou qui n'est pas appliqué. Les planificateurs doivent donc aider les autorités municipales à construire leur cadre législatif, par exemple à travers des arrêtés municipaux (voir chapitre 12). Si ces mesures s'avèrent efficaces, elles pourront être reprises plus tard au niveau régional, voire national.

Recouvrement faible des taxes : Ceci peut résulter du point précédent. Très souvent, non seulement l'administration n'est pas en position de collecter les taxes, mais les ménages n'ont pas la volonté de les payer. Ceci est compréhensible lorsque la municipalité ne met pas en œuvre les services que la redevance est supposée payer. Dans ce cas, il convient d'améliorer la transparence et d'informer la population.

Tensions entre parties prenantes :

Jeux de pouvoir/compétition : On observe souvent un déficit de coordination et de collaboration au sein des institutions (unités administratives, ONG) et entre les institutions et le secteur privé (par exemple entre les opérateurs et le secteur informel). Pour certains, l'information est considérée comme source de pouvoir et est donc partagée avec réticence. Le manque de partage d'informations est aussi le symptôme d'un conflit d'intérêt, d'un chevauchement entre mandats institutionnels et/ou d'un manque de sécurité institutionnelle. La meilleure façon de gérer ce type de situation est de faire circuler l'information et de démontrer que travailler ensemble et partager l'information est bénéfique pour chacun (voir chapitre 16).

Manque de communication et de coordination entre les organisations : Cette situation est souvent liée avec le point précédent : personne ne sait ce que font les autres, les activités sont réalisées indépendamment avec l'objectif de s'accaparer du travail, du prestige et/ou des fonds. La solution pour cela est la même que précédemment (faire circuler l'information et démontrer l'intérêt de travailler ensemble et de partager l'information).

Tensions entre secteurs formels et informels : Les opérateurs des services d'eau et d'assainissement en position de monopole sont rarement coopératifs avec les petits entrepreneurs (Lüthi *et al.*, 2011). Il se peut qu'ils mettent la pression sur les parties prenantes informelles (même quand eux-mêmes ne peuvent pas assurer les services de manière satisfaisante). Les grands opérateurs de services publics n'obéissent pas à la même logique que les petits entrepreneurs privés informels. Quand les deux catégories coexistent, une attention particulière doit être portée à la prise en compte de leurs intérêts respectifs.

Sensibilisation, comportement :

Niveau de sensibilisation insuffisant : De nombreuses parties prenantes ne sont pas conscientes de l'impact des déficiences en gestion des boues de vidange sur la santé publique et l'environnement. Pour éviter les mauvaises surprises lors de la mise en œuvre, il convient de faire l'effort de les informer et de s'assurer qu'ils comprennent bien l'implication de chaque décision. La formation et le renforcement ont pour principal objectif d'aider les parties prenantes à prendre les décisions en connaissance de cause (chapitre 17). Plus tard, lors de la phase de mise en œuvre, l'objectif sera de leur apprendre comment faire face à leurs fonctions et à leurs responsabilités.

15.5 DANS LA PRATIQUE : SÉLECTION ITÉRATIVE DES PARTIES PRENANTES CLEFS

Au cours du processus de planification, la connaissance de la situation initiale est approfondie, les données rassemblées sont de plus en plus nombreuses, un nombre grandissant de personnes sont rencontrées et la stratégie s'éclaircit. Des décisions sont prises, avec un impact sur

les personnes qui sont impliquées et la manière dont elles le sont. Les parties prenantes clefs sélectionnées au départ peuvent ne plus être pertinentes ou, au contraire, gagner en importance ou en influence. De nouvelles parties prenantes peuvent aussi apparaître. Il est donc fondamental d'observer régulièrement la situation et de s'y adapter. L'analyse des parties prenantes n'est pas seulement l'une des activités de l'évaluation de la situation initiale (chapitre 14) et doit être menée de manière itérative à travers tout le processus de planification (voir le *Cadre de planification*, activités A, B, G, O, R et W).

Pour plus de clarté, cinq étapes formelles sont proposées. Elles suivent le processus de planification illustré par le *Cadre de planification* (tableau 17.1) et en particulier les phases de planification (voir paragraphe 17.4). Ces étapes sont considérées comme fondamentales dans le processus de planification :

- ÉTAPE 1 : Identification et caractérisation préliminaire des parties prenantes (activités A & B du cadre de planification).
- ÉTAPE 2 : Caractérisation et sélection des parties prenantes clefs (activité G du cadre de planification).
- ÉTAPE 3 : Réévaluation des parties prenantes clefs par rapport aux options validées (activité O du cadre de planification).
- ÉTAPE 4 : Réévaluation par rapport au plan d'action (activité R du cadre de planification).
- ÉTAPE 5 : Réévaluation avant l'inauguration de la station de traitement des boues de vidange (activité W du cadre de planification).

Les parties prenantes sont réévaluées en continu, en fonction de leur intérêt et de leur influence sur la base des critères de sélection décrits au paragraphe 15.4.3. Le principal objectif reste de décider en connaissance de cause comment impliquer au mieux les différentes parties prenantes dans le processus. Le rôle du responsable du projet et de son (ses) facilitateur(s) est fondamental. Une relation étroite avec les parties prenantes locales et un sens des relations humaines sont nécessaires pour « sentir le pouls de ce qu'il se passe ».

15.5.1 ÉTAPE 1 : Identification et caractérisation préliminaire des parties prenantes

Au début du processus, pendant la phase de préparation, les responsables du projet avec leur(s) facilitateur(s) local(aux) réalisent une évaluation préliminaire de la situation initiale et un premier inventaire des parties prenantes (activité A). Ensuite, lors du démarrage des études préalables mais avant le lancement officiel du projet, ils se basent sur ces premiers contacts pour une identification formelle des acteurs et leur première caractérisation (activité B). On peut ainsi avoir une première idée des entités en présence et de celles qui devront être impliquées pour les inviter à l'atelier de lancement. Une attention particulière doit être portée au fait de ne pas oublier de personnes influentes à ce stade, dans le but d'éviter un démarrage du projet sur le mauvais pied.

Un premier tableau des parties prenantes peut être établi et un premier diagramme des relations dressé, comme l'illustre l'étude de cas 15.1. Il est important de prendre en compte les relations entre les parties prenantes dès le départ. Ces relations, que des discussions informelles permettent d'appréhender au mieux, deviendront de plus en plus claires au fur et à mesure de l'avancée du processus.

Les deux résultats de l'étape 1 de l'analyse des parties prenantes sont :

- Un premier jet de tableau des parties prenantes ;
- Un diagramme des relations.

Le principal objectif de cette étape est de découvrir qui sont les parties prenantes et comment les impliquer au mieux pendant les études préalables, par exemple en les invitant à l'atelier de démarrage et en choisissant celles qu'il faut interviewer.



Figure 15.6 : Chauffeur de camion de vidange au Togo (photo : Philippe Reymond).

Étude de cas 15.1 : Analyse des parties prenantes dans une ville de taille moyenne d'Afrique de l'Ouest (adapté de Reymond, 2008).

ÉTAPE 1 – Identification et caractérisation préliminaire des parties prenantes et de leurs relations.

(Activités A & B du cadre de planification, tableau 17.1).

Dans cet exemple théorique, des consultants sont chargés de concevoir un nouveau système GBV pour une ville secondaire de taille moyenne d'Afrique de l'Ouest. Pendant les premières semaines de terrain, ils identifient les parties prenantes et en font une première caractérisation. Trois vidangeurs motorisés sont actifs dans la ville, en continu ou de manière temporaire, deux d'entre eux étant privés (vidangeurs motorisés 1 et 2), le troisième étant une ONG (ONG 1). L'assainissement est encadré par les autorités municipales qui suivent les règles de diverses directions régionales (par exemple de la Santé publique, de la Planification urbaine, etc.). Ces dernières n'ont pas de pouvoir politique mais pourraient constituer une menace pour le projet. En parallèle, la ville est réglementée par des chefs traditionnels, principaux propriétaires fonciers. Trois autres ONG (ONG 2, 3 et 4) sont actives en assainissement, particulièrement dans la gestion des déchets solides. Des agriculteurs et éleveurs de bétail potentiellement intéressés par les produits issus du traitement de la station sont présents dans la ville ainsi qu'à l'extérieur.

L'ONG 1 reçoit des fonds de l'étranger et possède un site de traitement potentiel. Elle a, de plus, un leader assez influent dans la ville. L'ONG 2 est une ONG internationale, avec d'importantes ressources financières et une forte influence sur la municipalité. L'ONG 3 possède un site potentiel. L'ONG 4 fournit un service de ramassage des déchets solides à petite échelle.

Les ménages sont les principaux utilisateurs du futur système et ont donc le plus à gagner ou à perdre. Il est très important de comprendre quels sont leurs pratiques, leurs principales contraintes et leurs besoins.

Les résultats de cette première étape sont résumés dans le tableau des parties prenantes (voir paragraphe 15.4.1) et dans un diagramme des relations (figure 15.4). L'atelier de lancement du processus de planification est organisé peu après. L'évaluation de la situation initiale permettra ensuite d'augmenter le niveau de connaissance sur les parties prenantes.



15.5.2 ÉTAPE 2 : Caractérisation et sélection des parties prenantes clefs

La caractérisation des parties prenantes est redéfinie à l'issue des études préalables (activité G), c'est-à-dire de l'évaluation de la situation initiale. À ce stade, les pratiques et les besoins en assainissement, les modes d'organisation potentiels et les sites de traitement possibles ont été identifiés. Les personnes qui étaient encore considérées comme de vagues groupes au départ sont maintenant connues individuellement par les responsables du projet. Un tableau détaillé des parties prenantes peut être développé. L'influence et l'intérêt de chaque partie prenante peuvent être évalués et les parties prenantes clefs identifiées, sur la base des informations accumulées et des critères proposés ci-dessous. Ceci donnera lieu à une matrice influence-intérêt comme illustré dans l'étude de cas 15.2.

Les résultats de l'étape 2 de l'analyse des parties prenantes sont :

- Un tableau détaillé des parties prenantes ;
- Une matrice influence-intérêt ;
- Un diagramme des relations mis à jour.

Le principal objectif de cette étape est de découvrir comment impliquer au mieux les parties prenantes pendant l'étude de faisabilité. Il est notamment important de déterminer qui impliquer pour l'évaluation détaillée des *scenarii* possibles et, à l'issue de la phase, pour la validation du scénario retenu. L'oubli d'une partie prenante clef dans la validation des options possibles pourrait avoir des impacts très négatifs dans les processus ultérieurs de planification ou de mise en œuvre.

Étude de cas 15.2 : Analyse des parties prenantes dans une ville de taille moyenne d'Afrique de l'Ouest (adapté de Reymond, 2008).

ÉTAPE 2 – Caractérisation et sélection des parties prenantes clefs.

(Activité G du cadre de planification, tableau 17.1).

À l'issue des études préalables, le responsable du projet en sait plus sur les différentes parties prenantes. Il est alors possible de préparer un tableau détaillé des parties prenantes et de sélectionner les acteurs clefs selon les critères proposés. Le processus est illustré dans le tableau 15.4 sur la base de l'information issue de l'étape 1 de l'étude de cas. La matrice influence-intérêt correspondante peut être finalisée sur cette base (figure 15.8).

	Influence basse	Haute influence
Intérêt bas		Directions régionales. Autorités traditionnelles. ONG 2.
Intérêt haut	Vidangeur motorisé 1. Agriculteurs. Éleveurs de bétail.	Autorités municipales. Ménages. ONG 1. Vidangeur motorisé 2. ONG 3. ONG 4.

Figure 15.8 : Première matrice influence-intérêt.

Tableau 15.4 : Correspondance des parties prenantes avec les critères de sélection.

Parties prenantes	CRITÈRES					
	C1 Activité GBV	C2 Pouvoir politique	C3 Soutien/ menace	C4 Finan- cement	C5 Propriétaire du site	C6 Utilisation finale
Autorités municipales		■	■	■		
Directions régionales			■			
Autorités traditionnelles			■		■	
Vidangeur motorisé 1	■					
Vidangeur motorisé 2	■				■	
ONG 1	■		■	■	■	
ONG 2			■	■		
ONG 3			■			■
ONG 4			■		■	■
Agriculteurs						■
Éleveurs						■
Ménages	■		■			

15.5.3 ÉTAPE 3 : Réévaluation des parties prenantes clefs par rapport aux options validées

Une fois les options retenues validées par l'ensemble des parties prenantes à l'issue de l'étude de faisabilité (activité N), les responsables du processus doivent réévaluer les parties prenantes pour choisir qui impliquer étroitement dans la préparation du plan d'action/développement du projet détaillé et définir les rôles, les responsabilités et les besoins en formation (activité O). À ce stade, les *scenarii* d'attribution des rôles et des responsabilités dans le futur système GBV sont déjà définis dans les grandes lignes, sur la base de l'évaluation détaillée des options retenues. La sélection des parties prenantes se fait alors plutôt au niveau individuel qu'au niveau du groupe. Dans le tableau des parties prenantes, les colonnes « Intérêts » et « Opportunités/menaces » peuvent être remplacées par une colonne « Rôles et responsabilités », comme le montre le tableau 15.5. La colonne « Impacts » n'est alors plus nécessaire.

Tableau 15.5 : Tableau des parties prenantes réadapté pour le développement du plan d'action et les phases de mise en œuvre.

PARTIES PRENANTES	RÔLES & RESPONSABILITÉS	FORCES	FAIBLESSES	RELATIONS	BESOINS D'IMPLICATION
Partie prenante a					
Partie prenante b					
Partie prenante c					
...					

Les rôles et responsabilités des parties prenantes clefs peuvent être classés en quatre grands volets, comme illustré dans l'étude de cas 15.3 :

- **Construction**, y compris la conception détaillée de la station de traitement.
- **Organisation**, y compris : (i) la définition détaillée des rôles et responsabilités pour la mise en œuvre et l'exploitation-maintenance, (ii) les dispositions institutionnelles et les conventions entre les parties prenantes, (iii) la sécurisation des mécanismes financiers et institutionnels, (iv) le renforcement de capacité et la création des emplois nécessaires.
- **Valorisation**, y compris le marketing des produits issus du traitement et les canaux de vente.
- **Information**, en ciblant les parties prenantes qui ont besoin d'être régulièrement informées, que ce soit pour des raisons diplomatiques ou de sensibilisation (par exemple les ménages).

Une même partie prenante peut trouver sa place dans plusieurs volets. Ces volets, qui pourront être plus tard divisés en sous-composantes, permettent de définir différents groupes qui deviendront des groupes de discussion (ou « *focus group* ») selon le niveau d'implication souhaité pour eux. En lien avec les différents aspects à mettre en œuvre dans le plan d'action (paragraphe 17.4.3), il s'agira de groupes cibles (par exemple dans le cas de campagnes d'information) ou de groupes à inviter aux ateliers (chapitre 16).

Les résultats de l'étape 3 de l'analyse des parties prenantes sont :

- Un tableau des parties prenantes mis à jour ;
- Une matrice influence-intérêt mise à jour ;
- Une liste de parties prenantes pour chaque volet.

Cette étape a deux principaux objectifs : premièrement, déterminer quelle partie prenante impliquer dans quel aspect du plan d'action et comment ; deuxièmement, anticiper l'implication des parties prenantes pendant la phase de mise en œuvre, de manière à pouvoir leur donner la formation nécessaire suffisamment tôt dans le processus.

Étude de cas 15.3 : Analyse des parties prenantes dans une ville de taille moyenne d'Afrique de l'Ouest (adapté de Reymond, 2008).

ÉTAPE 3 – Réévaluation des parties prenantes clefs par rapport aux options validées. (Activité O du cadre de planification, tableau 17.1).

L'étude de faisabilité a démontré que le cocompostage n'était pas une possibilité dans ce contexte-là, que les éleveurs de bétail n'étaient pas intéressés pour acheter du fourrage (un produit issu du traitement potentiel) et que certains sites identifiés au début du processus ne convenaient pas pour accueillir la station de traitement. Ces changements sont reflétés dans les zones grisées du tableau 15.6 et donnent lieu à une matrice influence-intérêt mise à jour (figure 15.9) : deux des ONG impliquées dans la gestion des déchets solides ont perdu de l'influence dans le projet et les éleveurs de bétail de l'intérêt. Le vidangeur motorisé 2 a lui aussi perdu de l'influence parce que son site ne convient pas. Il reste néanmoins important car il travaille toujours avec les boues.

Tableau 15.6 : Réévaluation des parties prenantes en fonction des résultats trouvés.

Parties prenantes	CRITÈRES					
	C1 Activité GBV	C2 Pouvoir politique	C3 Soutien/ menace	C4 Finan- cement	C5 Propriétaire du site	C6 Utilisation finale
Autorités municipales		■	■	■		
Directions régionales			■			
Autorités traditionnelles			■			
Vidangeur motorisé 1	■					
Vidangeur motorisé 2	■					
ONG 1	■		■	■	■	
ONG 2			■	■		
ONG 3			■			
ONG 4			■			
Agriculteurs						■
Éleveurs						
Ménages	■		■			

■ Non-approprié dans ce contexte-là.

	Influence basse	Haute influence
Intérêt bas	Éleveurs de bétail.	Directions régionales. Autorités traditionnelles. ONG 2. ONG 3. ONG 4.
Intérêt haut	Vidangeur motorisé 1. Vidangeur motorisé 2. Agriculteurs.	Autorités municipales. Ménages. ONG 1.

Figure 15.9 : Matrice influence-intérêt mise à jour.

Pour préparer le plan d'action, les parties prenantes peuvent être classées comme illustré dans la figure 15.10. Ici, il est déjà clair que l'ONG 1 aura un rôle important dans la construction et l'exploitation-maintenance de la station de traitement des boues de vidange, en collaboration avec les autorités municipales et la direction régionale des Travaux publics. En plus de l'ONG 1 et des autorités municipales, les discussions concernant les modes d'organisation impliqueront les vidangeurs motorisés (il n'y a pas de vidangeurs manuels dans cette ville). En termes de valorisation, il existe un fort intérêt pour la réutilisation du côté des agriculteurs. Les discussions impliqueront les représentants des associations d'agriculteurs, l'ONG 1, les autorités municipales et la direction régionale de la Santé. Elles porteront sur les modalités de réutilisation des boues et de l'effluent traités en provenance de la nouvelle station de traitement. Les autres parties prenantes influentes seront finalement tenues informées des évolutions du projet, en particulier à travers la présentation officielle et la validation du plan d'action qui constitue le point culminant de cette phase (activité Q dans le cadre de planification, tableau 17.1).

Construction	Organisation	Valorisation	À tenir informés
Autorités municipales.	Autorités municipales.	Autorités municipales.	Ménages.
ONG 1.	ONG 1.	ONG 1.	ONG 2.
DR Travaux publics.	Vidangeur motorisé 1.	Agriculteurs.	ONG 3.
	Vidangeur motorisé 2.	DR Santé.	ONG 4.
	DR Assainissement.		Directions régionales.
			Autorités traditionnelles.

Figure 15.10 : Classement des parties prenantes clefs en quatre groupes pour le développement du projet détaillé.

15.5.4 ÉTAPE 4 : Réévaluation par rapport au plan d'action

Une fois le plan d'action/développement du projet détaillé validé (activité Q), les rôles et responsabilités du futur système GBV sont clairement définis et attribués. La réévaluation des parties prenantes clefs à ce stade (activité R) aidera à identifier les forces, les faiblesses et les besoins en renforcement de capacité avant la mise en œuvre. De nouvelles parties prenantes pourront émerger, comme les entreprises de construction de la station de traitement et de son exploitation-maintenance future.

Les paragraphes 17.3.3 et 17.3.4 décrivent les rôles et les responsabilités en lien avec le plan d'action et la phase de mise en œuvre. Les paragraphes 16.5 et 16.6 quant à eux donnent, respectivement, des éléments pour la formalisation des rôles et des responsabilités et les besoins en renforcement de capacité et de formation. Le chapitre 12 se concentre sur les cadres institutionnels et détaille l'implication correspondante des parties prenantes.

En résumé, les aspects importants sont :

- **Construction** : passation de marchés pour la construction, le suivi de chantier, le démarrage et l'exploitation-maintenance ;
- **Organisation** : organisation du secteur, transfert des rôles et des responsabilités et renforcement des capacités ;
- **Information** : en particulier une campagne d'information sur le futur système GBV et ses implications ;
- **Formation et renforcement de capacité.**

Les résultats de l'étape 4 de l'analyse des parties prenantes sont :

- Un tableau des parties prenantes mis à jour (tableau 15.4) ;
- Une matrice influence-intérêt mise à jour.

Le principal objectif de cette étape est donc de finaliser l'attribution des rôles et responsabilités pour la phase de mise en œuvre et de définir les besoins en implication, en particulier pour l'information et la formation.

15.5.5 ÉTAPE 5 : Réévaluation avant l'inauguration de la station de traitement des boues de vidange

La réévaluation (activité W) cherche surtout à utiliser les leçons apprises pendant la mise en œuvre, à identifier des besoins supplémentaires en renforcement des capacités et à combler des lacunes éventuelles. Elle sert aussi à s'assurer que la stratégie pour l'exploitation-maintenance est correctement en place et à confirmer les rôles et les responsabilités pour le suivi du système.

Les résultats de l'étape 5 de l'analyse des parties prenantes est un tableau des parties prenantes réadapté.

15.6 BIBLIOGRAPHIE

- Brugha R., Varvasovsky Z. (2000). *Stakeholder Analysis: A Review*. Health Policy and Planning 15, p. 239-246.
- Cacouris J. (2012). *Recognising and Dealing with Informal Influences in Water and Sanitation Services Delivery*. Topic Brief. G. Norman, WSUP.
- Chowdhry S., Koné D. (2012). *Business Analysis of Fecal Sludge Management: Emptying and Transportation Services in Africa and Asia*. Bill and Melinda Gates Foundation.
- Friedman A., Miles S. (2006). *Stakeholders: Theory and Practice*. Oxford, Oxford University Press.
- IIED (2005). *Stakeholder Power Analysis - Power Tools*, p. 1-23.
- Koanda H. (2006). *Vers un assainissement urbain durable en Afrique subsaharienne: Approche innovante de planification de la gestion des boues de vidange*. Lausanne, EPFL. Thèse de doctorat n° 3530.
- Lüthi C., Morel A., Tilley E., Ulrich L. (2011). *Community-Led Urban Environmental Sanitation Planning: CLUES - Complete Guidelines for Decision-makers with 30 Tools*. Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag), Dübendorf, Switzerland, WSSCC, Geneva, Switzerland et UN-HABITAT, Nairobi, Kenya.
- NETSSAF (2008). *NETSSAF Participatory Planning Approach, a Guideline for Sustainable Sanitation Planning*.
- ODA (1995). *Guidance Note on How to Do Stakeholder Analysis of Aid Projects and Programmes*. Social Development Department. London, Overseas Development Administration (now DfID).
- Reed M., Graves A., Dandy N., Posthumus H., Hubacek K., Morris J., Prell C., Quinn C.H., Stringer L.C. (2009). *Who's in and Why? A Typology of Stakeholder Analysis Methods for Natural Resource Management*. Journal of environmental management 90 (5), p. 1933-1949.
- Reymond P. (2008). *Élaboration d'une méthodologie permettant de déterminer une option durable pour le traitement des boues de vidange dans une ville moyenne d'Afrique subsaharienne - Application à la ville de Sokodé, au Togo*. Thèse MSc., EPFL, Eawag-Sandec.
- Rietbergen-McCracken J., Narayan-Parker D. (1998). *Participation and Social Assessment: Tools and Techniques*. World Bank Publications.
- Scott P. (2011). *Unbundling Tenure Issues for Urban Sanitation Development*, Loughborough University. Thèse de doctorat.

Questions pour l'autoévaluation

1. Expliquer pourquoi le processus d'analyse des parties prenantes est essentiel en GBV.
2. Les parties prenantes à impliquer dans le processus de planification peuvent être classées dans plusieurs catégories. En citer cinq.
3. À quels défis font face les vidangeurs motorisés et manuels dans leur activité économique de vidange ?

CHAPITRE XVI

IMPLICATION DES PARTIES PRENANTES

Philippe Reymond et Magalie Bassan

Objectifs pédagogiques

- Comprendre pourquoi il est important d'impliquer les parties prenantes depuis le début, et comment cette implication peut faciliter la mise en œuvre et augmenter la durabilité à long terme.
- Être capable d'utiliser l'information acquise lors de l'analyse des parties prenantes pour planifier l'implication de ces dernières.
- Savoir quels outils existent pour informer, échanger et collaborer avec les parties prenantes, comment les utiliser et quand.
- Comprendre comment répartir et formaliser les rôles et les responsabilités et identifier les besoins en formation.

16.1 INTRODUCTION

L'implication des parties prenantes est essentielle dans la réussite de la mise en œuvre d'un projet de gestion des boues de vidange. On peut définir cette activité comme étant l'art d'intégrer les intervenants du projet dans le processus de planification afin de prendre en compte leurs besoins, leurs priorités et leurs intérêts, et de parvenir à un consensus en évitant les oppositions. Autrement dit, il s'agit de les faire participer. L'implication des parties prenantes consiste principalement à définir le niveau de participation des personnes dans le processus et à savoir comment répondre au mieux à leurs besoins, par exemple via la sensibilisation, la formation et le renforcement des capacités. La bonne compréhension des parties prenantes passe par leur identification et leur caractérisation (chapitre 15). L'analyse des parties prenantes est une activité dynamique et itérative qui a lieu pendant tout le processus de planification, car les niveaux d'intérêt et d'influence des intervenants changent au cours du temps, ce qui implique une évolution des stratégies d'implication (Reed, 2008 ; Reymond, 2008). L'implication se doit d'être définie dans le contexte et selon les caractéristiques des parties prenantes. Cette nature dynamique est illustrée au chapitre 17, qui contextualise l'analyse des parties prenantes et les activités d'implication dans l'ensemble du cadre de planification (résumé dans le tableau 17.1 - Mémo pour la planification GBV de A à Z). À l'issue du processus, l'implication des parties prenantes atteint son point culminant avec la répartition et la formalisation des rôles et des responsabilités dans le schéma organisationnel choisi (chapitre 12).

L'approche de planification proposée dans ce livre peut être qualifiée d'« approche participative », tel que cela est décrit au chapitre 17. Elle pousse les parties prenantes à « participer » au processus et non pas à rester des observateurs passifs. Le succès de cette approche participative dépend du niveau de responsabilité et de motivation des parties prenantes, de la reconnaissance de la valeur ajoutée de l'approche, de la connaissance du contexte local qu'ont les responsables du projet, ainsi que de leur crédibilité et de leurs ressources.

Après avoir expliqué pourquoi l'implication des parties prenantes était importante, le présent chapitre fournit une vue d'ensemble des différents niveaux de participation possibles et comment l'analyse des parties prenantes permet de les choisir. Les outils d'implication possibles sont ensuite listés de manière à pouvoir sélectionner les plus appropriés dans un contexte donné. En suivant le déroulement du processus de planification, le chapitre décrit enfin la répartition et la formalisation des rôles et des responsabilités et la manière d'évaluer en conséquence les besoins en formation et en renforcement de capacités.



Figure 16.1 : Atelier avec l'ensemble des parties prenantes de l'assainissement de la ville de Sokodé, Togo (photo : Philippe Reymond).

16.2 DE L'IMPORTANCE D'IMPLIQUER LES PARTIES PRENANTES

Une gestion des boues de vidange correcte est généralement bénéfique pour tous car elle permet de résoudre des problèmes urbains sur le long terme. Les autorités gagnent en reconnaissance pour avoir amélioré le bien-être des populations. Les entreprises privées de vidange bénéficient de sites de dépotage officiels et d'une meilleure considération, et le prix des services pour les ménages peut même s'en trouver diminué. Ces bénéfices peuvent cependant ne pas apparaître clairement à tout le monde au début et quelques personnes peuvent être réticentes à changer certains aspects de leurs habitudes quotidiennes ou à faire les efforts nécessaires pour le projet. C'est pour cela que la diffusion de l'information et la transparence sont fondamentales et que la consultation, la collaboration et le renforcement sont essentiels pour faire travailler ensemble toutes les parties prenantes et construire un système qui fonctionnera bien.

