

Gestion des Boues de Vidange

optimisation de la filière



Sommaire

Introduction	3
Objectifs du symposium	5
Programme du symposium	6
Thème 1 : Aspects financiers et organisationnels	8
• Evaluation économique-financière comparée du système d'assainissement collectif et du système de gestion des boues de vidange à Dakar	9
• 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	16
Thème 2 : Optimisation des technologies de traitement	26
• Traitement de boues de vidange de système d'assainissement autonome à Dakar : évaluation de l'efficacité de la séparation solide/liquide dans deux bassins expérimentaux de sédimentation/épaississement	27
• Traitement de boues de vidange de systèmes d'assainissement autonomes à Dakar (Sénégal) : évaluation de l'efficacité de la séparation solide/liquide de lits de séchage non plantés soumis à différentes charges de boues domestiques	32
• Traitement des boues de vidange : éléments affectant la performance des lits de séchage non plantés en taille réelle et les mécanismes de séchage	39
• Nitrification of faecal sludge liquor using pilot scale intermittent sand filters in Dakar, Senegal	47
Thème 3 : Démonstration à échelle réelle des lits plantés	52
• Traitement de boues de vidange de systèmes d'assainissement autonome à Dakar (Sénégal) : Etude d'une phase d'acclimatation de deux espèces végétales utilisées pour le traitement des boues de vidange domestiques	53
• Traitement des boues de vidange domestiques à Dakar (Sénégal): Etude du comportement et des performances d'une plante fourragère <i>Echinochloa pyramidalis</i> dans les lits de séchage en grandeur réelle	57
Remerciements	61
Liste de présence	62

Sandec

Eau et assainissement dans les pays en développement

Editeur : Eawag, case postale 611, 8600 Dübendorf, Suisse,
Phone +41 (0)58 765 52 86, Fax +41 (0)58 765 53 99,
caterina.dallatorre@eawag.ch, www.sandec.ch

Auteurs : M. Mbeguere, P-H. Dodane, D. Koné, Eawag

Copyright : Les textes et figures ne peuvent être utilisés que dans un cadre non commercial, et avec la mention des auteurs et des références de cette publication.

Publication : Disponible par courrier électronique ou téléchargeable en format pdf du site web Eawag/Sandec.

Béquet : Curage des boues séchées des lits de la station de Cambérène, Dakar (Photo Eawag/Sandec, 2008)

Graphisme et figures : Yvonne Lehnhard, Eawag

Imprimerie : Mattenbach AG, Winterthur, Switzerland

Diffusion : 30 copies imprimées sur du papier original recyclé

Abonnement : veuillez contacter caterina.dallatorre@eawag.ch

ISSN 978-3-906484-49-5

Eawag : L'Institut de Recherche de l'Eau du Domaine des EPF

Introduction

Les Objectifs du Millénaire pour le Développement visant entre autres à la réduction de moitié de la population n'ayant pas accès à un assainissement adéquat porte cette problématique sur le devant de la scène internationale. En 2000, les acteurs de l'aide au développement constataient avec effroi qu'un tiers de la population mondiale, soit 2,6 milliards, n'avait pas accès à des installations d'assainissement amélioré. Depuis, la majorité des programmes de développement soutient ce secteur par de nombreux investissements importants. Ces derniers favorisent l'accès aux infrastructures telles que les latrines améliorées, les fosses septiques, les réseaux d'égouts collectifs ou semi-collectifs, les stations de traitement des eaux usées et de boues de vidange. Malgré ces efforts, le nombre de personnes sans ouvrages d'assainissement ne se réduit pas de façon drastique, il est toujours estimé à un tiers de la population mondiale en 2009.

Selon le programme conjoint d'évaluation OMS/UNICEF pour l'accès à l'eau et à l'assainissement (www.wssinfo.org), parmi la fraction actuellement desservie dans les pays en développement, on dénombre au moins 1,1 milliard de citoyens qui utilisent des ouvrages d'assainissement par latrines ou fosses septiques. Ce qui fait de la plupart des villes de ces pays des «ville-latrines».

De plus, la plupart des sociétés d'assainissement manque de ressources humaines et financières nécessaires pour faire face aux défis de leurs pays respectifs. En effet, plusieurs études rapportent que la majeure partie des stations de traitement construites dans les pays en développement sont rapidement dégradées ou abandonnées. Il faut souligner que le manque d'assainissement et la mauvaise gestion des infrastructures d'eau et d'assainissement sont responsables du décès de 1,6 millions de personnes par an dont 90 % sont des enfants de moins de 5 ans. Pourtant, l'assainissement présente un impact économique astronomique car il est prouvé aujourd'hui que chaque dollar investi en assainissement génère un bénéfice net de 7 dollars.

Les choix technologiques et les stratégies de gestion de l'assainissement urbain dans les pays en développement, et en Afrique en particulier, souffrent d'une absence de vision intégrée. En effet, les investissements dans ce secteur ne prennent pas encore suffisamment en compte l'impérative nécessité d'optimiser et de réduire les dépenses énergétiques, de valoriser les sous-produits de traitement ou de faire de la gestion de l'assainissement une activité économique à part entière qui participe au développement urbain.

Le discours visant à faire croire que ces lacunes sont principalement le fait de technologies importées d'Europe ou des Etats-Unis est un leurre. Il est vrai que la recherche et le développement technologique ou approche innovatrice en assainissement sont dominées par les Universités et Instituts de recherche des pays indus-

trialisés. Mais comment peut-on expliquer que même la recherche sur des technologies aussi simple que les latrines, utilisées par la majorité des africains et des populations des pays en développement, se déroule principalement dans les Universités des pays industrialisés ?

Pourtant, la science qui sous-tend le développement technologique reste une propriété universelle, accessible gratuitement, de nos jours, via internet. Malheureusement, comme dans bien d'autres domaines, les pays en développement ne se sont pas dotés d'institutions de recherche et de formation capables de mettre sur le marché, et ce, de façon régulière, des experts en nombre suffisant pour soutenir les efforts de l'administration et du secteur privé. Ainsi, la plupart des pays en développement restent encore dépendant de l'expertise des pays industrialisés sur le plan scientifique et technique alors que ce sont encore ces mêmes pays qui déploient aujourd'hui d'énormes efforts pour le financement du secteur. Cette dépendance intellectuelle et financière limite aujourd'hui la portée des efforts consentis dans le secteur. Selon l'UNESCO le budget de recherche de toute l'Afrique Subsaharienne (850 millions d'habitants), hormis l'Afrique du Sud, est équivalent à celui de la Suisse (7,5 millions d'habitants).

L'Afrique participe très peu aux débats internationaux sur le développement de politiques de l'assainissement à cause du nombre limité d'experts mais aussi à cause du manque de visibilité des efforts importants parfois déployés dans certains pays. Même si l'Association Africaine de l'Eau offre une plateforme idéale de promotion de l'expertise et du savoir-faire africains, ils restent malheureusement très peu connus et insuffisamment sollicités par les acteurs du domaine. Le peu d'intérêt porté à la recherche scientifique explique en partie la faible capacité des pays africains à s'approprier les résultats validés et éprouvés parfois dans des contextes similaires et disponibles comme bien public. Ainsi, les visions élaborées par les experts internationaux s'imposent le plus souvent.

C'est ainsi que, alors que dans plus de 90 % des villes des pays en développement les populations urbaines utilisent principalement des latrines ou des fosses septiques pour la gestion des excréta et des eaux usées, les programmes de développement se concentrent encore sur la construction de réseaux d'égout classiques avec station sophistiquée, même là où l'investissement ne se justifie pas.

C'est aussi pourquoi, la gestion des ouvrages de latrines et fosses septiques est laissée pour compte et pas du tout intégrée dans les attributions des agences ou services de gestion de l'assainissement.

C'est aussi la raison pour laquelle, la tutelle institutionnelle pour la gestion de l'assainissement est éclatée entre plusieurs acteurs (Ministère en charge de la Santé,

de l'Eau, de l'Environnement, de l'Urbanisme, de l'Economie et des Finances, des collectivités locales, etc.)

Le paradigme actuel qui oppose l'assainissement autonome (par latrines et fosses septiques) à l'assainissement collectif (par réseaux d'égout) conduit à une impasse et limite considérablement le développement du secteur. En effet aucune de ces options technologiques ne s'impose exclusivement en milieu urbaines. Lorsque le contenu d'une fosse septique est malencontreusement déversé dans la concession, la rue, en pleine nature ou dans des champs de cultures, les risques pour la Santé publique sont bien plus élevés que ceux liés aux déversements d'eaux usées urbaines. Cette forme d'assainissement ne peut être qualifiée d'assainissement autonome. Un litre de boues de vidange correspond en effet à 50–100 litres d'eaux usées et un camion de vidange de 5 m³ déversé en pleine nature est l'équivalent d'une population de 5 000 habitants déféquant à l'air libre.

Alors comment se fait-il que la vidange des fosses en milieux urbains, mieux encore, la gestion des boues de vidange ne fasse-t-elle pas partie intégrante de la politique de gestion de l'assainissement ? Est-il raisonnable de construire en premier des réseaux d'égout pour une minorité de la population urbaine au lieu d'équiper les villes de moyens adéquats de collecte, de transport et de traitement des boues de vidange ? Quel est la différence entre un technicien qui coordonne une équipe d'éboueurs dans un réseau d'égout et un chauffeur de camion de vidange coordonnant des vidanges de fosse septiques ? La différence n'est pas grande, assurément ! Seulement, le technicien fait partie d'une structure formelle et le vidangeur d'une structure informelle, mal rémunérée et mal perçue des populations et des pouvoirs publics.

L'assainissement dans les villes des pays en développement doit se faire avec un choix technologique varié qui permette de répondre spécifiquement aux besoins de populations urbaines hétérogènes. L'approche doit être pensée pour s'adapter à la dynamique de croissance et à l'évolution des villes mais aussi elle doit s'intégrer dans le tissu économique et social. Cette vision ne peut se réaliser que si les structures de recherche en Afrique sont étroitement impliquées dans le développement du secteur.

Malheureusement, à ce jour, les institutions de recherche en Afrique ainsi que les Universités n'ont pas encore pris une place importante concernant la formation pour la génération et le renouvellement de l'expertise nationale ou le développement scientifique. De l'autre côté, les agences d'assainissement hésitent encore à collaborer avec ces dernières car ne les trouvant pas suffisamment fiables. Cependant, ces mêmes agences acceptent de façon légitime les erreurs qui peuvent être commises par les experts internationaux mais tolèrent difficilement ces mêmes erreurs lorsqu'elles sont faites par les experts nationaux. La place à accorder à la recherche et au développement technologique doit être un appui scien-

tifique et technique à la maîtrise d'ouvrage ou à la maîtrise d'œuvre. Des exemples tels que ceux mis en place en Malaisie avec Indah Water, société parapublique d'assainissement ou le Water Research Commission, institution publique spécialisée dans le financement de la recherche nationale en eau et assainissement en Afrique du Sud sont éloquentes en la matière et devraient servir de références.

Au côté de la Malaisie et de l'Afrique du Sud, l'ONAS fait figure de pionniers en Afrique Sub-saharienne et pour bien d'autres pays à l'échelle du globe avec son projet de collaboration sur la gestion des boues de vidange, mené en partenariat avec Eawag/Sandec et financé par la Fondation Velux et la loterie de Bâle en Suisse. En effet, c'est le premier pays qui a réussi à faire fonctionner des stations de traitement de boues de vidange, même surchargées, depuis trois années consécutives, depuis leurs mises en service, et investit d'énormes efforts pour que la recherche lui permette d'ajuster ses stratégies d'exploitation et de vulgarisation technologique. L'équipe de recherche hébergée à l'ONAS depuis trois ans a produit des résultats inédits faisant l'objet de publications scientifiques internationales de haut niveau qui illuminent aujourd'hui de nombreux bureaux d'études internationaux, agences de développement ainsi que des agences d'assainissement. Ce recueil présente un résumé des résultats obtenus durant ces trois années d'investigation à Dakar.

L'appropriation des résultats de la recherche par l'ONAS a permis de créer à Dakar un centre de référence en matière de gestion de boues de vidange. Ces résultats sont le fruit d'une excellente collaboration entre ONAS et Eawag/Sandec d'une part, mais surtout du soutien de l'ensemble des acteurs du secteur de la gestion des boues de vidange du Sénégal : les ménages, les entreprises de vidange manuelle et mécanique, les bureaux d'études sénégalais (EDE et H₂O Engineering), l'Université de Dakar (Institut des Sciences de l'Environnement, Faculté des Sciences Economiques et de Gestion, Ecole Polytechnique Supérieure, l'Institut Fondamental d'Afrique Noire), le CREPA-Sénégal et les différents Ministères collaborant avec l'ONAS.

Objectifs du symposium

Le symposium international de partage des résultats du projet de recherche ONAS/Eawag-Sandec a été organisé :

- pour présenter les défis dans le domaine de la gestion des boues de vidange,
- pour mettre à la disposition des acteurs les nouvelles connaissances acquises à la fois dans les domaines techniques et socio-économiques visant à améliorer la gestion des boues de vidange,
- pour favoriser la synergie entre les décideurs, les planificateurs et les chercheurs dans le but d'inclure dans les agendas de recherche des universités les préoccupations des planificateurs pour une meilleure gestion des boues de vidange.

ations des planificateurs pour une meilleure gestion des boues de vidange.

Cette rencontre organisée par l'Office National de l'Assainissement du Sénégal et le Département Eau et Assainissement dans les pays en développement (Sandec) de l'Institut Fédéral Suisse de Recherche de l'Eau du Domaine des EPF (Eawag) a été présidée par le Ministre sénégalais de l'Urbanisme, de l'Habitat, de l'Hydraulique et de l'Assainissement. Elle a réuni une cinquantaine de participants d'Universités, d'institutions nationales et municipales, de représentants d'associations de vidange venant du Sénégal, du Mali, du Cameroun et de la Suisse.

