

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.

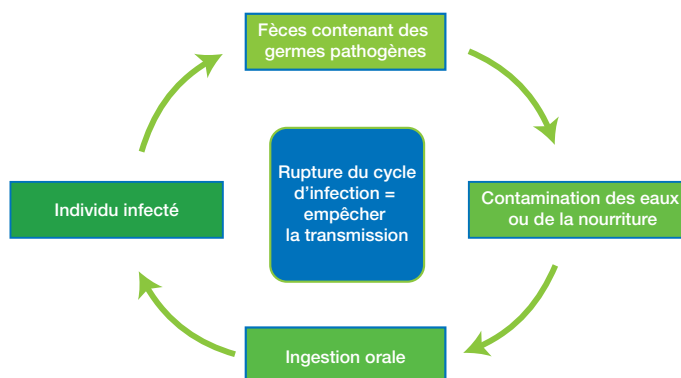


Figure 10.1 : Cycle de transmission féco-orale des germes pathogènes.

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 excreta 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'excreta, 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 excreta. 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).

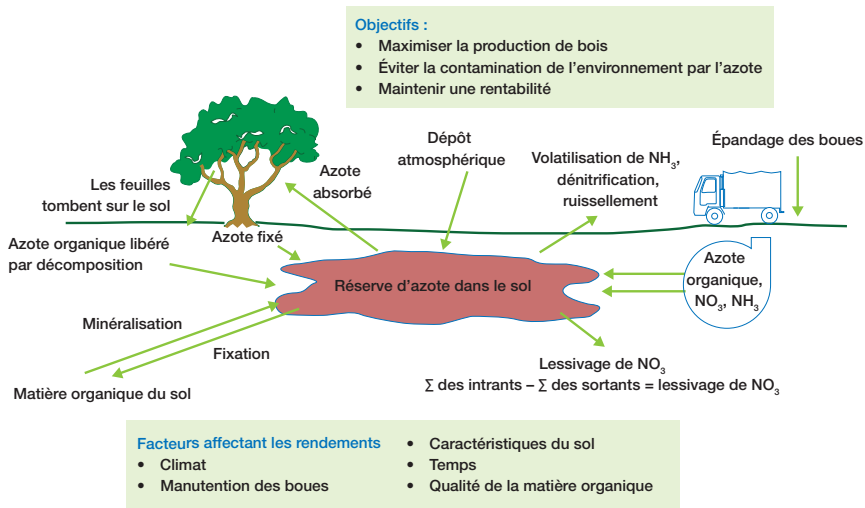


Figure 10.2 : Bilan en azote pour l'épandage de boues (figure : Linda Strande).

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 (Kootatet *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 (Kootatet *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.

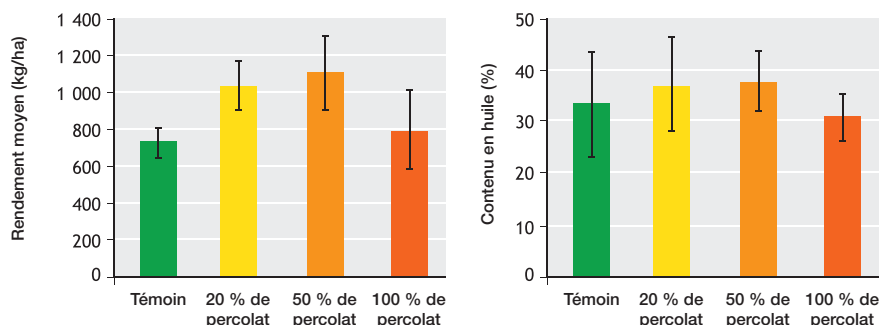


Figure 10.6 : Rendement moyen et teneur en huile des graines de tournesol après irrigation avec différentes proportions de percolat du lit de séchage (Kootatép et al., 2005b).

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.