La planification de la gestion des boues de vidange doit souvent faire face à des intérêts et à des objectifs divergents, comme par exemple le besoin de réduire la distance au site de dépotage pour les vidangeurs privés, d'une part, et la volonté des autorités de trouver un terrain pour le traitement en dehors de la ville (voir aussi paragraphe 15.5.4), d'autre part. Pour réussir la mise en œuvre, il est nécessaire que les parties impliquées apprennent et comprennent le système GBV, infrastructures et intervenants compris. Certains projets GBV ont échoué à cause d'une distance

au site de dépotage trop grande pour que les entreprises privées de vidange puissent s'y rendre, à cause de problèmes avec la police ou encore parce que les zones à revenu faible demeuraient non-desservies. Ces échecs ne seraient pas arrivés si les intervenants avaient été consultés et leurs besoins et contraintes identifiés au démarrage du processus.

La participation augmente l'efficacité du projet. Impliquer un large éventail de parties intéressées maximise les chances d'avoir un projet bien conçu, ainsi que l'engagement des parties pour atteindre les objectifs fixés. La participation renforce la position des individus. C'est également utile pour augmenter la durabilité d'un projet à travers le développement de compétences, de la confiance et de l'assurance dont les personnes auront besoin pour faire fonctionner le système une fois celui-ci mis en place. La sensibilisation, la communication et le développement de capacité font aussi partie du processus, dont elles sont des activités transversales (Lüthi *et al.*, 2011).

Les personnes participent volontairement (certains reçoivent une compensation mais personne n'est obligé de prendre part au processus participatif). Les personnes doivent avoir un intérêt dans le projet. Elles considèrent leur implication comme servant leurs intérêts ou un objectif plus général. Il est important de noter qu'une implication faible des parties prenantes peut être une source de développement d'oppositions. Par contre, les retours négatifs des parties prenantes au cours du processus doivent être considérés comme des choses positives car cela contribue à l'acceptabilité sociale et politique des actions proposées.

Enfin, si l'implication des parties prenantes est importante, elle a aussi un coût. Il faut donc que les ressources appropriées (budget, personnel et temps) aient été prévues et que les responsables veuillent bien partager le contrôle du processus (Mosler, 2004).

Bien mener un processus participatif est difficile et demande du temps, car il faut souvent construire une relation de confiance entre les participants. Impliquer les parties prenantes dès le départ permet souvent d'être plus rapide ensuite, en évitant de découvrir et de traiter des problèmes qui empêcheraient la mise en œuvre et/ou l'exploitation-maintenance du système (ODA, 1995a), et ainsi de réduire les dépenses des phases ultérieures. Les approches participatives sont à considérer comme un investissement par le chef de projet.

16.3 NIVEAUX DE PARTICIPATION

La manière d'impliquer les parties prenantes correspond à leur niveau de participation attendu. Le niveau de participation est lié à l'objectif à atteindre pour la partie prenante ciblée. Par exemple, selon le contexte, les ménages peuvent être tenus informés du processus ou consultés pour bien comprendre leurs besoins. Les opérateurs de vidange peuvent être consultés sur leurs itinéraires et peuvent aider à la définition du site de dépotage optimal, mais aussi collaborer dans le travail de mise au point réglementaire. La collaboration avec les autorités est quant à elle souvent recherchée dès le départ compte tenu de leur intérêt et de leur influence sur le projet (voir aussi paragraphe 15.4.2).

Plusieurs aspects doivent être pris en compte dans le développement de la stratégie d'implication (Koanda, 2006) :

- Perception de l'implication : elle indique comment les parties prenantes impliquées se sentent vis-à-vis de leur rôle ;

- Volonté à contribuer au projet ;
- Bénéfices escomptés du projet ;
- Niveau d'obligation que la partie prenante pense avoir compte tenu de sa responsabilité dans le projet ;
- Personnes influençant la volonté des parties prenantes et orientant la pression de groupe.

Ces aspects peuvent aussi être utilisés comme indicateurs pour évaluer l'efficacité du processus participatif.

16.3.1 De l'information à la délégation

On peut distinguer quatre niveaux de participation (adapté d'ODA, 1995a) pour améliorer l'implication :

Information : L'objectif est de permettre aux parties prenantes de comprendre la situation, les différentes possibilités et leurs implications. Il s'agit là d'une communication unidirectionnelle. Chacune des parties prenantes de la GBV a besoin d'être informée convenablement pour comprendre son rôle et les objectifs du projet. Pour celles qui ne sont pas impliquées dans le processus décisionnel, l'implication sera limitée à recevoir l'information, ce qui peut être fait à travers des campagnes de communication ou des réunions d'information (comme par exemple l'atelier de lancement, voir paragraphe 15.4) ainsi que des visites de terrain. Dans certains cas, l'information sert aussi à persuader les gens de prendre part au processus en montrant les bénéfices escomptés et les facteurs incitatifs.

Consultation : L'objectif est d'obtenir des parties prenantes une réaction sur la situation, les possibilités, les *scenarii* et/ou les décisions. Il s'agit d'une communication à deux sens. Cela permet de prendre en compte les intérêts, les priorités et les besoins (par exemple à travers les entretiens menés avec les différentes parties prenantes au démarrage du processus de planification). Les parties prenantes ne sont toutefois pas impliquées dans la prise de décision.

Collaboration : L'objectif est de travailler en partenariat avec les parties prenantes sur des composantes variées du projet, y compris le développement des *scenarii* et l'identification de la solution préférée. Le pouvoir décisionnel est partagé avec les parties.

Autonomisation/délégation : L'objectif est de renforcer les capacités des parties prenantes pour qu'elles soient en mesure de prendre les décisions en connaissance de cause, de prendre la responsabilité de la décision finale et d'assumer leur rôle et leurs responsabilités une fois la filière GBV mise en œuvre.

Chaque niveau comprend le niveau précédent : par exemple, il n'y a pas de collaboration sans consultation, ni de consultation sans information.

Différentes formes de participation peuvent être mises en œuvre en même temps avec la même partie prenante ou au cours des différentes étapes du cycle du projet. Par exemple, certaines parties prenantes peuvent être tout d'abord informées du projet, puis consultées plus tard pour recueillir leur point de vue. Une fois la relation de confiance construite et la capacité nécessaire développée, il est possible de démarrer la collaboration.

16.3.2 Détermination du niveau de participation sur la base de l'analyse des parties prenantes

Il est nécessaire d'analyser les parties prenantes pour être capable de développer une stratégie d'implication (voir chapitre 15). Cette analyse fournit en effet une base pour décider quelles parties prenantes doivent participer à quelles étapes du processus, avec quels niveaux de participation. Elle permet aussi de définir quel(s) outil(s) d'implication utiliser et avec qui. C'est donc une étape importante, puisque le succès du projet repose en partie sur la validité des hypothèses faites sur les différentes parties prenantes et sur les risques menaçant le projet, comme les conflits d'intérêt (ODA, 1995b).

La stratégie d'implication repose principalement sur les intérêts, les influences et le besoin d'implication des parties prenantes. Les « besoins d'implication » font partie des informations à collecter pendant l'analyse des parties prenantes telle qu'elle est décrite au chapitre 15. L'étape suivante consiste à déterminer l'influence et l'intérêt des parties prenantes dans le projet, qui sont les principaux paramètres de sélection des parties prenantes clefs. Les degrés d'influence et d'intérêt déterminent le niveau de participation. Plusieurs outils d'implication sont alors disponibles pour chaque niveau de participation selon le contexte et les caractéristiques des parties prenantes.

L'influence et l'intérêt des parties prenantes évoluent au cours du processus de planification, d'où la proposition dans ce livre d'un processus de sélection des parties prenantes clefs itératif. Cela signifie aussi que la stratégie d'implication peut nécessiter des adaptations au cours du temps, avec des modifications des niveaux de participation et de la manière d'impliquer les parties. Les cinq étapes proposées au paragraphe 15.5 s'appliquent aussi à la réévaluation de la stratégie d'implication.

16.3.3 Matrice de participation des parties prenantes

La matrice de participation des parties prenantes telle qu'elle est proposée par ODA (1995b) fournit une représentation visuelle des niveaux de participation choisis pour chaque partie prenante. Le tableau 16.1 présente un exemple théorique que l'on peut classiquement retrouver dans les villes de taille moyenne, sans représentation du gouvernement national. Une telle matrice est à développer étape par étape au cours du processus, en fonction des besoins et du niveau de détail souhaité. À la fin du processus, elle constitue un bon résumé de qui a été impliqué, comment et quand. Elle peut être utilisée pour comparer différents projets entre eux.

La matrice de participation est un outil dynamique qui doit être régulièrement adapté selon les résultats de l'approche itérative de la sélection des parties prenantes clefs présentée au chapitre 15, paragraphe 15.5. Elle doit être vue comme un moyen de résumer l'information disponible et de prendre les décisions concernant les stratégies d'implication, comme l'organisation des ateliers et des réunions. L'étude de cas 16.2 présente une matrice de participation des parties prenantes clefs dressée rétrospectivement pour illustrer comment les parties prenantes avaient été impliquées dans un projet en cours au Burkina Faso.

Tableau 16.1 : Matrice de participation des parties prenantes (exemple théorique représentatif d'une ville de taille moyenne).

NIVEAUX DE PARTICIPATION					
		INFORMATION	CONSULTATION	COLLABORATION	AUTONOMISATION/ DÉLÉGATION
Planification	<i>Lancement du processus de planification</i>	Toutes les parties prenantes		Municipalité, services publics	
	<i>Évaluation détaillée de la situation actuelle</i>		Parties prenantes clefs¹	Municipalité, services publics	
	<i>Identification des possibilités en termes de service</i>		Parties prenantes clefs¹	Municipalité, services publics	
	<i>Développement d'un plan d'action</i>	Toutes les parties prenantes	Utilisateurs finaux	Municipalité, services publics, opérateurs de vidange, ONG	Renforcement des groupes faibles et non-organisés
Mise en œuvre		Ménages, autorités traditionnelles et leaders d'opinion	Utilisateurs finaux	Municipalité, services publics, opérateurs de vidange, ONG	Renforcement et délégation à la municipalité, aux services publics, aux opérateurs de vidange et aux ONG
Suivi et évaluation		Parties prenantes clefs	Ménages, opérateurs de vidange, utilisateurs finaux	Municipalité, services publics, ONG sélectionnées	

¹ L'identification et la sélection des parties prenantes clefs sont décrites dans les paragraphes 15.3 et 15.5.

16.4 OUTILS D'IMPLICATION

Une fois les niveaux de participation définis pour chaque partie prenante, les outils d'implication peuvent être choisis. Il en existe plusieurs possibles pour chaque niveau de participation, comme le montre le tableau 16.2. Il existe de nombreuses façons d'impliquer les parties prenantes dans un processus GBV, mais pas de solution clef en main pour savoir quel outil doit être utilisé et quand. Le choix de l'outil optimal dépend du contexte et varie selon les cas. Les besoins d'implication peuvent en effet être différents selon la complexité et les limites du projet, par exemple entre un projet de planification de politiques publiques dans un pays où l'organisation de la gestion des boues de vidange n'est pas encore formalisée et un projet de mise en place de deux stations de traitement des boues de vidange dans une ville où les opérateurs GBV sont bien structurés. La personnalité des parties prenantes est aussi très importante.

16.4.1 Liste des outils d'implication

Quelques outils qui peuvent s'avérer bien adaptés au processus GBV sont présentés ci-dessous (adapté de Mosler, 2004). Chacun correspond à un ou plusieurs niveaux de participation comme indiqué dans le tableau 16.2.

Tableau 16.2 : Techniques d'implication des parties prenantes selon les niveaux de participation.

	INFORMATION	CONSULTATION	COLLABORATION	AUTONOMISATION/ DÉLÉGATION
Entretien individuel	■	■	■	■
Groupe de discussion (focus group)		■	■	■
Atelier	■	■	■	■
Visite de site	■	■		
Campagne médiatique	■			
Enquête au niveau des ménages		■		
Plaidoyer/lobbying	■		■	■
Médiation		■	■	■
Cadre logique		■	■	

Entretiens individuels, entretiens informels ou semi-structurés (paragraphe 14.2.2) : Rencontrer les parties prenantes est très important, car cela permet à la fois de rassembler de l'information et de construire une relation de confiance et des liens personnels avec chacune. Cela permet aussi de comprendre les besoins, les priorités et les contraintes. Les rencontres individuelles sont susceptibles de favoriser des discussions plus ouvertes et d'éviter la pression de groupe.

Groupes de discussion (focus groups) : Il s'agit de discussions en petits groupes menées par un modérateur, dans lesquelles les parties prenantes expriment leurs opinions et en discutent. Les groupes de discussion peuvent contribuer à la formation des opinions dans le groupe et peuvent être réalisés pour élaborer des documents.

Ateliers : Un atelier a pour but de rassembler les parties prenantes sélectionnées pour passer à une étape ultérieure du processus. Il peut s'agir d'un *atelier d'information* comme l'atelier de lancement initial (voir le cadre de planification du chapitre 17, activité C) pour communiquer sur les orientations, les activités et l'état actuel du processus. Il peut aussi s'agir d'un *atelier consultatif* qui aura pour objectif de collecter les opinions et les préoccupations des parties prenantes, de construire un consensus et de formuler des solutions. Dans certains cas, les ateliers et les groupes de discussion peuvent être organisés pour reconnaître et renforcer l'importance de certains membres dans le processus et des avantages potentiels d'une organisation associative forte. Par exemple, organiser des groupes d'acteurs en association, en particulier les vidangeurs, est susceptible de simplifier le processus participatif, d'accroître leur visibilité et de les conduire à leur autonomisation (Bassan *et al.*, 2011).

Visites de terrain (voir paragraphe 14.2.4) : Une visite de terrain est un outil puissant pour mettre les parties prenantes face à la réalité. Très souvent, les autorités et les personnes travaillant dans un bureau ne réalisent pas complètement quelle est la situation jusqu'à ce qu'ils puissent

voir par eux-mêmes. Une fois qu'ils ont compris, ils seront beaucoup plus enclins à l'action et au changement. Les visites de sites de dépotage de boues de vidange informels (illégaux) sont particulièrement utiles. Il est aussi recommandé d'effectuer des parcours d'étude (*transect walks*) qui permettront aux responsables du processus de traverser à pied les quartiers concernés avec les parties prenantes pertinentes.



Figure 16.2 : Visite de terrain sur un site de dépotage informel, Sokodé, Togo (photo : Philippe Reymond).

Cartographie participative (aussi appelée « cartographie communautaire ») : Appuyées par un facilitateur, les parties prenantes dessinent une carte de la zone cible et visualisent les éléments des infrastructures et des services GBV. Cela permet d'acquérir une vue d'ensemble du projet, de bien visualiser la situation et d'arriver à une compréhension partagée.

Enquêtes : Un échantillon représentatif de la population est interrogé sur un sujet particulier au moyen d'un questionnaire structuré. L'enquête au niveau des ménages, utilisée pour l'évaluation de la situation actuelle, en est un exemple (paragraphe 14.2.3).

Campagnes médiatiques : Réalisées avec des affiches, des publicités à la radio, sur internet ou sur les téléphones mobiles, les campagnes médiatiques ont pour but d'informer et de sensibiliser le public. Il est particulièrement utile de faire comprendre à la population les changements induits par un système GBV nouveau et de promouvoir de nouvelles habitudes (comme par exemple de ne pas jeter de déchets solides dans les latrines).

Plaidoyer/lobbying : Le but est de faire en sorte que les intérêts des groupes non-organisés, socialement désavantagés ou peu audibles dans la population soient pris en compte dans le processus de planification. Ces groupes reçoivent des conseils et leurs intérêts sont représentés

dans les comités et organismes *ad hoc*, soit par leurs propres représentants, soit par les responsables du processus. Il s'agit d'une forme de renforcement de leur position (*empowerment*). Le plaidoyer et le lobbying consistent surtout à convaincre et à persuader les parties prenantes. On peut les utiliser par exemple pour convaincre les autorités ou les services publics des bénéfices d'une approche intégrée.

Médiation : Dans les situations conflictuelles, la médiation est réalisée par une tierce partie pour tenter de définir des solutions acceptables par toutes les parties. Les problèmes clefs et thèmes conflictuels sont tout d'abord exposés et clarifiés (intérêts, réticences et blocages). Des solutions pour résoudre le conflit sont ensuite recherchées d'une manière qui donne satisfaction à chaque partie, en évaluant les solutions et vérifiant leur équité.

Cadre logique : Des cadres logiques peuvent être mis en place pour chaque objectif stratégique du projet. Cet outil sert à faciliter l'organisation rationnelle des projets sur la base d'objectifs bien définis. Ils peuvent être utilisés pour promouvoir la communication entre parties prenantes et attirer leur attention (Aune, 2000). Cette approche permet d'identifier les moyens et les activités nécessaires pour atteindre les objectifs définis, avec les indicateurs de risque et les résultats attendus qui y correspondent.



Figure 16.3 : Cartographie participative en Inde (photo : Philippe Reymond).

16.4.2 Choix des outils d'implication

La sélection des outils d'implication doit être réalisée au cas par cas, en fonction des objectifs, des personnalités et des capacités des parties prenantes locales. La meilleure approche participative est souvent une combinaison de plusieurs techniques comme l'illustre l'étude de cas 16.1.

Préalablement à la sélection d'un outil, les responsables du projet s'assureront que l'outil est bien adapté au groupe cible et aux conditions socio-économiques des parties prenantes. Il est aussi important de clarifier en amont la disponibilité des ressources nécessaires pour mener à bien le programme d'implication des parties prenantes (temps, budget et savoir-faire). La crédibilité des responsables du projet, leur légitimité officielle et la transparence sont indispensables au succès du processus. Les responsables du projet doivent avoir une bonne connaissance du contexte local afin de trouver les outils adaptés et garantir une bonne modération et une médiation efficace. Un niveau de confiance minimal entre parties prenantes est également nécessaire.

Les responsables du projet doivent se poser les questions suivantes (adapté de Mosler, 2004) :

- Le groupe doit-il toujours se réunir en entier ou bien doit-on aussi prévoir des réunions en sous-groupes ?
- La fréquence des réunions est-elle acceptable par tous les participants (ou est-ce une charge excessive) ?
- Les décisions du groupe doivent-elles être contraignantes pour les membres du groupe ?
- Dans quelle mesure les intentions secrètes et les expériences antérieures des parties prenantes influent-elles sur l'expression de leurs opinions dans le groupe ?

En parallèle, les responsables du projet doivent s'assurer que les outils d'implication sont adaptés au contexte local (adapté de Mosler, 2004) :

- **Cadre politique** : La méthode d'implication des parties prenantes s'intègre-t-elle dans le système politique existant ? Les responsables politiques doivent-ils eux aussi être impliqués ou pas ?
- **Cadre législatif** : La méthode d'implication des parties prenantes est-elle conforme à la loi ?
- **Cadre institutionnel** : La méthode d'implication des parties prenantes correspond-elle au cadre institutionnel local (c'est-à-dire à la répartition des rôles entre les parties prenantes, voir chapitre 12) ? Les autorités impliquées sont-elles les bonnes ? En effet, la coordination des parties prenantes de toute la filière nécessite une bonne organisation et doit être réalisée par une autorité compétente.
- **Cadre social** : La méthode d'implication des parties prenantes est-elle en conformité avec les habitudes sociales ?

Enfin, les aspects suivants sont essentiels pour le succès du processus (adapté de Mosler, 2004) :

- Dans le cas où des parties prenantes seraient contre le projet ou bien montreraient de la méfiance, il faut veiller à bien les informer, les consulter, les comprendre, et leur montrer en quoi le projet peut être profitable pour eux.
- Dans le cas où des parties prenantes importantes n'auraient pas d'intérêt pour le projet, leurs besoins doivent être identifiés dans l'objectif de stimuler leur intérêt.
- Dans le cas où l'analyse des parties prenantes révélerait des conflits importants entre leurs intérêts respectifs ou bien si les intérêts de quelques parties prenantes ne sont pas représentés, des techniques de gestion des conflits peuvent être mises en œuvre.

- Les groupes de parties prenantes ou les associations peuvent avoir besoin d'un appui pour être mieux organisés, pour garantir le fait que les responsables soient acceptés en interne et pour augmenter leur niveau de reconnaissance parmi les parties prenantes (voir l'étude de cas 16.2).

La période correspondant au lancement du processus de planification et à l'évaluation détaillée de la situation initiale est habituellement dominée par l'information et la consultation des parties prenantes, dans le but de rassembler l'information sur les besoins et les priorités (voir chapitre 14 et paragraphe 17.3). La pleine collaboration avec certaines parties prenantes à ce stade peut s'avérer difficile, car le savoir-faire nécessaire n'est pas encore disponible pour prendre les bonnes décisions. C'est pour cela que les études préalables et de faisabilité seront plutôt confiées à des experts.

Les outils d'implication des parties prenantes adaptés au contexte sont aussi utilisés pour préparer les différentes parties prenantes à prendre des décisions en connaissance de cause et, le cas échéant, pour atteindre un consensus. Informer fait partie des activités transversales. Les ateliers sont le fruit d'un effort continu de sensibilisation, de renforcement de capacités, de groupes de discussions et d'autonomisation, c'est-à-dire une combinaison adaptée de tous les niveaux de participation. Par exemple, la collecte et le transport des boues de vidange sont rarement réglementés, donc considérés comme illégaux et non-reconnus comme il le faudrait par les autorités. Des réunions et des visites peuvent permettre d'établir un processus participatif efficace en donnant la possibilité aux autorités de comprendre l'importance des entrepreneurs privés et de leurs contraintes en termes de transport et de dépotage dans des sites illégaux. L'autonomisation des vidangeurs manuels ou motorisés est un autre exemple : dans le cas où il n'y a pas d'association professionnelle (ou que l'association n'est pas active ou mal représentée), un appui à une meilleure organisation est utile. Sinon, tous les vidangeurs doivent être impliqués dans les événements participatifs jusqu'à ce qu'un management efficace ait été atteint (Lüthi *et al.*, 2011).

La mise en œuvre marque le transfert (délégation) des rôles et des responsabilités aux parties prenantes concernées (par exemple aux exploitants de la station de traitement), avec d'autres renforcements de position le cas échéant. Les parties prenantes qui n'ont pas un rôle spécifique doivent toutes être tenues informées (par exemple les ménages et les autres autorités) afin que le système puisse démarrer avec le support de la population et des autres parties prenantes clefs.

Étude de cas 16.1 : Choix des niveaux de participation et des outils d'implication des parties prenantes à Ouahigouya, Burkina Faso.

(Adapté de Koanda, 2006).

Koanda a décrit le processus de planification participative pour la mise en œuvre du système GBV de Ouahigouya (Burkina Faso), dans lequel le choix des outils a été adapté aux différents groupes de parties prenantes. Les vidangeurs manuels et motorisés, les agriculteurs et les associations de femmes ont été consultés à travers des groupes de discussion et des entretiens informels. L'information a eu lieu via des films, qui soulignaient le lien avec la réalité. Ces outils ont été choisis dans la perspective de mettre les parties prenantes à l'aise. En parallèle, l'information a été relayée par les autorités et les services techniques municipaux. Ces derniers ont aussi été consultés à travers des réunions formelles comprenant des présentations multimédias. Ce type d'outil s'est révélé plus adapté au côté formel propre à ces parties prenantes-là.

La collaboration est le niveau de participation qui a été retenu pour la validation des solutions. Pour éviter toute marginalisation, la validation a tout d'abord été abordée en groupes de discussion. Un atelier de validation a été organisé ensuite au sein des bâtiments municipaux, pour donner une opportunité aux différentes parties prenantes de discuter les choix réalisés lors des groupes de discussion et de construire une solution consensuelle. Le principal résultat de cet atelier de deux jours a été la sélection d'un scénario et l'ébauche d'un plan d'action. Les compétences des autorités municipales ont aussi été améliorées, de sorte qu'elles puissent assumer leur rôle de coordinateur. Elles en sont sorties renforcées, notamment en vue de la délégation des responsabilités à venir.

Cet exemple montre qu'il est possible de rassembler toutes les parties prenantes clefs, même avec leurs différents profils socio-économiques, niveaux d'éducation et capacités de négociation, y compris dans une société très hiérarchisée. Le choix des niveaux de participation des différentes parties prenantes a été réalisé sur la base de l'analyse des parties prenantes à l'issue des études préalables (étape 2 : Caractérisation et sélection des parties prenantes clefs - voir paragraphe 15.5.2). Les vidangeurs manuels et motorisés, les agriculteurs et les associations de femmes ont été considérés comme ayant un intérêt fort dans le projet. Les autorités quant à elles avaient à la fois un intérêt et une influence forts.

La figure 16.4 présente la matrice influence-intérêt correspondante. La stratégie d'implication a été développée sur cette base ainsi que sur les caractéristiques propres des parties prenantes.

	Influence basse	Haute influence
Intérêt bas		
Intérêt haut	Vidangeurs manuels et motorisés. Agriculteurs. Associations de femmes.	Autorités municipales. Services techniques municipaux.

Figure 16.4 : Étude de cas de Ouahigouya - Matrice influence-intérêt de l'étape 2.

16.5 JALONS ET TÂCHES TRANSVERSALES

Le niveau de participation des parties prenantes clefs tend à augmenter au cours du développement du projet. D'une orientation informative au tout début, il devrait évoluer vers la collaboration afin de sécuriser un bon niveau de collaboration entre parties prenantes dans les phases de mise en œuvre et d'exploitation. Si l'évolution des niveaux de participation est propre à chaque contexte, le processus est marqué par les mêmes jalons à la fin de chaque phase, quand les niveaux de participation sont formellement repensés et des changements importants pour la phase suivante peuvent être décidés.

En parallèle, le processus de planification est marqué par deux tâches transversales participatives, comme illustré par Lüthi *et al.* (2011) : (i) sensibilisation d'un public large (c'est-à-dire non limité aux parties prenantes clefs) et (ii) renforcement de capacités qui vise tout d'abord à permettre aux parties prenantes clefs de décider en connaissance de cause, puis les prépare à prendre en charge leur rôle et leurs responsabilités dans la mise en œuvre et l'exploitation du système.

16.5.1 Principaux jalons du processus de planification

Un cadre de planification participatif est proposé au chapitre 17. Il comprend différentes étapes et jalons. Les trois principaux jalons de la stratégie d'implication sont les suivants :

1. **Atelier de lancement initial**, y compris une visite de terrain avec toutes les parties prenantes. Il s'agit principalement d'un atelier d'information pour communiquer la stratégie, les activités et l'état actuel du processus. En sortant de l'atelier, les parties prenantes doivent avoir une compréhension commune des objectifs du projet et des activités.
2. **Atelier de validation des solutions retenues par toutes les parties prenantes** : Cet événement rassemble toutes les parties prenantes clefs pour sceller publiquement et officiellement les décisions prises à ce stade. Les options techniques et les stratégies institutionnelles y sont présentées, discutées et validées.
3. **Atelier de validation du plan d'action** : Cet atelier scelle les accords mis au point à ce stade sur la validation des solutions et fixe les suites à donner. Les rôles et les responsabilités des différentes parties prenantes dans le projet sont définis d'un accord mutuel, dans le but de faciliter la coordination des différentes tâches.

D'autres ateliers peuvent être ajoutés. Par exemple, Lüthi *et al.* (2011) proposent deux ateliers supplémentaires pour identifier les différentes alternatives techniques : tout d'abord un *atelier de consultation d'experts* pour identifier les systèmes réalisables, puis un *atelier de consultation des parties prenantes*¹ pour sélectionner les solutions les plus adaptées. L'étude de cas 16.2 illustre un processus semblable.

16.5.2 Sensibilisation

La sensibilisation est une tâche transversale qui a lieu tout au long du processus. Elle permet aux personnes de faire des choix en connaissance de cause et d'adopter les bonnes pratiques. Les activités de sensibilisation peuvent être nécessaires à différents niveaux et avec différentes parties prenantes. Par exemple, il est impératif d'apprendre aux ménages comment utiliser et entretenir

¹ Voir le guide CLUES, p. 33 à 37 pour plus de détail sur ces types d'atelier (Lüthi *et al.*, 2011).

leurs dispositifs d'assainissement à la parcelle et de leur faire comprendre pourquoi c'est important pour le système GBV dans son ensemble, même s'ils ne sont pas impliqués dans le processus de décision. Il est enfin essentiel que les ménages comprennent bien comment l'amélioration de la filière GBV contribuera à la protection de la santé publique et augmentera leur qualité de vie.

La sensibilisation est essentielle pour atteindre une compréhension partagée des problèmes existants et garantir que les parties prenantes sont d'accord avec les objectifs. Elle l'est aussi quand les services publics ou les opérateurs privés délivrant déjà un certain niveau de service doivent changer leurs habitudes pour améliorer la filière GBV. C'est le cas par exemple quand les opérateurs de vidange sont sollicités pour acheminer les boues de vidange dans la nouvelle station de traitement, alors qu'ils dépotaient jusqu'ici les boues directement dans l'environnement.