Programme du symposium

Horaires 2009 Mardi 30 juin	Thèmes	Présentateurs Modérateurs
08 :30 – 13 :00	Cérémonie d'ouverture présidée par le Ministre d'Etat, Ministre de l'Urbanisme, de l'Habitat, de l'Hydraulique et de l'Assainissement	Babacar Dieng
08 :30 – 09 :30	Mise en place des participants	
09 :30 – 09 :45	Discours de bienvenue du DG de l'ONAS	
09 :45 – 10 :00	Discours du représentant de l'Eawag	
10 :00 – 10 :15	Discours du Ministre de l'Assainissement	
10 :15 – 11 :00	Pause- café	
11 :00 – 11 :30	Les défis en matière de gestion des boues de vidange dans les pays en développement	Koné D.
11 :30 – 12 :00	Organisation de la filière des boues de vidange au Sénégal	Mamadou Guèye et Mbaye Mbéguéré
12 :00 – 13 :00	Débat, échanges d'expériences	
13 :00 – 14 :30	Pause-déjeuner	
14 :30 – 15 :30	Plénière 1 : Aspects financiers et organisationnels	Babacar Dieng
14 :30 – 15 :00	Evaluation économico-financière comparée du système d'assainissement collectif et du système de gestion des boues de vidange à Dakar	Ousmane Sow
15 :00 – 15 :30	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	Magalie Bassan
15 :30 – 16 :00	Synthèse	Babacar Dieng
16 :00 – 17 :15	Plénière 2 : Optimisation des technologies actuellement utilisées pour le traitement des boues de vidange	Babacar Dieng
16 :00 – 16 :30	Traitement de boues de vidange de système d'assainissement autonome à Dakar : évaluation de l'efficacité de la séparation solide/liquide dans deux bassins expérimentaux de sédimentation/épaississement	Ndiaga Dème. El. Hadji M. Sonko
16 :30 – 17 :00	Traitement de boues de vidange de systèmes d'assainissement autonomes à Dakar (Sénégal) : évaluation de l'efficacité de la séparation solide/liquide de lits de séchage non plantés soumis à différentes charges de boues domestiques	Babacar Dieng
17 :00 – 17 :15	Synthèse	

Programme

Mercredi 1er juillet	Thèmes	Présentateurs Modérateurs
09 :00 – 10 :30	Plénière 2 : Optimisation des technologies actuellement utilisées pour le traitement des boues de vidange (suite)	Babacar Dieng
09 :00–09 :30	Traitement des boues de vidange : éléments affectant la performance des lits de séchage non plantés en taille réelle et les mécanismes de séchage	Kalifa Badji
09 :30– 10 :00	Nitrification of faecal sludge liquor using pilot scale intermittent sand filters in Dakar, Senegal	Aly Tounkara
10 :00– 10 :15	Synthèse	Babacar Dieng
10 :15 – 12 :00	Atelier thématique 1 : Aspects socioéconomiques de la gestion des boues de vidange	
	Points à débattre : 1. Comment organiser l'activité de collecte des BV en partenariat avec le secteur privé? 2. Comment rentabiliser l'exploitation des déposantes (valorisation des sous-produits boues et plantes issues de la filière) ? 3. Comment rationaliser le système tarifaire ?	
10 :15 – 12 :00	Atelier thématique 2 : Aspects techniques de la gestion des boues de vidange.	
	Points à débattre : 1. Comment choisir une option technologique de traitement ? 2. Comment optimiser les installations existantes (adéquation technologie de latrines/fosses et systèmes de collecte et de traitement des boues de vidange ? 3. Comment intégrer les sites de traitement dans la planification urbaine ?	
12 :00– 13 :30	Pause déjeuner	
13 :30 – 16 :00	Plénière 3 : Conditions de passage à l'échelle de lits plantés pour le traitement des boues de vidange	Babacar Dieng
13 :30 – 14 :00	Traitement de boues de vidange de systèmes d'assainissement autonome à Dakar (Sénégal) : étude d'une phase d'acclimatation de deux espèces végétales utilisées pour le traitement des BV domestiques	Daouda Tine
14 :00 – 14 :30	Traitement des boues de vidange domestiques à Dakar (Sénégal): étude du comportement et des performances d'une plante fourragère <i>Echinochloa pyramidalis</i> dans les lits de séchage en grandeur réelle	Francine Abiola
14 :30 – 15 :30	Synthèse des ateliers	Babacar Dieng
15 :30 – 16 :00	Clôture de la cérémonie par le DG de l'ONAS	Babacar Dieng
16 :00 – 16 :30	Collation	

Thème 1 : Aspects financiers et organisationnels

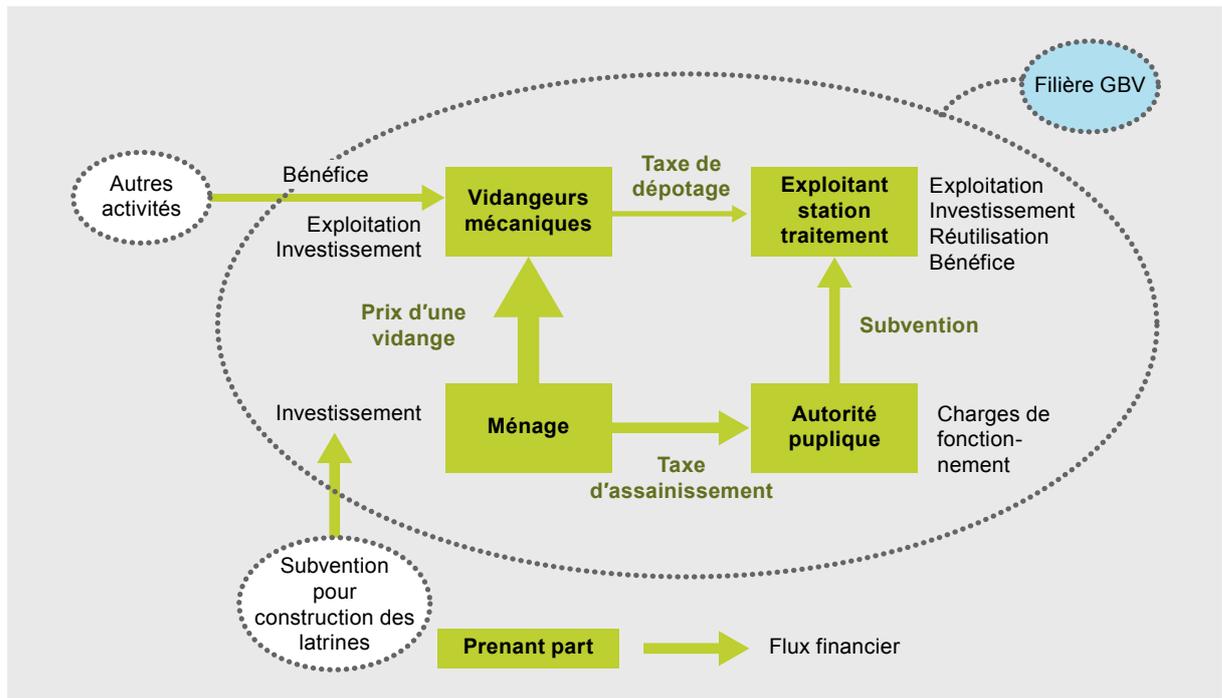


Illustration 1 : Exemple d'interactions financières et organisationnelles dans une filière de Gestion des boues de vidange

Résumé

Les aspects financiers et organisationnels sont capitaux pour le fonctionnement des filières d'assainissement au Sud. Ils requièrent le plus souvent la participation de différents opérateurs, des populations et des autorités publiques. De leur compétence et de leur solidité financière dépend la pérennité des filières d'assainissement mises en place.

Le premier article présenté ici établit les coûts réels de deux filières : Gestion des boues de vidange d'une part, et Système centralisé (réseau d'égout classique et station d'épuration) d'autre part, tant en investissement qu'en fonctionnement. Le travail est mené sur la base de données réelles collectées à Dakar pour ces deux filières existantes dans la même zone géographique. Il permet notamment d'identifier les coûts prépondérants de chaque système et d'analyser les conditions où ils sont le plus adaptés financièrement.

Le second article présente une méthodologie originale d'évaluation des forces et faiblesses de l'organisation d'une filière d'assainissement, à travers la comparaison des deux filières existantes à Dakar et gérées par le même opérateur (ONAS). Ce travail fournit notamment des éléments nécessaires à prendre en compte pour réussir la mise en place d'une filière en contexte Sud, au niveau des différents prenants parts impliqués.

Évaluation économique-financière comparée du système d'assainissement collectif et du système de gestion des boues de vidange à Dakar

Sow O.S.¹, Dodane, P.H.², Mbéguéré M.²⁻³, Koné D.²

¹ Faculté des Sciences Economiques et de Gestion, Université Cheikh Anta Diop de Dakar, sowouz00@yahoo.fr

² Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag), Department of Water and Sanitation in Developing Countries (Sandec), 8600 Ueberlandstrasse 133, Duebendorf, Switzerland

³ Office National de l'Assainissement du Sénégal, Cité TP SOM, n° 4, Hann, BP 13428, Dakar, Sénégal

Introduction

L'accès aux systèmes d'assainissement convenables constitue un axe majeur pour la réduction de la pauvreté puisque l'assainissement est plus que jamais lié à la santé, au social, à l'environnement bref au développement.

Même si des efforts ont été notés dans ce secteur depuis un certain temps avec 1,2 milliard de personnes dans le monde qui ont pu accéder à un assainissement amélioré entre 1990 et 2004 (WHO, 2008), plusieurs spécialistes de ce secteur ont montré que le système tout à l'égout qui compose dans sa globalité le secteur de l'assainissement, ne peut vraisemblablement satisfaire à tous les nécessiteux et coûte cher. Ainsi, le système GBV et le système semi collectif constituent des alternatives réputées techniquement viables et coûteraient moins cher. A cet effet, l'analyse des flux économiques et financiers des systèmes d'assainissement devient une nécessité et aiderait à quantifier les coûts tout en améliorant la gestion dans ce secteur.

Dakar, la capitale sénégalaise a constitué notre laboratoire d'analyse vu qu'elle a le privilège de regrouper tous les systèmes et de centraliser leurs gestions dans un service commun qu'est l'ONAS. S'y ajoute la possibilité d'accéder aux données comptables ayant trait à l'investissement et à l'exploitation pour les acteurs concernés, à savoir : l'Etat, les opérateurs publics et privés et les bénéficiaires.

Dans cette étude on estime sur des données réelles les vrais chiffres du système tout à l'égout et de la GBV, en investissement tout comme en fonctionnement, et par acteur concerné. Nous mettons en évidence, comme recommandé par (Hutton, 2009), qui paye quoi et pour quel service, dans la perspective d'apporter un outil d'aide à la décision pour le choix d'un système et une base de réflexion pour la tarification.

Néanmoins, il est à noter que cette étude se limite à une première approche des postes prépondérants des systèmes. La comparaison se limite aux aspects économiques : l'évaluation environnementale et sanitaire des deux systèmes est laissée aux spécialistes dans ce domaine.

1. Objectifs de l'étude

L'objectif de cette étude est d'établir les coûts d'investissement et de fonctionnement des systèmes d'assainissement collectif et de gestion des boues de vidange dans une perspective de comparaison des systèmes. Nous nous intéressons dans cette présente étude à l'établissement des flux économiques et financiers des systèmes d'assainissement Tout à l'égout et GBV, en intégrant les contributions des principaux acteurs concernés, à la manière schématisée par (Steiner, 2004). Pour ce faire, nous utilisons les données disponibles pour l'agglomération de Dakar pour connaître les infrastructures en place et leurs coûts.

Les perspectives de discussions portent sur :

- la comparaison économique des deux systèmes,
- la discussion sur la tarification.
- la proposition d'une réflexion sur le choix du système dans une situation donnée (études de cas).

2. Méthodologie

L'établissement des schémas des flux économiques et financiers d'un système d'assainissement donné nécessite plusieurs étapes :

2.1 Identification des acteurs

Le rôle et les relations monétaires entre chacun des acteurs sont établis ainsi que les principaux postes de dépense. Les contributions des acteurs en termes de charges de personnel sont analysées de manière à pouvoir les affecter :

- en investissement ou en fonctionnement,
- au Tout à l'égout ou à la GBV,
- aux postes de dépenses majeurs des deux systèmes,

Pour le tout à l'égout il s'agit de : Canalisation, Branchements, Poste de Pompage, Station de traitement. Pour la GBV, il s'agit de : Fosse, Camions de vidange, Déposante.

2.2 Etablissement des assiettes

L'assiette est considérée comme étant le nombre par lequel on divise un montant donné pour avoir une même unité de comparaison. Chaque prenant part à l'assainissement réalise des dépenses d'investissement (relatives le plus à la constitution de l'infrastructure), et de fonctionnement (relatives à l'exploitation des infrastruc-

Aspects financiers et organisationnels

tures). Chaque dépense peut être ramenée au nombre d'habitant concerné par cette dépense, qui constituent alors l'assiette financière de la dépense.

Nous avons porté notre choix sur une assiette correspondant au nombre d'habitants bénéficiaires à la place de l'assiette correspondant au m³ d'eau consommée ou au mètre linéaire de conduite parce qu'elle nous paraît plus efficace pour comparer l'assainissement collectif et l'assainissement autonome. En effet il devient intéressant de voir par quel processus on peut ramener les charges dans ce secteur au coût par bénéficiaire soit pour couvrir les investissements, soit pour couvrir les charges de fonctionnement tant pour le système collectif que pour le système autonome, et de plus il facilite la réflexion concernant la tarification.

Le m³ d'eau consommé ne représente pas la quantité d'eau pompée dans la fosse septique et est donc mal adapté à l'assainissement en GBV. Quant au linéaire de canalisation, elle ne peut être appliquée que pour le système collectif ; par conséquent il ne constitue pas une base de comparaison uniforme pour les deux systèmes.

2.3. Précision des variables explicatives de chaque poste

On parle de variable parce que le caractère significatif de l'information n'est pas la même d'un individu à un autre. Elle est dite explicative, vu qu'elle justifie le fondement de la chose observée ou étudiée.

Dans notre cas, chaque dépense est rattachée aux paramètres clefs influant sur elle. Par exemple les paramètres influençant le coût par habitant d'une canalisation sont : la topographie (profondeur de pose), le type de sol (difficultés à creuser), la taille du tuyau et le nombre d'habitant déversant dedans.

L'établissement des variables explicatives permet tout au moins de relier les flux financiers établis aux paramètres réputés les influencer. On pourra également utiliser ces variables pour modéliser les flux financiers dans d'autres situations que sur les zones étudiées.

2.4. Hypothèse de correction des coûts

Actualisation

Les coûts des infrastructures qui le nécessitent sont réactualisés sur la base de l'index du BTP français (Ministère de l'Équipement, 2008) réputé plus proche des variations de prix du BTP sénégalais que la simple inflation générale. La formule utilisée est la suivante :

$$S_T = S_0 (1+i)$$

Avec S_T : valeur actuelle; S_0 = valeur d'origine et i = taux d'inflation sur la période considérée.

On choisit d'actualiser les coûts de plus de 10 ans.

Amortissement

Les flux des deux systèmes d'assainissement sont dans un premier temps schématisés pour l'investissement et pour l'exploitation. Ensuite, sur la base de la durée prévue d'utilisation des infrastructures (DPU), l'investisse-

ment est intégré dans le fonctionnement sous la forme de coûts d'amortissement.

La DPU est liée à l'amortissement par la formule :

$$\text{DPU} = 100/T^* \text{ avec } T^* = \text{taux d'amortissement}$$

$$\text{Annuité} = V_0 \times 1/\text{DPU}$$

Avec V_0 = la valeur d'origine de l'investissement de l'infrastructure.