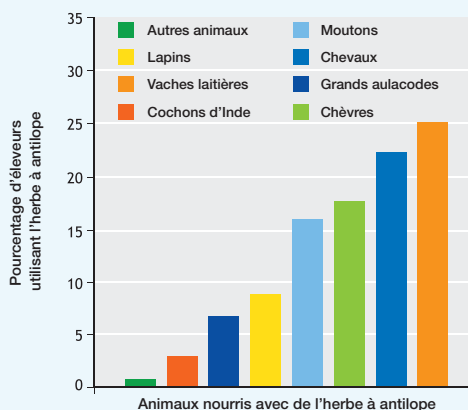


Figure 10.7 : Espèces animales nourries avec de l'*Echinochloa pyramidalis* (herbe à antilope) à Yaoundé, Cameroun.



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 lisier 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.

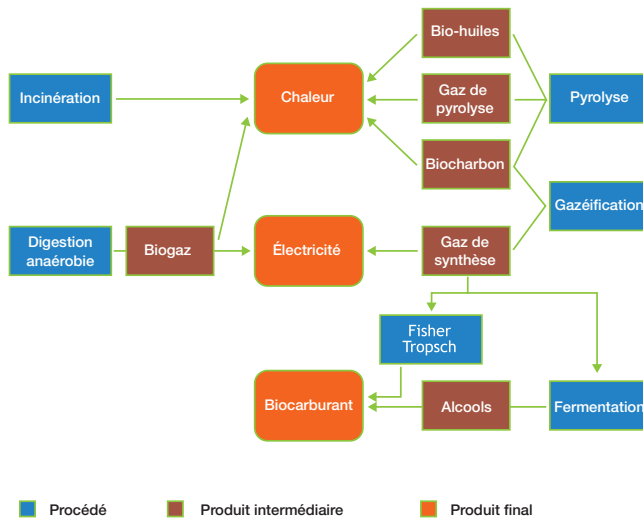
Les boues de station d'épuration et les boues de vidange séchées présentent des qualités similaires à d'autres matériaux de construction bruts traditionnels comme le calcaire et l'argile (Jordan *et al.*, 2005 ; Lin *et al.*, 2012). Les boues de vidange sont couramment utilisées dans la production du 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

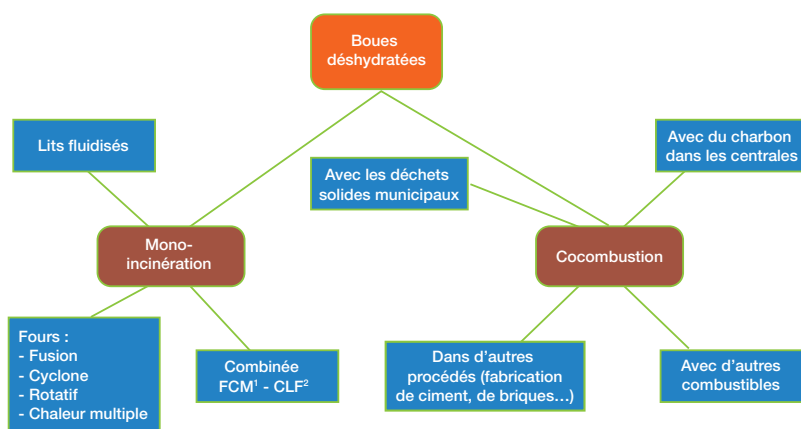
L'incinération correspond à la combustion complète de la matière organique à haute température. Elle peut être aussi bien une solution de transformation ultime qu'un moyen de produire de l'électricité ou de la chaleur. L'incinération des boues d'épuration est relativement fréquente en Europe et aux États-Unis. 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

² Nm = 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 Muduu-ma, district de Mpigi, Ouganda (photo : Linda Strande).

La production de biocombustibles 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 alkyls 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 détritrus 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.
- Dominguez 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., Larrotcha 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.