Les outils d'implication comme les réunions d'information, les visites de terrain et la cartographie participative peuvent s'avérer très efficaces pour faire progresser le niveau de conscience des parties prenantes sur la situation. Dans tous les cas, les activités de sensibilisation impliquent beaucoup de communication tant au niveau individuel que collectif. Les parties prenantes ont besoin d'être informées de la situation initiale, des risques engendrés par les pratiques existantes pour l'environnement et la santé publique, ainsi que des objectifs du projet, des approches possibles et des bénéfices escomptés en termes économiques, environnementaux et sociétaux. Il est nécessaire de définir les objectifs et les bénéfices de l'approche participative. Les présenter aux parties prenantes permettra d'augmenter leur compréhension et leur niveau d'engagement.



Figure 16.5 : Panneau de sensibilisation, Nzérékoré, Guinée-Conakry (photo : Philippe Reymond).

16.5.3 Formation et renforcement de capacités

Les compétences et les capacités sont des composantes importantes pour créer un environnement propice et doivent, par conséquent, être évaluées lors de l'analyse des parties prenantes (chapitre 15). Les capacités techniques, managériales, financières, commerciales et sociales sont

cruciales au moment de la mise en œuvre de la filière. Elles devront le cas échéant être renforcées, afin d'assurer l'efficacité et la durabilité à long terme du projet.

Le tableau 16.3 fournit un exemple de besoins en formation potentiels pour les différents rôles dans la chaîne de services. La répartition de ces rôles est approfondie au paragraphe 16.6. Chaque rôle demande un certain niveau de compétences et de connaissances. Un plan de formation peut être utile pour définir le type de connaissances requises ainsi que les parties prenantes concernées et proposer un calendrier de formation.



Figure 16.6 : Formation sur les systèmes d'assainissement, Équateur (photo : Philippe Reymond).

Plusieurs outils et activités peuvent être utilisés pour la formation, comme les ateliers, les exercices pratiques, l'élaboration de documents de façon participative et les visites de terrain. Il est recommandé de visiter des infrastructures et pilotes existants et de partager de l'expertise. Le personnel en charge de l'exploitation-maintenance pourra utilement bénéficier de sessions de formation dans les villes où il existe des projets GBV.

Des mécanismes financiers peuvent être utilisés pour répondre aux besoins en renforcement de capacités. Plusieurs solutions peuvent être explorées, comme l'utilisation d'une partie des recettes liées aux redevances, les subventions, le microcrédit, les fonds de développement communautaire, etc. Une partie de la redevance de dépotage peut par exemple être réservée pour la formation du personnel opérationnel. De la même manière, une partie de la taxe d'enregistrement des associations professionnelles de vidangeurs peut être utilisée pour le renforcement de capacités. Le budget pour le renforcement doit faire partie intégrante du budget initial du projet, afin que les infrastructures construites puissent être exploitées efficacement et pour le long terme. La formation continue peut alors être prévue en complément, soit par la structure en charge de la coordination, soit par chaque groupe de parties prenantes.

Tableau 16.3 : Besoins en formation pour les responsabilités requises à chaque niveau du schéma organisationnel.

ÉLÉMENTS DE LA FILIÈRE GBV	RESPONSABILITÉS	BESOINS EN FORMATION
Collecte & transport	Contact clientèle (programmation de l'opération et paiement).	Formation en marketing et en gestion commerciale et financière.
	Collecte et transport à la station de transfert/station de traitement/site de dépôt.	Formation sur les risques, les mesures de sécurité et les bonnes pratiques pour la vidange et le transport des boues.
	Contrôle qualité.	Formation sur les risques, les mesures de sécurité et les bonnes pratiques pour la vidange et le transport des boues.
Traitement	Recouvrement de la redevance de dépotage.	Formation en gestion financière.
	Accueil et gestion des camions, exploitation-maintenance de la station de traitement.	Formation sur les principes d'exploitation et les procédures pour l'exploitation-maintenance. Formation sur le procédé de traitement.
	Suivi qualité de la station de traitement.	Formation sur les principes d'exploitation et les procédures pour l'exploitation-maintenance. Formation sur le suivi des paramètres de la station, les procédures d'échantillonnage et l'interprétation des résultats.
	Contrôle qualité externe.	Formation sur les principes d'exploitation et les procédures pour l'exploitation-maintenance. Formation sur les paramètres d'analyse de la station, les procédures d'échantillonnage et l'interprétation des résultats.
Mise en dépôt/ utilisation finale	Réception, traitement et conditionnement des produits issus du traitement.	Formation sur les principes d'exploitation et les procédures pour l'exploitation-maintenance.
	Gestion clientèle (calendrier des ventes et des paiements), ventes.	Formation sur les principes d'exploitation et les procédures pour l'exploitation-maintenance. Formation en marketing et en gestion commerciale et financière.
	Contrôle qualité.	Formation sur les principes d'exploitation et les procédures pour l'exploitation-maintenance. Formation en analyse des paramètres concernant les produits issus du traitement et sur l'interprétation des résultats.
Coordination du secteur	Suivi de la filière, mise en application des lois, réglementations et contrats, relations publiques, organisation de réunions sectorielles.	Formation en coordination de groupes, management d'équipe et communication. Appui pour l'élaboration des documents comme les contrats, les licences et les conventions de partenariats. Formation en collecte de données, suivi et capitalisation.

16.6 RÉPARTIR ET FORMALISER LES RÔLES ET RESPONSABILITÉS

Les rôles et les responsabilités doivent être répartis et formalisés une fois les solutions techniques et les modes d'organisation choisis. Le plan d'action sert en partie à définir comment le faire (voir chapitre 17, paragraphe 17.4.3 ainsi que le cadre de planification). Comme mentionné au chapitre 11, une attention particulière doit être portée à la non-superposition des responsabilités entre parties prenantes.

Les points de vue, les contraintes et les compétences de toutes les parties prenantes doivent être correctement compris et représentés lors du processus de répartition des rôles et des responsabilités. Pour cela, l'analyse des parties prenantes s'avérera utile, tout comme le suivi continu et participatif qui permet au responsable de projet de comprendre les capacités de chaque partie prenante.

Une définition précise des activités, des conditions et des sanctions est nécessaire pour chaque composante de la filière. Cela implique de considérer les aptitudes et les niveaux d'influence de chaque partie prenante pour la collecte, le transport, le traitement, la mise en dépôt et l'utilisation finale, ainsi que pour la coordination. Les principales forces des différentes parties prenantes pour chaque composante de la filière sont approfondies au chapitre 12.

RÉSUMÉ : De l'analyse des parties prenantes à la stratégie d'implication.

Il n'est pas facile de développer une stratégie d'implication et de choisir les bons outils d'implication au bon moment. La liste suivante présente, dans l'ordre, les étapes nécessaires, en lien avec la procédure proposée dans ce chapitre et au chapitre 15 :

1. Se référer au cadre de planification GBV (chapitre 17) pour voir où sont situés les principales étapes de l'analyse des parties prenantes et les jalons de l'implication dans l'ensemble du processus de planification intégrée.
2. Identifier les parties prenantes (paragraphe 15.3).
3. Caractériser les parties prenantes (paragraphe 15.4) et réaliser le tableau des parties prenantes (paragraphe 15.4.1).
4. Caractériser en particulier l'intérêt et l'influence des parties prenantes sur le projet (paragraphe 15.4.2), ainsi que leurs besoins d'implication. Les critères de sélection des parties prenantes clefs aideront à définir leurs intérêts et leur influence (paragraphe 15.4.3). Les intérêts et les besoins d'implication courants sont présentés dans le tableau du paragraphe 15.4.5.
5. Réaliser une matrice influence-intérêt (paragraphe 15.4.2).
6. Définir les niveaux de participation (paragraphe 16.3) sur la base de la matrice influence-intérêt et des caractéristiques spécifiques de chaque partie prenante.
7. Choisir les outils d'implication pour chaque partie prenante ou groupe de parties prenantes selon les niveaux de participation définis, les besoins d'implication et les caractéristiques spécifiques (paragraphe 16.4). Le tableau 16.2 illustre quel outil d'implication est adapté à un niveau de participation donné.
8. Adapter la stratégie selon la manière dont le processus de planification évolue, par exemple via l'approche étape par étape proposée au paragraphe 15.5.
9. Intégrer les tâches transversales.

Les études de cas (études de cas 15.1, 16.1 et 16.2) illustrent cette manière de procéder.

16.6.1 Documents de formalisation

Le type de formalisation dépend de la situation locale et des parties prenantes à impliquer. Elle peut prendre différentes formes comme les licences, les contrats, les accords de partenariats, les exigences minimales (normes) et les lois. Ces différents types de documents sont décrits ci-dessous :

Licences : Dans le domaine de la gestion des boues de vidange, les licences peuvent être attribuées par les autorités pour les services de l'ensemble de la filière. Une partie prenante peut bénéficier d'une licence pour un service ou plus ; par exemple pour la collecte, le transport et le traitement (voir chapitre 12). Dans tous les cas, le document officiel de licence doit contenir une liste d'exigences, les activités autorisées et les conditions de la validité de la licence. Les conditions d'attribution de la licence sont définies soit dans le document lui-même, soit dans les exigences minimales et décisions officielles, soit encore dans les termes de références spécifiques des différents opérateurs. Les licences peuvent avoir des durées de validité limitées. Un système de suivi et de mise en application est nécessaire pour assurer le respect des conditions de la licence, que ce soit pendant la durée de la licence ou pour son renouvellement. Un système de sanction découragera les opérateurs à réaliser le service sans avoir la licence correspondante.

Contrats : Des contrats peuvent être signés entre les parties prenantes de la filière GBV pour des activités ou des services spécifiques. Dans certains pays, les objectifs des opérateurs publics nationaux, les conditions financières et la réalisation de leurs activités sont fixés dans des contrats avec les autorités. Les conditions de validité et d'exécution d'un contrat sont souvent définies par les règles nationales et régionales. On peut distinguer trois types de contrat : 1) les contrats liant un fournisseur de services à ses clients (par exemple : les ménages, des commerces), qui doivent être définis en accord avec la réglementation ; 2) les contrats liant deux opérateurs réalisant des activités différentes dans la filière (par exemple : entre l'exploitant de la station de traitement et les utilisateurs des produits issus du traitement) ; 3) les contrats entre l'un des opérateurs et les autorités (par exemple : pour la gestion déléguée des infrastructures publiques par un opérateur privé ou une association).

Accords de partenariats : Des accords peuvent être signés entre deux parties prenantes afin de définir un cadre de collaboration pour la gestion technique ou institutionnelle de n'importe quel élément de la filière GBV. Par exemple, un accord de partenariat peut être signé entre un opérateur privé et la municipalité afin de définir leur contribution dans la mise en application de la réglementation et l'utilisation des taxes collectées au niveau de la station de traitement. Les détails du partenariat doivent respecter le cadre légal. Les accords de partenariats public-privé en sont un exemple particulier, dans lequel des parties prenantes des secteurs public et privé collaborent pour fournir des services à la population. Cela permet de tirer le meilleur parti des forces des différentes parties prenantes (voir le chapitre 12).

Exigences minimales et lois : Les exigences minimales officielles et les lois sont utilisées par les autorités pour fixer les niveaux d'exigence, les niveaux de qualité, les obligations et les sanctions pour tous les éléments de la filière GBV. Elles peuvent aussi définir les rôles et les responsabilités des parties prenantes. Elles sont généralement sans limite de temps, peuvent être modifiées via une procédure législative et précisées en détail par des décisions officielles. En tant que partie intégrante des conditions-cadres réglementaires, ce sujet est approfondi au chapitre 12 (paragraphe 12.3).

16.6.2 Diagramme des relations

Un diagramme des relations est un outil de visualisation et de discussion des possibles relations formelles entre parties prenantes (voir aussi paragraphe 15.5). Le diagramme peut être modifié en ajoutant ou en enlevant des postes (par exemple, avec une partie prenante en charge du traitement et de la vente des produits traités) - voir chapitre 12. Les liens contractuels entre parties prenantes peuvent aussi y être représentés. Le diagramme des relations peut être discuté à l'atelier concernant la distribution des rôles et le cadre institutionnel, pour faire en sorte que chaque partie prenante ait une compréhension complète du schéma organisationnel. Plusieurs modes d'organisation peuvent être évalués. La figure 16.7 est un exemple théorique de diagramme des relations incluant les différents documents de formalisation. Dans cet exemple, les opérateurs sont liés aux organisations de contrôle par des accords de partenariats, les autorités délivrent des licences aux entreprises privées en charge de la collecte, du transport et de la réutilisation, et ont des contrats avec les services semi-publics qui s'occupent du traitement.

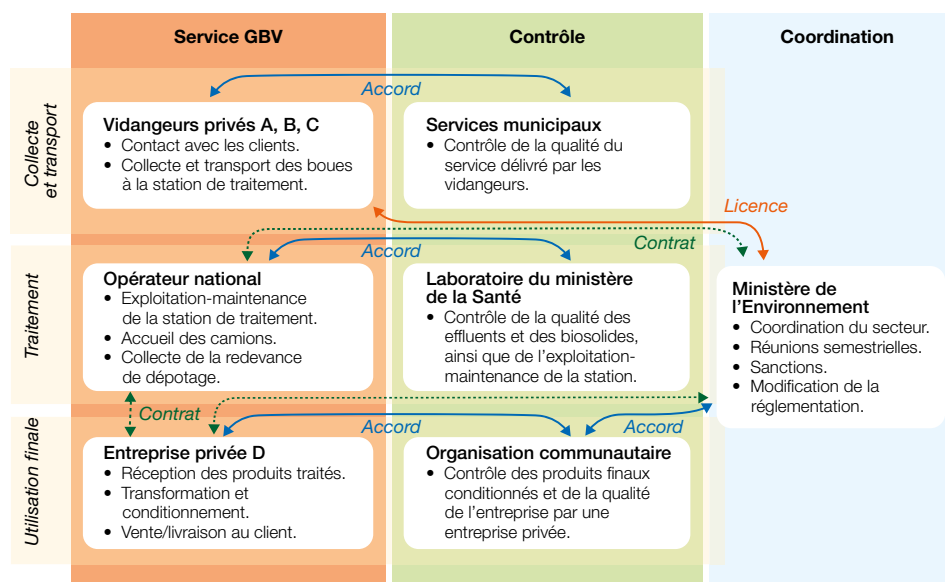


Figure 16.7 : Exemple théorique d'un diagramme des relations incluant les liaisons formelles entre parties prenantes.

Étude de cas 16.2 : Définition participative du schéma organisationnel et de la stratégie technique à Ouagadougou, Burkina Faso.

(Adapté de Bassan et Strande, 2011).

Le Burkina Faso a adopté une stratégie nationale d'assainissement en 1996, dont la principale nouveauté a été la prise en compte de la gestion des boues de vidange. C'est sur la base de ce document ainsi que sur les plans stratégiques des principales villes du pays que l'Opérateur national de l'eau et de l'assainissement (ONEA) a lancé les premières rencontres, pour élaborer la stratégie de la gestion des boues de vidange et les visites de terrain pour identifier des sites potentiels de traitement des boues.

Au Burkina Faso, la responsabilité de la gestion des excréta et des eaux usées dans les principales villes est déléguée à l'ONEA dans un contrat avec l'État. Les municipalités ont quant à elles le mandat de mettre en place l'eau et l'assainissement sur leur territoire. L'assainissement par réseau d'égouts a été mis en place au centre-ville et dans les zones industrielles des deux principales villes du pays (Ouagadougou et Bobo-Dioulasso). La réhabilitation des latrines à fosses simples et la mise en place de nouvelles latrines type VIP a été prévu pour les autres zones urbaines et pour les villes de taille moyenne. La vidange est assurée par des entrepreneurs privés informels, car cette activité manque d'organisation officielle.

La réalisation du schéma organisationnel général de la gestion des boues de vidange de la capitale, Ouagadougou, a été lancée sous la supervision de l'ONEA, responsable du projet. Une analyse des parties prenantes et une évaluation rapide de la situation initiale ont bien été réalisés, mais sans stratégie spécifique pour impliquer les parties prenantes dans le choix des options techniques ou des modèles institutionnels. Entre 2009 et juin 2010, seul le président de l'association des vidangeurs avait été invité à participer à quelques réunions importantes de validation et à l'identification du site pour le traitement. En outre, l'association n'étant pas fonctionnelle, les membres de l'association n'ont pas été informés de ce processus. Finalement, les parties prenantes clés n'ont pas été consultées avant l'étape de conception de la station de traitement et les décisions n'ont pas tenu compte des besoins et des contraintes réelles des opérateurs de vidange.

D'autres responsables du projet ont été mandatés à partir de janvier 2010 pour aider au développement du cadre contractuel et législatif. Une fois les premiers cahiers des charges et les termes de la licence de l'activité de vidange élaborés, ils ont organisé un atelier de consultation et de validation sur la situation existante et le cadre institutionnel préliminaire. Les parties prenantes n'ayant jamais encore été informées des objectifs et des activités du projet depuis le début du processus - il n'y avait pas eu d'atelier de lancement -, leur compréhension de la situation s'est avérée très diverse. Une meilleure implication des parties prenantes clés (entrepreneurs et services municipaux de vidange, autorités de quartier, police, gestionnaires fonciers, autorités juridiques) aurait nécessité des discussions plus longues. D'autres activités d'information ont finalement été nécessaires pour finaliser les documents du cadre institutionnel. Il a également été admis que l'association des vidangeurs n'était pas valable et que les vidangeurs n'en reconnaissaient pas la représentation.

L'ONEA et des consultants internationaux ont conduit des groupes de discussion pour informer les parties prenantes, atteindre une compréhension commune et collaborer dans le but d'affiner les documents réglementaires. Les opérateurs de vidange ont tout d'abord été identifiés et contactés. L'association des vidangeurs a été renforcée via plusieurs groupes de discussion, des rencontres individuelles, des visites et des ateliers, et un nouveau conseil d'administration a été élu. Pendant le temps de cette réorganisation, les membres ont collaboré activement à la définition du cadre institutionnel pour les activités de collecte et de transport des boues. L'association et certains de ses membres ont été encouragés à participer aux ateliers d'information, ce qui fait partie des activités de renforcement de leur position.

Les maires des cinq districts de Ouagadougou ainsi que la police municipale, le service de gestion foncière et les autorités juridiques ont été contactés et invités à un premier atelier. Au cours de cet atelier, le projet et la première mouture de cadre institutionnel mis au point avec les opérateurs de vidange ont été présentés, et plusieurs groupes de discussion furent organisés pour amender les documents.

À l'issue de ce processus, un atelier de validation avec l'ensemble des parties prenantes a permis de valider les documents mis au point lors des groupes de discussion, de prédéfinir les rôles et les responsabilités du futur système GBV et de discuter de la phase de transition vers la mise en œuvre du schéma organisationnel. Au final, les outils d'implication appliqués même tardivement ont permis une prise de conscience efficace, la participation de quelques vidangeurs et l'autonomisation de l'association. Après environ un an d'ateliers de consultation, les documents fixant le dispositif organisationnel dans ce contexte local ont été validés par toutes les parties prenantes au cours d'un atelier.

La planification de ce projet telle qu'elle a été conçue initialement est typique des projets d'infrastructure : un bureau d'études international est mandaté pour développer la partie technique, et le dispositif organisationnel est abordé dans une étape ultérieure. De surcroît, aucune participation des parties prenantes n'avait été organisée. L'implication des vidangeurs, qui fait qu'un projet GBV est différent d'un projet d'assainissement des eaux usées, dont le transport est réalisé par les égouts, a donc été trop tardive dans le processus.

Cette étude de cas illustre l'importance d'impliquer les parties prenantes depuis le début du processus et le gain de temps lorsqu'on le fait bien. Elle montre aussi qu'un déficit en implication de toutes les parties prenantes au début générera des complications au moment de la répartition des rôles et des responsabilités. Le processus global a pris beaucoup de temps, notamment parce que la sensibilisation, le renforcement et les besoins d'implication des opérateurs de vidange n'ont pas été considérés suffisamment tôt. La relation de confiance avec les opérateurs de vidange s'est avérée difficile à construire après que plusieurs décisions concernant leur travail aient été prises sans les consulter.

Les principaux atouts de ce projet ont été l'implication réelle de l'opérateur de service ONEA, la volonté de définir les dispositifs organisationnels et réglementaires avant la mise en œuvre ainsi que le recrutement d'un responsable de projet en charge de l'implication des parties prenantes, de la définition des rôles et des responsabilités et de l'élaboration du cadre institutionnel. Sans les discussions et les ateliers menés, il est possible que la station de traitement ait été construite sans aucune consultation des vidangeurs, qui n'auraient donc probablement pas accepté l'obligation de dépoter dans les nouvelles stations.

La matrice de participation des parties prenantes de ce projet, élaborée rétrospectivement, est présentée ci-dessous (tableau 16.4). Elle met en évidence les développements distincts des composantes techniques et organisationnelles. Le processus de planification tel qu'il est proposé dans cet ouvrage (voir paragraphe 17.3 et le cadre de planification) est intégré dans la dernière colonne afin de permettre la comparaison. Le tableau 16.4 présente les activités tardives mais efficaces pour impliquer les parties prenantes, en particulier les services municipaux et l'association des vidangeurs, dans la définition du schéma organisationnel et des documents réglementaires. Ce processus a démarré par de l'information et de la consultation et s'est terminé par de la collaboration et de l'autonomisation.

Tableau 16.4 : Matrice de participation des parties prenantes de l'étude de cas de Ouagadougou et principales activités d'implication.

ÉTAPES DE PLANIFICATION	NIVEAUX DE PARTICIPATION DANS L'ÉTUDE DE CAS 16.2				ACTIVITÉS	
	INFORMATION	CONSULTATION	COLLABORATION	AUTONOMISATION/ DÉLÉGATION	DANS L'ÉTUDE DE CAS 16.2	DANS UN CAS IDÉAL : <i>Processus de planification participative pour l'ensemble du système GBV²</i>
Lancement du processus de planification	-	Services municipaux, président de l'association des vidangeurs, MPU ¹ .	ONEA (responsable du projet), bureau d'études techniques international.	-	Visites de terrain pour la sélection du site de traitement.	Atelier de lancement. Visites de sites.
Évaluation de la situation initiale	-	-	ONEA, bureau d'études techniques international.	-	Études d'évaluation technique rapides. <i>Rapport des études préalables sur les technologies de traitement.</i>	Évaluation participative de la situation initiale. Information/consultation des parties prenantes. <i>Rapport des études préalables.</i>
Identification des possibilités en termes de service	-	-	ONEA, bureau d'études techniques international.	-	<i>Rapport de faisabilité sur les technologies de traitement.</i>	Activités d'implication selon les besoins. <i>Rapport de faisabilité.</i> Atelier de validation des solutions.
Développement d'un plan d'action	-	-	ONEA, bureau d'études techniques international.	-	Conception détaillée des stations de traitement. <i>Document de projet détaillé sur les technologies de traitement.</i>	Élaboration participative du plan d'action avec les parties prenantes clés : renforcement et sensibilisation. Atelier de validation du plan d'action. <i>Document de projet détaillé.</i>

ÉTAPES DE PLANIFICATION	NIVEAUX DE PARTICIPATION DANS L'ÉTUDE DE CAS 16.2				ACTIVITÉS	
	INFORMATION	CONSULTATION	COLLABORATION	AUTONOMISATION/ DÉLÉGATION	DANS L'ÉTUDE DE CAS 16.2 (suite)	DANS UN CAS IDÉAL : <i>Processus de plani- fication participative pour l'ensemble du système GBV</i>
Nouvelle évaluation de la situation initiale	Services municipaux, opérateurs de vidange, MPU ¹ , universités, ONG, bureau d'études techniques international.	Services municipaux, opérateurs de vidange, ONEA.	ONEA, consultants internationaux.	-	DEBUT D'UN PROCESSUS DE PLANIFICATION PARTICIPATIVE PORTANT SUR LE SCHÉMA ORGANISATIONNEL Études d'évaluation institutionnelle rapides. Schéma organisationnel préliminaire. Atelier d'information.	
Identification des possibilités en termes de service & Développement d'un plan d'action	Services municipaux, MPU ¹ , universités, ONG.	-	Services municipaux, opérateurs de vidange, ONEA, consultants internationaux.	Services municipaux, opérateurs de vidange, ONEA.	Renforcement, sensibilisation. Groupes de discussion pour la mise au point des textes réglementaires. <i>Atelier de validation des rôles et des responsabilités.</i>	

¹ MPU : Ministère de la Planification urbaine.

² Voir le cadre de planification, tableau 17.2



Figure 16.8 : Inspection d'un regard d'entrée, Burkina Faso (photo : Magalie Bassan).

16.7 BIBLIOGRAPHIE

- Aune J.B. (2000). *Logical Framework Approach and PRA - Mutually Exclusive or Complementary Tools for Project Planning?* Development in Practice 10 (5), p. 687-690.
- Bassan M., Tchonda T., Mbéguéré M., Zabsonré F. (2011). *Processus d'élaboration d'un cadre institutionnel régulant l'activité de vidange mécanique de la ville de Ouagadougou, Burkina Faso*. 16th African Water International Congress and Exhibition. Marrakech.
- Koanda H. (2006). *Vers un assainissement urbain durable en Afrique subsaharienne : approche innovante de planification de la gestion des boues de vidange*. Thèse de doctorat n° 3530, EPFL.
- Lüthi C., Morel A., Tilley E., Ulrich L. (2011). *Community-Led Urban Environmental Sanitation, Complete Guidelines for Decision-Makers with 30 Tools*. Dübendorf, Switzerland, Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag).
- McConville J. (2010). *Unpacking Sanitation Planning - Comparing Theory and Practice*. Thèse de doctorat, Chalmers University of Technology.
- Mosler H.-J. (2004). *A Framework for Stakeholder Analysis and Stakeholder Involvement*. International Water Management Course. Rüschlikon, Zürich.
- ODA (1995a). *Technical Note on Enhancing Stakeholder Participation in Aid Activities*. London, Overseas Development Administration (aujourd'hui DfID).
- ODA (1995b). *Guidance Note on How To Do Stakeholder Analysis of Aid Projects and Programmes*. Social Development Department. London, Overseas Development Administration (aujourd'hui DfID).
- Reed M.S. (2008). *Stakeholder Participation for Environmental Management: A Literature Review*. Biological Conservation 141 (10), p. 2417-2431.
- Reymond P. (2008). *Élaboration d'une méthodologie permettant de déterminer une option durable pour le traitement des boues de vidange dans une ville moyenne d'Afrique subsaharienne - Application à la ville de Sokodé, au Togo*. Rapport de master, EPFL, Eawag-Sandec.

CHAPITRE XVII

PLANIFICATION D'UN SYSTÈME INTÉGRÉ DE GESTION DES BOUES DE VIDANGE

Philippe Reymond

Objectifs pédagogiques

- Comprendre l'importance d'une approche intégrée pour la gestion des boues de vidange.
- Apprendre à planifier un projet GBV à l'échelle d'une ville et à développer un cadre logique des différentes activités.
- Comprendre comment choisir des solutions adaptées au contexte et comment déterminer les paramètres critiques de sélection pour chaque contexte.
- Relier les différents aspects abordés dans le livre (aspects organisationnels, financiers et technologiques, intérêts des parties prenantes, environnement local) et comprendre comment ils sont liés les uns aux autres et s'influencent mutuellement.

17.1 INTRODUCTION

Les responsables de projet en charge de la planification et de la mise en œuvre d'un système de gestion des boues de vidange à l'échelle d'une ville (étude de cas 17.1) font souvent face à une situation compliquée, caractérisée par des niveaux de services variés et une mosaïque d'intervenants indépendants proposant des services divers de façon non-coordonnée. La planification de la gestion des boues de vidange a pour but de transformer ce type de situation complexe en un cadre bien organisé et bien coordonné. Cela se traduit tout d'abord par un plan stratégique d'assainissement de la ville ou un schéma directeur d'assainissement (encadré 17.3) et donne lieu ensuite à des plans d'action et à une mise en œuvre concrète. Ce n'est pas une tâche facile, d'autant plus que les parties prenantes ont des intérêts, des besoins et des contraintes différents, voire conflictuels (chapitre 15). C'est pourtant une activité essentielle, d'une part parce que la planification de l'assainissement urbain est la clef d'un investissement réussi (WSP, 2009), mais aussi parce qu'un plan d'action clair facilite grandement l'acquisition de financements. La recherche de financement repose sur un plan d'action détaillé et une stratégie claire. Le problème de l'assainissement urbain n'est pas seulement le manque de financement, c'est aussi le manque de planification.