Les DPU choisies dans cette étude sont issues des données de l'ONAS figurant dans le modèle financier. Il s'agit de :

- Tout à l'égout
 - Canalisation :
 - matière fonte (béton, ciment) = 50 ans
 - matière PVC = 30 ans
 - Poste de pompage : 30 ans
 - Station de traitement : 30 ans
 - Branchement domiciliaire : 20 ans
- GBV
 - Camion : 15 ans
 - Fosse : 50 ans
 - Déposante : 30 ans

3. Résultats

3.1. Décomposition des coûts des systèmes

3.1.1. Décomposition des coûts du système collectif

3.1.1.1. Coût d'investissement du collectif

Le coût d'investissement du collectif est partagé entre les bailleurs et les ménages. Les valeurs des coûts sont extraites du modèle financier de l'ONAS (ICEA, 2007).

Décomposition du coût d'investissement des bailleurs

- Le coût d'investissement du réseau

Le réseau collectif de Cambérène s'étend sur environ 340 km avec 26 stations de pompages. Son coût est déterminé en se référant au coût du réseau de Sahm Notaire qui fait partie de Cambérène et donc présente des variables explicatives similaires. On estime le coût au prorata du linéaire de canalisation de Sahm notaire, on obtient :

Ce coût peut être expliqué par la taille du réseau, le volume à collecter et la topographie.

En effet la topographie de Dakar est relativement plate (péninsule) et le sol est sableux (facile à creuser).

- Le coût d'investissement de la STEP

Le tableau ci-dessous montre la répartition de l'investissement de la STEP suivant ses composants :

Aspects financiers et organisationnels

Poste	Contenu	Coût (million FCFA)	Coût/habitant (FCFA)
Réseau	Branchements	7998	31000
	Canalisation	23282	90240
	Postes de pompage	10954	42460
Total		34236	163700

Tableau 1 : Répartition du coût d'investissement du réseau de Cambéréne

Poste	Contenu	Coût (million FCFA)	Coût/habitant (FCFA)
Station de traitement	Filière de traitement	13 238	51 310
	Filière de désinfection de l'eau		
	Filière de Récupération de Biogaz		
	Bâtiments		
Total		13 238	51 310

Tableau 2 : Répartition du coût d'investissement de la STEP de Cambéréne

Coût d'investissement des ménages

Ils accentuent leurs investissements dans la chaîne du tout à l'égout vers la réalisation des branchements domiciliaires ou raccordement. Ils existent deux façons de raccordement pour le système tout à l'égout à savoir : le branchement ordinaire et le branchement social. Le coût du branchement ordinaire est estimé à 380 000 francs ; cela est lié quelque part aux coûts des matériaux de construction (sable, ciment, fer, etc.) ainsi que les coûts de la main d'œuvre. Le coût du branchement social est estimé à 19 000 francs ; ce coût s'explique par la présence au sein de l'ONAS d'un programme de subvention des coûts supportés par les ménages, vu que les revenus des ménages sont faibles.

3.1.1.2. Coût de fonctionnement du système collectif

Le coût de fonctionnement du collectif est partagé entre l'ONAS et les ménages

Décomposition des coûts de fonctionnement de l'ONAS

Les coûts de fonctionnement de l'ONAS sont repartis sur le réseau et la station.

- Les coûts de fonctionnement du réseau

Les coûts de fonctionnement du réseau concernent le débouchage, le curage et la réparation des dommages au niveau des canalisations.

Les dépenses concernant les postes de pompage sont composées de l'énergie pour les pompes, du gardiennage, du nettoyage et des réparations.

Poste	Contenu	Coût (million FCFA)	Coût/habitant (FCFA)
Prestations de service externes	Curage	411,25	1600
	Débouchage	23282	90240
	Reparation	10954	42460
Travaux directs internes ONAS	Personnel ONAS (22 agents dont 8 permanents et 14 journaliers)	60,56	235
Charges de personnel ONAS (la direction) pour les branchements et canalisations de Cambéréne		33,283	129
Total		505	1964

Tableau 3 : Répartition du coût de fonctionnement des branchements et canalisation du Tout à l'égout de Cambéréne

Aspects financiers et organisationnels

Poste	Contenu	Coût (million FCFA)	Coût/habitant (FCFA)
Poste de Pompages	Personnel (5 permanents et 8 journaliers)	37,23	145
	Electricité	75,6	295
	Gasoil	31,2	120
	Prestation: 12 gradients	9	35
	Matériel & Consommables	4,8	18
	Personnel ONAS (22 agents dont 8 permanents et 14 journaliers)	81,4	320
Charges de Personnel ONAS (Direction) pour les stations de pompages		19,67	75
Total		259	1008

Tableau 4 : Répartition du coût de fonctionnement des stations de pompages du Tout à l'égout de Cambéréne

➔ Coût de fonctionnement de la STEP de Cambéréne

Les coûts de fonctionnement de la STEP de Cambéréne sont repartis dans le tableau ci-dessous :

Poste	Contenu	Coût (million FCFA)	Coût/habitant (FCFA)
STEP	Personnel ONAS (30 dont 16 permanents et 14 journaliers)	109,38	420
	Achat de Matières Premières	87,6	340
	Prestation (6 gardiens et 3 femmes de ménages)	6,7	30
	Gasoil	14,4	55
	Electricité (traitement)	454,3	1760
	Electricité (bâtiment)	25,22	97
	Récupération de Biogaz	- 130	- 504
	Ventes d'eau et de boue	- 1,27	-5
Charges de Personnel ONAS (Direction) pour STEP		45,38	176
Total		611,71	2369

Tableau 5 : Décomposition du coût de fonctionnement de la STEP de Cambéréne

Au total, les charges de fonctionnement de la STEP sont estimées à 611,71 millions de FCFA/an. Ce coût lié au fonctionnement de la STEP peut être expliqué par le volume d'eau à traiter. Le volume d'eau journalier reçu par la STEP varie entre 14 000 et 15 000 m³.

La mise en place d'une infrastructure de récupération de biogaz fait diminuer le coût (30 % de l'énergie est apporté par la récupération, soit 20 % des charges de fonctionnement totales). Nous constatons qu'au delà de l'électricité pour le traitement, c'est le coût par habitant de la récupération de biogaz qui est le plus important ; ce coût est au bénéfice de la population dans le sens où il atténue les charges de l'habitant.

Coût de fonctionnement des ménages

Les ménages du système tout à l'égout payent la taxe d'assainissement qui est calculée à partir de la consommation d'eau. En effet pour chaque m³ d'eau consommé, le bénéficiaire paye en moyenne 50 francs CFA. Or il a été calculé que la consommation moyenne d'eau par habitant et par jour à Dakar est de l'ordre de 60 litres. Par ailleurs le nombre de bénéficiaire du système tout à l'égout de Dakar est estimé à 750 000 bénéficiaires.

Par conséquent, le coût par bénéficiaire et par an est de : $50 \times 0,06 \times 365 = 1100$ FCFA.

Aspects financiers et organisationnels

3.1.2. Décomposition des coûts de la GBV

Les coûts de ce système sont décomposés en deux parties et selon les acteurs concernés. Les coûts déterminés seront exprimés en FCFA/habitant.

3.1.2.1. Décomposition des coûts d'investissement de la GBV

Tous les acteurs de la chaîne du système de la GBV participent à l'investissement selon leur niveau d'implication. Ainsi, nous avons les bailleurs, les ménages et les entreprises de vidange.

Les Bailleurs

Les bailleurs ont financé la dépositante de Cambérène. Le coût d'investissement de la dépositante est estimé à 327 millions. Ramené aux 161 000 bénéficiaires en situation actuelle, cela correspond à un coût de réalisation de 2025 FCFA par habitant.

Les entreprises de vidange

Ce sont pour la plupart des SARL ou des GIE. Les entreprises de vidange peuvent être considérées comme étant le réseau mobile du système de la GBV puisqu'elles sont chargées de vidanger et de transporter la matière jusqu'à la dépositante. Leur fonctionnement est précédé d'un investissement qui est centré autour du camion de vidange. Le coût d'investissement est estimé à 15 millions de FCFA pour l'achat du camion qui desserve en moyenne 10 440 bénéficiaires dans son fonctionnement actuel.

Les ménages

Les habitants sont les principaux bénéficiaires du système de la GBV. Pour se doter d'ouvrages d'assainissement adéquats, ils prennent en charge la construction des fosses dans leurs concessions. Les entretiens effectués et l'exploitation des données du PAQPUD nous ont permis d'évaluer le coût d'un ouvrage (fosse) à 230 000 FCFA. Ainsi, le coût par habitant nous revient à 23 000 FCFA en considérant qu'un ménage est composé de 10 habitants, ce qui se rapproche des coûts estimés par (Von Munch, 2007), en Zambie.

Synthèse :

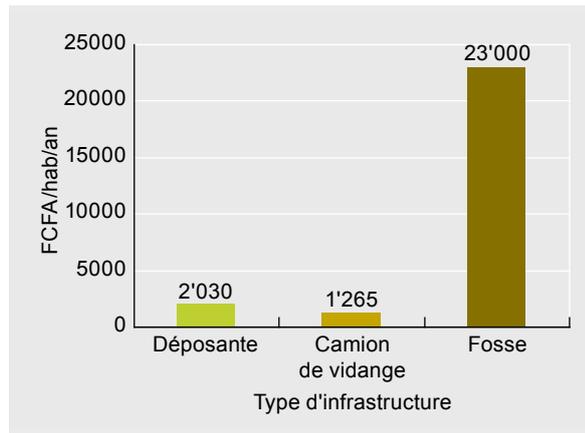


Figure 1 : Illustration du coût d'investissement par habitant de la GBV, en situation actuelle

3.1.2.2. Décomposition du coût de fonctionnement de la GBV

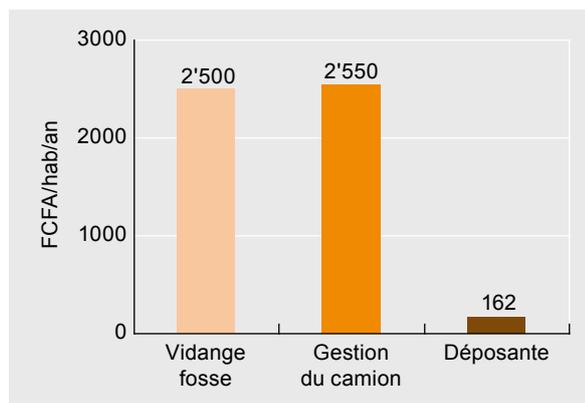


Figure 2 : Illustration du coût de fonctionnement par habitant de la GBV suivant les postes de dépenses

En situation actuelle, la décomposition des coûts de fonctionnement des acteurs a montré que le coût de fonctionnement par habitant pour les entreprises de vidange dépasse le budget de fonctionnement annuel d'un habitant (2500 FCFA), par conséquent l'activité n'est pas rentable pour ses entreprises.

4. Flux financiers du système collectif

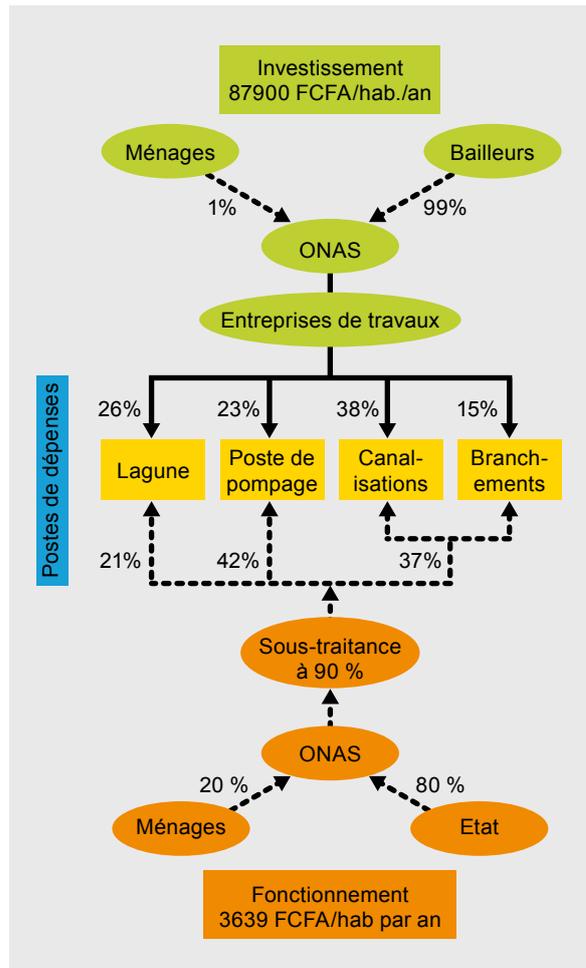


Figure 3 : Flux monétaire entre prenant part direct du Tout à l'égout de Rufisque

5. Flux financiers de la GBV

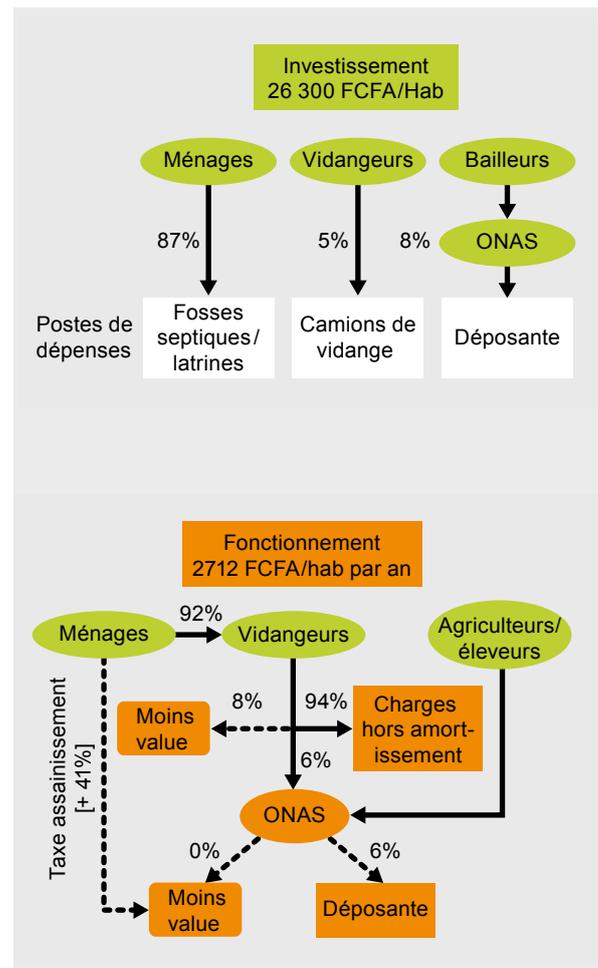


Figure 4 : Flux monétaire entre prenants part direct de la GBV

6. Comparaison des systèmes

La représentation des flux financiers à l'état actuel a permis de tirer les conclusions suivantes :

- l'investissement pour le tout à l'égout de Cambéréne est 11 fois plus cher que l'investissement pour les boues de vidange ;
- même hors amortissement, le fonctionnement de la GBV reste 2 fois moins coûteux que le tout à l'égout ;
- actuellement, l'ONAS prélève la taxe auprès de la population GBV pour compléter son budget de fonctionnement tout à l'égout. Si seuls les raccordés au tout à l'égout payaient pour son fonctionnement, cela ne représenterait que 20 % des coûts de fonctionnement du système, le complément devant être apporté par l'Etat ou des bailleurs extérieurs ;
- par contre pour la GBV, le système est légèrement déficitaire, surtout au niveau du transport car les vidangeurs perdent de l'argent sur l'activité de vidange des particuliers. Mais la taxe d'assainissement, si elle était affectée au service de ceux qui la paye, permettrait largement de compenser toute perte, et même de générer des profits ou de faire diminuer le coût de la vidange ;

- les entreprises fonctionnent légèrement à perte, et compensent avec d'autres activités plus rémunératrices (Gning, 2008).