La planification GBV consiste surtout à comprendre et à gérer les intérêts, les besoins et les contraintes des parties prenantes au sein d'une organisation adaptée et acceptée (chapitre 12) avec des mécanismes financiers équilibrés (chapitre 13). Il s'agit aussi d'évaluer les besoins en renforcement de capacités et de statut (chapitres 15 et 16). Une telle conception ne peut être développée qu'après une évaluation précise de la situation initiale (chapitre 14). L'expérience en matière de gestion des boues de vidange montre que la solution doit être propre à chaque contexte et inclusive. L'expérience en Asie démontre, de plus, que différentes approches pourront réussir à condition qu'elles intègrent un cadre réglementaire et juridique exhaustif, une bonne délimitation et une bonne délégation des rôles et responsabilités, ainsi que des financements publics clairement alloués (AECOM *et al.*, 2010).

PHASES DU PROJET

Mémo pour la planification GBV de A à Z					
PHASES DU PROJET		ÉTUDES PRÉALABLES		ÉTUDE DE FAISABILITÉ	
ÉTUDE EXPLORATOIRE					
ACTIVITÉS	RÉSULTATS	CHAPITRES	CLUES	Étapes participatives	
A Première évaluation de la situation initiale et premier inventaire des parties prenantes.	Vue générale de la situation ; les facilitateurs sont identifiés.	14 15	SANZ1	ÉTAPE 1 Mettre en place un groupe de travail	
RAPPORT DE DÉMARRAGE					
B Identification et première caractérisation des parties prenantes et de leurs relations.	Toutes les parties prenantes sont identifiées et caractérisées.	15		Lancement du processus de planification	
C Atelier de lancement, comprenant une visite de terrain avec toutes les parties prenantes.	Les parties prenantes sont sensibilisées à la réalité de l'assainissement et conscientes des objectifs du projet.	16.5		Évaluation détaillée de la situation existante	
D Évaluation : - Des pratiques et des besoins en assainissement, ainsi que des intérêts pour la réutilisation ; - Du schéma institutionnel, de l'appui du gouvernement ; - Du cadre réglementaire et juridique ; - Des modes organisationnels existants ; - De la structuration urbaine et de l'hétérogénéité des pratiques ; - Des flux financiers existants ; - Du climat.	Les pratiques d'assainissement sont identifiées pour chaque type de zone urbaine ; Les forces, faiblesses, opportunités et menaces sont identifiées (analyse « SWOT ») ; Les conditions-cadres sont décrites.	14			
E Sélection des modes d'organisation potentiels.	Orientation du processus sur des solutions réalistes.	12			
F Identification des sites de traitement.	Les parties prenantes ont indiqué les sites existants et potentiels.	14.4			
G Caractérisation et sélection des parties prenantes clefs.	Les parties prenantes avec intérêt et/ou influence sur le processus sont identifiées.	15.4 et 15.5			
RAPPORT DES ÉTUDES PRÉALABLES					
H Quantification et caractérisation des boues.	Les responsables de projet connaissent les besoins en traitement.	2			
I Caractérisation et sélection des sites.	Des sites adaptés sont sélectionnés.	14.4			
J Présélection des filières de traitement, des modes d'organisation et des mécanismes financiers.	Les scénarii sont définis.	5,11,12, 13,15,17			
K Évaluation détaillée des solutions choisies, y compris : - Les implications, les pour et les contres et les besoins en exploitation-maintenance de chaque filière de traitement ; - Les schémas organisationnels et institutionnels ; - Les rôles & responsabilités ; les dispositions contractuelles ; - Les coûts d'investissement et de fonctionnement, les mécanismes financiers, le budget estimatif ; - Le besoin en compétences pour faire fonctionner chaque système ; - L'étude d'impact environnemental.	Les scénarii sont évalués et optimisés.	4 à 17			
L Première présentation des résultats aux parties prenantes clefs, individuellement ou en groupe de discussion.	Les parties prenantes sont consultées et leur accord est sécurisé.	16			
Identification des solutions en termes de service					
ÉTAPE 3 Identifier les solutions viables					

		ÉTAPE 4 Élaborer un plan stratégique	ÉTAPE 5 Préparer la mise en œuvre
		Développement d'un plan d'action	Mise en œuvre du plan d'action
M	Sélection finale des systèmes envisageables.		17
N	Atelier : validation des solutions choisies par l'ensemble des parties prenantes.	Les propositions sont validées par toutes les parties prenantes.	16.5
O	Réévaluation des parties prenantes clefs en fonction des solutions retenues.	L'influence et l'intérêt des parties prenantes sont réévaluées sur la base des décisions prises.	15.5
		RAPPORT DE FAISABILITÉ	
P	Développement du projet détaillé (plan d'action) : - Conception détaillée de la station de traitement ; - Définition détaillée des rôles et responsabilités ; - Plan d'exploitation-maintenance avec répartition claire des coûts, des responsabilités et des besoins en formation ; - Conventions entre parties prenantes, sécurisation des mécanismes financiers et institutionnels ; - Stratégie de suivi-évaluation pour le contrôle et la mise en application ; - Définition des besoins en renforcement de capacités et création d'emplois ; - Définition des contrats et des procédures d'appel d'offres ; - Stratégie pour la phase de mise en œuvre ; - Calendrier de mise en œuvre des différentes phases et budget détaillé.	Le plan d'action est écrit ; La filière dans son entier est décrite en détail.	11 12 13 16 17
Q	Atelier : présentation du plan d'action.	Le plan d'action est validé par les parties prenantes.	16.5
R	Réévaluation des parties prenantes clefs en fonction du plan d'action.	Les rôles et responsabilités des parties prenantes sont redéfinis en fonction du plan d'action.	15.5
		DOCUMENT DE PROJET DÉTAILLÉ	
S	Passation des marchés pour la construction et l'exploitation-maintenance.	La gestion des BV est transférée aux parties prenantes correspondantes.	11
T	Organisation du secteur, transfert des rôles et responsabilités.	Les utilisateurs sont sensibilisés ; Les capacités sont renforcées là où c'est nécessaire.	11, 12, 13, 16
U	Renforcement des capacités/campagnes d'information.	La construction est réalisée selon les règles de l'art.	16
V	Supervision de la construction.	La capacité des parties prenantes à assurer leurs nouveaux rôles et responsabilités est évaluée.	11
W	Réévaluation des parties prenantes clefs avant l'inauguration de la station de traitement.	La station de traitement est menée à son point d'équilibre ; les parties prenantes ont acquis les compétences nécessaires.	15.5
X	Démarrage de la filière.	La station de traitement est officiellement transférée aux autorités municipales/opérateurs privés.	11
Y	Cérémonie d'inauguration officielle.		
Z	Suivi du fonctionnement de la filière (stabilité au plan technique, satisfaction des parties prenantes, recouvrement des coûts).	La filière est suivie pour assurer sa durabilité.	11
SUIVI-ÉVALUATION			

Au démarrage d'une mission aussi complexe, il n'est pas facile de savoir par où commencer, comment collecter et structurer l'information requise ou encore comment travailler avec les parties prenantes clefs pour aboutir à une filière durable.

Ce chapitre propose une approche de planification intégrée afin de faciliter le travail du planificateur ou de l'ingénieur. Il permet de relier de manière logique et structurée les différentes activités et idées présentées dans l'ouvrage. Cette approche intégrée est décrite au paragraphe 17.3 et se traduit par deux outils essentiels : le cadre de planification GBV (tableau 17.1) et le diagramme pour la sélection de la filière de traitement (figure 17.10). Le cadre de planification met en évidence les tâches et activités qui sont essentielles. Il peut être utilisé comme modèle et aider à démarrer un projet quelle que soit la ville concernée. Quant au diagramme pour la sélection de la filière de traitement, il propose une approche par élimination basée sur les caractéristiques du contexte local et sur l'intérêt à valoriser les produits.



Figure 17.1 : Ville d'Elmina, Ghana (photo : Philippe Reymond).

Étude de cas 17.1 : Le *leadership* dans le processus de planification.

(Adapté de Parkinson *et al.*, 2013).

Un processus de planification nécessite des gens pour le diriger. La GBV n'est pas sous la responsabilité d'une seule personne, mais plutôt d'un réseau de parties prenantes. L'expérience montre que créer un groupe de travail (*task force*) sur l'assainissement de la ville est un moyen efficace d'impliquer les différentes entités des secteurs public et privé ainsi que les organisations non-gouvernementales.

L'élaboration d'un plan stratégique d'assainissement à l'échelle de la ville demande l'existence d'un *leadership*. C'est une chose essentielle pour que le processus de planification maintienne son cap et permette par conséquent d'atteindre les objectifs préalablement approuvés par les parties prenantes. Dans la plupart des situations, le leader le plus adapté est l'autorité locale. Si le processus de planification était conduit par une organisation extérieure et avec un délai trop court, le plan stratégique manquerait d'appropriation locale et la motivation pour le mettre en œuvre ne serait pas là.

Avant de se lancer dans le processus de planification, il convient de s'assurer qu'il y ait suffisamment d'engagement et de communication entre les différentes parties prenantes. La phase de consultation doit donner suffisamment de temps et d'opportunités pour garantir leur implication. Le processus de planification a également besoin d'une facilitation adaptée, afin de guider et de soutenir les interactions et la communication entre parties prenantes. Il est donc important d'identifier les individus et les institutions qui possèdent ces compétences en termes d'appui technique, de coordination entre intervenants, de résolution des conflits et d'organisation communautaire.

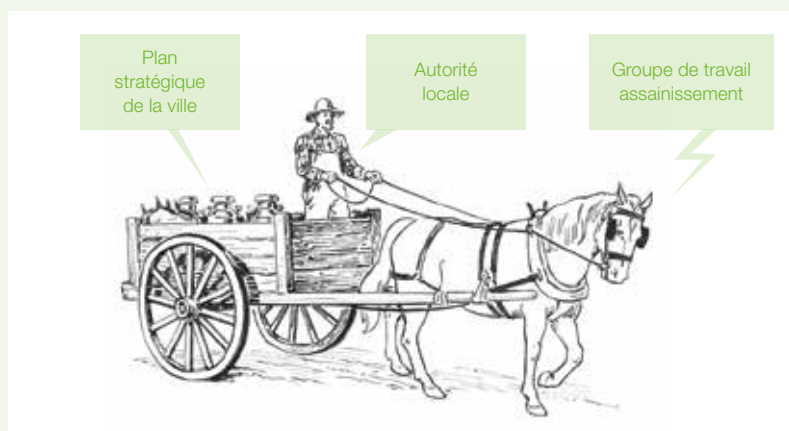


Figure 17.2 : Représentation des trois éléments clefs du processus de planification : le plan stratégique d'assainissement, l'autorité locale et le groupe de travail assainissement (adapté de Jonathan Parkinson).

17.2 LE BESOIN D'UNE APPROCHE INTÉGRÉE

Dans le passé, un grand nombre de projets d'eau et d'assainissement ont échoué par manque d'approche intégrée (encadré 17.1). La mise en place d'infrastructures n'est en effet qu'une composante d'un projet GBV fonctionnel : sa réussite dépend aussi de l'engagement continu du secteur public et de ses financements, de politiques efficaces, d'une mise en œuvre adaptée et d'une mise en application *ad hoc* (AECOM *et al.*, 2010 ; Reymond *et al.*, 2016). Une cause fréquente d'échec tient à la mise en place d'infrastructures sans consultation des principales parties prenantes ou sans une planification adaptée de l'exploitation-maintenance et des schémas financiers. D'autres facteurs d'échec majeurs sont le manque d'institutionnalisation du système, le manque de compétence, la capacité organisationnelle insuffisante et la faiblesse des méca-

nismes de recouvrement des coûts. De manière générale, on peut dire que dans ces projets-là les conditions-cadres nécessaires à une filière GBV fonctionnelle n'étaient pas là au départ et n'ont pas été développées comme parties intégrantes du projet.

Des conditions-cadres insuffisantes ne doivent pas empêcher la réalisation d'un projet GBV : leur création peut en effet être prise en compte dans la conception du projet, par exemple en planifiant l'exploitation-maintenance, en définissant soigneusement les rôles et responsabilités ou en développant des mécanismes financiers pour assurer le recouvrement des coûts. Investir un peu plus de temps et d'argent dans la phase d'études préalables peut permettre de réduire les coûts en temps et en argent pendant et après la mise en œuvre du projet. Par ailleurs, l'évaluation de la situation initiale (chapitre 14) et l'implication des parties prenantes (chapitre 16) requièrent une attention soutenue afin d'effectuer la meilleure sélection des solutions techniques et d'étudier la présence ou l'absence des conditions-cadres favorables fondamentales (paragraphe 17.2.1).

Encadré 17.1 : Exemples d'échecs de projets dus à une approche intégrée déficiente.

Les projets d'assainissement urbain réussis dans les pays à revenu faible sont rares. Les projets ratés sont plutôt la norme que l'exception. Dans la plupart des cas, la raison est à rechercher dans l'absence d'approche de planification intégrée. En voici quelques exemples, sans nommer les villes concernées :

- *Station de traitement construite à 15 km du centre-ville.* Étant donné les conditions locales et la situation des vidangeurs, cette distance s'est avérée trop importante et la station n'a jamais reçu de boues. L'implication des vidangeurs dans le processus de planification aurait contribué à éviter cette erreur.
- *Exploitation-maintenance insuffisante d'une station de traitement pourtant fonctionnelle au départ, ayant conduit à sa complète détérioration.* Ceci a été causé par un manque de clarté dans la définition des rôles et des responsabilités dans le schéma organisationnel et dans l'organisation de l'exploitation-maintenance. La destruction d'une partie des lits de séchage et les réparations préventives insuffisantes (étude de cas 11.1) en furent les conséquences. Au lieu de réaliser les actions très simples nécessaires, les parties prenantes ont laissé la situation se détériorer.
- *Fermeture d'une installation de cocompostage faute d'une analyse financière prévisionnelle.* Les concepteurs du projet n'avaient pas pris en compte les coûts élevés d'exploitation-maintenance de ce type d'installation ni le marché existant pour le compost. Les ventes de compost seules n'ont pas pu couvrir les charges d'exploitation.
- *Manque de coordination de grands bailleurs de fonds* ayant conduit à une mosaïque d'actions dans la ville, sans plan stratégique solide.

De nombreuses mauvaises expériences existent aussi dans les projets d'épuration (ADB, 2006), en particulier en ce qui concerne les besoins et les contraintes des utilisateurs et les éléments requis pour l'exploitation-maintenance des stations de traitement.



Figure 17.3 : Station d'épuration non-fonctionnelle à Yaoundé, Cameroun (photo : Linda Strande).

17.2.1 Comprendre et améliorer les conditions-cadres

Les freins majeurs à la progression de la couverture en assainissement sont liés aux institutions, aux politiques et aux réalités des pays à revenu faible ou intermédiaire (Lüthi *et al.*, 2011a). Le secteur public est souvent faible en termes de compétences, d'infrastructures, de capacité à planifier et est souvent alourdi par les procédures bureaucratiques. Les mécanismes de recouvrement des coûts d'investissement, de fonctionnement ou de gestion ne sont pas toujours en place, ce qui conduit à une dégradation des services, voire au dysfonctionnement du système. Le développement d'une capacité de changement au niveau national est donc essentiel, ce qui implique le renforcement des capacités et des compétences, l'introduction de changements dans la culture organisationnelle, le développement de politiques nationales et la mise à disposition des ressources financières suffisantes.

Les conditions-cadres sont essentielles au succès de n'importe quel type d'investissement, que ce soit pour l'amélioration de latrines publiques à fosse simple ou pour une filière GBV à l'échelle de la ville (AECOM *et al.*, 2010 ; Lüthi *et al.*, 2011a ; Lüthi *et al.*, 2011b). Sans cela, les ressources engagées pour amener le changement risquent de ne pas être efficaces. Comprendre quelles sont les conditions spécifiques à un contexte donné pour rendre l'environnement propice fait partie d'une approche intégrée. Une fois comprises, les mesures pour les mettre en place doivent être incluses dans le projet dans un objectif de durabilité.

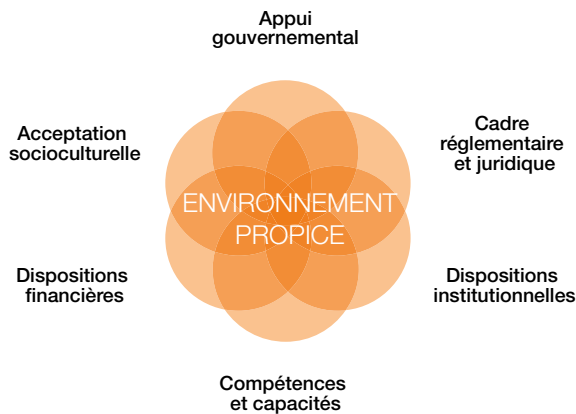


Figure 17.4 : Composantes d'un environnement propice (enabling environment) (adapté de Lüthi *et al.*, 2011a).

Dans le but de visualiser le large spectre des influences potentielles, les conditions-cadres sont classées en six catégories (figure 17.4) : 1) Appui gouvernemental, 2) Cadre réglementaire et juridique, 3) Dispositions institutionnelles, 4) Compétences et capacités, 5) Dispositions financières et 6) Acceptation socioculturelle.

Appui gouvernemental : Des priorités politiques contradictoires et le manque de soutien politique explicite constituent souvent la racine de l'échec. Le soutien au niveau gouvernemental englobe les politiques nationales et les stratégies sectorielles, mais aussi la réceptivité des autorités locales et des décideurs.

Cadre réglementaire et juridique : Les exigences techniques minimales (normes, spécifications) sont importantes car elles influencent les types et les niveaux de services à mettre en place. Parmi

les problèmes classiques rencontrés, on trouve les incohérences réglementaires, le manque de réglementation ou des exigences minimales inatteignables dans la pratique. Un autre problème dans de nombreux pays réside dans la faiblesse de la mise en application des réglementations existantes. Pour que le cadre juridique puisse constituer un environnement propice, il doit être transparent, réaliste et appliqué.

Dispositions institutionnelles : Les institutions publiques et les acteurs privés font partie intégrante des conditions-cadres. Un environnement institutionnel adapté est un élément important de la durabilité des services d'assainissement (voir aussi chapitre 12). Le développement d'un tel environnement implique une compréhension correcte des rôles, des responsabilités et des capacités de chaque partie prenante, ainsi que de leur influence et de leur intérêt pour améliorer le service fourni. La superposition des mandats entre institutions et ministères peut être un obstacle potentiel.

Compétences et capacités : Le développement des compétences et des capacités nécessaires à tous les niveaux est une chose essentielle et qui peut prendre du temps. Cela demande d'identifier les besoins, en particulier au niveau municipal et au niveau des quartiers, et de les combler avec des formations conçues sur mesure, des formations continues pour les professionnels, etc. (voir aussi chapitre 16).

Dispositions financières : Mettre en œuvre et faire fonctionner des services d'assainissement est coûteux et implique des conditions-cadres financières appropriées. Des contributions financières et des investissements peuvent être demandés aux utilisateurs, aux organisations gouvernementales et au secteur privé (voir aussi chapitre 13).

Acceptation socioculturelle : Atteindre l'acceptation socioculturelle repose sur la bonne adéquation de chaque étape de la filière avec les préférences des utilisateurs. Réaliser une solution qui n'est pas acceptable au plan socioculturel est une cause classique d'échec de projets (voir aussi chapitre 15).

Lorsqu'elles n'existent pas, les conditions-cadres propices doivent être créées avant d'aller plus loin dans la mise en œuvre¹. Elles doivent être prises en compte dès les premières étapes du processus de planification.

17.2.2 Importance de l'aspect participatif

Imposer d'en haut un système « copié-collé » porte un risque important d'échec, même si ce système a été couronné de succès ailleurs. Les organisations peuvent ne pas être prêtes, tout comme les mentalités des personnes travaillant pour elles. Les compétences nécessaires ne sont pas forcément disponibles. De plus, de nombreux intervenants qui gagnent leur vie avec l'assainissement pourraient être mis à l'écart par le nouveau système. Les systèmes « copiés-collés » finissent habituellement par être plus coûteux que les systèmes conçus sur mesure pour un contexte local donné.

Trouver le système le plus adapté et le plus rentable passe par l'implication de toutes les parties prenantes (chapitres 15 et 16) et la recherche des compétences nécessaires. Les vidangeurs en place par exemple, même s'ils n'ont pas de statut légal, constituent les personnes les mieux

¹ Pour en savoir plus sur les conditions-cadres, voir aussi les deux références suivantes disponibles sur www.sandec.ch :

- Lüthi et al., 2011a, *Community-Led Urban Environmental Sanitation Planning: CLUES*, p. 49 à 65.

- Lüthi et al., 2011b, *Sustainable Sanitation in Cities: A Framework for Action*, p. 127 à 133.

informées sur la collecte des boues. Il peut être parfois difficile pour les opérateurs publics ou les organisations gouvernementales d'abandonner ou de déléguer une partie de leur pouvoir et de leurs responsabilités ; c'est néanmoins le prix à payer pour un service rentable avec une couverture large. S'il est important que les autorités ou les services publics soient aux commandes de la GBV, l'intégration des autres intervenants est habituellement nécessaire pour combler les déficits en termes de services. Les partenariats public-privé permettent des synergies qu'il est important d'étudier.

Le développement de l'assainissement est parfois entravé, voire rendu impossible, par les relations institutionnelles de parties prenantes davantage en recherche de prestige personnel que du bien-être collectif. C'est le rôle des organisations extérieures (bailleurs de fonds, consultants et ONG) de réunir les parties prenantes et de démontrer que la collaboration est un processus gagnant-gagnant. On soulignera le rôle de ces organisations dans le plaidoyer pour les approches intégrées et pour appuyer les changements positifs.

Les organisations peuvent être réticentes à s'engager dans un processus participatif supposé être consommateur en temps et en argent. Néanmoins si l'approche participative a un coût, sa valeur ajoutée est plus grande car elle augmente les chances de réussite du système.



Figure 17.5 : Atelier avec les parties prenantes au Népal (photo : Lukas Ulrich).

Étude de cas 17.2 : Difficultés rencontrées dans le développement de dispositions institutionnelles propices. (Adapté de Lüthi *et al.*, 2009).

Réussir à faire évoluer les dispositions institutionnelles en place n'est pas chose facile. Les décisions et les choix de solutions sont lourdement influencés par les intérêts personnels et les politiques locales.

Un défi pour les opérateurs informels ou presque formels dans leurs échanges avec les leaders du secteur en place (services publics ou entreprises bien établies), de fait en situation de monopole, réside dans le changement des habitudes de travail (*business as usual*). Dans une ville d'Afrique de l'Est par exemple, la dénomination des services municipaux est construite autour du terme « eaux usées ». Ils cherchent principalement à étendre la couverture du réseau d'égouts à toutes les zones de la ville, et cela alors que 90 % de la population est équipée de dispositifs à la parcelle comme des fosses septiques et des latrines à fosse simple. Emprisonnée dans une définition rigide de son mandat « eaux usées », cette municipalité ne considère pas qu'il est de sa responsabilité de gérer les boues de vidange. Faire évoluer le *statu quo* dans ce cas de figure demanderait un long processus de plaidoyer au niveau de la municipalité et des organisations gouvernementales responsables.

Quelques années plus tard, le gouvernement a surmonté ce problème en mettant en place une nouvelle législation basée sur les opérateurs nationaux (et non pas municipaux comme auparavant), avec le mandat de gérer les boues de vidange.

Étude de cas 17.3 : Plans stratégiques municipaux, le cas de l'Indonésie.

(Adapté de WSP, 2009, et WSP, 2010).

Il est aujourd'hui reconnu que le problème de l'assainissement urbain ne réside pas seulement sur un déficit d'investissement, mais aussi sur un déficit de stratégie. On constate au niveau mondial une prise de conscience croissante du besoin de développer des « plans stratégiques municipaux » intégrés, ou « schémas directeurs d'assainissement » (*city sanitation plans*), comme préalable à un investissement rationnel. L'Inde et l'Indonésie par exemple ont déjà accompli au niveau politique un pas important dans cette direction. Les gouvernements doivent mettre en place des moyens aussi bien incitatifs que contraignants pour pousser les villes à adopter des stratégies détaillées, en conditionnant les financements sectoriels à l'adoption d'un plan stratégique d'assainissement.

Le Programme de développement du secteur de l'assainissement en Indonésie (ISSDP) est une réponse innovante à la crise de l'assainissement : au lieu de financer directement les investissements, il vise à l'amélioration des conditions-cadres par le renforcement de la stratégie sectorielle et des dispositions institutionnelles ainsi que par le plaidoyer et la sensibilisation à tous les niveaux, avec un focus particulier sur la planification au niveau de la ville. La collaboration entre les diverses organisations gouvernementales est au cœur du processus.

L'ISSDP a tenté, à travers le processus de planification, de trouver une réponse aux lacunes des services d'assainissement en place dans les villes, en particulier le manque de coordination entre organisations, les investissements passés saupoudrés par le haut et l'insuffisance des connaissances de base pour asseoir les décisions. Il évite ainsi l'approche de « copié-collé » du développement d'infrastructures, qui considère la ville comme une feuille blanche sur laquelle on collerait des services complètement nouveaux copiés d'un contexte différents. À la place, il se base sur une analyse de ce qui existe déjà et cherche à améliorer la situation par étapes successives, selon les possibilités de financement éventuelles et la croissance de la ville. Il vise à optimiser la synergie entre les parties prenantes, à développer l'assainissement dans toutes les zones de la ville et à créer des opportunités et des incitations pour les initiatives du secteur privé. Au final, la stratégie sera traduite en plans d'action annuels récurrents qui pourront être mis en œuvre dans un calendrier budgétaire donné.

Le processus est mené par un groupe de travail sur l'assainissement portant sur toute la ville. Sous le parrainage des dirigeants de la ville, le groupe est composé des services municipaux, du secteur privé, des ONG ainsi que des groupes communautaires, et est appuyé par un facilitateur à temps plein. Ce groupe de travail sur l'assainissement complète le rôle des organisations sectorielles existantes en aidant à la coordination des parties prenantes pour accélérer la planification de l'assainissement. Ses principaux défis sont l'appropriation locale du processus de planification (les acteurs locaux ayant l'habitude - et attendent - que les consultants mandatés par les bailleurs de fonds arrivent avec des solutions clef en main), et l'institutionnalisation du groupe. Il est toujours possible que les organisations mères (qui contrôlent les budgets et les ressources humaines) conservent leur manière de faire habituelle (*business as usual*), sans respecter les stratégies développées par le groupe. Quoi qu'il en soit, ces stratégies permettent de porter les questions d'assainissement à la connaissance des parties prenantes de la ville et de réduire le fossé entre les très grands projets d'investissement mal orientés et les petits programmes communautaires sans réel impact.



Figure 17.6 : Une rue étroite en Indonésie (photo : Maren Heuvels).

17.3 APPROCHE DE PLANIFICATION ET CADRE LOGIQUE

La mise en place d'une approche participative et intégrée implique que le projet ait été conçu dans cette optique et qu'elle soit incluse dans les documents de base tels que le concept de projet et les termes de références. ADB (2006) propose un exemple de termes de références intégrés pour faciliter la préparation des projets. Il faut prévoir suffisamment de temps et de budget pour les activités d'implication des parties prenantes ainsi que des consultants pertinents sur les aspects sociaux. Une bonne planification des activités est nécessaire pour permettre la coordination efficace entre les différents consultants. La coordination est souvent une insuffisance reconnue des projets cofinancés par de grands bailleurs de fonds, qui financent séparément différentes composantes du projet. C'est pour cette raison qu'il est important d'avoir dès le départ un calendrier et un plan d'activités clairs et acceptés par les parties prenantes.

Un modèle de cadre logique est proposé afin de faciliter la conception des projets GBV (tableau 17.1 - Mémo pour la planification GBV de A à Z). Il structure les activités et les résultats par ordre chronologique, par phase de projet d'un côté et phase du processus participatif de l'autre. Le cadre logique est un outil de gestion de projet principalement utilisé pour la conception, le suivi et l'évaluation des projets de développement. Il structure les activités à réaliser dans une matrice logique qui met en relation les objectifs, les moyens de vérification et les hypothèses de chaque activité. Le cadre proposé prend en compte les activités participatives pour refléter l'analyse des parties prenantes du paragraphe 15.5 et les jalons de leur implication décrits au paragraphe 16.5. Les différentes activités y sont classées selon les phases classiques d'un projet mais aussi selon les phases des approches participatives bien connues, comme les méthodes CLUES et Sanitation 21 (Lüthi *et al.*, 2011a ; Parkinson *et al.*, 2013). Le lien avec ces dernières fera l'objet de l'étude de cas 17.4.