Conclusion

Dans sa globalité, en se référant à notre étude de cas ; l'analyse des flux d'assainissement a montré que le système tout à l'égout coûte très cher au point qu'il ne peut être installé partout pour satisfaire la population. Mieux, l'étude a montré que le système tout à l'égout le moins cher est plus coûteux que la GBV.

Par ailleurs, l'étude a montré que la GBV présente plusieurs externalités positives. En effet, cette dernière est dans un dynamisme économique croissant (augmentation des entreprises de vidange) et a un avenir prometteur, vu que plus de 80 % de la population rurale et périurbaine ne dispose pas d'infrastructure d'assainissement adéquat.

Ainsi l'approbation de la GBV sera un outil avantageux dans la mesure où, elle fera l'économie de gros investissements pour les bailleurs et constituera également un secteur générateur de revenu.

Aspects financiers et organisationnels

Néanmoins nous recommandons la diminution voir l'élimination de la taxe d'assainissement chez les bénéficiaires de la GBV pour alléger leurs charges de fonctionnement. Il serait utile d'organiser une concertation entre les acteurs de l'assainissement pour voir dans quelles conditions la vidange domestique pourrait être rentable.

Toutefois, il est à signaler que l'étude a pris en compte le couplage de la dépositante à la station de traitement des eaux usées du tout à l'égout par conséquent l'analyse n'a pas été poussée pour déterminer les coûts supplémentaires induits par le traitement du lixiviat (liquide obtenu après séchages des boues).

Références

- Gning, J. B., 2008. Evaluation socio-économique de la filière des boues de vidange dans la région de Dakar (Socio-economic assessment of the faecal sludge sanitation system in Dakar area). Master degree, Sciences de l'Environnement, Institut Supérieur de l'Environnement, Dakar, Senegal.
- Hutton, G., Pfeiffer, V., Blume, S., Muench, E., Malz, Y., 2009. Cost and economics. Sustainable Sanitation Alliance Factsheet. <http://www.susana.org/images/documents/05-working-groups/wg02/factsheet/susana-factsheet-costs-economics.pdf> (accessed 15 01 2009).
- ICEA, 2007. Modèle de simulation financière du secteur de l'assainissement en milieu urbain (Financial simulation model of the urban sanitation sector). ONAS, Dakar, Senegal.
- Ministère-de-l'Équipement, 2008. Index BTP. http://www.btp.equipement.gouv.fr/rubrique.php3?id_rubrique=70 (accessed 12 12 2008).
- Steiner, M., Montangero, A., Kone, D., Strauss, M., 2004. Un concept novateur de financement pour la gestion durable des boues de vidanges (An innovating concept for financing sustainable faecal sludge management). Eawag/Sandec, Dübendorf, Switzerland.
- Von Münch, E., Mayumbelo, K. M. K., 2007. Methodology to compare costs of sanitation options for low-income peri-urban areas in Lusaka, Zambia. *Water SA*, 33(5) pp. 593-602.
- WHO, 2008. Joint Monitoring Programm for Water and Sanitation. http://www.wssinfo.org/en/35_san_dev.html (accessed 12-12-2008).

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

Magalie Bassan¹⁻³, Mbéguéré M.²⁻³, Koné D.³

¹ Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne, Suisse, magalie.bassan@eawag.ch

² Office National de l'Assainissement du Sénégal, Cité TP SOM, n° 4, Hann, BP 13428, Dakar, Sénégal

³ Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag), Department of Water and Sanitation in Developing Countries (Sandec), 8600 Ueberlandstrasse 133, Duebendorf, Switzerland

Résumé

Les Objectifs du Millénaire pour le Développement visant entre autre à la réduction de moitié de la population n'ayant pas accès à un assainissement de base porte cette problématique sur le devant de la scène internationale. Ainsi, la majorité des programmes de développement soutiennent ce secteur par de nombreux investissements importants. Ces derniers favorisent l'accès aux infrastructures telles que les latrines, les réseaux d'égouts ou des stations de traitement des eaux usées et de boues de vidange. Malgré ces efforts, plusieurs études rapportent que la majeure partie des stations de traitement construites dans les pays en développement sont rapidement dégradées ou abandonnées. La compréhension des facteurs influençant le succès ou l'échec de tels projets n'est pas encore suffisamment abordée et détaillée. Les connaissances actuelles ne permettent pas de savoir à quel niveau des problèmes tels que le manque de suivi, de maintenance ou de financement peuvent être résolus.

La méthodologie d'évaluation des facteurs de succès et d'échec des stations de traitement développée dans cette étude propose un modèle des facteurs déterminants, de leur niveau et de leur mode d'influence. Ces facteurs concernent trois domaines d'évaluation : la gestion institutionnelle, la conception technique ainsi que l'équilibre des ressources financières et énergétiques. Cette méthodologie offre aussi un outil participatif pour l'amélioration de systèmes locaux de mise en place et de gestion des stations de traitement.

Une liste d'indicateurs est élaborée pour l'évaluation. Présentée sous forme de tableau (voir rapport de master), elle est structurée par trois échelles d'information. Les critères généraux influençant le fonctionnement des stations sont déclinés en sous-critères précisant les points de vue et la problématique concernée. Des indicateurs liés aux sous-critères servent à les évaluer sur le terrain. Cette liste a été éprouvée et validée lors d'une étude de cas menée sur 5 stations au Sénégal. Les indicateurs ont été évalués et pondérés avec les acteurs interrogés. La liste, constituée de 19 critères, 24 sous-critères et 43 indicateurs représente de manière exhaustive les facteurs déterminant la planification, la mise en œuvre et le fonctionnement des stations.

Sept étapes d'analyse ont été développées pour améliorer la compréhension des facteurs influençant le suc-

ès de projets de mise en place et de gestion de stations de traitement d'eaux usées et de boues de vidange.

1. Compréhension du point de vue des acteurs locaux et des stratégies de gestion des projets;
2. Modélisation de la corrélation entre les facteurs et de leur influence ;
3. Détermination des facteurs clés de réussite et d'échec déterminant l'ensemble des projets ;
4. Classification des sous-critères en fonction du niveau de décision auquel il faut les associer.
5. Distinction des catégories de sous-critères en fonction de leurs modes d'influence sur les projets ;
6. Détermination des facteurs à améliorer localement et mise en place de stratégies ;
7. Recommandations pour la mise en place et la gestion de stations en fonction des catégories.

L'application de la méthodologie d'évaluation et d'analyse a mis en évidence l'importance des facteurs clés pour les phases de mise en œuvre de stations. Les facteurs de succès et d'échec sont classés en 6 catégories de sous-critères en fonction de leur mode et de leur niveau d'intervention :

1. Fondement organisationnel au niveau national

Ces sous-critères déterminent l'ensemble du système et doivent être considérés en amont. Ce sont l'autonomie institutionnelle de l'office de l'assainissement, l'adéquation des formations à disposition dans ce domaine, la planification du budget de fonctionnement et la capacité d'investissement.

2. Points leviers influençant le système à tous les niveaux

Ce sont des sous-critères gérés au niveau de l'office de l'assainissement ayant une influence sur la prise de décision au niveau national. Ils concernent la valorisation des sous-produits, l'optimisation énergétique et l'expertise pour l'optimisation du traitement et de valorisation.

3. Fondement organisationnel de l'office

Ces sous-critères définissent les stratégies de base de l'office et doivent être considérés suffisamment tôt lors d'une réforme pour l'amélioration de ce dernier ou pendant sa mise en place. Ils concernent la communication interne et externe de l'office.

Aspects financiers et organisationnels

4. Compétences et moyens mis en place

Les compétences clés pour la gestion de l'office, de la formation interne et du personnel ainsi que pour la planification et l'exploitation des stations doivent être considérés parallèlement aux sous-critères de la troisième catégorie. Leur influence sur les catégories suivantes (5 et 6) est plus directe.

5. Qualité des études de conception des stations

La qualité des études définit les moyens matériels, humains et financiers déterminant l'exploitation. Les sous-critères contenus dans cette catégorie concernent l'expertise des ingénieurs de l'office et du bureau d'étude ainsi que l'intégration de la station dans son contexte socio-économique.

6. Gestion pratique de l'exploitation

Les problèmes observés sur les stations résultent de l'interaction des points cités ci-dessus. Ils déterminent les performances clés des stations. Ils concernent les besoins matériels et le traitement des requêtes pour l'exploitation, la qualité du suivi en laboratoire et la dépendance à l'énergie artificielle.

Les problèmes techniques et d'exploitation constituent donc une problématique centrale mais résultent de nombreuses influences. Ils sont déterminés en amont par des décisions concernant l'ensemble du domaine de l'assainissement au niveau national. Les résultats de ce travail montrent que l'amélioration du système doit être entreprise en prenant un compte une combinaison de facteurs. Les points à considérer en priorité se situent au niveau de la gestion institutionnelle et des stratégies financières. Ces dernières doivent être adaptées au contexte et acceptées par les acteurs.

1. Evaluation des performances de l'ONAS

1.1. Performances techniques

A: Efficacité de traitement

Durant l'année 2008, avec une concentration moyenne en MES de 25 mg/l, les eaux traitées à l'étage secondaire de la STEP de Cambérène sont conformes à la norme sur le rejet des eaux usées. En revanche, la moyenne annuelle de la concentration de DCO mesurée à la sortie des bassins s'établit à 109 mg/l, ce qui est au dessus de la norme (Direction de l'Environnement et des Etablissements Classés, 2001 ; ONAS/Direction de l'Exploitation, 2009). Il faut cependant considérer que 21.8 % du volume total d'eau arrivant à la station est by-passé. Ainsi, les eaux rejetées à l'exutoire ne répondent pas à la norme de rejet.

À Thiès, les normes sont respectées pour les MES mais pas pour la DCO. La moyenne des concentrations à la sortie des lagunes est respectivement de 12 mg/l et 84 mg/l. Il faut rappeler que les performances épuratoires pourraient changer une fois la charge nominale atteinte.

À Rufisque, l'impact de la STBV est tel que les concentrations dépassent largement la norme aussi bien pour les MES que la DCO. Les moyennes annuelles pour ces deux paramètres sont de 187 mg/l et 407 mg/l. Il faut signaler que 13.8 % du volume total de la STEP provient de la STBV (ONAS / Direction de l'Exploitation, 2009).

B: Bilan hydrique

La station pour laquelle l'évaluation du bilan hydrique est la plus mauvaise est la STEP de Cambérène. En effet, 21.8 % du volume total entrant est directement by-passé et 34.9 % de ce même volume ne subit que l'étage de traitement primaire (ONAS / Direction de l'Exploitation, 2009).

L'ensemble des eaux arrivant à la STEP de Rufisque passent par le circuit de lagunes.

Les volumes by-passés à la station de Thiès n'ont pas été enregistrés. Selon des estimations, quelques 150 à 200 m³ sont directement by-passés dans les lagunes les jours de grosses pluies. Etant donné le nombre restreint de jours de pluies et le fait que ces eaux subissent un traitement lors de leur passage dans les lagunes, on peut estimer que les taux épuratoires moyens ne subissent que des variations négligeables.

1.2. Performances économiques

Selon les estimations actuelles, les charges d'exploitation de la STEP de Cambérène vont dépasser le budget prévu pour 2009. Pour cette station comme pour les autres, certaines DA (demande d'achat) ne sont pas acceptées pour des raisons financières. On peut donc considérer que toutes les STEP étudiées présentent un rapport entre les dépenses et le budget d'exploitation supérieur à 1.

La situation des STBV est meilleure, puisque les taxes de dépotage perçues permettent de soutenir l'ensemble des charges d'exploitation courantes. Selon les estimations faites par la DCC (Direction Commerciale et de la Clientèle), les STBV de Cambérène et de Rufisque ont dégagé des bénéfices de 8 143 230 FCFA (12 414 Euros) et 11 323 500 FCFA (17 263 Euros) respectivement. (ONAS / Direction Commerciale et de la Clientèle, 2008).

2. Facteurs institutionnels

2.1. Statut institutionnel : Autonomie Institutionnelle

Il est intéressant de remarquer que le statut institutionnel de l'ONAS semble aussi bien lui apporter des avantages décisifs que des handicaps.

De nombreux acteurs s'accorde à dire que la réforme du secteur de l'eau en 1995 et la création de l'ONAS en 1996 lui a permis l'autonomie nécessaire pour développer l'assainissement dans le pays (Ndaw, 2009). Cette première réforme a apporté à l'office les dimensions importantes de planification et de suivi des projets. Pour la première fois le secteur de l'assainissement a été hissé au même niveau que le service gérant l'eau potable dans l'organigramme étatique.

Aspects financiers et organisationnels

Si l'assainissement a été porté à un niveau de priorité plus haut en 1996, son statut ne lui permet pas pour autant une autonomie totale. Le fait d'être un Etablissement Public à caractère Industriel et Commercial (EPIC) a un impact sur la gestion des ressources humaines, les procédures au sein de l'office, les choix techniques. De plus, ce statut ne met pas l'office à l'abri des pressions politiques. En revanche, les avis divergent quant à l'impact du statut EPIC sur les investissements nécessaires au développement et à la réhabilitation des infrastructures d'assainissement. En effet, il a pour avantage d'éviter à l'office le remboursement du service des dettes contractées. En même temps, l'ONAS bénéficie du BCI (Budget Consolidé d'Investissement) et des investissements mobilisés par l'Etat qui fait face à d'autres priorités parallèlement.

2.2. Qualité de la formation dans le pays

2.2.1. Adéquation des formations à disposition

L'Afrique de l'Ouest ne dispose pas d'universités ou de centres de formation supérieure spécialisés dans le domaine de l'assainissement autre que le ZiE, situé à Ouagadougou, au Burkina Faso. Au Sénégal, quatre centres ISE (Institut des Sciences de l'Environnement), ESP (Ecole Supérieure Polytechnique), ENEA (Ecole Nationale d'Economie Appliquée), ENDESS (Ecole Nationale de Développement Sanitaire et Social) abordent la problématique de l'assainissement mais aucun curriculum spécialisé dans ce domaine n'existe.