Figure 17.7 : Une rue étroite à Raipur, Inde (photo : Philippe Reymond).

Les phases classiques d'un projet (étude exploratoire, études préalables, études de faisabilité, projet détaillé, mise en œuvre et suivi-évaluation) et les étapes en mode participatif (lancement du processus de planification, évaluation détaillée de la situation initiale et des priorités des utilisateurs, identification des solutions en termes de services, développement du plan d'action et sa mise en œuvre) suivent des logiques différentes mais complémentaires, avec des phases qui se recoupent. Elles sont mises en parallèle dans le tableau 17.2 sur la base du « Mémo pour la

planification GBV de A à Z » (tableau 17.1), avec une mise en lumière des principaux résultats de chaque phase du projet et de chaque étape participative.

Les paragraphes suivants détaillent le cadre logique en suivant les phases classiques d'un projet. Malgré cette structure chronologique, certaines activités peuvent être menées en parallèle ou dans un ordre différent selon les particularités du contexte.

Tableau 17.2 : Phases du projet et étapes d'un processus participatif.

PHASES PROJET	DESCRIPTION DE LA PHASE	PRINCIPAUX RÉSULTATS - CALENDRIER	Étapes du processus participatif	
ÉTUDE EXPLORATOIRE	Premier contact sur le terrain. Objectifs principaux : identifier les intervenants GBV, avoir une vue d'ensemble de la situation et identifier les facilitateurs.		CLUES	SAN21
			Démarrage du processus	ÉTAPE 1 Mettre en place un groupe de travail
ÉTUDES PRÉALABLES	Les études préalables forment une évaluation détaillée du contexte local.	RAPPORT DE DÉMARRAGE	Lancement du processus de planification	ÉTAPE 2 Comprendre le contexte existant
			ATELIER DE LANCEMENT	
			Evaluation détaillée de la situation initiale	
ÉTUDE DE FAISABILITÉ	L'étude de faisabilité est une analyse approfondie de la situation aboutissant à des <i>scenarii</i> de filières. À l'issue, les résultats sont discutés avec les différentes parties prenantes et validés formellement.	RAPPORT DES ÉTUDES PRÉALABLES	Identification des solutions viables en termes de services	ÉTAPE 3
			ATELIER : VALIDATION DES SOLUTIONS RETENUES	
PROJET DÉTAILLÉ	Cette phase a pour but la définition pratique des modalités de mise en œuvre des <i>scenarii</i> retenus. Elle se termine avec un atelier présentant et validant ces modalités.	RAPPORT DE FAISABILITÉ	Élaboration d'un plan stratégique	ÉTAPE 4
			Développement d'un plan d'action	
MISE EN ŒUVRE	Il s'agit de la phase de mise en œuvre, qui aboutit à une filière fonctionnelle en place.	DOCUMENT DE PROJET DÉTAILLÉ	Mise en œuvre du plan d'action	ÉTAPE 5
			CÉRÉMONIE OFFICIELLE D'INAUGURATION	Préparer la mise en œuvre
SUIVI-ÉVALUATION	La filière est suivie pour assurer sa durabilité.			

Étude de cas 17.4 : Concordance avec les approches de planification CLUES et Sanitation 21.

La planification de la gestion des boues de vidange fait partie du cadre plus large de la planification de l'assainissement environnemental, qui inclut aussi la gestion des eaux usées, des eaux de ruissellement et des déchets solides à l'échelle de la ville. L'importance relative des boues de vidange par rapport aux eaux usées varie de ville en ville. En Afrique de l'Ouest par exemple, la planification de l'assainissement est clairement orientée vers la gestion des boues de vidange.

Plusieurs approches ont été développées pour faciliter la tâche du planificateur dans la définition des stratégies appropriées (McConville *et al.*, 2011). Elles diffèrent selon le niveau spatial auquel elles s'appliquent (niveau des ménages, des quartiers ou de la ville, figure 17.8) et selon la manière de planifier, du haut (*top down*) ou de la base (*bottom up*). Ces différences sont utiles aux responsables du processus pour simplifier et organiser leur travail en décomposant le processus dans l'espace et dans le temps. Il est préférable de traiter dans la première phase chaque zone urbaine de manière distincte et d'interagir avec les autorités en parallèle. Chaque zone peut nécessiter l'emploi de différentes méthodes. Les différentes pièces du puzzle viendront ensuite s'assembler pour former le système GBV à l'échelle de la ville.

Le modèle de planification proposé dans ce livre englobe la filière GBV dans sa totalité et fait le lien entre les différentes approches globales de planification que sont Sanitation 21 et CLUES pour la GBV. Le cadre de planification Sanitation 21 (Parkinson *et al.*, 2013), comme la Stratégie d'assainissement à l'échelle de la ville (*Citywide Sanitation Strategy* - WSP, 2010) sont des approches de planification orientées sur les grandes infrastructures urbaines. Le guide de l'approche CLUES (*Approche communautaire de planification de l'assainissement urbain*, Lüthi *et al.*, 2011a) développé par Eawag-Sandec leur est complémentaire et s'intéresse à la planification au niveau communautaire (figure 17.8).

La planification GBV relie les deux niveaux, car le management doit être réalisé pour toute la ville tout en étant étroitement en relation avec les utilisateurs, que ce soient les ménages, les vidangeurs manuels et motorisés ou les réutilisateurs des produits. La méthode CLUES peut être utilisée pour évaluer les priorités des utilisateurs dans les villes de taille moyenne et les zones à faible revenu. Elle doit être adaptée aux situations avec un nombre de parties prenantes trop élevé pour être impliquées individuellement. Dans ce cas, qui correspond souvent aux plus grandes villes, les parties prenantes doivent être organisées en association. Sanitation 21 peut alors servir de guide pour traduire les priorités des utilisateurs à l'échelle de la ville, tout en traitant avec les autorités municipales.

Dans la gestion des boues de vidange, les vidangeurs motorisés et manuels et les réutilisateurs sont à l'interface des deux niveaux. Construire une interface de management dans cette situation revient à les organiser et leur donner une voix au niveau de la prise de décision. En parallèle, les mécanismes financiers relient les éléments de la filière tous ensemble.

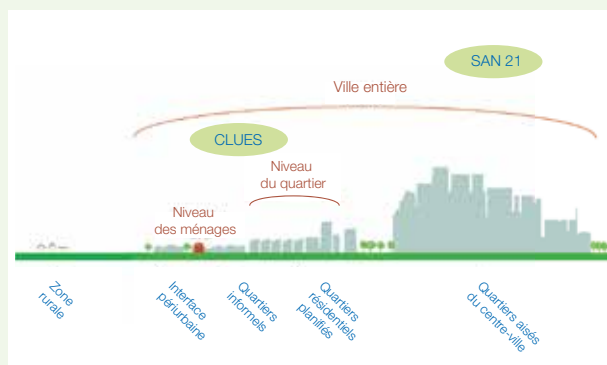


Figure 17.8 : Différents contextes de planification (figure : Eawag-Sandec).

17.3.1 Études exploratoires et préalables

L'étude exploratoire est habituellement courte (deux semaines par exemple). Elle doit se focaliser sur le contact avec les partenaires potentiels (y compris les autorités), le premier inventaire des parties prenantes et une première évaluation de la situation existante (chapitre 14). C'est aussi l'occasion pour les responsables du projet de faire des visites de terrain, en particulier des traversées de quartiers à pied (*transect walks*) (paragraphe 16.4), ainsi que la visite des sites de dépotage. Il est important d'essayer d'avoir les avis d'un maximum de parties prenantes sur la situation. À ce stade, il s'agit aussi d'identifier les facilitateurs pour les prochaines étapes du projet, c'est-à-dire les personnes familières avec la situation et qui ont facilement accès aux différentes parties prenantes.

Les études préalables doivent commencer par une identification et une première caractérisation des parties prenantes (paragraphe 15.3, 15.4, 15.5.1) et des relations entre elles. Il est recommandé qu'elles soient toutes invitées à l'atelier de lancement (paragraphe 16.5), qui constitue une occasion pour qu'elles soient officiellement réunies, développent une compréhension commune de la situation dans la zone d'intervention et soient d'accord avec le processus en vue de résoudre les problèmes existants (Gutterer *et al.*, 2009 ; Lüthi *et al.*, 2011a). Cette compréhension commune est très importante et ne doit jamais être considérée comme existante au départ. L'expérience montre qu'habituellement plusieurs parties prenantes ne sont pas conscientes de la situation, en particulier parmi les autorités locales. C'est pour cette raison qu'il est recommandé d'inclure une visite de terrain avec tous les intervenants dans le programme de l'atelier, dans le but de leur ouvrir les yeux.

Il est recommandé d'impliquer dans l'atelier de lancement le gouvernement et les représentants des opérateurs publics de services afin d'éviter les conflits potentiels avec les politiques en place, les réglementations et les arrêtés municipaux. C'est également utile pour clarifier l'appui envisageable et les compétences au niveau municipal ou au niveau des quartiers (Lüthi *et al.*, 2011a). Selon Gutterer *et al.* (2009), cet atelier visera aussi à :

1. Créer une prise de conscience parmi les décideurs en ce qui concerne les besoins juridiques, les ressources nécessaires et l'appui institutionnel ;
2. Développer un environnement favorable, mettant les différentes parties prenantes et autorités en situation d'offrir leurs compétences ;
3. Lancer un processus pour obtenir des ressources humaines et financières à des niveaux gouvernementaux divers.

Une fois toutes les parties prenantes sensibilisées à la réalité de l'assainissement et conscientes des objectifs du projet, il sera beaucoup plus facile de collecter l'information pour les études préalables et de faisabilité. Il est souvent difficile d'accéder à l'information, surtout quand celle-ci est source de pouvoir. Il est donc de première importance d'avoir de bons points d'entrée. Construire la relation de confiance est une chose essentielle et la transparence est un pas dans cette direction.

Le chapitre 14 décrit comment réaliser une évaluation de la situation existante, ce qui conduit aux résultats suivants : analyse affinée des parties prenantes, données de base, évaluation des conditions-cadres (paragraphe 17.2.1) et des niveaux de services fournis (Lüthi *et al.*, 2011a). Il est

également important d'identifier les modes d'organisation possibles (chapitre 12) et les sites de traitement disponibles (paragraphe 14.4), car ces possibilités peuvent avoir une influence importante sur le choix de la technologie. Ceci est illustré par le schéma de sélection des technologies (figure 17.10). Il est recommandé de baser l'évaluation sur un processus participatif (avec des entretiens semi-structurés, des groupes de discussion (*focus groups*) et des enquêtes auprès des ménages, paragraphe 16.4) pour pouvoir bénéficier de l'expérience des différentes parties prenantes et de leur connaissance de la situation. Leurs intérêts et besoins spécifiques devront être pris en considération (paragraphe 15.4).

À l'issue de cette phase, les responsables du processus devront avoir une idée claire de ce qui est faisable et des parties prenantes clefs. Ce livre propose une méthodologie pour identifier ces dernières, les sélectionner et les caractériser (paragraphe 15.5). Il est important d'avoir une telle approche structurée pour identifier les diverses menaces ou opportunités et évaluer l'influence et l'intérêt des parties prenantes dans le projet, en particulier celles liées aux modes d'organisations possibles. Cette approche peut permettre d'éviter de nombreux problèmes dans les étapes ultérieures du projet.

17.3.2 Étude de faisabilité

L'étude de faisabilité doit aboutir à l'identification des solutions viables en matière de système de gestion des boues de vidange. Elle commence avec la caractérisation et la quantification des boues (chapitre 2), qui sont nécessaires à la sélection et à la conception des solutions techniques (paragraphe 17.4). Les quantités et caractéristiques des boues sont spécifiques à chaque ville. Cette étude demande du temps et doit être planifiée en conséquence. Une caractérisation des sites de traitement et leur sélection (paragraphe 14.4) doivent aussi être réalisées à ce stade car il se peut que la viabilité des différentes solutions techniques en soit influencée.

C'est sur cette base et sur les informations collectées pendant les études préalables que les solutions techniques, organisationnelles et financières peuvent être présélectionnées. Elles seront étudiées en profondeur et discutées de manière participative. Il est essentiel de considérer que la planification GBV porte sur l'association de services et non pas uniquement sur des technologies (paragraphe 17.4.1). Chaque aspect influence et est influencé par les autres. Chaque scénario doit être évalué en détail :

1. Exigences des filières de traitement, pour et contre, exploitation-maintenance (chapitres 4 à 11) ;
2. Mode d'organisation et schéma institutionnel ; rôles et responsabilités ; dispositions contractuelles (chapitre 12 et paragraphe 16.6) ;
3. Coûts d'investissement et de fonctionnement, mécanismes financiers, budget estimatif (chapitre 13) ;
4. Besoins en renforcement de capacités et en formation (paragraphe 16.5.3) ;
5. Évaluation des impacts environnementaux (souvent une obligation légale).

Chaque scénario doit être examiné en lien avec la *check-list* des conditions-cadres favorables (paragraphe 17.2.1). Si un aspect du scénario ne convient pas, il faut l'adapter ou réaliser les activités qui créeront les conditions manquantes. Il faudra en particulier sécuriser le soutien des autorités, prévoir les formations pour fournir les compétences requises et veiller à la pérennité

financière du système. Les forces, les limites et les implications des systèmes présélectionnés doivent être évaluées.

Il est important d'impliquer les parties prenantes clefs dans l'évaluation (chapitre 16), car elles auront à prendre en charge les rôles et les responsabilités du système. Il est également essentiel que les parties prenantes soient informées correctement. L'accord atteint entre les parties prenantes doit être basé sur la compréhension des implications financières et en termes de gestion des systèmes sélectionnés. À l'issue de cette phase, il est recommandé d'organiser un atelier de validation rassemblant toutes les parties prenantes, dans le but de présenter et de valider les décisions prises de manière officielle et en public. Tout désaccord d'une partie prenante importante et/ou influente doit être clarifié avant l'atelier public.

Le rapport de faisabilité doit établir clairement qui seront les principales parties prenantes pour la phase suivante. C'est pour cela qu'il est recommandé de réévaluer à ce moment-là l'intérêt et l'influence des parties prenantes clefs selon les systèmes validés. Un classement des parties prenantes est proposé au paragraphe 15.4.3 dans le but de structurer les besoins en implication pour le plan d'action.

17.3.3 Développement du projet détaillé - plan d'action

Les solutions validées lors de la phase précédente sont utilisées pour développer un document de projet détaillé ou plan d'action. Ce document comporte les éléments suivants :

- La conception détaillée de la station de traitement ;
- La définition détaillée des rôles et des responsabilités dans le nouveau système, ainsi que des termes de références ;
- Le plan d'exploitation-maintenance, avec une répartition claire des coûts, des responsabilités et des besoins en formation ;
- Les contrats entre parties prenantes, sécurisant les mécanismes financiers et institutionnels ;
- La stratégie pour le contrôle et la mise en vigueur : elle doit comporter la fréquence des contrôles, les moyens nécessaires et les sanctions ;
- La définition des besoins en renforcement de capacités et en création d'emplois ;
- La définition des contrats et des procédures de passation des marchés ;
- La stratégie de suivi et d'évaluation pour la phase de mise en œuvre ;
- Le calendrier de mise en œuvre par phase, avec les lignes budgétaires détaillées.

L'exploitation-maintenance est souvent une cause d'échec des projets de développement, ce qui fait du plan d'exploitation-maintenance un aspect particulièrement important (chapitre 11). Il doit comprendre (Lüthi *et al.*, 2011a) : (i) les tâches d'exploitation-maintenance qui incluent les inspections et l'entretien courant, l'entretien périodique et l'entretien urgent ; (ii) les tâches administratives, notamment la tenue des registres, la collecte des paiements, la budgétisation annuelle, la paye des employés, la gestion des plaintes ; (iii) les procédures de suivi-évaluation ; (iv) les responsabilités de toutes les parties concernées ; (v) les activités de formation des personnes responsables. Les parties prenantes clefs doivent être réévaluées selon la définition des rôles et des responsabilités (paragraphe 15.5.4).

Le document de projet détaillé (ou plan d'action) doit être présenté, discuté et validé lors d'un atelier avec toutes les parties prenantes. Plusieurs ateliers peuvent être nécessaires pour atteindre un consensus.

17.3.4 Mise en œuvre

Cette phase consiste principalement à la traduction du plan d'action en ensembles de tâches qui donneront lieu *in fine* à des contrats pour la mise en œuvre de la filière GBV (chapitre 11). Plusieurs dispositions peuvent s'appliquer pour la mise en œuvre, la plus habituelle étant la contractualisation avec le secteur privé sur la base de procédures de mise en concurrence et d'appel d'offres.

En parallèle, les parties prenantes doivent être organisées selon ce qui aura été décidé et le cadre juridique et réglementaire doit être adapté le cas échéant. Le renforcement des capacités est réalisé sur la base des besoins identifiés, pour un transfert des rôles et des responsabilités sans accroc (par exemple paragraphe 16.5.3). Le public aussi doit être convenablement informé de la nouvelle filière GBV et des améliorations menées par la municipalité. Cela augmentera la sensibilisation et l'appropriation à la fois par le public et par les autorités.

Avant l'inauguration de la station de traitement des boues de vidange, il est utile que les forces, faiblesses et besoins en formation des parties prenantes clefs soient réévalués (paragraphe 15.5.5). Il est encore possible à ce stade d'organiser d'autres formations et d'adapter la stratégie de renforcement des capacités.

Une fois les travaux de construction terminés, la filière dans son ensemble - c'est-à-dire l'infrastructure et les parties prenantes - requiert une phase de démarrage et d'acclimatation (chapitre 11). Pour la station de traitement, la période de démarrage durera jusqu'à ce que le système atteigne son état d'équilibre et la performance souhaitée. Par exemple avec un lit de séchage planté, le démarrage des stations reste une opération délicate qui ne doit pas être négligée (chapitre 8). Les parties prenantes elles aussi ont besoin d'un certain temps pour s'habituer à leurs nouveaux rôles et responsabilités, et des ajustements sont souvent nécessaires au cours des premiers mois. Le soutien de l'équipe de projet est essentiel au démarrage du fonctionnement de la filière.

Enfin, une cérémonie d'inauguration peut être organisée. Un tel événement est susceptible d'intéresser le public et d'accroître la prise de conscience, et peut aussi avoir une influence positive sur les décideurs (Lüthi *et al.*, 2011a).

17.3.5 Suivi et évaluation

Toute filière GBV devrait être suivie et évaluée (chapitre 11). L'absence de suivi après le jour de l'inauguration est une cause d'échec de nombreux projets de développement ; le suivi est donc essentiel. La stabilité des unités de traitement, la satisfaction des parties prenantes, le fonctionnement du schéma organisationnel, le recouvrement des coûts et la pérennité des mécanismes financiers sont des éléments à suivre et, si besoin est, des ajustements devront être faits après l'inauguration.

Une durée de suivi d'une année est nécessaire, en particulier pour la station de traitement. Le climat (chaleur, pluie) peut affecter le traitement de manière positive ou négative. Les quantités et les caractéristiques des boues changent selon la saison (en particulier entre la saison sèche

et la saison des pluies - chapitre 2). La performance de la station de traitement peut s'en trouver influencée, tout comme la chaîne d'approvisionnement dans son ensemble car le climat impacte aussi la demande pour les vidanges.

Finalement, la dissémination des leçons apprises est importante pour le développement ultérieur de la gestion des boues de vidange.



Figure 17.9 : Échantillonnage sur le terrain avec du matériel de laboratoire portable (photo : Philippe Reymond).

17.4 SÉLECTION DE SOLUTIONS TECHNIQUES ADAPTÉES AU CONTEXTE

Mettre en place une filière de gestion des boues de vidange ne consiste pas seulement à choisir une solution technologique, mais surtout à rechercher l'association durable des services qui garantira la bonne collecte, le transport, le traitement et la mise en dépôt ou la réutilisation des boues, et qui permettra la satisfaction des ménages, une couverture élargie des services et un recouvrement des coûts. Le présent ouvrage propose une approche par élimination basée sur des critères de sélection et des paramètres correspondants. Cette approche est centrée sur la prise en compte de la spécificité du contexte et la réutilisation des produits issus du traitement.

17.4.1 Association de services

Une association de services judicieuse ne peut être réussie qu'après l'évaluation minutieuse de la situation initiale (chapitre 14), des modes d'organisation et des dispositions financières possibles (chapitres 12 et 13 respectivement), des sites existants (paragraphe 14.4) ainsi que de l'analyse et de l'implication des parties prenantes (chapitres 15 et 16).

Le choix de la filière de services est influencé entre autres par le type de dispositif d'assainissement au niveau domestique (latrines à fosse, fosses septiques, etc. - Tilley *et al.*, 2014), la quantité et les caractéristiques des boues (chapitre 2), le type de pluie (quantité, répartition dans le temps), le secteur privé existant et le dispositif institutionnel.

L'évaluation des capacités disponibles et des lacunes est essentielle. Au final, le succès d'une stratégie de gestion des boues de vidange dépend largement de :

- La capacité des parties prenantes à mettre en application les mécanismes financiers qui auront été prévus, permettant de recouvrir les coûts de la station de traitement ;
- La capacité des parties prenantes à exploiter et à entretenir la station de traitement.

Seule une approche intégrée peut faire en sorte que ces capacités soient en place à la fin du projet.

17.4.2 Critères de choix des solutions de traitement

Une filière de gestion des boues de vidange doit être efficace et flexible, c'est-à-dire capable de fonctionner en conditions normales, de s'adapter aux fréquences de dépotage et aux quantités et caractéristiques des boues, d'accepter les variations climatiques, de générer des produits finaux sans risque pour leur utilisation, de garantir que les coûts d'investissement et d'exploitation-maintenance soient acceptables et qu'il y ait des agents d'exploitation compétents (adapté de Klingel *et al.*, 2002). Il est souhaitable d'encourager la valorisation des produits de la station (chapitre 10) lorsque la demande est constatée. Les déversements non-contrôlés de produits finaux dans l'environnement seront ainsi évités et la réutilisation des nutriments maximisée. Concevoir les stations de traitement avec l'intention de réutiliser aidera à ce que les technologies ne soient ni surdimensionnées ni sous-dimensionnées afin qu'elles permettent d'atteindre le niveau de traitement souhaité pour la réutilisation.

La méthode pour le choix de la filière de traitement proposée ici se base sur onze critères répartis en quatre catégories : performance de traitement, contexte local, besoins en exploitation-maintenance et coûts (voir tableau 17.3). Ces critères peuvent être utilisés comme guides : il faudra envisager une modification du concept si l'un des critères n'est pas atteint ou non pris en compte dans la planification, car la durabilité du projet est en jeu.

Tableau 17.3 : Critères de sélection des solutions de traitement.

PERFORMANCE DE TRAITEMENT	CONTEXTE LOCAL	BESOINS EN EXPLOITATION-MAINTENANCE	COÛTS
Qualité de l'effluent et des boues selon les normes nationales.	- Caractéristiques des boues (déshydratabilité, concentration, degré de digestion, capacité d'étalement). - Quantités et fréquence des dépotages de boues à la station. - Climat. - Disponibilités foncières et coût. - Intérêts pour la réutilisation (fertilisant, fourrage, biogaz, compost, fuel).	- Compétences requises pour l'exploitation, la maintenance et le suivi-évaluation disponibles localement. - Pièces détachées disponibles localement.	- Coûts d'investissement couverts (terrain, infrastructure, ressources humaines, renforcement des capacités). - Coûts d'exploitation-maintenance couverts. - Accessibilité pour les ménages.

17.4.3 Approche par élimination

L'approche présentée dans ce livre met l'accent sur l'importance, dans la sélection de technologies de traitement adaptées au contexte, de l'évaluation de la situation initiale, des réalités financières, organisationnelles et relatives à l'exploitation-maintenance, ainsi que des caractéristiques des sites de traitement disponibles. Le diagramme pour la sélection de la filière de traitement (figure 17.10 et encadré 17.2) prend les pratiques en place, les priorités des utilisateurs et les conditions-cadres comme base pour effectuer la sélection. L'approche par élimination peut être appliquée une fois cette évaluation réalisée et à partir de facteurs de décisions techniques qualitatifs. Les responsables du projet devront ensuite vérifier si les solutions retenues correspondent aux compétences disponibles, aux réalités financières et organisationnelles et aux contraintes des sites de traitement potentiels. Dans le cas contraire, la solution retenue doit être modifiée. La sélection de la filière de traitement est donc un processus itératif.

Il se peut que le processus de sélection demande du temps, dans la mesure où toutes les activités doivent être menées en parallèle : définir un schéma de gestion et un plan d'exploitation-maintenance n'est pas chose facile, trouver les sites appropriés ne l'est pas non plus. Ces tâches doivent néanmoins être finalisées avant d'effectuer le choix final technique. Mettre en place un schéma de gestion après que l'infrastructure ait été construite est un facteur d'échec qui a été observé par le passé.

La demande pour les produits issus du traitement est elle aussi au centre du diagramme. La réutilisation peut être significative dans l'équilibre financier de la filière, mais ce n'est pas toujours le cas (chapitre 13). Elle reste cependant un facteur d'amélioration de la qualité sanitaire, de motivation des opérateurs de la station et d'équilibrage des charges du traitement. Néanmoins, si la demande pour la réutilisation est une chose, la satisfaire en est une autre (Murray *et al.*, 2010 ; Drechsel *et al.*, 2010). On oublie souvent que commercialiser un produit issu du traitement et le rendre disponible pour les utilisateurs finaux a aussi un coût et que les utilisateurs finaux, même s'ils sont intéressés par le produit, pourraient ne pas vouloir payer ou ne pas en avoir la capacité. La logistique et la distribution des produits issus du traitement aux utilisateurs est donc un point très important.

Encadré 17.2 : Comment utiliser le diagramme pour la sélection de la filière de traitement.

L'approche par élimination est schématisée par un arbre de sélection des technologies (fig. 17.10). Les solutions techniques figurent dans des cases bleues et les produits potentiellement réutilisables dans des cases vertes. Les surlignages en bleu clair pour les solutions techniques et en vert clair pour les produits potentiels indiquent des possibilités prometteuses qui n'ont pas encore été complètement validées pour le traitement des boues de vidange. Dans une volonté de clarté, seuls les facteurs de décision essentiels sont représentés. Les flux autres que celui des boues ne sont pas non plus indiqués (fraction liquide sortant de chaque étage de traitement, déchets organiques et énergie). Les facteurs de décision sont qualitatifs et non pas quantitatifs, car les valeurs des seuils ne sont pas encore bien définies. Des informations plus détaillées sur les technologies se trouvent dans le chapitre 5.

Les technologies sont classées selon leur fonction au sein du processus de traitement :

1. Séparation solide-liquide.
2. Stabilisation.
3. Déshydratation/séchage.
4. Réduction des pathogènes.

Lorsqu'une technologie possède deux fonctions, elle est placée entre les lignes correspondantes de l'arbre. Les technologies qui peuvent être associées entre elles sont reliées par des flèches qui représentent le transfert de boues.

Les facteurs de décision proviennent de l'évaluation détaillée de la situation initiale (chapitre 14). La quantité et la qualité des boues reste le principal paramètre (chapitre 2). La déshydratabilité des boues est essentielle, que ce soit par rapport à des paramètres intrinsèques (concentration, degré de digestion) ou des paramètres externes (types de pluies) (chapitre 3 et chapitres 5 à 9). C'est cela qui détermine si une étape de séparation solide-liquide est nécessaire ou pas. Si c'est le cas, des digesteurs, des bassins de décantation et d'épaississement ou des réacteurs anaérobies compartimentés (RAC) doivent être envisagés.

La capacité d'étalement des boues et la quantité de pluies sont deux paramètres de décision qui permettent de choisir entre lits plantés et lits non-plantés. Les lits plantés sont préférés quand des périodes de pluies intenses sont attendues, car le temps de séjour des boues y est plus important. Par contre, si les boues sont trop épaisses pour être réparties facilement sur les lits plantés, les lits non-plantés sont un meilleur choix.

Les boues séchées, l'humus, la biomasse végétale, le biogaz et le compost sont les produits envisageables à l'issue du traitement (chapitre 10). Le biogaz est produit avec des boues fraîches ou des boues non totalement stabilisées et demande des températures suffisamment élevées. Si l'on dispose de déchets organiques triés, il est possible de les ajouter dans un digesteur à biogaz ou de les cocomposter.

La sélection des solutions peut donner lieu à un processus itératif aboutissant à une filière de traitement qui correspond bien aux réalités du contexte local.

Diagramme pour la sélection d'une filière de traitement adaptée au contexte

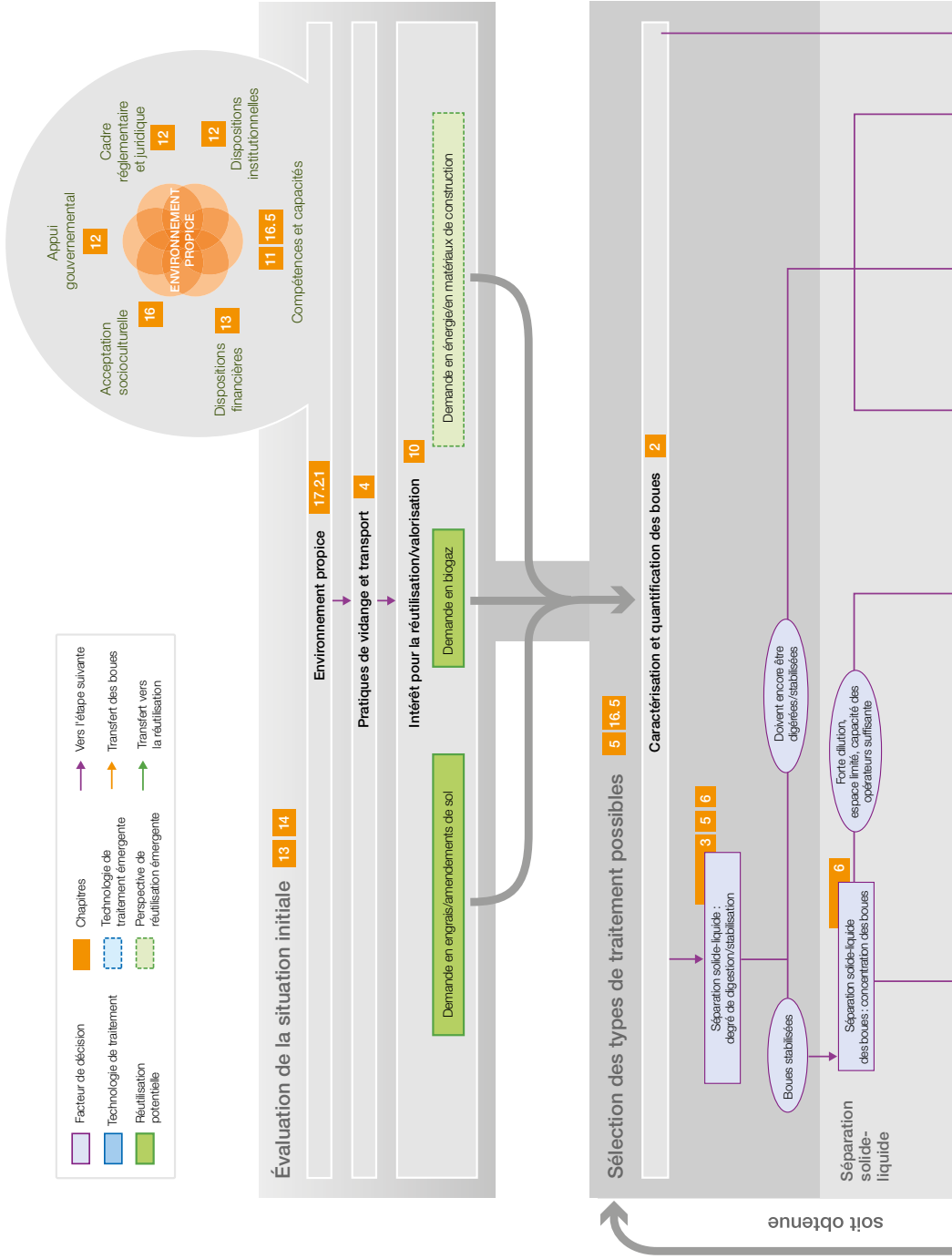
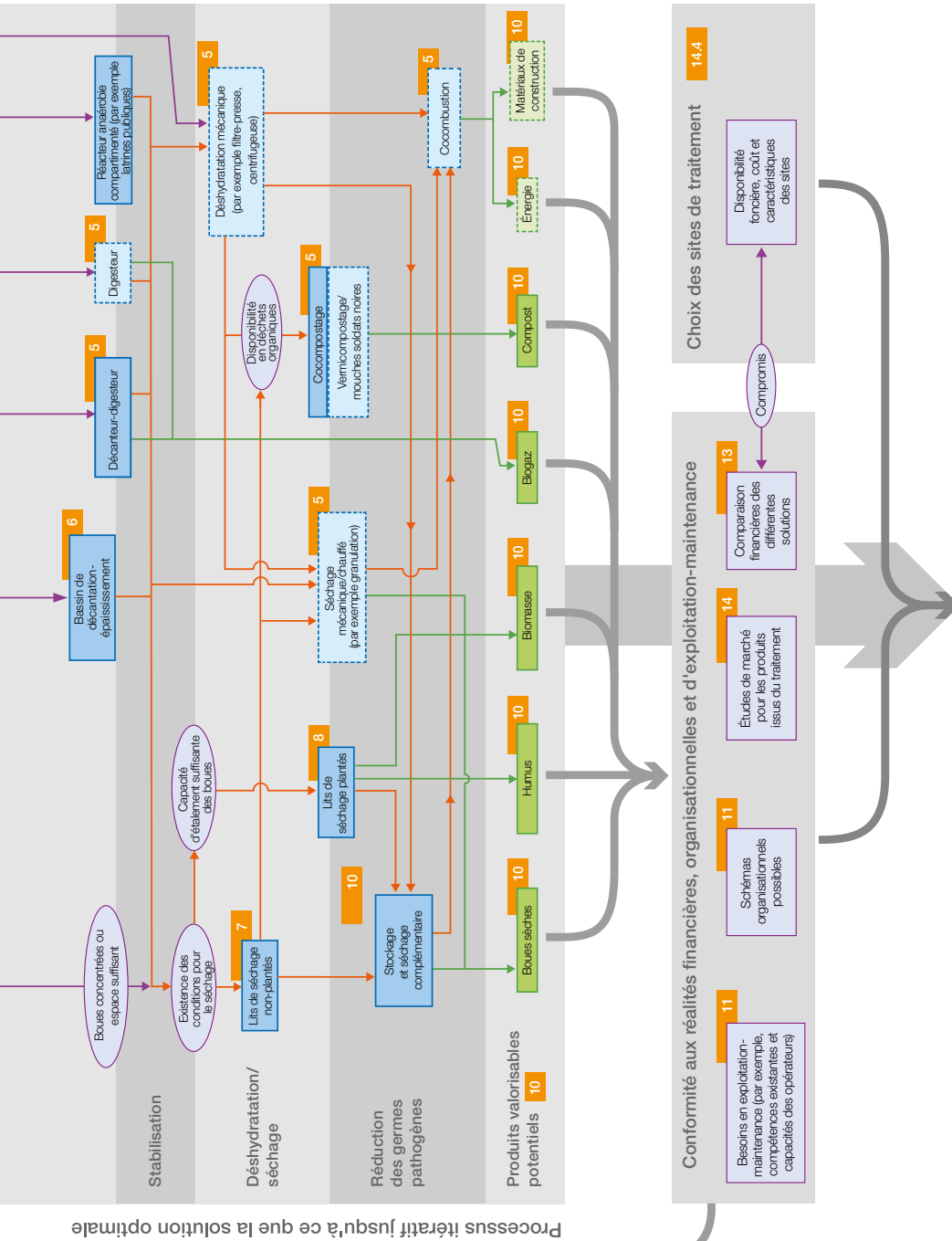


Figure 17.10 : Diagramme pour la sélection de la filière de traitement ou comment choisir l'association de technologies adaptée au contexte.



17.4.4 Schématisation d'un système d'assainissement

Communiquer les résultats de la sélection de la filière de traitement de manière claire et méthodique est essentiel afin d'établir une base de discussion des propositions avec les parties prenantes clefs. Le *Compendium des systèmes et technologies d'assainissement* (Tilley et al., 2014) fournit un cadre clair et facilement appréhendable pour représenter toute la chaîne de valeurs, depuis le type de latrines jusqu'à la filière de traitement et les modes de réutilisation ou de mise en dépôt retenus. La chaîne de valeurs se compose de cinq groupes fonctionnels : (i) l'interface utilisateur ; (ii) la collecte et le stockage/traitement ; (iii) le transport ; (iv) le traitement (semi-) centralisé ; (v) la valorisation et/ou la mise en décharge. Chaque solution, qu'elle soit existante ou envisagée, est représentée dans son groupe fonctionnel respectif. Elle est reliée à l'étape suivante par des flèches et par les produits entrants et sortants.

L'encadré 17.3 donne un exemple de schématisation d'un système d'assainissement.

Encadré 17.3 : Exemple de schéma de système d'assainissement.

L'étude de faisabilité pour la mise en œuvre d'une nouvelle filière GBV est réalisée dans une ville d'Afrique sub-saharienne. L'évaluation de la situation initiale (chapitre 14) montre que la population utilise principalement des latrines à fosse simple ou à fosse ventilée améliorée (VIP), qui sont soit sèches soit à chasse manuelle, selon l'origine culturelle de l'utilisateur. Elle révèle également des fosses septiques chez les familles aisées et les bâtiments administratifs et commerciaux. Les eaux grises sont séparées et évacuées distinctement dans les canaux pluviaux ou dans des puits d'infiltration, tout comme les effluents issus des fosses septiques. Les boues fécales des latrines sont principalement collectées par des vidangeurs motorisés, mais quelques quartiers inaccessibles aux véhicules ont recours aux vidanges manuelles.

Le groupe de travail sur l'assainissement en charge de la réalisation du plan stratégique d'assainissement de la ville propose la construction de deux stations de traitement des boues de vidange, l'une au nord de la ville et l'autre au sud. Il prévoit que les boues de vidange y soient transportées par les vidangeurs privés existants et que des stations de transfert soient réalisées sur les voies principales limitrophes des quartiers desservis par les vidangeurs manuels. La filière de traitement pour les deux stations comprend un bassin de décantation et d'épaississement, suivi par des lits de séchage non-plantés. Le traitement de la fraction liquide est prévu par un lagunage. Les boues issues des lits de séchage seront stockées pendant six mois avant d'être vendues à des agriculteurs. L'effluent sortant du lagunage sera évacué vers un ruisseau proche ou utilisé pour l'irrigation pendant la saison sèche. L'exploitant de la station aura la possibilité de faire de l'aquaculture dans le dernier bassin du lagunage.

Dans la perspective d'une réunion avec les autorités locales, le groupe de travail sur l'assainissement a préparé le schéma du système d'assainissement correspondant, afin de faciliter la présentation et la discussion des résultats. Ce schéma est présenté par la figure 17.11.

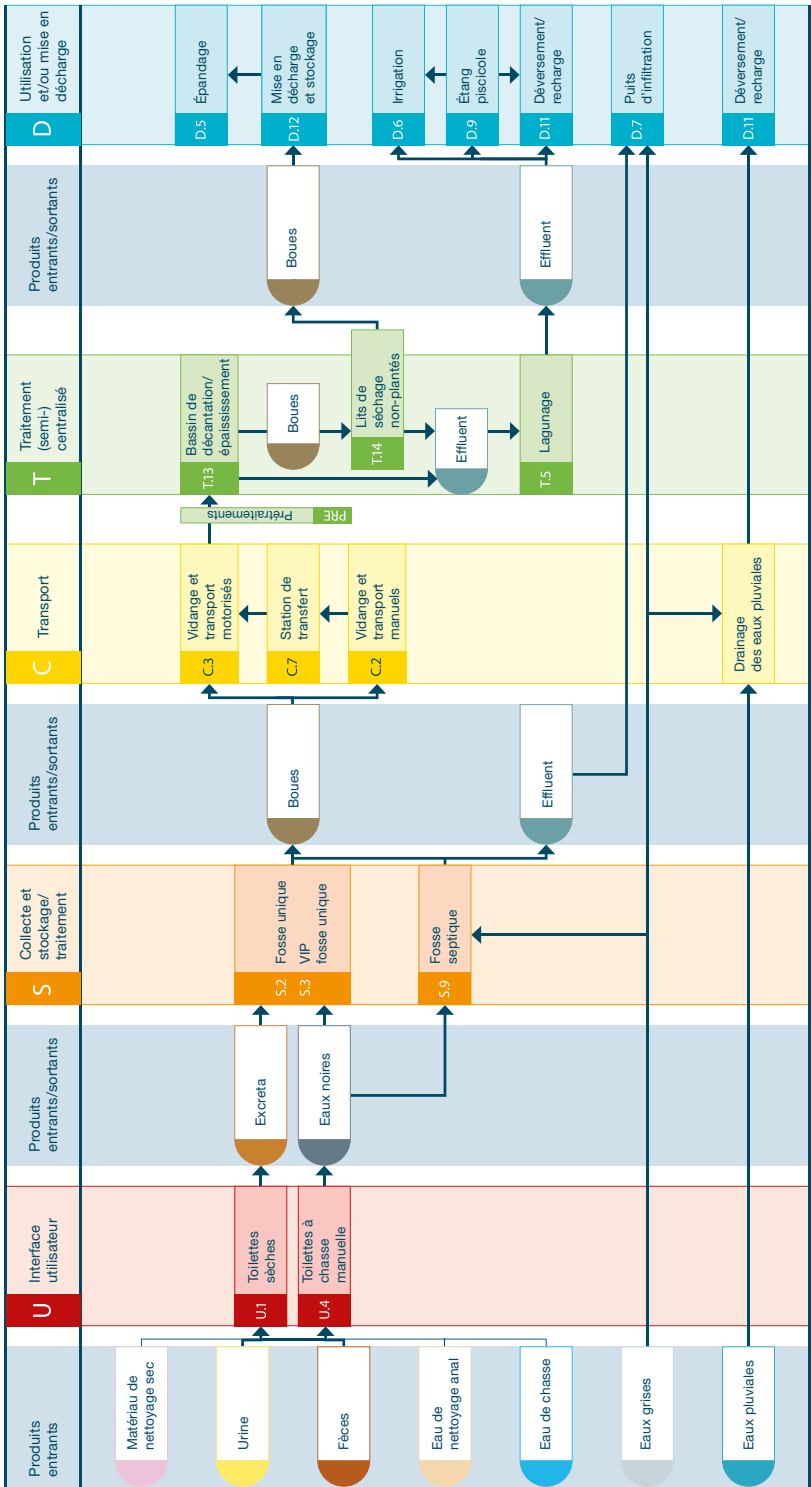


Figure 17.11 : Exemple de schéma de système d'assainissement (adapté de Tilley et al., 2014).

17.5 BIBLIOGRAPHIE

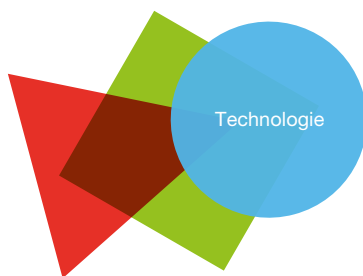
- ADB (2006). *Model Terms of Reference - Planning Urban Sanitation and Wastewater Management Improvements*. Manila.
- AECOM, Eawag-Sandec (2010). *A Rapid Assessment of Septage Management in Asia - Policies and Practices in India, Indonesia, Malaysia, the Philippines, Sri Lanka, Thailand, and Vietnam*. ECO-Asia. USAID.
- Drechsel P., Scott C., Raschid-Sally L., Redwood M., Bahri A. (eds) (2010). *Wastewater Irrigation and Health: Assessing and Mitigating Risk in Low-Income Countries*. Earthscan, IDRC, IWMI.
- Gutterer B., Sasse S., Thilo P., Reckerzügel T. (2009). *Decentralised Wastewater Treatment Systems (DEWATS) and Sanitation in Developing Countries - A Practical Guide*, BORDA, WEDC.
- Klingel F., Montangero A., Koné D., Strauss M. (2002). *Faecal Sludge Management in Developing Countries - A Planning Manual / Gestion des boues de vidange dans les pays en voie de développement - Un manuel de planification*. Dübendorf, Switzerland, Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag).
- Lüthi C., Morel A., Kohler P., Tilley E. (2009). *People's Choice First. A 4-Country Comparative Validation of the HCES Planning Approach for Environmental Sanitation*, NCCR : 129.
- Lüthi C., Morel A., Tilley E., Ulrich L. (2011a). *Community-Led Urban Environmental Sanitation, Complete Guidelines for Decision-Makers with 30 Tools*. Dübendorf, Switzerland, Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag).
- Lüthi C., Panesar A., Schütze T., Norström A., McConville J., Parkinson J., Saywell D., Ingle R. (2011b). *Sustainable Sanitation in Cities: A Framework for Action*. Rijswijk, Papiroz Publishing House.
- McConville J., Norström A., Lüthi C., Panesar A., Schütze T., Parkinson J., Saywell D., Ingle R. (2011). *Planning for Sustainable Sanitation*. Dans : *Sustainable Sanitation for Cities - A framework for action*. Rijswijk, Papiroz Publishing House.
- Murray A., Buckley C. (2010). *Designing Reuse-Oriented Sanitation Infrastructure: The Design for Service Planning Approach*. Dans : Drechsel P., Scott C., Raschid-Sally L., Redwood M., Bahri A. (eds). *Wastewater Irrigation and Health: Assessing and Mitigating Risk in Low-Income Countries*. Earthscan, IDRC, IWMI.
- Parkinson, J., Lüthi, C., Walther D. (2014). *Sanitation21 - A Planning Framework for Improving City-wide Sanitation Services*. IWA, Eawag-Sandec, GIZ.
- Reymond P., Renggli S., Lüthi C. (2016). *Towards Sustainable Sanitation in an Urbanising World*. In Ergen M. (ed): *Sustainable Urbanization*. InTech Publishing.
- Tilley E., Ulrich L., Lüthi C., Reymond P., Schertenleib R., Zurbrügg C. (2014). *Compendium of Sanitation Systems and Technologies*. 2nd Revised Edition. Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag). Dübendorf, Switzerland.
- Édition française (2016) disponible sur www.sandec.ch/compendium_fr
- WSP (2009). *Urban Sanitation in Indonesia: Planning for Progress*. WSP Field Notes. Water and Sanitation Programme, Banque Mondiale.
- WSP (2010). *Marching Together with a Citywide Sanitation Strategy*. Indonesia Sanitation Sector Development Program (ISSDP), Water and Sanitation Programme, Banque Mondiale.

LES ORIENTATIONS POUR LE FUTUR

Linda Strande

18.1 INTRODUCTION

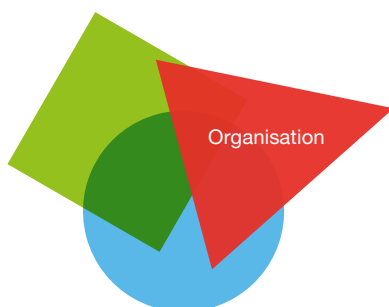
L'approche développée dans cet ouvrage considère la gestion des boues de vidange comme un système d'assainissement. Elle peut être considérée comme la fondation pour la conception et la gestion de systèmes GBV fonctionnels et pérennes. La gestion des boues de vidange est un domaine nouveau en plein développement, qui bénéficie constamment d'améliorations et de nouvelles connaissances. Ces avancées vont continuer à se développer les unes à partir des autres pour une optimisation des solutions et des approches. Chaque chapitre de ce livre a dressé des conclusions importantes et proposé des étapes à suivre sur les plans technologique, organisationnel et de planification, pour mettre en place une gestion des boues de vidange pérenne. On retiendra en particulier les points suivants :



- **Concevoir dans le but de réutiliser ou mettre en dépôt les produits issus du traitement.**
Cette démarche permet de sécuriser l'atteinte des niveaux de traitement adéquats et adaptés, tant pour les effluents que pour les produits issus du traitement. Elle permet d'éviter que les systèmes ne soient ni surdimensionnés (gaspillage de ressources financières) ni sous-dimensionnés (risque pour la santé publique et l'environnement).
- **Concevoir pour la quantité effective et les caractéristiques locales des boues de vidange.**
Cette approche garantit une conception efficace des technologies et le traitement des boues de vidange de l'ensemble de la ville. Néanmoins, les méthodes pour une meilleure quantification et caractérisation des boues de vidange doivent encore être développées.
- **Créer des technologies de stockage sur place, des stations de transfert et des méthodes de vidange.**
Il s'agit d'un lien essentiel pour la chaîne de services. Assurer que les boues de vidange soient déposées dans les stations de traitement (centralisées ou décentralisées) et donc éviter les dépotages de boues non-traitées dans l'environnement requiert une collecte et un transport qui soient sans risque, efficaces et abordables.

- **Développer une meilleure compréhension des mécanismes de traitement.**

Cela constituera la base pour le développement de nouvelles technologies de traitement des boues de vidange et pour l'adaptation des technologies existantes de traitement des boues et des eaux usées.



- **Intégrer la dimension organisationnelle dès le début de la planification du projet.**

Pour un fonctionnement durable sur le long terme, il est essentiel de prendre en compte les implications en terme de gestion, pour l'exploitation courante comme pour le suivi-évaluation, dans les processus de sélection des technologies et de planification.

- **Mettre en place des cadres juridiques et réglementaires pour la gestion des boues de vidange et introduire des mécanismes incitatifs et de mise en application qui soient financés.**

C'est une nécessité pour garantir la mise en œuvre et l'application effective de la réglementation portant sur la santé publique et l'environnement.

- **Envisager différents schémas financiers.**

Cela aidera à formaliser le secteur et à le rendre financièrement durable. Intégrer la possibilité de primes peut être un moyen de transition vers d'autres modèles d'organisation dans le court terme.



- **Évaluer et comprendre la situation initiale dans un contexte donné.**

Les pratiques d'assainissement sont très hétérogènes, non seulement entre pays et entre villes, mais aussi au sein d'une même ville. La diversité des situations implique des solutions spécifiques à chacune. Une évaluation systématique permettra aux solutions d'être conçues

sur mesure pour répondre aux besoins réels et de construire sur l'existant en prenant en compte les forces et les contraintes propres à chaque contexte.

- **Intégrer les parties prenantes dans la gestion des boues de vidange et comprendre leurs intérêts et leurs influences.**

C'est un point essentiel dans la conception d'un projet GBV : l'analyse et l'implication des parties prenantes sont des activités à mener tout au long du projet. Il s'agit d'un processus continu et itératif qui contribue à construire les consensus, à identifier les besoins, à définir les exigences en termes de renforcement de capacité et à positionner certains groupes traditionnellement négligés. Par-dessus tout, cette démarche permettra aux parties prenantes de faire des choix en connaissance de cause, de bien comprendre les implications de ces choix et d'être prêts à remplir leur rôle et à tenir leurs responsabilités dans la filière GBV.

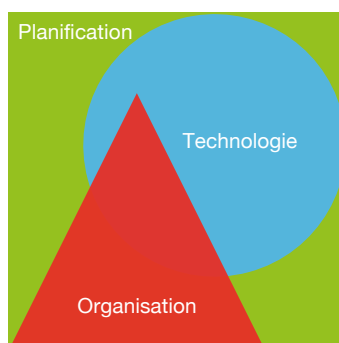
- **Intégrer le processus participatif dans le cycle de projet classique.**

Les coûts supplémentaires engendrés par le processus participatif sont rapidement couverts par les économies réalisées lors de la mise en œuvre et de l'exploitation et par l'évitement de complications identifiées à temps. Le succès du projet est accru par des schémas organisationnels plus efficaces, de meilleures dispositions institutionnelles et l'intégration du secteur privé (« Mémo pour la planification GBV de A à Z », tableau 17.1).

- **Appliquer une approche de planification intégrée à l'échelle de la ville.**

C'est un impératif pour comprendre les facteurs critiques pour la sélection des solutions adaptées au contexte. Les conditions-cadres d'un environnement propice doivent être prises en compte dans leur ensemble. Les schémas organisationnels et financiers doivent être définis et validés en amont des choix des solutions techniques.

La force de l'approche proposée dans ce livre est de réunir les domaines technologique, organisationnel et de planification pour obtenir des solutions durables de gestion des boues de vidange. Le mémo pour la planification GBV de A à Z et le diagramme de sélection de la filière de traitement illustrent cette approche et facilitent la circulation à travers le livre. Ils peuvent être considérés comme une check-list et un outil visuel pour structurer le processus de planification, y intégrer tous les éléments nécessaires et communiquer avec les parties prenantes non-expertes.



La mise en œuvre réussie de chacune des étapes ci-dessus nécessite de bien connaître les trois domaines. Avoir des infrastructures GBV implique de traiter des questions larges, compliquées

et interconnectées. Il est nécessaire de comprendre comment ces domaines s'assemblent, se connectent et s'influencent les uns les autres. Les six chantiers identifiés ci-dessous sont au croisement des domaines technologique, organisationnel et de planification. Du travail est nécessaire dans chacun d'eux pour faire progresser le secteur avec succès :

1. Reconnaître l'importance de la gestion des boues de vidange ;
2. Mettre en place les cadres structurants et les responsabilités ;
3. Améliorer la dissémination des connaissances et le développement des capacités ;
4. Créer des modèles économiques et des modes de tarification durables ;
5. Mettre en œuvre des méthodologies de planification intégrées ;
6. Développer des technologies adaptées.

18.1.1 Reconnaître l'importance de la gestion des boues de vidange

Le développement de systèmes GBV durables nécessite une première étape notable : la reconnaissance de son importance par les parties prenantes dans les trois domaines que sont la technologie, l'organisation et la planification. Cela comprend la prise de responsabilités des gouvernements dans la gestion de la filière, le financement par les bailleurs de fonds de systèmes GBV réalisables et adaptés, et la promotion de la GBV par les grandes organisations intergouvernementales, en parallèle aux mesures pour mettre fin à la défécation en plein air. Si la GBV est reconnue comme étant un besoin réel et une solution justifiée, elle bénéficiera naturellement d'une attention plus soutenue et de ressources plus grandes. Le gouvernement des Philippines en fournit un bon exemple, avec le premier plan stratégique national de GBV approuvé en Asie du Sud-Est en 2012 (Programme national pour la gestion des eaux usées et des boues de vidange - NSSMP) (Robbins *et al.*, 2012). Avec ce programme, le gouvernement a non seulement accepté et reconnu l'importance de la GBV, mais il a aussi reconnu que la GBV et la gestion combinée des eaux usées et des boues de vidange étaient des solutions viables.

Un argument fort en faveur de l'investissement dans la GBV consiste à souligner les coûts économiques liés au déficit de services d'assainissement, en plus du bénéfice pour la santé publique. L'impact du manque d'accès à l'assainissement est en effet estimé à 260 milliards USD par an (Hutton, 2013). Le Programme pour l'eau et l'assainissement (*Water & Sanitation Programme, WSP*) de la Banque mondiale a mis en évidence, au cours de l'Initiative pour les aspects économiques liés à l'assainissement (*Economics of Sanitation Initiative, ESI*, www.wsp.org/content/economic-impacts-sanitation), que l'assainissement avait aussi un impact sur d'autres secteurs économiques importants. Par exemple, le manque à gagner du secteur du tourisme à cause de la faiblesse des services d'assainissement est estimé à 266 millions USD par an (Hutton *et al.*, 2008).

Les Objectifs du millénaire pour le développement (OMD) ont très bien réussi à accroître l'attention internationale sur les besoins en assainissement. L'intégration de la gestion des boues de vidange dans l'agenda international post-2015, à travers les Objectifs du développement durable (ODD), s'appuiera sur cette dynamique pour sensibiliser sur l'importance de « l'assainissement environnemental », ainsi que sur l'importance de prendre en compte ensemble tous les systèmes relatifs à l'eau, à savoir les eaux usées, l'eau potable, l'irrigation, le drainage et la gestion des déchets solides (Eawag, 2005).



Figure 18.1 : Lits de séchage pour le traitement des boues de vidange en cours de construction sur le site de Lubigi à Kampala. Étape 1 du projet de protection du lac Victoria financé par la KFW, l'UE et le gouvernement ougandais (NWSC) (photo : Lars Schoebitz).