Les personnes formées dans ce domaine ont pour la plupart effectué une partie de leurs études en Europe où les sujets sont abordés en fonction du contexte socio-économique et climatique européens.

L'enseignement ne répond pas de manière ciblée aux besoins des pays ouest-africains. Ce point peut influencer les compétences du personnel de l'ONAS et les choix techniques effectués à la conception des stations.

2.2.2. Collaboration avec les instituts de recherche et de formation

L'ONAS ne bénéficie pas de partenariat avec des instituts de recherche qui pourraient être d'un grand apport pour le dimensionnement et l'optimisation des installations. Le nombre de visites d'écoles et de recherches menées sur les stations est moyen à Rufisque et relativement important à Dakar et Thiès qui reçoivent plus de 10 visites par an. Les recherches menées dans les STBV sont en grande partie initiées dans le cadre du projet de collaboration ONAS / Eawag / Sandec financé par la fondation Velux.

2.3. Efficacité du processus décisionnel

2.3.1. Traitement des requêtes

Le traitement des requêtes émanant des techniciens travaillant sur les stations apparaît comme un point faible de l'ONAS aux yeux de nombreux employés. Plusieurs dysfonctionnements importants observés pendant la

collecte des données résultent directement de ce problème. On peut citer en exemple les 4 cas suivants :

- A Cambérène le groupe gaz est en panne depuis août 2008, entraînant le rejet dans l'atmosphère du biogaz produit (ONAS / Direction de l'Exploitation, 2008). Le potentiel de valorisation du biogaz en électricité est passé d'environ 25 % à 0 %. Les charges d'électricité de la station ont ainsi subi une augmentation d'environ 10 millions de Francs CFA (15 244 Euros) par mois. Cette situation fait suite à des demandes d'achat répétées qui n'ont pas été honorées.
- Les bassins de décantation des STBV n'ont pas été curés entre novembre 2008 et mai 2009. Sur 5 hydrocureurs appartenant à l'ONAS, les 3 fonctionnels sont utilisés pour la maintenance du réseau suite à l'échéance du contrat avec l'entreprise privée qui en était chargée jusqu'alors. Il en résulte une situation catastrophique à Rufisque et à Cambérène où les boues en fond de bassin des STBV se sont compactées. Les pompes ne sont plus capables de les acheminer vers les lits et l'ensemble des boues de vidange est envoyé sans décantation vers les STEP. Leurs performances épuratoires sont fortement diminuées (ONAS / Direction de l'Exploitation, 2009).
- Le fonctionnement et la durabilité de la STEP de Rufisque est aussi mis en danger par la colonisation des végétaux sur les berges et dans les bassins de lagunage, et ce malgré des demandes de travaux faites depuis des années.
- A Thiès, une demande pour un joint de raclage des déshuileurs a été faite fin 2008. Lors de la visite de cette station, cette demande n'avait toujours pas été transmise au prestataire. Si le joint à changer lâche avant son remplacement, les huiles passeront vers les bassins à boues activées, ce qui peut sérieusement entacher les performances épuratoires.

Le nombre d'étapes hiérarchique par lesquels les demandes doivent passer pose problème mais n'explique pas à lui seul les retards ou le manque de réponse à certaines requêtes.

Un mécanicien observant une panne à Cambérène transmettra une demande transitant par le chef de division, le chef de service avant d'arriver à la DEX, au Service des Approvisionnements, à la DAF et d'être validé par le Directeur Général.

Ce sont donc 6 étapes qui séparent le technicien du DG contre 4 pour les STBV. A ces étapes s'ajoutent encore les consultations d'entreprises ou appels d'offres pour des demandes dépassant 3 millions de Francs CFA (ONAS, 2005).

Pourtant, les demandes émanant des STBV ne sont pas traitées plus rapidement que celles des STEP. Cela s'explique probablement par l'attribution de la gestion

Aspects financiers et organisationnels

des stations de traitement de boues de vidange à la DCC qui n'est pas une direction technique.

2.3.2. Communication interne

La communication interne est un moteur décisif pour une structure comme l'ONAS. Ainsi, une réunion de coordination est organisée chaque jeudi pour tous les cadres. S'ils paraissent positifs, ces rendez-vous hebdomadaires ne suffisent pas à assurer une circulation optimale des informations au sein de l'ONAS. En effet, il n'est pas rare que les cadres se désistent de ce rendez-vous où tous les sujets ne peuvent être abordés.

Parallèlement, il est important que tous les acteurs entrant en jeu dans un projet soient impliqués dans la conception et le suivi de celui-ci. L'ONAS est segmenté en 5 Directions toutes concernées par la mise en place et la gestion des stations. La communication entre plusieurs services dépend beaucoup de l'entente entre les agents. Pour pallier à cela, certains bailleurs de fonds demandent la mise en place de cellules de coordination réunissant un représentant de la DET, de la DEX et un coordinateur désigné par le bailleur. Cela a été le cas pour la deuxième extension de la STEP de Cambérène financé par la BAD. La mise en place de cette cellule semble avoir des effets positifs sur les projets mais ne suffit pas toujours à estomper les différends personnels ou à prévoir tous les problèmes liés à l'exploitation.

2.3.3. Capitalisation

L'ONAS a fonctionné pendant des années sans procédure définie pour la capitalisation des expériences accumulées au cours des projets. Cela constitue un handicap majeur vu que les erreurs sont répétées plusieurs fois. Par exemple, les difficultés à convaincre les ménages de se raccorder au réseau rencontrées à Thiès avaient déjà été observées dans le cas de Cambérène. De plus, le déroulement des projets dépend fortement de la personne qui le mène et de son expérience.

Malgré quelques efforts récents au sein des directions, la capitalisation reste faible dans les services. En effet, des rapports annuels d'activité sont généralement rendus aux chefs de direction. Ils ne répertorient pas les problèmes rencontrés, la manière de les traiter, les résultats et conclusions tirés de ces expériences. Ainsi, les échanges d'expériences entre les services régionaux ou entre les chefs de projets sont faibles et les difficultés pratiques rencontrées par les exploitants sont mal communiquées pour la conception et le suivi des études. L'ONAS ne possède pas de guide technique définissant les points à prendre en compte pour chaque type d'installation.

Deux structures relativement nouvelles répondent au besoin urgent de capitalisation au sein de l'ONAS. La mise en place du Service Qualité a fortement contribué à harmoniser et optimiser les procédures internes. Installé pour les besoins de la certification ISO 9000, ce service constitue probablement un des facteurs de succès de

l'ONAS, obligeant chaque employé à s'organiser en fonction d'objectifs clairement définis.

La mise en place de la Cellule Suivi Evaluation et Capitalisation des Projets de la DET devrait permettre la rédaction de guides techniques et de recommandations prenant en compte des difficultés rencontrées dans les projets précédents.

L'installation de cette cellule est trop récente pour en mesurer l'apport. Des outils de travail comme le manuel de procédure et le plan d'assurance qualité sont actuellement préparés par l'ingénieur responsable de ce service. Il serait intéressant d'impliquer les deux directions techniques que sont la DET et la DEX dans une telle cellule afin d'assurer aux projets un bon suivi au niveau des études et travaux et une exploitation efficace et simple.

2.4. Gestion des ressources humaines

2.4.1. Gestion du personnel

La gestion du personnel est un problème important influencé par le statut et le manque de ressources pour le fonctionnement de l'office. L'ONAS n'a pas la capacité d'engager comme employé toutes les personnes travaillant dans ses services. Sa masse salariale est limitée et doit être validée par le conseil d'administration. À la fin 2008, l'ONAS comptait un personnel de 180 agents gérés par le service des ressources humaines. S'ajoutent à ces employés 49 personnes sous contrats de prestation et environ 250 journaliers dont une bonne partie est engagée toute l'année. Ces 300 personnes sont gérées par la DAF et ne sont pas soumises au respect des procédures ou de la hiérarchie de la même manière que les employés engagés de manière fixe par l'ONAS.

Le fait que presque les 2/3 des personnes travaillant pour l'ONAS ne soient pas liées par un contrat durable pose un problème pour la fidélisation du personnel compétent. En effet, un journalier ou un prestataire se sentira libre de quitter l'ONAS s'il trouve un emploi plus stable. À ce problème de fidélisation s'ajoute le fait que l'ONAS ne propose pas des salaires attrayants en comparaison au secteur privé. Malgré les quelques facilités offertes à l'engagement (prise en charge médicale, gratuité de l'eau, primes), même les agents employés bénéficiant d'un contrat fixe sont tentés d'y travailler pour acquérir de l'expérience pendant quelques années avant d'aller chercher un meilleur salaire dans une autre entreprise. Ce point constitue un facteur d'échec important car les compétences manquent pour la gestion des stations. L'ONAS est donc contraint d'engager des personnes possédant un niveau d'étude en deçà du niveau recherché. De plus, toute personne qui quitte l'office génère une perte d'expertise au sein de l'ONAS.

Il arrive que des employés changent d'affectation sans être remplacés dans leur poste initial pour parer au plus urgent sans augmentation de masse salariale. Ce cas est observé à Rufisque où le mécanicien de la STEP a été affecté au garage de Cambérène sans être remplacé depuis plus d'une année. Le site des stations de Rufisque ne dispose plus d'aucun mécanicien et toutes les répara-

Aspects financiers et organisationnels

tions doivent faire l'objet de demandes de travaux dont le temps de réponse a été traité au point 9.2.b.iii.

Le service des ressources humaines est doté de plusieurs textes réglementant l'engagement de nouveaux employés et les remplacements. Ces derniers devraient être effectués sur la base des compétences en favorisant la compétition en interne. Malheureusement, il arrive que ces procédures ne soient pas respectées et que des personnes externes soient engagées sans concertation suffisante au niveau de la DRH (Direction des Ressources Humaines).

2.4.2. Gestion de la formation

Le processus de mise en place des formations continues souffre aussi d'irrégularités. Un plan de formation est mis en place chaque année sur la base des besoins exprimés par les directions, mais des formations non planifiées sont organisées en parallèle. Cela pose un important problème de coordination et diminue les fonds disponibles pour les formations désignées comme prioritaires. S'ajoutent à ces difficultés le fait que les journaliers et prestataires ne bénéficient pas des formations continues et que le budget alloué à ces dernières, fixé officiellement à 2 % du budget de fonctionnement de l'ONAS (ONAS, 2008), dépend en réalité majoritairement des fonds libérés par les bailleurs.

Les formations supérieures étaient facilitées jusqu'en 2008 pour certains employés de l'ONAS. Cependant, le nouveau plan de formation exclu ces dernières jugées trop coûteuses. Cela pourrait poser d'importants problèmes à un office qui n'a pas la capacité d'engager les personnes présentant les compétences ciblées. Les nombreux employés qui ont réalisé des formations diplômantes sont un gage de bonne gestion et de bon suivi pour les stations.

2.5. Qualité d'expertise au niveau de la direction

2.5.1. Capacités de gestion

L'adéquation poste – profil des responsables de direction est satisfaisante dans l'ensemble. Malgré cela, quelques remarques peuvent être faites car certains postes ont été pourvus en interne alors qu'il aurait été préférable d'agir par appel d'offre public.

Un autre point entache la distribution des responsabilités au sein de l'ONAS. En effet, la DCC (Direction Commerciale et de la Clientèle) est responsable des STBV alors que la vocation de cette direction n'est pas l'exploitation (ONAS / Direction Commerciale et de la Clientèle, 2008). Cela pose de sérieux problèmes pour l'exploitation de ces stations car les services spécialisés dans le suivi et la maintenance sont centralisés à la direction de l'exploitation qui n'est pas responsable des STBV. À Rufisque, le chef du service régional et le chef de station traitent certaines demandes afférant à la STBV même s'ils n'en sont pas officiellement responsables. Ce cas illustre un manque de clarté au niveau hiérarchique.

Le manque d'efficacité et de réponse aux besoins prioritaires liés à l'exploitation dans le traitement des de-

mandes semble découler d'un manque de compréhension entre les directions et les services régionaux. D'une part, certaines demandes ne précisent pas assez la nécessité urgente d'une pièce. D'autre part, il arrive que des demandes dont l'importance a été clairement annoncée ne soient pas traitées en priorité. Cependant, tous les employés récemment engagés ont suivi un programme d'intégration des nouveaux agents incluant des visites dans les stations pour les cadres. Les lacunes proviennent donc probablement du manque de formation en matière d'assainissement et d'information sur les paramètres de traitement au niveau des directions

La capacité à répondre aux conditions imposées par les bailleurs de fonds dépend de l'ONAS et de l'Etat en fonction de l'objet des requêtes.

Lors du récent projet d'extension de la station de Cambérène, l'Etat n'a pas satisfait les demandes faites concernant l'augmentation de la redevance assainissement. Cependant, le projet a été mis en danger de manière plus importante par le retard accusé par l'ONAS entre l'accord de crédit signé en 2001 et la mise en place de la cellule de coordination en 2004. Le projet avait déjà été inscrit en annulation par les bailleurs de fonds.

Les points forts de l'ONAS dans sa relation avec ces derniers est la confiance qu'ils ont envers l'office, la transparence des comptes récemment améliorée et le suivi des projets.

2.5.2. Capacités de planification

La conception et la mise en place des stations de traitement souffrent de certains désaccords entre les deux directions techniques. Les exploitants regrettent certains choix techniques impliquant des difficultés pratiques tandis que les responsables de projets dénoncent un manque de rapidité lors de la validation des documents par la direction de l'exploitation. Le problème à ce niveau semble être d'ordre organisationnel. En effet, les deux directions techniques travaillent sur les mêmes projets sans système de capitalisation des observations faites d'un côté ou de l'autre.

Les difficultés rencontrées à la conception des projets sont aussi liées aux ressources humaines limitées pour le suivi des projets et à la pression importante qui pèse sur les ingénieurs de la DET. Il est fréquent de voir un ingénieur suivre plus de 3 projets importants à la fois et devoir contrôler des études touchant des domaines aussi variés que la géologie, la sociologie, l'hydraulique, le génie civil et l'assainissement.

Les ingénieurs employés pour le suivi des études et des travaux ont dans l'ensemble une bonne expérience dans la conception de projets et plusieurs années de fonction au sein de l'office. En revanche, il reste à déplorer que ces derniers manquent de formation solide dans le domaine spécifique de l'assainissement.

Certains acteurs privés ont identifié le manque de transparence dans l'attribution des marchés comme un des points faibles de l'ONAS. Des dossiers dont la proposition ne considère pas suffisamment le contexte lo-

Aspects financiers et organisationnels

cal peuvent être préférés à d'autres, ce qui entache la qualité du projet final et peut entraîner des coûts importants lors de l'exploitation. De même, le suivi des travaux semble parfois souffrir d'un défaut de prise en compte des remarques faites par le maître d'œuvre.