18.1.2 Mettre en place les cadres structurants et les responsabilités

Avoir une unique entité municipale spécifiquement responsable de l'assainissement, indépendamment de la technologie utilisée, favorise le sens des responsabilités qui pourrait être sans cela être dilué avec des modèles de gestion plus fragmentés où plusieurs entités sont en charge de parties de la chaîne de services. Cela facilite également l'efficacité dans la planification à l'échelle de la ville. La rationalisation permet d'éliminer les chevauchements de responsabilités entre les parties prenantes et d'assurer leur exhaustivité (Bassan *et al.*, 2013a). Le cas de l'Indonésie est un bon exemple pour la définition des rôles et des responsabilités, à travers le Programme de développement du secteur de l'assainissement (*Sanitation Sector Development Program, ISSDP*) en collaboration avec le Programme pour l'eau et l'assainissement de la Banque Mondiale (*WSP*). Avant la mise en œuvre de ce programme, l'Indonésie présentait un taux de couverture pour le traitement des eaux usées et des boues de vidange parmi les plus bas de l'Asie du Sud-Est. Aujourd'hui, le gouvernement est fermement engagé dans l'assainissement à travers une stratégie nationale. L'Agence nationale de développement de la planification (*National Planning Development Agency, Bappenas*) joue le rôle principal dans la prise de décision, les autorités locales étant en charge de la mise en œuvre de l'assainissement urbain dans leur juridiction (*WSP*, 2011).

Les cadres institutionnels sont nécessaires pour définir les exigences minimales et assurer leur application. Un équilibre doit être trouvé entre des exigences trop élevées - qui empêchent donc toute action en n'étant pas atteignables - et la protection adéquate et adaptée de la santé publique et de l'environnement. Une stratégie possible consiste à mettre en œuvre des améliorations par étapes, économiquement réalistes, et qui posent les bases à de plus amples développements futurs (Parkinson *et al.*, 2014). Des indicateurs de performance sont nécessaires pour évaluer l'efficacité des solutions au niveau de la filière dans sa globalité, et pas seulement au niveau des ménages. À cette fin, le Programme pour l'eau et l'assainissement (*WSP*) a développé des outils

de diagnostic et de décision pour la mise en œuvre de systèmes GBV améliorés à l'échelle des villes (<http://www.worldbank.org/en/topic/sanitation/brief/fecal-sludge-management-tools>).

La valorisation des produits issus du traitement des boues de vidange, élément d'optimisation des revenus des stations de traitement, favorise l'efficacité de l'exploitation des stations. La valorisation comporte néanmoins toujours un certain niveau de risque au niveau des produits et de l'utilisation qui en est faite. Pour pallier cela, l'Organisation mondiale de la santé (OMS) a élaboré un manuel intitulé : *Planification de la gestion de la sécurité sanitaire de l'assainissement (Sanitation Safety Plan, SSP)* pour une utilisation et une élimination sûre des eaux usées, des excreta et des eaux ménagères (OMS, 2016). L'objectif est d'appuyer les autorités en charge dans la réduction des risques pour la santé engendrés par la valorisation, en facilitant l'application des « Recommandations pour l'utilisation des eaux usées, des excreta et des eaux grises dans l'agriculture et l'aquaculture » (*Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater in Agriculture and Aquaculture*) (OMS, 2006). Par ailleurs, une initiative de l'Association internationale de l'eau (*International Water Association, IWA*) développe une méthode d'évaluation rapide et participative des risques liés aux systèmes d'assainissement (*Participatory Rapid Sanitation System Risk Assessment, PRSSRA*). Il s'agit d'une évaluation rapide des risques basée sur l'implication des parties prenantes aboutissant à une priorisation des interventions visant à réduire ces risques. Enfin, certains pays sont en train d'établir des recommandations et des procédures de certification pour commencer à structurer et à formaliser le secteur de la valorisation des ressources.

18.1.3 Améliorer la dissémination des connaissances et le développement des capacités

La gestion des boues de vidange étant un domaine relativement nouveau, une grande partie des connaissances existantes restent cantonnées au niveau des praticiens sur le terrain, sans rapport écrit. Les documents de référence accessibles et à des prix abordables manquent. Il est impératif de développer des méthodes pour accroître le niveau d'expertise locale, car de nombreuses défaillances dans la filière GBV sont liées à un manque de capacité institutionnelle, de capacité de gestion, de ressources humaines et de compétences. Les éléments de la chaîne de services ont tous potentiellement besoin d'appui pour le développement des capacités des ressources humaines (Parkinson *et al.*, 2014). Pour répondre à cela, il est nécessaire de développer des outils pédagogiques adaptés pour permettre aux personnes non-techniques d'accéder à l'information (Parkinson *et al.*, 2014). Heureusement, les nouveaux outils de partage de connaissances peuvent aider à combler les lacunes dans la diffusion des nouveaux résultats de la recherche, comme par exemple SuSanA (*Sustainable Sanitation Alliance* - www.susana.org), qui depuis 2007 fournit une plateforme de travail ouverte à un réseau international sur les questions d'assainissement durable ainsi qu'un forum de discussion. Une boîte à outils GBV est aussi en cours de développement (www.fsmttoolbox.com).

Des ressources en ligne supplémentaires sont indiquées au chapitre 1. Une autre stratégie très efficace consiste à intensifier les échanges Sud-Sud entre les employés municipaux et les praticiens pour l'apprentissage et le partage des expériences. Les associations professionnelles de vidange à Kampala, Ouganda, et à Dakar, Sénégal, en sont un bon exemple. Les directeurs de ces associations sont régulièrement invités à présenter et à partager leur expérience lors de conférences et de réunions en Afrique subsaharienne. Un autre exemple de réussite est l'Institut

municipal d'apprentissage (*Municipal Institute of Learning, MILE*) de Durban, Afrique du Sud, qui a été mis en place pour transférer les connaissances et les expériences de Durban vers d'autres villes d'Afrique. Le MILE propose fréquemment des cours et des visites sur le terrain, avec l'aide financière de l'Institut des Nations unies pour la formation et la recherche (*United Nations Institute for Training and Research, UNITAR*) et de la municipalité eThekweni de Durban. Le service eau et assainissement de eThekweni (*eThekweni Water and Sanitation, EWS*) crée des partenariats avec différentes municipalités africaines pour partager des connaissances et apporter des améliorations dans la fourniture des services. La direction de EWS interagit également et partage ses expériences avec les équipes de direction d'autres organismes travaillant sur l'eau et l'assainissement dans les pays à revenu faible ou intermédiaire, grâce à des financements de la Banque mondiale et de son Programme pour l'eau et l'assainissement (*WSP*).

La valeur du renforcement des capacités et de la recherche appliquée dans le domaine de la gestion des boues de vidange est aujourd'hui largement reconnue. Le nombre de projets de recherche dans le domaine est en forte augmentation (figure 18.2). Par exemple, depuis la création du programme Eau, assainissement et hygiène de la Fondation Bill et Melinda Gates, un grand nombre de projets GBV ont été financés, en particulier dans les zones urbaines pauvres. L'un d'eux, le SaniUP (Stimuler l'innovation locale en matière d'assainissement pour les pauvres en zone urbaine en Afrique subsaharienne et en Asie du Sud-Est) a deux objectifs principaux : (i) stimuler par la recherche l'innovation locale en matière d'assainissement pour les citoyens pauvres, et (ii) renforcer le secteur de l'assainissement dans les pays en développement à travers l'éducation et la formation. Le projet a mené entre autres à l'élaboration d'un cours de trois semaines sur la gestion des boues de vidange (www.unesco-ihe.org) dans le cursus d'ingénierie sanitaire de l'UNESCO-IHE, l'édition et la publication du présent ouvrage (en cofinancement avec Direction suisse du développement et coopération, DDC), ainsi qu'un cours en ligne sur la GBV disponible sur le site de l'IHE (<https://www.un-ihe.org/online-course-faecal-sludge-management>).

Eawag-Sandec, en partenariat avec l'EPFL, a développé un cours en ligne gratuit MOOC, disponible sur la plateforme Coursera et sur Youtube (www.eawag.ch/mooc), avec sous-titres en français. En 2018 commence un master en assainissement non-connecté à l'égout dispensé par un consortium de leaders du secteur à Delft, aux Pays-Bas (www.un-ihe.org/one-year-master-science-programme-sanitation).



Figure 18.2 : Collègues doctorants réalisant une caractérisation des boues de vidange au laboratoire d'ingénierie sanitaire de l'UNESCO-IHE, dans le cadre d'un projet financé par la Fondation Bill et Melinda Gates (photo : UNESCO-IHE).

18.1.4 Créer des modèles économiques et des modes de tarification durables

De manière générale et en fonction des contextes locaux, le système d'assainissement GBV se montre beaucoup moins coûteux que les systèmes centralisés de type égouts-station (Dodane *et al.*, 2012). Il est néanmoins essentiel pour le bon fonctionnement du système que les flux financiers soient adaptés pour l'ensemble des services de la filière. Les modes de tarification sont souvent inéquitables, puisque les ménages les plus pauvres payent habituellement deux fois pour l'assainissement : une première fois via la redevance d'assainissement incluse dans la facture d'eau et une seconde pour le service de vidange de leur fosse. D'autres modèles économiques que celui basé sur une redevance municipale doivent être pris en compte pour réduire le poids financier des services d'assainissement au niveau des ménages.

S'il est intéressant qu'une même entité soit responsable du cadre global de la gestion des boues de vidange, il n'est pas nécessaire qu'elle soit en charge de toutes les activités de la chaîne de services GBV. L'angle de vue économique permet de concevoir les choses en termes de clients et de propositions de valeur. Les clients pour les services sont les ménages utilisateurs qui souhaitent vidanger et évacuer leurs boues sans préoccupation pour leur destination finale, mais aussi les municipalités ou les services publics en charge de la protection de la santé publique, et enfin les réutilisateurs des produits issus du traitement qui perçoivent la valeur ajoutée de la valorisation. La « coopération-compétition » est un modèle de développement commercial efficace dans le secteur informel, une combinaison de coopération et de concurrence : les petites entreprises nées des besoins existants rivalisent entre elles tout en coopérant sur certains points. Le secteur de la vidange de Bangalore constitue un exemple intéressant : la concurrence entre les entreprises profite aux ménages en maintenant les prix des services de vidange à un niveau bas. Dans le même temps, l'association des vidangeurs a fait évoluer la demande en technologie. Elle a permis d'améliorer les chaînes d'approvisionnement en pièces détachées pour les camions et de développer des ateliers locaux de construction et de réparation des camions de vidange, ce qui réduit considérablement les charges de ces entreprises. Par ailleurs, les opérateurs fournissent des boues aux agriculteurs qui apprécient leur valeur. Ils rivalisent entre eux pour obtenir de l'engrais bon marché, ce qui augmente leurs revenus (Gebauer *et al.*, 2013).

Les partenariats public-privé (PPP) constituent une autre possibilité, source de nouvelles opportunités et de défis d'urbanisme pour les municipalités à travers la gestion de conflits potentiels entre les intérêts privés et publics. Une stratégie possible consiste à fixer des tarifs qui encouragent les producteurs à vendre de l'électricité issue du traitement des déchets au réseau, garantissant un prix et un marché permettant de financer les investissements pour transformer les boues en électricité et mettre au point la technologie. Les municipalités pourraient également conclure des accords pluriannuels avec les partenaires du secteur privé pour leur « garantir un approvisionnement en matières premières », afin d'assurer la faisabilité financière d'installations de production/traitement à grande échelle. Les entités publiques pourraient aussi subventionner les entreprises de vidange afin de faciliter la rentabilité de leur prestation, tout en définissant et en imposant un prix de vidange maximum pour les ménages.

Un PPP raisonnablement efficace fonctionne à Kampala, Ouganda, entre la Compagnie nationale d'eau et d'assainissement (*National Water and Sewerage Corporation, NWSC*), l'autorité municipale (*Kampala Capital City Authority, KCCA*), l'autorité en charge de l'environnement (*National Environment Management Authority, NEMA*) et l'association des vidangeurs (*Private Emptyer As-*

sociation, PEA). Cette dernière, enregistrée en 1999, est en charge de la collecte et du transport des boues de vidange à Kampala, ce qui constitue le maillon essentiel de la filière (même si un accord officiel de PPP n'a pas encore été signé).

Les Entrepreneurs du déchet (*Waste Entreprisers*, aujourd'hui *Pivot*) constituent un exemple de la recherche et du développement dans le domaine. Ils utilisent la valorisation pour réinventer l'économie du traitement et de la mise en dépôt des boues. Plutôt que de penser la réutilisation comme un complément à une station de traitement coûteuse, la société construit des « usines » qui utiliseront les boues comme matière première pour en faire un combustible solide à vendre aux industries. En rationalisant les coûts de traitement et en concevant son système pour maximiser la récupération d'énergie, *Waste Entreprisers* a créé un modèle économique rentable qui vise à transformer les boues de vidange en intrant pour la production d'énergie renouvelable. Après avoir construit leur première usine à vocation commerciale au Kenya, ils opèrent actuellement à Kigali, au Rwanda (<http://pivotworks.co/>).



Figure 18.3 : Mise en œuvre de la méthode de caractérisation et de quantification des boues de vidange FAQ (Faecal Sludge Quantification and Characterisation) à Kampala, Ouganda (photo : Lars Schoebitz).

L'Office national de l'assainissement du Sénégal (ONAS) à Dakar gère un centre d'appels auquel tous les ménages utilisateurs peuvent s'adresser pour commander un service de vidange. Le centre d'appels émet alors un avis auprès des entreprises de vidange pour les mettre en concurrence sur le prix, réduisant ainsi le coût pour le ménage utilisateur. Cet essai pilote prévoit à l'avenir d'intégrer un suivi GPS des camions et des avis par SMS. Le projet RRR (*Resource, Recovery and Reuse*) évalue la faisabilité de modèles économiques reposant sur les déchets, à grande échelle, avec valorisation de l'eau, des nutriments et de l'énergie. Des études de faisabilité sont en cours d'évaluation à Lima, Pérou, à Hanoi, Vietnam, à Bangalore, Inde, et à Kampala,

Ouganda (www.sandec.ch/fsm-tools). Un autre exemple : l'ONG Sanergy basée dans un quartier informel de Nairobi et qui gère plusieurs centaines de toilettes sèches. Son modèle économique comprend la fabrication et la vente de toilettes à la communauté locale, un système de franchise pour l'exploitation, la collecte d'une redevance auprès des utilisateurs des toilettes, la vidange et le nettoyage quotidien des toilettes, le transport de l'urine et des matières fécales vers un site de traitement et la valorisation des produits. Sanergy recherche les meilleures solutions de valorisation, dont le biogaz, le compost et les mouches soldats noires (<http://saner.gy/>).

18.1.5 Mettre en œuvre des méthodologies de planification intégrées

La mise en œuvre d'approches de planification intégrées pour les systèmes GBV à l'échelle d'une ville est une nécessité pour relever avec succès le défi de l'assainissement urbain. L'hétérogénéité des zones urbaines dans les pays à revenu faible ou intermédiaire peut cependant constituer une difficulté, avec de forts taux de croissance et des caractéristiques très variables en termes de revenus, de dispositifs d'assainissement utilisés et de statut formels ou informels, à quoi s'ajoute des conditions-cadres déficientes (Hawkins *et al.*, 201 ; Reymond *et al.*, 2016). Selon Parkinson *et al.* (2014), les méthodologies de planification doivent continuer à être optimisées afin de créer :

- Une vision partagée par les différentes parties prenantes sur la nécessité d'améliorations sanitaires ;
- Une priorisation claire et réaliste de l'amélioration dans l'ensemble de la ville ;
- Une stratégie complète de développement de l'assainissement pour toute la ville, qui corresponde aux demandes des utilisateurs et aux différentes caractéristiques physiques et socio-économiques de la ville ;
- Des conditions-cadres propices en termes de gouvernance, de finances, de renforcement des capacités, de technologies et d'intégration.

Connaître la production annuelle de boues et leurs caractéristiques à l'échelle de la ville est nécessaire pour la conception des technologies de traitement adéquates et adaptées. Il n'existe pourtant pas aujourd'hui de méthodes fiables pour y parvenir. La caractérisation et la quantification des boues sont difficiles en raison de la vaste gamme de dispositifs d'assainissement existants au niveau des ménages (notamment les latrines améliorées ventilées, les fosses non-étanches et les fosses septiques), en plus des toilettes publiques, des locaux commerciaux, des restaurants et des écoles. Il n'existe généralement pas non plus d'informations fiables sur le nombre ou les types de dispositifs en place. Les caractéristiques et la production de boues sont très variables et ne sont pas bien appréhendées. L'échantillonnage et l'analyse à l'échelle de la ville nécessitent beaucoup de temps et de ressources.

Pour remédier à cela, des méthodes pour la caractérisation et la quantification des boues telles que la méthode FAQ (*Faecal Sludge Quantification and Characterisation*) sont en cours de développement. Son objectif est de fournir une approche logique et financièrement abordable à l'échelle d'une ville. La méthode FAQ est basée sur l'hypothèse que les données démographiques peuvent être un indicateur des caractéristiques des boues de vidange (par exemple : le niveau de revenu, le statut juridique du logement, la densité de population et l'âge du bâtiment), qui sont aussi influencées par des facteurs physiques (par exemple : la nappe phréatique, le type de sol et l'altitude). Le revenu, par exemple, pourrait être un bon indicateur car il affecte à la fois le

régime alimentaire et la qualité des constructions. Ces données peuvent ensuite être analysées spatialement avec un SIG pour élaborer un plan d'échantillonnage représentatif basé sur les ressources disponibles. La méthode FAQ a été testée sur le terrain à Kampala, Ouganda, et à Hanoi, Vietnam (figure 18.3 ; www.sandec.ch/fsm_tools).

Un autre exemple de planification concerne l'assainissement d'urgence. L'eSOS® (*emergency Sanitation Operation System*) est une activité financée par la Fondation Bill et Melinda Gates menée par l'UNESCO-IHE (Brdjanovic *et al.*, 2013). L'eSOS® porte sur l'ensemble de la chaîne de l'assainissement d'urgence dans les situations où une aide extérieure est nécessaire pour répondre aux besoins en assainissement (figure 18.4).



Figure 18.4 : Exemple de configuration pour une application d'eSOS® (photo : Peter Greste, Al Jazeera, illustration de toilettes intelligentes eSOS® : FLEX/the INNOVATIONLAB).

Au centre de toute action en situation d'urgence se trouvent l'intégration, le partage, la communication et la collaboration. Les technologies de l'information et de la communication sont très intéressantes pour répondre à ces questions fondamentales et les améliorer à chaque étape de la chaîne de services. À l'avenir, eSOS® sera également transformable pour (i) la gestion de l'assainissement dans des conditions difficiles récurrentes au sein des zones urbaines pauvres comme les quartiers informels, (ii) l'accès à l'assainissement pour le public lors de grands événements en plein air tels que des concerts, des foires, etc. et (iii) la gestion des déchets solides. L'objectif principal d'eSOS® est de fournir un service d'assainissement efficace et réel pendant et après les situations d'urgence, en minimisant les risques pour la santé publique des personnes les plus vulnérables. Le second objectif a trait aux conditions de durabilité des solutions, en particulier pour les périodes post-urgence, et vise à réduire les coûts d'investissement, d'exploitation et de maintenance des dispositifs et des services d'assainissement en situation d'urgence.

Les méthodologies d'évaluation du niveau de centralisation ou de décentralisation adapté constituent un autre outil de planification important pour la mise en œuvre du traitement des boues de vidange à un niveau décentralisé ou semi-centralisé. Les niveaux de décentralisation élevés engendrent un coût moindre pour la filière lorsque l'on prend en compte les coûts associés au transport des boues et la réduction de la distribution des matières réutilisables. Par contre, l'accroissement des coûts de gestion et des coûts d'investissement peut entraîner une augmentation du coût global de la filière. La corrélation entre le niveau de décentralisation et le coût de la filière n'est pas linéaire, et généralement un niveau de rentabilité optimal peut être trouvé (Gaulke, 2006). Tous ces facteurs dépendent du contexte et des spécificités locales de chaque ville. Une autre manière de répondre à cela consiste à inventer des dispositifs capables de supprimer/immobiliser les agents pathogènes sur place, à rendre la collecte et le transport plus sûrs et la valorisation ou la mise en dépôt moins compliquée. Ceci constitue l'un des principaux objectifs de l'initiative « Réinventons les toilettes » (*Reinvent the Toilet Challenge, RTTC*) de la Fondation Bill et Melinda Gates (voir ci-dessous).

18.1.6 Développer des technologies adaptées

Le besoin en nouvelles technologies adaptées pour la GBV reste grand, même si le bon fonctionnement de la filière GBV dans sa globalité ne repose pas uniquement sur l'aspect technologique et doit être appréhendé à partir du contexte local. Les technologies sont en général issues de recherches pionnières, les programmes de recherche étant historiquement menés par des pays dans lesquels l'assainissement de type égouts-station est la norme. Cela souligne le besoin de développer des solutions au sein des pays où elles trouvent leur pertinence. Par ailleurs, pour être prises en compte localement et politiquement, il est bien que les chercheurs locaux travaillent main dans la main avec les autorités locales en charge de la gestion des boues de vidange (Bassan et Strande, 2011).

Le besoin en nouvelles solutions techniques étant aujourd'hui pressant, la recherche et la mise en œuvre doivent continuer à être réalisées en parallèle, afin d'aboutir à des solutions grandeur réelle aussi rapidement que possible. Le transfert d'expérience des lits de séchage (plantés et non-plantés) utilisés pour les boues d'épuration vers une utilisation pour les boues de vidange en constitue un bon exemple, avec une optimisation technologique qui se poursuit en situation réelle (Dodane *et al.*, 2011). De plus, les technologies doivent être choisies non seulement en fonction des caractéristiques spécifiques des boues, mais aussi selon la demande locale en réutilisation des produits issus du traitement ou selon le potentiel de cotraitement (Diener *et al.*, 2014). Voici quelques exemples d'axes de recherches en cours actuellement :

- Caractérisation des boues de vidange ;
- Collecte et transport ;
- Technologies de traitement semi-centralisées ;
- Dispositifs d'assainissement au niveau des ménages (à la parcelle) ;
- Valorisation.

18.2 CARACTÉRISATION DES BOUES DE VIDANGE

Comme expliqué au chapitre 2, les boues de vidange présentent des caractéristiques très variables qui restent mal appréhendées. Une conception optimale des stations de traitement nécessite pourtant de bien comprendre cette variabilité et les facteurs qui l'influencent (Bassan *et al.*, 2013b). Le projet PURR (www.sandec.ch) est mené dans le but de comprendre l'influence, sur les caractéristiques des boues, des facteurs liés aux dispositifs d'assainissement au niveau des ménages et aux méthodes de vidange et de transport. Ce projet intègre une étude de caractérisation des boues et la mise au point de recettes de fabrication de boues de vidange synthétiques pour évaluer en laboratoire les facteurs influençant leur dégradation biologique. D'autres chercheurs ont aussi développé des recettes de boues synthétiques pour évaluer les propriétés physiques influençant la vidange mécanique (Radford et Fenner, 2013).

La variabilité des boues constatée aujourd'hui s'explique aussi par l'absence de méthodes de mesure standardisées. Des méthodes ont été adaptées de l'analyse des eaux usées ou des sols, mais leur précision pour les mesures de boues de vidange reste à évaluer. Sur cette base, des méthodes standard pourront être adaptées afin de légitimer la comparaison des résultats entre différents projets. Le groupe de recherche sur la pollution (*Pollution Research Group, PRG*) de l'Université de KwaZulu Natal (UKZN) a approfondi les connaissances sur cette thématique pour aboutir à des méthodologies opérationnelles standardisées pour les analyses chimiques des boues (par exemple : pH, potassium, ammoniacque) et leurs propriétés mécaniques (par exemple : conductivité thermique, analyse calorimétrique). Ce type de recherche fondamentale en laboratoire est nécessaire pour développer une compréhension précise des caractéristiques des boues de vidange et fournir des procédures permettant des projets de recherche au niveau international qui sont standardisés et peuvent être comparés entre eux. Un livre sur les méthodes d'analyse des boues de vidange est prévu pour 2018 (Velkushanova *et al.*, à paraître).

18.3 COLLECTE ET TRANSPORT

Les camions de vidange sont aujourd'hui la meilleure technologie disponible pour la vidange des boues. Ils sont néanmoins généralement coûteux et ne peuvent pas desservir les ménages situés dans des rues étroites et des sentiers. Le projet Omni-Ingestor financé par la Fondation Bill et Melinda Gates a pour objectif le développement d'équipements plus habiles, pour des vidanges plus rapides, y compris pour des boues denses (> 40 % de matières sèches) et qui permettent la déshydratation des boues sur place. L'eau est lourde et donc coûteuse à transporter. La déshydratation des boues et le traitement de l'effluent sur place permettraient à l'eau traitée d'être soit directement récupérée, soit renvoyée en toute sécurité dans les canaux de drainage. Cela réduirait considérablement les coûts de transport, permettrait d'effectuer plus de vidanges avant de se rendre à la station de traitement et réduirait le temps passé pour le transport. Divers prototypes sont en cours de mise au point par le secteur privé.

18.4 TECHNOLOGIES DE TRAITEMENT SEMI-CENTRALISÉES

Le projet PURR s'intéresse à l'intérêt potentiel au Vietnam de la cogestion des boues de vidange avec les boues d'épuration. Le potentiel de production de biogaz à partir de la codigestion des boues d'épuration et des boues de vidange est en cours d'évaluation, ainsi que la faisabilité de cogestion avec d'autres filières de déchets liquides à hautes concentrations de matières orga-

niques. Le projet DAR (Déchet À Ressources) à Dakar, Sénégal, s'intéresse aux technologies de séchage via l'optimisation des technologies de lits plantés et non-plantés (figure 18.5). Les lits de séchage présentent des coûts d'investissement et d'exploitation relativement faibles, mais demandent une surface importante. Augmenter leur efficacité permettrait de diminuer l'emprise requise et ainsi les rendre plus applicables en zones urbaines à faibles disponibilités foncières. Les recherches en cours portent sur l'utilisation de matériaux alternatifs (par exemple le verre concassé), les possibilités de mélange et l'utilisation de serres pour augmenter les taux de séchage. La recherche sur les lits de séchage plantés a pour objectif d'identifier de nouvelles espèces végétales susceptibles d'augmenter les performances du traitement et le potentiel de valorisation par production et vente de fourrage (www.sandec.ch/fsm_tools).

Janicki Industries développe une technologie de type moteur à vapeur pour le traitement des déchets à l'échelle communautaire. Le principe est un moteur thermique de 150 kW alimenté en boues de vidange pour produire de l'électricité. La chaleur générée par la combustion dans un lit de sable fluidisé permet de produire de la vapeur à haute pression pour alimenter un moteur à vapeur à piston, couplé à un générateur électrique. La chaleur produite par le moteur est également utilisée pour sécher les boues entrantes. Le concept de ce procédé de traitement est basé sur celui de la centrale électrique, dont les éléments de base ont été soigneusement transformés pour les rendre peu coûteux pour de petites unités produites en masse.



Figure 18.5 : Recherche sur les lits de séchage : Dispositif de mélange pour lits de séchage non-plantés à la station d'épuration de Bugolobi à Kampala, Ouganda ; Évaluation du potentiel de certaines espèces végétales à être utilisées dans des lits plantés à Dakar, Sénégal ; Pilotes de lits plantés pour le traitement du percolat de lits de séchage à Yaoundé, Cameroun (photos : Linda Strande).

18.5 DISPOSITIFS D'ASSAINISSEMENT AU NIVEAU DES MÉNAGES

Atteindre des niveaux de traitement élevés avec des dispositifs d'assainissement à la parcelle est un défi difficile, compte tenu de facteurs comme le déficit en gestion technique, le besoin en approvisionnement énergétique stable et les coûts élevés. L'initiative « Réinventons les toilettes » (*Reinvent the Toilet Challenge, RTTC*) comprend plusieurs projets de recherche répondant à ce défi. La première vague de technologies a été présentée à la foire des toilettes à Seattle en 2012 et la seconde à Delhi en mars 2014.

Parmi les technologies présentées se trouvent la carbonisation hydrothermique, une technologie à micro-ondes, l'oxydation supercritique, la pyrolyse et des processus électrochimiques. Le *Research Triangle Institute (RTI)* travaille sur la mise au point d'une technologie de toilettes intégrées qui séparera les matières solides et liquides, séchera et brûlera les matières solides via la combinaison d'énergies mécanique, solaire et thermique (principalement par gazéification descendante), désinfectera les matières liquides et convertira l'énergie résultant de la combustion en électricité emmagasinée (www.rti.org). Le *California Institute of Technology (Caltech)* met au point un système complet de toilettes traitant les déchets humains. Alimenté de manière photovoltaïque, un réacteur électrochimique autonome générera de l'hydrogène (énergie) et de l'azote (engrais) comme produits issus du traitement. Le processus de traitement est une oxydation à plusieurs étapes des déchets organiques et des bactéries présentes dans les excréta. Le système de traitement est entièrement intégré. Il comprend la désinfection des déchets sur place, le traitement des déchets solides résiduels, l'extraction de sous-produits, la production d'hydrogène en tant que sous-produit du traitement des déchets, un système d'emménagement de l'énergie solaire sur batterie, des panneaux solaires et un élément de microfiltration pour le traitement final de l'eau avant réutilisation et recyclage.

L'université de Loughborough développe un système comprenant un réservoir d'équilibrage, des filtres, un réacteur à pression à haute température et un séparateur de chlorure de sodium par évaporation. Le système fonctionne en trois étapes : séparation solides-liquides, puis traitement auto-thermique des solides qui fournira de la chaleur pour la séparation de l'eau et des sels. La partie principale du traitement des solides et l'évaporateur seront regroupés dans un même dispositif en tant que modules assemblables.



Figure 18.6 : Le four pilote du projet FaME (Faecal Management Enterprises) pour la cocombustion des boues de vidange destinée à la production de briques à Kampala, Ouganda (photo : Pitman Ian Tushemebwe).

18.6 VALORISATION

La recherche sur cette thématique comprend le projet FaME (*Faecal Management Enterprises*), qui vise à identifier les marchés de grande taille pour la valorisation, dans l'objectif de procurer des ressources financières significatives et fiables pour la réutilisation (figure 18.6). Le projet identifie des méthodes innovantes de valorisation. Il vise aussi au passage à l'échelle de l'utilisation des boues séchées comme combustible. Les résultats du projet de recherche FaME montrent le potentiel technique et financier prometteur des boues de vidange et comblent les lacunes pour leur utilisation comme combustible industriel à grande échelle, notamment en ce qui concerne leur pouvoir calorifique (Murray Muspratt *et al.*, 2014), la demande existante (Diener *et al.*, 2014), la viabilité des flux financiers pour la collecte et le transport des boues, et enfin l'optimisation des technologies de séchage (www.sandec.ch/fsm_tools).

18.7 REMARQUES FINALES

La créativité est une chose essentielle pour continuer à développer des solutions transférables et applicables au niveau mondial pour les 2,7 milliards de personnes actuellement desservies par des dispositifs d'assainissement à la parcelle et les milliards supplémentaires qui s'y ajouteront dans les décennies à venir. Elle doit porter sur les trois aspects que sont la technologie, l'organisation des filières et la planification. Garder un esprit ouvert sera la clé pour développer des solutions innovantes et optimales. Il faut apprendre les leçons du passé, sans toutefois limiter les possibilités futures par une évaluation biaisée de ce qui a ou n'a pas fonctionné dans d'autres situations. Comme l'a souligné ce chapitre, de nombreuses recherches innovantes sont actuellement menées au niveau laboratoire comme au niveau pilote et à échelle réelle.

Les informations disponibles sont de plus en plus nombreuses, qu'elles soient directement utilisables pour la mise en œuvre des filières ou bien encore au stade de la recherche. Les récents efforts déployés dans la recherche et le renforcement des capacités aboutiront sans aucun doute à des innovations concernant tous les aspects de la filière GBV et engendreront une nouvelle génération de scientifiques et d'ingénieurs, qui seront le moteur du changement vers des filières GBV intégrées. Il est certain que nous vivons aujourd'hui une période passionnante et prometteuse de grandes avancées dans le domaine de la gestion des boues de vidange, que ce soit dans la recherche, l'éducation ou la mise en pratique. Le domaine GBV continuera d'avancer et l'on peut espérer une prochaine édition de ce livre avec plus d'exemples de projets réussis et de filières GBV complètes conçues et mises en place sur la base des nouvelles expériences acquises.

18.8 BIBLIOGRAPHIE

- Bassan M., Strande L. (2011). *Capacity Strengthening in Sanitation: Benefits of a Long-term Collaboration with a Utility and Research Institute*. Refereed paper presented at 35th WEDC International Conference, Loughborough, UK.
- Bassan M., Mbégué M., Tchonda T., Zabsonré F., Strande L. (2013a). *Integrated Faecal Sludge Management Scheme for the Cities of Burkina Faso*. Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development 3 (2), p. 216-221.
- Bassan M., Tchonda T., Yiou L., Zoellig H., Mahamane I., Mbégué M., Strande L. (2013b). *Characterization of Faecal Sludge During Dry and Rainy Seasons in Ouagadougou, Burkina Faso*. Refereed paper presented at 36th WEDC International Conference, Nakuru, Kenya.

- Brdjanovic D., Zakaria F., Mawioo P.M., Thye Y.P., Garcia H.A., Hooijmans C.M., Setiadi T. (2013). eSOS® – *Innovative Emergency Sanitation Concept*. In Proceedings: 3rd IWA Development Congress and Exhibition, 14-17 October 2013, Nairobi, Kenya.
- Diener S., Semiyaga S., Niwagaba C., Muspratt A., Gning J.B., Mbéguéré M., Ennin J.E., Zurbrugg C., Strande L. (2014). *A Value Proposition: Resource Recovery From Faecal Sludge – Can It Be the Driver for Improved Sanitation?* Resources Conservation & Recycling 88, p. 32-38.
- Dodane P.-H., Mbéguéré M., Kengne I.M., Strande L. (2011). *Planted Drying Beds for Faecal Sludge Treatment: Lessons Learned Through Scaling Up in Dakar, Senegal*. SANDEC News 12, p. 14-15.
- Dodane P.-H., Mbéguéré M., Ousmane S., Strande L. (2012). *Capital and Operating Costs of Full-Scale Faecal Sludge Management and Wastewater Treatment Systems in Dakar, Senegal*. Environmental Science & Technology 46, p. 3705-3711.
- Eawag (2005). *Household-Centred Environmental Sanitation: Implementing the Bellagio Principles in Urban Environmental Sanitation*. Published by Eawag: Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology, Dübendorf, Switzerland.
- Gebauer H., Larsen T., Lüthi C., Messmer U., Schöbitz L., Strande L. (2013). *Business Model Innovations for Transformative Services: Doing Well Through Doing Good?* Presentation at QUIS 13 Conference, June 1013, Karlstad University, Sweden.
- Gaulke L.S. (2006). *Johkasou: On-site Wastewater Treatment and Reuses in Japan*. Proceedings of the Institute of Civil Engineers - Water Management, 159 (2), p. 103-109.
- Hawkins P., Blackett I., Heymans C. (2013). *Poor-inclusive Urban Sanitation: An Overview*. Published by The World Bank.
- Hutton G., Rodriguez UE, Napitupulu L., Thang P., Kov P. (2008). *Economic Impacts of Sanitation in Southeast Asia*. World Bank, WSP. 144 pages. Also in Summary form for policy makers (23 pages).
- Hutton G. (2013). *Global Costs and Benefits of Reaching Universal Coverage of Sanitation and Drinking-water Supply*. Journal of Water and Health 11 (1), p. 1-12.
- Murray Muspratt A., Nakato T., Niwagaba C., Dione H., Baawuah N., Kang J., Stupin L., Regulinski J., Mbéguéré M., 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), p. 223-230.
- OMS (2006). *Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater; Volume 4: Excreta and Greywater Use in Agriculture*. Organisation Mondiale de la Santé, Genève, Suisse.
- OMS (2016). *Planification de la gestion de la sécurité sanitaire de l'assainissement. Manuel pour une utilisation et une élimination sûre des eaux usées, des excreta et des eaux ménagères*. Organisation Mondiale de la Santé, Genève, Suisse. ISBN 9789242549249. Disponible sur www.who.int/water_sanitation_health/publications/ssp-manual/fr/
- Parkinson J., Lüthi C., Walther D. (2014). *Sanitation21 - A Planning Framework for Improving City-wide Sanitation Services*. IWA, Eawag-Sandec, GIZ.
- Radford J., Fenner R. (2013). *Characterisation and Fluidisation of Synthetic Pit Latrine Sludge*. Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development 3 (3), p. 375-382.
- Reymond P., Renggli S., Lüthi C. (2016). *Towards Sustainable Sanitation in an Urbanising World*. In Ergen M. (ed): Sustainable Urbanization. InTech Publishing.
- Robbins D., Strande L., Doczi J. (2012). *Opportunities in FS Management for Cities in Developing Countries: Experiences from the Philippines*. Water 21 (14.6), p. 22-25.
- Velkushanova K., Strande L., Ronteltap M., Koottatep T., Brdanovic D., Buckley C. (Eds). *Methods for Faecal Sludge Analyses*. A forthcoming publication by IWA.
- Water and Sanitation Program - WSP (2011). *Lessons in Urban Sanitation Development: Indonesia Sanitation Sector Development Program 2006-2010*. Water and Sanitation Program: field note. Washington, DC: World Bank.

LEXIQUE ANGLAIS-FRANÇAIS DE LA GBV

Ce lexique anglais-français a été développé durant la traduction de l'ouvrage. Il est mis à disposition des praticiens francophones pour qu'ils puissent mieux aborder la littérature et les offres de formation en anglais dans le domaine. Il veut aussi contribuer à uniformiser le vocabulaire dans les publications à venir en français. Il s'appuie notamment sur le référentiel du Compendium des systèmes et technologies d'assainissement de l'Eawag.

Ce lexique regroupe le vocabulaire en sept thématiques (selon les éléments de la filière GBV) : *Terminologie générale* ; *Produits et matières* ; *Dispositifs d'assainissement à la parcelle* ; *Vidange et évacuation* ; *Traitement (boues et eaux)* ; *Paramètres & mécanismes de traitement* ; *Destination finale*.

TERMINOLOGIE GÉNÉRALE	
Capital cost	Coût d'investissement
Discharge quality standards	Exigence de qualité des rejets ; Niveau de qualité exigé ; Objectif de rejet
Equivalent annualized cost (EAC)	Coût annuel équivalent (CAE)
Faecal sludge management	Gestion des boues de vidange
FSM chains	Filière de gestion des boues de vidange ; Filière GBV ; Filière boues de vidange
FSM supply chain	Filière GBV
FSM system	Système GBV ; Filière GBV
FSM toolbox	Boîte à outils GBV
Improved sanitation	Assainissement amélioré
Institutional arrangement	Schéma institutionnel ; Organisation institutionnelle
Institutional framework	Cadre institutionnel
Low and middle income country	Pays à revenu faible ou intermédiaire
Management	<i>[Dans le contexte du livre :]</i> Organisation
Monitoring	Suivi ; Monitoring ; Surveillance ; Contrôle
Multi barrier approach	Approche multi-barrière
Net present value (NPV)	Valeur actuelle nette (VAN)
O&M cost	Coût d'exploitation-maintenance ; Coût de fonctionnement
Offsite sanitation	Assainissement collectif <i>[Ambigu : préférer une description plus précise de ce que l'on cherche à désigner : une infrastructure publique, un service, un modèle de gestion...]</i>
Onsite sanitation	Dispositif d'assainissement à la parcelle ; Dispositif d'assainissement du ménage ; Dispositif d'assainissement individuel ; Dispositif d'assainissement non-collectif <i>[Attention à la confusion entre Dispositif d'assainissement et Système d'assainissement]</i>
Operation and maintenance (O&M)	Exploitation-maintenance

Operator	Entreprise de vidange ; Vidangeur ; Opérateur de vidange ; Prestataire de vidange ; Exploitant <i>[s'il s'agit par exemple d'une station de traitement]</i>
Penalty	Amende ; Sanction ; Mesure coercitive
Personal protection equipment (PPE)	Équipement de protection individuelle (EPI)
Planning	Planification
Policies	Politiques publiques
Public operator	Opérateur public
Public private partnership	Partenariats public-privé
Public utility	Service public ; Opérateur de service public
Purchase price	Prix d'achat
Quality standards	Exigence de qualité
Regulation	Réglementation
Sanitation Systems	Systèmes d'assainissement ; Filière d'assainissement
Sanitation tax	Redevance d'assainissement ; Taxe d'assainissement <i>[selon contexte]</i>
Scaling up	Développement à grande échelle
Semi-centralised treatment	Traitement semi-centralisé <i>[Ambigu : préférer une description plus précise de ce que l'on cherche à désigner]</i>
Service chain	Filière ; Chaîne de services
Sewer based system	Système d'assainissement égouts-station ; Système d'assainissement avec réseau d'égouts
Single Pit System	Système avec fosse unique
Stakeholder	Partie prenante ; Acteur ; Intervenant
Standard	Spécification technique ; Exigence minimale
Systems level approach	Approche au niveau système
Utility	Opérateur de service
Focus group	Groupe de discussion ; Groupe témoin ; <i>Focus group</i>
Informal settlement	Quartier informel
Open defecation	Défécation à l'air libre
Slum	Quartier informel précaire ; Bidonville <i>[Ambigu : préférer une description plus précise de ce que l'on cherche à désigner ; « Bidonville » correspond à 5 critères fixés par ONU-Habitat]</i>
Discharge fee	Frais de dépotage ; Tarif de dépotage <i>[selon contexte]</i>
Discharge incentive	Prime au dépotage
Discharge tax	Redevance de dépotage ; Taxe de dépotage <i>[selon contexte]</i>
Emptying fee	Frais de vidange ; Tarif de vidange <i>[selon contexte]</i>
Illegal discharge	Dépotage illégal ; Dépotage sauvage
Safe	Non-risqué ; Adéquat ; Sans danger

PRODUITS ET MATIÈRES

Anal cleansing water	Eau de nettoyage anal
Biomass	Biomasse <i>[pourra désigner des végétaux ou des microorganismes selon le contexte]</i>
Black water	Eaux noires
Brown water	Eaux brunes
Dehydrated faeces	Fèces déshydratées
Digestate	Digestat
Dried sludge	Boues séchées
Dry cleansing materials	Matériaux de nettoyage anal sec
Effluent	Effluent
Eutrophication	Eutrophisation
Excreta	Excreta <i>[sans accent, sans « s » final]</i>
Faecal sludge	Boues de vidange ; Boues fécales ; Matières de vidange
Faeces	Fèces
Filtrate	Percolat <i>[ne pas confondre avec Filtrat ou Lixiviat]</i>
Flush water	Eau de chasse
Faecal sludge (FS)	Boues de vidange (BV)
Greywater	Eaux grises
Influent	Effluent entrant
Leachate	Lixiviat
Lignin material	Matériau ligneux
Lime	Chaux
Rainfall	Pluviosité ; Pluviométrie
Rainwater	Eaux pluviales ; Eaux de ruissellement
Rainy season	Saison des pluies <i>[éviter Saison pluvieuse]</i>
Runoff	Ruissellement
Scum	Écume
Semi solid sludge	Boues pâteuses
Septage	Boues de fosse septique <i>[vieilli]</i>
Sewage	Eaux usées
Slurry	Boues liquides digérées
Soil conditioner	Amendement de sol
Spent grain	Drêche
Storm water	Eaux pluviales ; Eaux de ruissellement
Sullage	Eaux ménagères ; Eaux usées domestiques <i>[vieilli]</i>

DISPOSITIFS D'ASSAINISSEMENT À LA PARCELLE

Cesspit	Fosse <i>[vieilli]</i>
Cesspool	Fosse <i>[vieilli]</i>
Cistern flush toilet	Toilettes à chasse mécanique

Collection and storage/treatment technologies	Dispositifs d'assainissement à la parcelle ; Dispositifs d'assainissement des ménages ; Dispositifs d'assainissement domestiques
Composting chamber	Chambre de compostage
Dehydration vaults	Chambres de déshydratation
Double ventilated improved pit (VIP)	Double fosse ventilée améliorée ; VIP ; Double fosse ventilée ; Latrine à double fosse ventilée
Drop hole	Orifice de l'interface utilisateur <i>[peu usité en français]</i>
Fossa Alterna	Fossa Alterna
Household level	Au niveau domestique
Household sanitation technology	Dispositifs d'assainissement à la parcelle ; Dispositifs d'assainissement des ménages ; Dispositifs d'assainissement domestiques
Pour flush toilet	Toilettes à chasse manuelle
Septic tank	Fosse septique
Single pit	Fosse unique
Single ventilated improved pit (VIP)	Fosse unique ventilée améliorée ; VIP ; Fosse unique ventilée ; Latrine à fosse unique ventilée
Twin pits for pour flush	Double fosse pour toilettes à chasse manuelle
Urinal	Urinoir
Urine-diverting dry toilet (UDDT)	Toilettes sèches à séparation de l'urine
Urine-diverting flush toilet (UDFT)	Toilettes à chasse avec séparation de l'urine
User interface	Interface utilisateur

VIDANGE ET ÉVACUATION

Collect & transport	Collecte et transport ; Vidange et évacuation
Condominial sewer	Égout de type « condominial » <i>[éviter Égout semi-collectif et Égout de quartier]</i>
Connecting rods	Bielles ; Tiges de connexion
Conventional gravity sewer	Égout conventionnel gravitaire
Conventional vacuum trucks	Camions de vidange classiques
Conveyance	Transport ; Évacuation
Desludging	Vidange <i>[d'une latrine]</i> ; Soutirage des boues <i>[d'un ouvrage, boues liquides]</i> ; Curage des boues <i>[boues solides]</i>
Dewatering transfer stations	Stations de déshydratation et de transfert
Dewatering trucks	Camions de vidange et de déshydratation ; Camions de vidange avec déshydratation intégrée
Direct lift emptying	Vidange par extraction directe
(to) Discharge sludge	Dépoter des boues ; Déverser des boues
Human-powered emptying and transport	Vidange et transport manuels
Manually operated diaphragm pumps	Pompes manuelles à diaphragme
Manually operated mechanical collection	Vidange manuelle mécanisée

Mechanical emptying	Vidange motorisée [<i>éviter Vidange mécanique</i>]
Mechanised collection	Vidange motorisée [<i>éviter Vidange mécanique</i>]
Mechanised receiving station	Unité de dépotage mécanisée
Motorised diaphragm pump	Motopompe à membrane
Motorised pit screw auger	Tarière à boues motorisée
Motorized emptying and transport	Vidange et évacuation motorisées
Pneumatic conveying	Aspiration pneumatique
Ports and manholes	Orifices et regards d'accès
Raising cylinder	Cylindre de relèvement ; Piston de relèvement
Screw auger, Excrevator	Vis d'Archimède
Sewer	Égout
Sewerage	Réseau d'égouts
Simplified sewer	Égout simplifié
Sludge gulper	Pompe Gulper
Small-bore sewer	Égout à faible diamètre
Solids-free sewer	Égout décanté
Transfer station (Underground holding tank)	Station de transfert ; Poste de transfert
Trash pump	Motopompe pour eaux chargées
Vacuum system	Aspiration sous vide
Vacuum truck	Camion de vidange ; Camion vidangeur [<i>éviter Camion à vide</i>]

TRAITEMENT (BOUES ET EAUX)

Activated sludge	Boues activées
Aerated pond	Lagune aérée
Aerobic pond	Lagune aérobie
Anaerobic baffled reactor (ABR)	Réacteur anaérobie compartimenté ; Réacteur anaérobie à chicanes (RAC)
Anaerobic filter	Filtre anaérobie
Anaerobic pond	Lagune anaérobie
Baffles	Cloisons
Bar rack	Grille ; Dégrilleur [<i>selon contexte</i>]
Bar screen	Dégrilleur
Batch process	Procédé à alimentation séquencée
Belt filter press	Filtre à bandes
Biogas reactor	Réacteur à biogaz
Black soldier flies	Mouches soldats noires
Capillary suction time	Temps de succion capillaire
Centrifuge	Centrifugeuse
Clarifier	Clarificateur
Closed composting	Compostage confiné
Co-composting	Cocompostage
Composting	Compostage

Conditioner	Adjuvant
Conditioning	Préparation des boues ; Ajout d'adjuvant
Deep-row entrenchment	Tranchées profondes
Dryer	Séchoir
Drying	Séchage
Expansion chamber	Chambre de compensation
Facultative pond	Bassin facultatif
Filter media	Matériau filtrant
Frame filter press	Filtre presse
Freeboard	Revanche
Free-water surface constructed wetland	Marais artificiel à écoulement surfacique <i>[à ne pas confondre avec un filtre]</i>
Grease trap	Séparateur de graisse ; Bac dégraisseur ; Dégraisseur
Grit chamber	Dessableur
Horizontal subsurface flow constructed wetland	Filtre planté horizontal
Hydraulic loading rate	Charge hydraulique
Imhoff cones	Cônes Imhoff ; Cônes de décantation
Imhoff tank	Décanteur-digesteur ; Fosse Imhoff
Jar test	Jar test
Loading	Alimenter <i>[par exemple, un lit de séchage]</i>
Mass loading rate	Charge massique
Maturation pond	Bassin de maturation
Open composting	Compostage en milieu ouvert
Peak flow	Débit de pointe
Pelletizer	Granulateur
Pelletizing	Granulation
Pellets	Granulé
Plant	Station <i>[éviter Usine]</i>
Planted drying beds	Lits de séchage plantés
Ponding	Mise en eau <i>[réserve aux bassins de lits plantés que l'on met en eau pour alimenter les plantes]</i>
Post-treatment	Post-traitement
Pre-treatment technologies	Prétraitements
Primary treatment	Traitement primaire
Removing sludge	Curage des boues
Rewetting sludge	Ré-humectation des boues
Sand filter layer	Couche de sable pour filtration
Sand trap	Piège à sable
Screen	Dégrilleur
Screw press	Presse à vis
Secondary treatment	Traitement secondaire
Sedimentation/thickening ponds	Bassins de décantation et d'épaississement

Sedimentation/thickening tanks	Bassins de décantation et d'épaississement
Settler	Décanteur
Sidewall	Revanche <i>[à ne pas confondre avec Paroi latérale]</i>
Solid liquid separation	Séparation solide-liquide
Trickling filter	Lit bactérien
Unplanted drying beds	Lits de séchage non-plantés
Upflow anaerobic sludge blanket reactor (UASB)	Biofiltre anaérobie ; Biofiltration sur boues anaérobies (UASB)
Vermicomposting	Vermicompostage
Vertical flow constructed wetland	Filtre planté vertical
Waste stabilization ponds (WSP)	Lagunage ; Bassins de lagunage

PARAMÈTRES & MÉCANISMES DE TRAITEMENT

Ammonia	Ammoniacque <i>[si liquide ; féminin]</i> ; Ammoniac <i>[si gazeux ; masculin]</i>
BOD (Biological oxygen demand)	DBO (Demande biologique en oxygène)
COD (Chemical oxygen demand)	DCO (Demande chimique en oxygène)
Dehydration	Déshydratation ; Séchage
Detention time	Temps de rétention
Dewatering	Déshydratation ; Séchage
Disinfection	Désinfection
E. Coli (EC)	<i>E. Coli</i>
Evaporation	Évaporation
Evapotranspiration	Évapotranspiration
Filtration	Filtration
Flocculation	Floculation
Free water	Eau libre
Helminth	Helminthe
Hydraulic retention time (HRT)	Temps de rétention hydraulique
kg TS / (m² . an)	kg de MS/(m ² × an) ; kg de MS/m ² /an
Loading rate	Charge massique, volumique <i>[éviter Taux de chargement]</i>
Nutrient	Nutriment
Organics	Matières organiques
Particle size	Granulométrie
Pathogen	Agent pathogène ; Germe pathogène
Sedimentation	Décantation ; Sédimentation
Settling velocity	Vitesse de décantation
Specific resistance of filtration	Résistance à la filtration
Spreadability	Capacité d'étalement
SRT (solid retention time)	Temps de séjour des boues
SS	MES
Stabilization	Stabilisation

<i>Strength</i>	Concentration ; parfois Consistance
<i>SVI (sludge volumetric index)</i>	Indice de boue ; Indice de Mohlman
<i>Total nitrogen (TN)</i>	Azote total
<i>Total Kjeldhal nitrogen (TKN)</i>	Azote total Kjeldhal (NTK)
<i>Total solids (TS)</i>	Matière sèche (MS)
<i>Total suspended solids (TSS)</i>	Matière en suspension (MES)
<i>Total volatile solids (TVS)</i>	Matière volatile en suspension (MVS)

DESTINATION FINALE

<i>Application of dehydrated faeces</i>	Application des fèces déshydratées
<i>Application of pit humus and compost</i>	Application des humus et des composts
<i>Application of sludge</i>	Épandage des boues
<i>Application of stored urine</i>	Application de l'urine stockée
<i>Aquaculture</i>	Aquaculture
<i>Disposal</i>	Centre de stockage des déchets ; Site de mise en dépôt ; Site de mise en décharge
<i>Enduse</i>	Utilisation finale
<i>Enduse industries</i>	Secteur de la réutilisation
<i>Enduse industries</i>	Industries réutilisatrices ; Industries valorisant les boues
<i>Fill and cover</i>	Déplacement de fosse
<i>Fish pond</i>	Étang piscicole ; Bassin piscicole
<i>Floating plant pond</i>	Lagunes à macrophytes
<i>FS treatment products</i>	Produits issus du traitement des BV
<i>Groundwater</i>	Eau souterraine ; Nappe phréatique
<i>Groundwater recharge</i>	Recharge de nappe
<i>Groundwater table</i>	Niveau de la nappe phréatique
<i>Harvesting</i>	Faucardage [dans le contexte des filtres et des lits plantés]
<i>Irrigation</i>	Irrigation
<i>Leach field</i>	Lit d'infiltration ; Champ d'épandage
<i>Leach pit</i>	Puits d'infiltration
<i>Marketable treatment products</i>	Produits commercialisables issus du traitement
<i>Reuse</i>	Réutilisation
<i>Soak pit</i>	Puits d'infiltration ; Puisard
<i>Soil conditioner</i>	Amendement de sol
<i>Surface water</i>	Eaux de surface ; Eaux superficielles
<i>Surface disposal and storage</i>	Aire de stockage ; Mise en dépôt ; Dépôt sur aire de stockage [éviter Élimination en surface]
<i>Use and/or disposal</i>	Valorisation et/ou mise en dépôt ; Valorisation et/ou mise en décharge [éviter Site d'élimination]
<i>Water disposal</i>	Rejet dans le milieu naturel ; Rejet dans les cours d'eau [éviter Élimination des eaux]

Plus d'un milliard de personnes dans les zones urbaines et périurbaines d'Afrique, d'Asie et d'Amérique latine sont desservies par des dispositifs d'assainissement à la parcelle. La gestion des boues extraites de ces dispositifs, les « boues de vidange », a été jusqu'à présent grandement négligée. Les ressources financières sont souvent insuffisantes et les dispositifs d'assainissement à la parcelle ont tendance à être considérés comme des solutions temporaires, dans l'attente de la mise en place de réseaux d'égouts. Cependant, force est de constater que l'assainissement à la parcelle est là pour durer, soit en tant que solution autonome permanente, soit en association avec des systèmes égouts-station. La gestion adéquate des boues de vidange issues des dispositifs d'assainissement des ménages est un impératif pour la protection de la santé humaine et de l'environnement.

Cet ouvrage est le premier à être consacré à la gestion des boues de vidange. Il rassemble l'état actuel des connaissances de ce domaine qui évolue rapidement, et propose une approche intégrée qui lie les composantes technologiques, organisationnelles et de planification. Il aborde la planification et l'organisation de l'ensemble de la filière de gestion des boues de vidange, depuis la collecte et l'évacuation des boues jusqu'aux solutions de traitement et à l'utilisation finale ou la mise en dépôt des boues traitées. En plus de fournir des éléments fondamentaux sur le traitement et une description des technologies existantes, l'ouvrage présente en détail les aspects opérationnels, institutionnels et financiers. Il propose également une méthode de planification d'un projet de gestion des boues de vidange à l'échelle d'une ville avec l'ensemble des parties prenantes.

Responsables éditoriaux



Partenaires financiers



Schweizerische Eidgenossenschaft
Confédération suisse
Confederazione Svizzera
Confederaziun svizra

Direction du développement
et de la coopération DDC

BILL & MELINDA
GATES foundation

Partenaires financiers pour l'adaptation francophone



www.iwapublishing.com

ISBN : 9781780409795 (relié)

ISBN : 9781780409801 (ePDF)

ISBN 978-1-78040-979-5



9 781780 409795