2.6. Qualité d'expertise des services d'exploitation : Capacités d'exploitation

Le niveau de compréhension des procédés de traitement des employés travaillant dans les stations est insatisfaisant. Ce point constitue une des faiblesses principales touchant directement à la gestion des stations de traitement. En effet, si les chefs des services régionaux contactés ont tous des formations complètes, les chefs de station présentent des profils allant du simple électricien à l'ingénieur électromécanicien en formation. Certains ont bénéficié de modules de formation liés à des projets, tandis que d'autres n'ont pas eu accès à des formations sur les processus de traitement. Les techniciens et manœuvres manipulant les installations ont aussi suivi des formations différentes.

L'exemple de Rufisque peut être cité pour la faiblesse des moyens humains qui y sont déployés. En effet l'ONAS confie son site de traitement à un personnel majoritairement employé en tant que prestataire ou journalier et n'ayant effectué presque aucune formation en assainissement. Cela explique probablement en partie le manque d'entretien et la colonisation des plantes sur l'ensemble du site.

Un autre point important pour le bon fonctionnement des stations est la souplesse laissée aux chefs de station. À l'ONAS, ces derniers ont une liberté d'action assez grande en ce qui concerne la gestion des processus de traitement. Cependant, les chefs de STBV ne disposent d'aucun budget pour répondre aux besoins matériels de base liés à l'exploitation (vêtements, brouettes, pelles, etc.). Chaque achat doit suivre les procédures de demande auprès de la Direction Générale.

Les chefs des services régionaux responsables des STEP se voient attribuer un budget de 250 000 FCFA (381 Euros) par mois pour répondre à ces besoins matériels. Cette somme limitée permet de soulager certaines contraintes.

À Rufisque, une partie du budget est allouée au paiement des femmes de ménages et les caisses locales ne sont pas réapprovisionnées suffisamment régulièrement. Au vu de cette situation, une bonne partie des services se voient dans l'obligation d'effectuer certains achats avant d'avoir reçu les bons de commande pour assurer la bonne marche des stations.

Dans l'ensemble, les chefs des services régionaux se rendent quotidiennement dans les stations. Cela semble favoriser une bonne responsabilisation des techniciens car le chef de Service possède une vision plus générale du système et pousse les employés à atteindre les objectifs fixés par la direction. Cela n'est pas le cas à Rufisque où le chef de service ne contrôle la bonne marche des stations que de manière aléatoire.

2.7. Qualité des prestations des acteurs privés

2.7.1. Maîtrise des technologies

Les bureaux d'étude engagés comme maître d'œuvre ont dans l'ensemble une bonne expérience au vu du faible nombre d'installations d'assainissement dans le pays. Ils s'organisent en partenariat avec des bureaux étrangers pour certaines étapes de dimensionnement ou de choix concernant les infrastructures complexes

2.7.2. Qualité du service

Les avis divergent face au travail des bureaux d'études. Certains agents sont satisfaits tandis que d'autres déplorent plusieurs problèmes dans la conception et le dimensionnement. Certaines difficultés rencontrées par l'exploitant découlent aussi des choix techniques effectués par les bureaux européens. Ils ne sont pas suffisamment adaptés au contexte, surtout en termes de consommation d'énergie.

La satisfaction des acteurs interrogés à l'ONAS et dans les bureaux d'étude varie en ce qui concerne le travail effectué par les entreprises de construction. Certaines semblent être très compétentes et rigoureuses dans leur travail, tandis que d'autres manquent d'expérience dans la construction des stations et ne suivent pas suffisamment les recommandations faites par le maître d'œuvre. Cette lacune pourrait être réglée par une meilleure attribution des marchés.

2.7.3. Responsabilité contractuelle

Lors de la mise en place des stations, la plus grande partie de la responsabilité est endossée par les entreprises de construction. La plupart offrent un an de garantie sur l'ensemble des installations et 10 ans sur le gros œuvre. Certaines, offrent aussi un Plan d'Assurance Qualité pour lequel les études sont garanties et vérifiées auprès d'autres bureaux spécialisés.

Les bureaux d'études n'offrent presque pas de garantie. Certaines erreurs effectuées au niveau de la conception peuvent même être reportées sur la responsabilité des entreprises de construction qui effectuent les études finales et les plans de construction. Plusieurs personnes interrogées pensent que la mise en place d'une garantie sur la qualité des études pourrait être un gage de responsabilisation et de motivation pour les bureaux d'études.

2.8. Intégration Sociale

2.8.1. Appropriation par les populations

Le niveau d'implication des populations dans le processus de mise en place des stations de traitement est très faible pour l'ensemble des projets de l'ONAS. Seule des études sociologiques sommaires sont menées et le choix des technologies ne fait pas l'objet de concertation auprès des populations.

Plusieurs agents de l'ONAS considèrent que ce point n'est pas prioritaire. Cependant, des difficultés majeures

Aspects financiers et organisationnels

ayant fortement affecté le fonctionnement des stations ont été observées.

En 2000, la population du village de Cambéréne s'est révoltée contre la station, se plaignant des eaux rejetées sur la plage bordant le village alors que ses quartiers n'étaient pas assainis. L'exutoire a été bouché, ce qui a entraîné des inondations importantes et l'arrêt de toutes les installations.

D'autres difficultés sont rencontrées à Thiès où les populations n'avaient pas été suffisamment consultées et sensibilisées, ce qui a entraîné un taux de raccordement au réseau collectif inférieur aux prévisions. La station de traitement des eaux de cette ville fonctionne à 12 % de sa charge nominale.

2.8.2. Intégration économique

Le niveau d'intégration des stations de l'ONAS est faible. En effet, de très rares efforts sont faits pour favoriser la vente des sous-produits ou leur mise à disposition pour les populations.

À Rufisque, il avait été prévu de revendre les eaux traitées à des maraîchers qui devaient s'installer sur les terres bordant la station mais ces parcelles ont été construites entre temps.

À Thiès, des agriculteurs installés sur la zone où sont rejetées les eaux traitées bénéficient gratuitement de cette ressource. Cette valorisation n'est pas contrôlée par l'ONAS.

Les boues des STBV ne sont pas valorisées. Elles sont stockées pendant l'année et envoyées à la décharge pendant la saison des pluies. Seules les boues de la STEP de Cambéréne sont vendues.

La station de Cambéréne ne vend que quelques 500 m³ d'eau par jour sur les 5 700 qui peuvent être traités au niveau tertiaire pour réutilisation (Direction de l'Exploitation, 2009).

En dehors de cela, l'ONAS ne favorise pas particulièrement l'emploi de main d'œuvre des quartiers voisins.

3. Facteurs Techniques

3.1. Qualité des études préliminaires : Qualité de l'approche méthodologique

Malgré la collaboration entre les bureaux d'études locaux et les bureaux étrangers, les études de terrain pour déterminer les charges à traiter et assurer une bonne intégration du projet dans le contexte sont souvent insuffisantes. Les problèmes liés à l'intégration sociale, à la surcharge ou la sous-charge des stations auraient pu être évités par des études plus approfondies.

À ce problème s'ajoute le fait que le dimensionnement est basé sur des formules calées le plus souvent sur le contexte européen ou en fonction d'études effectuées dans d'autres pays.

Le contexte sénégalais est particulier et les paramètres de dimensionnement devraient être ajustés en fonction des caractéristiques de ce dernier. On sait par exemple que les boues de vidange de Dakar sont beau-

coup plus diluées que celles récoltées en Europe ou au Ghana.

De même, le sol des trois villes étudiées est en grande partie sableux, ce qui doit être pris en compte dans le dimensionnement.

Le Sénégal bénéficie d'un climat chaud et ensoleillé la majeure partie de l'année, les espaces disponibles en bordures des villes principales sont vastes, hormis à Dakar. Ces avantages devraient être mis à profit lors de la conception.

Cela optimiserait les choix techniques et l'exploitation et répondrait au grand potentiel de réutilisation des sous-produits auprès d'une population d'agriculteurs importante.

Les contraintes locales pourraient aussi être mieux intégrées dans le choix technique. Ces contraintes sont constituées par la disponibilité limitée en électricité, le coût élevé de cette énergie, la faible disponibilité de personnes compétentes pour l'exploitation et le manque de pièces de rechange pour ces dernières. Si la prise en compte des opportunités constitue un facteur potentiel de succès dont l'ONAS ne profite pas assez, le manque de considération des contraintes pose des problèmes importants dans l'exploitation des stations. En effet, les charges d'électricité des stations à boues activées mobilisent une part importante du budget restreint de l'ONAS, tout comme les pièces de rechange de ces stations qui prennent du temps à l'importation.

3.2. Gestion des contraintes d'exploitation

3.2.1. Flexibilité de l'agencement technique

La sensibilité aux variations de charge dépend du type d'installation de traitement. Les installations des STBV sont très peu sensibles aux variations de charge. Seuls le taux de séparation solide / liquide des bassins de décantation est affecté. De même, les lits de séchage peuvent recevoir des quantités variables de boues.

En revanche, les eaux chargées sortant de ces stations peuvent avoir des impacts importants sur les STEP.

Les files de traitement les plus sensibles des STEP sont les boues activées car la survie de la biomasse dépend de la caractérisation physico-chimique des eaux.

Il semble positif d'avoir plusieurs lignes de traitement en parallèle. À Cambéréne, le fait d'avoir deux files de traitement a permis de repeupler avec les boues de la deuxième file le bassin de la première file. La biomasse de cette dernière était morte suite à la circulation des eaux de la gazière chargées d'éléments toxiques.

L'agencement technique installé à Thiès permet un peu plus de souplesse grâce au couplage des boues activées avec les lagunes. En effet, une série de lagune peut-être utilisée pour des eaux présentant des caractéristiques néfastes pour la biomasse des boues activées. Ainsi, seul le taux épuratoire est affecté, sans mettre en péril le fonctionnement des installations.

La STEP de Rufisque présente le choix technologique le plus simple. Malgré la forte dégradation de son taux épuratoire à cause des dysfonctionnements de la STBV,

Aspects financiers et organisationnels

les lagunes continuent leur action de traitement sur les eaux et les boues qui les alimentent.

Pour les stations de Thiès et de Rufisque, il pourrait être avantageux de mettre un décanteur primaire pour parer à d'éventuelles arrivées de boues ou d'eaux dont les caractéristiques sont néfastes pour les étapes suivantes.

3.2.2. Réponse aux besoins d'exploitation

Tous les chefs de service et de station interrogés ont désigné la disponibilité des pièces de rechange comme un point crucial pour la conduite des stations.

À Thiès, le besoin d'équipements électroniques tombés en panne alors que la station était encore sous garantie auprès de l'entreprise de construction n'a pu être résolu rapidement que grâce à la présence de cette dernière.

La dépendance de cette station et de la STEP de Cambérène aux de pièces importées constitue un risque en cas de panne d'équipements critiques. En effet, toutes les installations nécessitent des pièces importées. Ce risque est estompé par le fait que l'ensemble des équipements est doublé, ce qui semble constituer un facteur de succès.

La dépendance aux équipements importés et le risque qui y est associé est proche de zéro pour les stations de lagunage et les STBV.

La présence d'un magasin fourni en pièces de rechange et matériel courant ainsi qu'en consommables (huiles, carburant, ...) permet de limiter en partie le risque énoncé ci-dessus. Cependant, toutes les pièces constituant les stations de Thiès ou de Cambérène ne peuvent être stockées en magasin. L'ONAS n'a installé de magasin que pour les stations de traitement à boues activées. Le manque de stock d'approvisionnement engendre des difficultés pour les STBV et la STEP de Rufisque.

L'ONAS possède l'avantage d'avoir une Division de la Maintenance et des Moyens Généraux à disposition des stations pour toute réparation ou maintenance ne pouvant être effectuée par les électromécaniciens des stations. Cette division permet la réparation rapide lorsqu'aucune sous-traitance n'est nécessaire. Cependant, son activité est fortement limitée par le fait qu'elle ne gère pas le magasin central et ne contrôle pas le stock de pièces dont elle a besoin pour les réparations. La DMMG procède à des demandes de travaux ou d'achat lorsque le besoin se présente.

Cette division permet à l'ONAS d'être moins dépendante aux prestations externes. Cependant, les travaux de maintenance ou de réparation qui doivent être confiés à des services externes constituent un problème du au manque d'efficacité du traitement des demandes.

3.3. Suivi, évaluation et optimisation

3.3.1. Qualité du suivi

La qualité du suivi varie énormément entre les différentes stations de l'ONAS. Les stations de traitement à boues activées bénéficient d'analyses quotidiennes

pour la MES, la DCO, la DBO₅ et d'analyses fréquentes pour l'azote et le phosphore total. La STEP de Rufisque fait l'objet d'analyses trimestrielles par le laboratoire central (ONAS/Direction de l'Exploitation, 2009). Ce n'est pas le cas pour les STBV sauf à Cambérène où l'équipe du Sandec effectue un suivi régulier.

L'existence d'un laboratoire sur le site de la station a été désignée par tous les agents des stations comme un point indispensable au bon fonctionnement d'une station de traitement des eaux. La fréquence d'analyse nécessaire ne permet pas de sous-traiter ce service.

Un laboratoire avait été prévu à Rufisque. Il n'a jamais été équipé, ce qui augmente les difficultés pour la gestion de cette STEP.

3.3.2. Expertise pour l'analyse et l'optimisation

Le chef de laboratoire est la tête pensante d'une STEP. Toutes les manipulations sur les installations ou sur les débits ainsi que les actions d'entretien sont influencées par sa compréhension des processus de traitement.

Le chef de la Division Laboratoire a une longue expérience dans le domaine de l'assainissement complétée par plusieurs modules de formations spécifiques. Le chef du laboratoire de Thiès est un ancien stagiaire du laboratoire central affecté sans formation complémentaire. Les compétences en assainissement du responsable du laboratoire chargé de définir les taux de recirculation et de régler les problèmes physico-chimiques devraient systématiquement être renforcés.

4. Facteurs liés à l'équilibre des ressources

4.1. Equilibre financier

4.1.1. Planification du budget

Le statut de l'ONAS ne lui permet pas de définir son budget et de mobiliser les fonds librement. Le budget de fonctionnement voté pour cette année 2009 est basé sur un équilibre entre les recettes de la redevance assainissement et les charges liées à l'ensemble des services de l'office. Ce budget prend en compte les dépenses prioritaires pour le fonctionnement des installations mais n'inclut pas le besoin en masse salariale ni le renouvellement des infrastructures (immos). Il correspond à la ligne bleue de la figure 1 ci-dessous. Il répond à un scénario prioritaire pour lequel seuls les projets déjà lancés sont considérés, sans planification à long terme.

Cela constitue un handicap expliquant le manque de réponses à certaines demandes de travaux et d'achat ainsi que les problèmes concernant la gestion des ressources humaines. Nombre de problèmes énumérés trouvent ici une explication simple : la limitation du budget bien en dessous des besoins financiers réels.

4.1.2. Capacité d'investissement

L'incapacité de mobiliser directement des fonds pour les projets de l'ONAS a été désignée comme un des gros problèmes liés au statut EPIC. Les procédures de mobilisation des fonds sont lourdes et dépendent des minis-

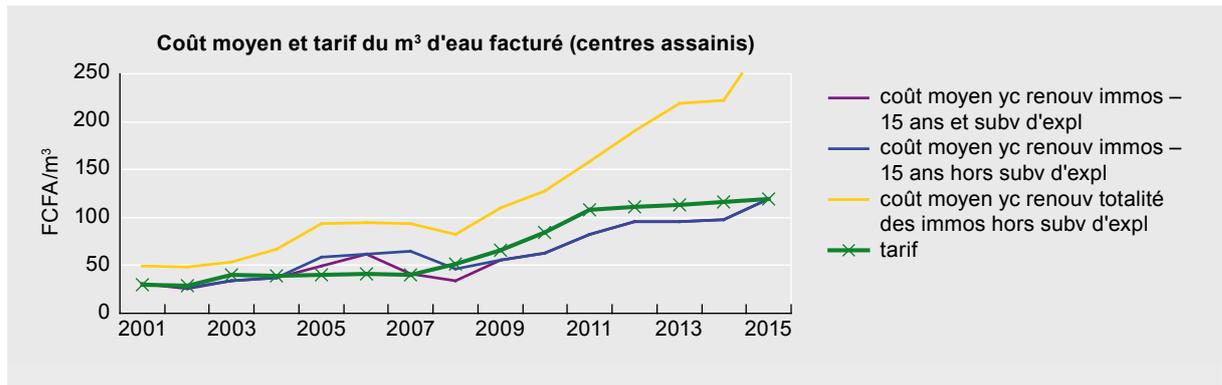


Figure 1 : Base de planification pour le budget de fonctionnement de l'ONAS (ONAS, 2008, Mod. Fin.)

tères tutélaires. L'ONAS n'étant pas viable sur le plan financier actuellement, il serait incapable d'attirer des bailleurs de fonds sans le concours du BCI.

4.1.3. Valorisation

La valorisation des sous-produits fait partie des objectifs officiels de l'ONAS qui ne consacre pourtant que de faibles moyens au développement d'une stratégie efficace pour tirer avantage de ce facteur de succès important. Les seules ventes de sous-produits de l'ONAS sont gérées par la DCC. Elle a passé pour 2009 des accords pour la vente de 5200 m³ de boues par an et de quelque 200 m³ d'eau par jour avec des clients privés réguliers (ONAS, 2008). En 2007, 29015 m³ d'eau traitée à Cambérène ont été vendus à 10 clients représentés par des entreprises de construction et des jardiniers (ONAS/Direction Commerciale et de la Clientèle, 2008).

4.2. Equilibre énergétique

4.2.1. Dépendance à l'énergie artificielle

Le choix des options techniques des stations de traitement a une grande incidence sur les dépenses énergétiques. Les estimations faites pour la station de Thiès montrent que 60 % des charges d'exploitations sont consacrées aux dépenses énergétiques, alors que seuls 2 aérateurs sur 4 sont en fonction. La situation est aussi alarmante pour la STEP de Cambérène. Les STBV présentent une situation plus favorable car les seules charges énergétiques résultent du fonctionnement intermittent des pompes à boues. La STEP de Rufisque n'engendre pratiquement pas de dépenses énergétiques d'exploitation car l'écoulement y est gravitaire (ONAS / Direction Commerciale et de la Clientèle, 2008).

Selon le modèle financier de l'ONAS (ONAS, 2008), les besoins électriques varient comme suit :

- traitement primaire de STEP comme Cambérène et Thiès : 0.05 kWh/m³ traité ;
- traitement biologique à boues activées : 0.35 kWh/m³ traité ;
- traitement biologique par lagunage naturel comme à Rufisque : 0.05 kWh/m³ traité.

La station de lagunage de Rufisque est avantagée par une sensibilité nulle aux coupures de courants. Les STBV ne sont que peu affectées par ces événements. En revanche, le fonctionnement de la STEP de Thiès souffre des nombreuses coupures car certaines installations nécessitent une intervention des employés pour la mise en marche du groupe électrogène ou son arrêt lors de la reprise du courant. Cela entraîne des difficultés, surtout pendant la nuit. La mise en marche répétée des installations dégrade certains équipements électromécaniques.

4.2.2. Optimisation énergétique

L'ONAS ne produit pas d'énergie renouvelable pour répondre aux dépenses énergétiques des bâtiments administratifs. Le potentiel énergétique des stations n'est mis à profit qu'à travers la production de biogaz pour l'exploitation de la STEP de Cambérène. Le bilan énergétique de l'ONAS est donc mauvais.

Conclusion

L'ONAS présente plusieurs forces qui lui ont permis de se profiler parmi les meilleurs offices de l'assainissement en Afrique. Ces forces découlent avant tout d'une volonté politique de placer l'assainissement dans les priorités du pays. Cependant, les moyens attribués à la réalisation de cet objectif ne sont pas suffisants.

L'ONAS est en réforme à plusieurs de niveaux. Cela rend difficile toute prévision sur son efficacité future.

Certains changements proposés semblent positif au regard des résultats d'analyse sur les sous-critères. On compte en effet plusieurs initiatives intéressantes parmi lesquelles la mise en place d'un Service Qualité, d'un Service Capitalisation, le développement d'une cellule recherche et développement, et les démarches en vue d'augmenter la redevance assainissement. D'autres semblent plutôt affaiblir l'office, comme la restriction des formations à disposition pour les employés.

Deux problèmes de taille devraient encore attirer une attention particulière. Ils concernent la définition de priorités au niveau technique et financier.

L'ONAS gagnerait beaucoup à concevoir des stations peu dépendantes à l'énergie et bien implantées dans

Aspects financiers et organisationnels

leur milieu socio-économiques. Les efforts à réaliser ce concernant sont d'abord des efforts de communication aussi bien en interne qu'en externe.

De même, une vision globale devrait être apportée pour la gestion des dépenses de l'office afin d'éviter des pertes financières importantes comme celles liées à l'arrêt du groupe gaz de Cambérène.

Références

- Direction Commerciale et de la Clientèle, (2008). Programmes d'activités 2008 et budget prévisionnel d'exécution, *ONAS, document interne*, 18 p.
- Direction Commerciale et de la Clientèle, (2008). Résultat d'exploitation 2007 de la STBV de Cambérène (estimatif), *ONAS, document interne*.
- Direction Commerciale et de la Clientèle, (2008). Résultat d'exploitation 2007 de la STBV de Rufisque (estimatif), *ONAS, document interne*.
- Direction Commerciale et de la Clientèle, (2008). Vente d'eau épurée et boues stabilisées de la STEP de Cambérène en 2007, *ONAS, document interne*.
- Direction de l'Exploitation / Service Dakar 2, (2008). Evaluation des objectifs de 2008 du service DK2, *ONAS, document interne*, 2008.
- Direction de l'Exploitation / Service Dakar 2 / Division Laboratoire, (2009). Impact de la dépositrice des boues de vidange (DBV) sur la station d'épuration des eaux usées de Rufisque, *ONAS, document interne*, 4p.
- Direction de l'Exploitation / Service Dakar 2 / Division Laboratoire, (2009). Rapport annuel 2008 : Stations d'Épuration, *ONAS, document interne*, 16 p.
- ONAS (2005). Procédure Achats PO 008, *ONAS, document interne*, 5 p.
- ONAS (2008). Modèle Financier, SimAssain 07-11-28b, *ONAS, document excel*.
- ONAS (2008). Politique de formation ONAS, *ONAS, document interne*.
- Ndaw, M. F. (2009). Enjeux de la réforme de troisième génération du sous-secteur de l'Hydraulique Urbaine et de l'Assainissement après 2011 : Exposé introductif, Forum de l'Amicale des Cadres des Sociétés d'eau (ACASE), présentation ppt.

Thème 2 : Optimisation des technologies de traitement



Illustration 2 : Station expérimentale de Cambérène et ses différents pilotes

Résumé

Lits de séchage et Bassins de sédimentation/épaississement constituent les process usuellement utilisés, en un seul étage ou en association, pour le traitement primaire des boues de vidange en milieu urbain. Ces technologies, bien que robustes et efficaces, nécessitent une conception précise et bien adaptée à des conditions variables selon la zone géographique, notamment en ce qui concerne le climat et les caractéristiques des boues à traiter.

Les travaux présentés ici consistent à préciser les critères de conception existants, notamment en améliorant la compréhension des mécanismes de séchage d'une part, et de sédimentation – épaississement d'autre part. Le site expérimental de Cambérène est équipé de pilotes des différentes technologies de traitement à échelle réduite ; ce qui permet une analyse des mécanismes en jeu en situation contrôlée.

Par ailleurs, une évaluation des performances de la station de traitement de Cambérène (échelle réelle) propose des bases de dimensionnement mieux adaptées pour le décanteur/épaississeur pris isolément et pour

son association avec les lits de séchages non plantés. Elle démontre aussi l'influence importante des choix de conception (notamment choix du sable) et d'exploitation sur les performances de traitement.

Enfin, un suivi du traitement de la fraction liquide par infiltration sur gravillons pose les jalons du fonctionnement d'un tel procédé en traitement secondaire des boues de vidange et en établit les performances.

Traitement de boues de vidange de système d'assainissement autonome à Dakar : évaluation de l'efficacité de la séparation solide/liquide dans deux bassins expérimentaux de sédimentation/épaississement

Dème N.¹, Mbéguéré M.²⁻³, Koné D.³

¹ Institut des Sciences de l'Environnement, Université Cheikh Anta Diop, bigdeme2002@yahoo.fr

² Office National de l'Assainissement du Sénégal, Cité TP SOM, n° 4, Hann, BP 13428, Dakar, Sénégal

³ Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag), Department of Water and Sanitation in Developing Countries (Sandec), 8600 Ueberlandstrasse 133, Dübendorf, Switzerland

Introduction

L'eau est une ressource rare, partagée par tous mais inégalement répartie; elle est gaspillée par certains alors que la majorité en manque; elle est indispensable à la vie et au développement mais, lorsqu'elle est altérée, elle est l'une des causes essentielles de maladies et de mortalité dans les pays en développement (PNUE, 2003). Pour faire face à ces problèmes, l'assainissement apparaît comme un maillon indispensable à la protection de l'Environnement, à l'amélioration de la Santé publique et surtout à la préservation des eaux de surface et des nappes.

Au Sénégal comme un peu partout dans les pays en développement, le déficit en assainissement collectif pousse les populations à se rabattre sur les systèmes d'assainissement autonomes. En effet, plus de 70 % de la population dakaroise sont encore desservis par l'assainissement individuel et certaines villes de l'intérieur du pays ne disposent que d'assainissement individuel. Cet assainissement dit non conventionnel génère à Dakar près de 1350 m³ de boues de vidange (Toukara, 2007). Ces importantes quantités de boues sont très mal gérées et sont, pour l'essentiel, directement rejetées dans le milieu naturel. Selon une étude du CREPA faite en 2005, à la cité Dioukhop (Sam-Notaire), 74 % des boues sont déversées dans la rue et 7 % dans les cours des concessions.

Dans un tel contexte, la gestion appropriée des boues de vidange, principaux sous-produits de l'assainissement autonome, apparaît comme un maillon important qui malheureusement fait défaut dans les efforts de valorisation intégrée d'assainissement urbain. Cette gestion rationnelle va passer par la mise au point de systèmes performants de collecte et de traitement des boues de vidange centrés autour de la réutilisation des sous-produits de traitement.

Dans cette perspective, le Département Eau et Assainissement dans les pays en Développement (Sandec) de l'Eawag qui a un mandat de recherches appliquées dans le domaine des technologies d'assainissement à faible coût pour les pays en développement s'est engagé, en partenariat avec l'Office National de l'Assainissement du Sénégal en association avec l'Université Cheikh Anta Diop de Dakar dans un projet dont l'objectif est de développer des options appropriées de gestion des boues de

vidange provenant de toilettes individuelles et publiques qui ne sont pas raccordées à un réseau d'égout.

1. Objectif de l'étude

Il s'agit d'une évaluation de l'efficacité de la séparation solide/liquide d'un bassin de décantation/épaississement soumis à différentes charges de boues de vidange et à des modes d'alimentation et des temps d'épaississement variés dans une perspective de mise au point de critères fiables de dimensionnement d'un tel ouvrage.

2. Matériels et méthodes

2.1. Présentation de la station expérimentale

La station pilote est constituée par 3 filières d'expérimentation alimentées par un bassin de stockage (BS). Du dispositif expérimental, le bassin de stockage et les deux bassins de Sédimentation/Épaississement sont les seuls à être expérimentés dans cette présente étude.

2.1.1. Bassin de stockage et de mélange

Ce bassin est aussi appelé dispositif de réception ; il est de forme rectangulaire. Il est long de 396 cm, large de 248 cm et profond de 195 cm. Le bassin de stockage est muni de 2 pompes immergées, placées aux deux angles séparées par la longueur. Sur la longueur opposée sont installées deux grilles pour éviter le passage des matières grossières. Il dispose aussi d'un agitateur muni d'hélices hélicoïdales.

Les photos ci-dessous montrent le bassin de stockage et la cabine de commande (photo à gauche) et l'agitateur du bassin (photo à droite).

2.1.2. Bassins de sédimentation épaississement

Les bassins de sédimentation sont au nombre de deux, ils fonctionnent en parallèle et sont indépendants l'un de l'autre. Ces ouvrages sont alimentés à partir du bassin de stockage par une pompe immergée, leur surnageant se déverse dans un même regard par surverse et de manière gravitaire.

Les illustrations ci-après schématisent le bassin de décantation/épaississement.

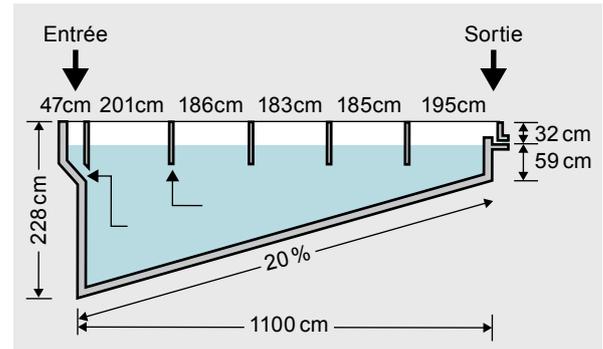


Figure 1: Vue schématique du décanteur épaisseur

2.1.3. Méthodologie de recherche

Caractérisation des boues de vidange de Dakar

Les prélèvements se font dans le bassin de stockage qui recueille au besoin un ou plusieurs camions de vidange. Ce contenu est préalablement mélangé par l'agitateur dans le bassin de stockage.

Les MES, les MS, les MVS, la DCO, le pH, l'azote et les coliformes fécaux vont être évalués. Un accent particulier a été mis sur le pourcentage en sable des boues de vidange et de leurs teneurs en déchets solides.

Des tests de sédimentation sont réalisés sur les échantillons de boues brutes qui vont servir à l'alimentation des bassins de décantation à l'aide de cônes Imhof. C'est la hauteur des boues déposées qui a été suivie et notée au cours des trois heures que dure le test.

La détermination de la teneur en déchets solides des boues est effectuée à l'aide des grilles munies de trous circulaires de diamètre 1,9 cm installées dans les ouvrages de réception du bassin de stockage. Compte tenu de leur humidité ces déchets seront asséchés avant leur classification et leur quantification.

Suivi des performances du décanteur/épaisseur

Le suivi des performances des bassins de décantation/épaisseur va se faire conformément à la méthodologie ci-après.

Les paramètres d'expérimentation sont au nombre de 3 : la charge, le mode d'alimentation et la durée de l'épaisseur.

L'influence de la variation de charge sera évaluée à deux niveaux : avec surverse (le bassin reçoit plus que son volume) et sans surverse (le bassin reçoit exactement son volume).

Pour évaluer l'influence du mode d'alimentation, les charges et la durée de l'épaisseur sont fixées. Un volume journalier de 9 m³ est appliqué pour un volume final de 18 m³ sans surverse. Pour un premier cycle, ces 9 m³ sont apportés d'un seul coup et pour un deuxième cycle ils sont administrés en trois apports de 3 m³ de 4 heures d'intervalle.

Les mêmes charges (6 m³/jour ou 9 m³/jour) sont appliquées dans deux bassins en même temps et par le même mode de fractionnement des volumes (3 apports

égaux). Cependant le temps d'épaisseur change d'un bassin à l'autre.

3. Résultats et discussion

3.1. Caractérisation des boues de vidange de Dakar

3.1.1. Test de sédimentation avec cônes d'Imhof

Le volume moyen de boues décantées est 40 ml/L de boues brutes soit 0,04 m³/m³ de boues brutes. Il est atteint après 20 minutes de test (figure 2). La vitesse maximale de sédimentation des particules est de 8,67 ml/L.mn et elle est atteinte au bout de 5 minutes de test.

A la dépositante selon les chiffres de Vonwiller *et al.* (1999): le volume de boues décantées est de 0,118 m³/m³ soit 118 ml/L avec une vitesse maximale de sédimentation de 45 ml/L.

Ces chiffres trouvés à la dépositante sont très proches de celles de l'expérience du Ghana (0,10 à 0,15 m³/m³) bien que les boues soient 3 fois plus concentrées que celles alimentant la dépositante de Cambéréne.

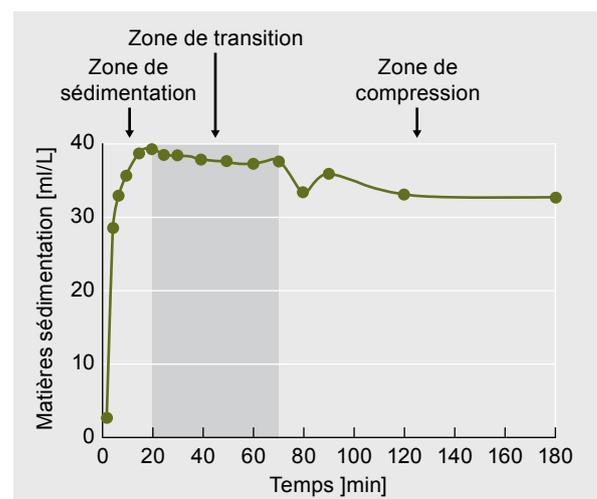


Figure 2: Courbe d'évolution des matières décantables.

3.1.2. Refus de grille des boues de vidange

L'évaluation est faite après un séchage de 3 semaines. Cela est nécessaire du fait que les refus sont mélangés aux boues et sont souvent pâteux.

Optimisation des technologies

La figure suivante présente la répartition massique des différents déchets présents dans les boues de vidange dépotées au niveau de la SETBV :

La moyenne des refus de grille est estimée à 273 g/m³ de boues. La photo suivante illustre les refus de grille et ses différentes classes de matériaux. Ces derniers sont constitués principalement d'ordures ménagères.

Ces déchets solides ménagers se retrouvent dans la fosse septique par différentes voies. Certains comme les déchets organiques de même que les graines de grande taille (voir annexe) proviennent des eaux de cuisine car les fosses prennent souvent en charge ces eaux. Une partie des graines notamment les plus petites de taille peuvent provenir directement du tube digestif.

A l'exception des papiers probablement dégradés, ces déchets ressemblent très fortement aux déchets solides ménagers du Sénégal.

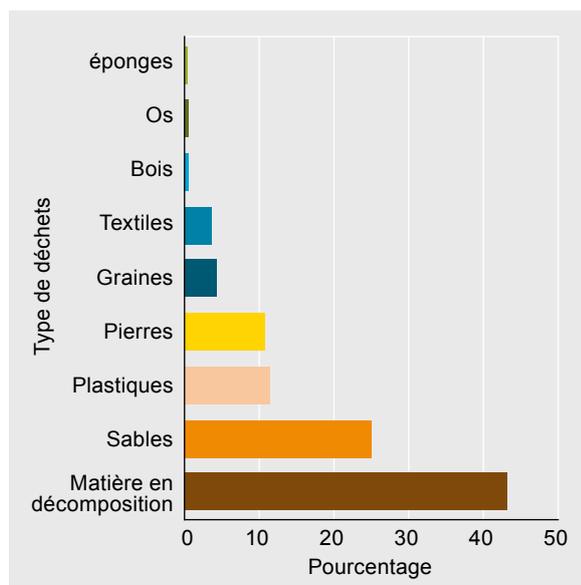


Figure 3: Pourcentage massique des différentes classes de déchets

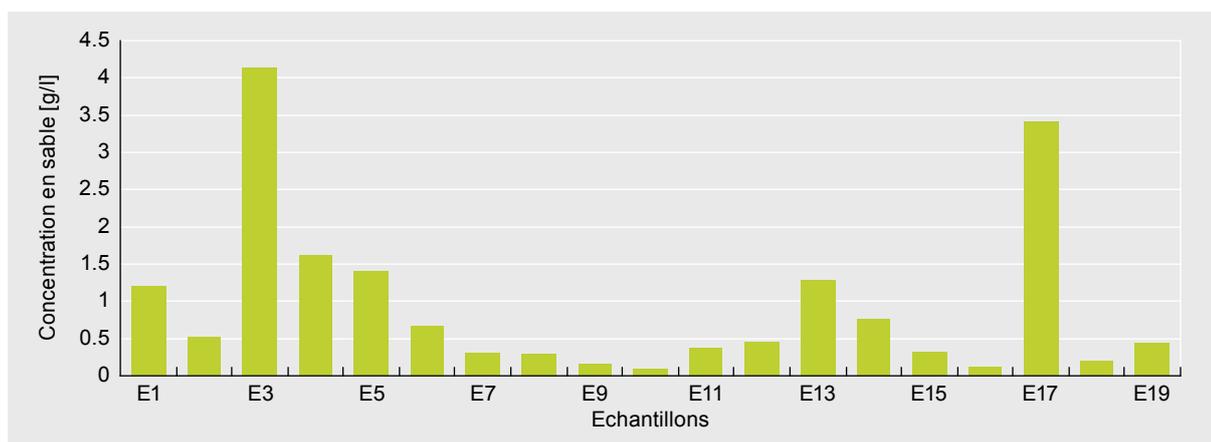


Figure 4: Variation de la teneur de sable dans les boues brutes

3.1.3. Teneurs en sables des boues de vidange

La figure ci-dessous montre la teneur en sable des différents échantillons de boues brutes venant de différents camions de vidange.

Le sable représente en moyenne 935 g/m³ de boue brute. Il faut signaler les fortes variations dues aux provenances des camions et à la technologie de pompage utilisée. La présence de sable dans la fosse septique s'explique par plusieurs facteurs : les cours des maisons n'ont pas de plancher, les fondations et les parois des fosses s'effritent au cours du temps mais aussi la prédominance des chaises turques facilite son arrivée dans la fosse.

3.1.4. Paramètres physicochimiques

La nature des boues de vidange varient constamment selon l'origine (standing des ménages), le type de fosse (fosses septiques, latrines, puits perdus...), la fréquence de vidange de la fosse et la situation géographique du quartier d'où elles viennent.

La faible charge des boues de vidange de Dakar par rapport aux autres boues des régions du monde fait sa particularité. Elle est probablement due au long séjour des boues dans les fosses septiques, à l'intrusion de la nappe et aux camions de vidange qui sont entièrement pompeurs.

3.2. Performances des décanteurs épaisseurs

3.2.1. Influence du mode de fractionnement des charges sur la qualité du surnageant

Des charges journalières identiques d'alimentation sont appliquées à raison de 9 m³ par jour pendant 2 jours. Pour une des charges, la totalité est appliquée une seule fois et l'autre charge, on la fractionne en des apports de 3 m³ espacés de 2 heures.

A volume journalier égal, le meilleur rendement pour le surnageant en DCO et en MS est obtenu avec la charge non fractionnée. Ce constat reste valable sur toute la durée de l'épaississement.

Optimisation des technologies

Paramètres	MS (mg/L)	MES (mg/L)	MVS (mg/l)	NTK (mg/L)	DCO (mgO ₂ /L)	T°	pH	CF
Boues brutes	3 488	2 130	1 571	442	3 853	24,1	7,3	3,6.10 ⁶
Ecart type	1 558	1 214	1038	422	2162	–	–	–
Nombre d'échantillons	36	42	35	30	50	11	11	6
Intervalle de confiance à 95%	548	620	520	221	599	–	–	–

Tableau 1: Caractéristiques moyennes des boues de vidange brutes de Dakar

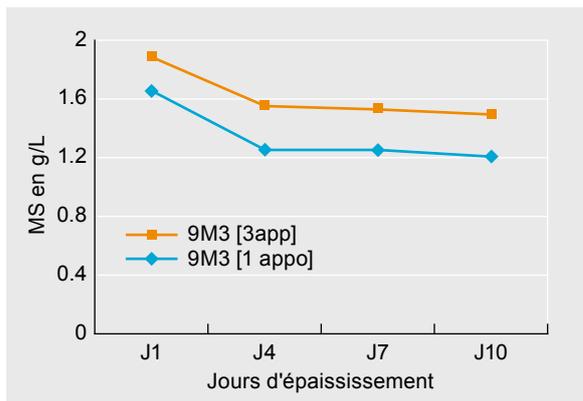


Figure 5 : Variation des MS en fonction du mode de fractionnement des charges

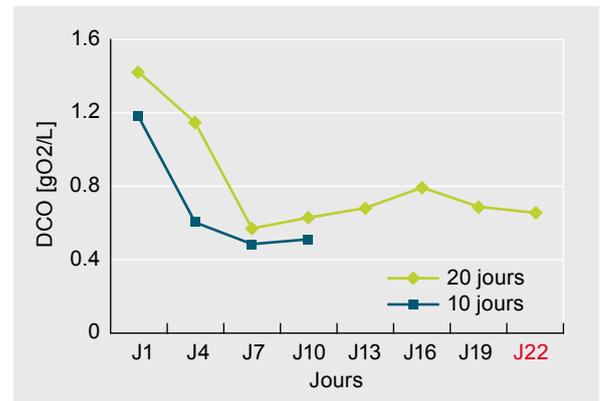


Figure 6 : Evolution de la DCO en fonction de la durée de l'épauississement avec 9 m³ apport unique

3.2.2. Influence du temps de séjour des boues sur la qualité du surnageant

Les charges et le mode de fractionnement des volumes sont fixés, seule la durée de l'épauississement est variable. Pour la DCO le prolongement de la durée de séjour des boues au-delà de 7 jours n'a pas d'influence positif sur la qualité du surnageant (figure 6).

3.2.3. Qualité du surnageant des décanteurs

Les rendements des MS qui ne dépassent pas les 50 % indiquent qu'il y a une forte proportion de matières sèches dissoutes car les matières en suspension sont presque totalement retenues ainsi la présence d'une DCO réfractaire est à craindre.

	Eaux usées brute dessablées	Eaux usées décan- teur primaire	Surnageant pendant l'alimentation		Surnageant après 15 jours d'épauississement	
			2m ³ /j	4m ³ /j	40m ³	18m ³
MES	818	269	395	512	448	172
DCO	2017	966	1192	1277	-	718

Tableau 2 : Comparaison entre les eaux usées brutes dessablées et décantées au niveau de la STEP de Cambérène avec les surnageants de la SETBV.

3.2.4. Caractérisation des boues épauissies

Le pourcentage de boues épauissies représente le rapport entre le volume de BE recueilli à la fin de l'épauississement sur le volume de BB traité pendant le cycle. Le tableau 14 présente le pourcentage de boues épauissies en fonction de la durée de l'épauississement. Le pourcentage moyen de boues épauissies par rapport aux boues brutes envoyées est de 0,05 m³/m³. Il est de moitié plus petit que la valeur trouvée avec le bassin de décantation

Achimota au Ghana. Selon cette étude, le volume spécifique occupé par les matières sédimentées peut être évalué à 0,10 à 0,15 m³/m³ de boues brutes il dépend de la composition des boues et du temps d'épauississement (Strauss, 1997). Cela s'explique par le fait que les boues brutes utilisées au Ghana sont trois fois plus chargées que les celles utilisées à Dakar. Cette valeur est conforme à celle trouvée avec les cônes Imhof.

Optimisation des technologies

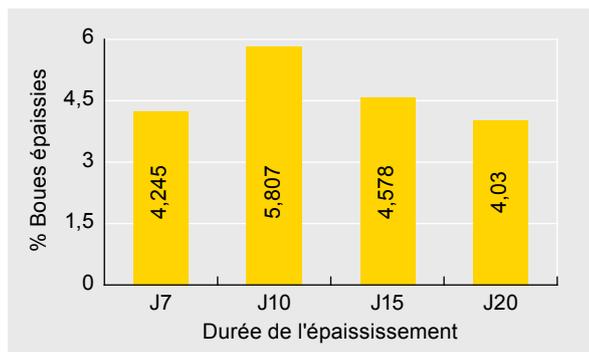


Figure 7 : Pourcentage de boues épaissies en fonction de la durée de l'épaississement

Paramètres	Boues épaissies
MS (g/L)	58 – 6%
MVS (g/l)	36,5
DCO (gO ₂ /L)	81
SABLE (g/L)	9,3

Tableau 3: Caractéristiques des boues épaissies

Les sables constituent 16 % de la matière sèche des boues épaissies (tableau 3), ils sont inertes et non biodégradables. Cependant, les 63 % de matières volatiles indiquent qu'une valorisation énergétique pourrait être envisagée. Conclusion

i) La caractérisation de la boue de Dakar a mobilisé 246 m³ de boues brutes venant d'horizons diverses et a nécessité un peu plus de 3 mois d'expérimentation. Les mesures ont révélé qu'elles sont de loin moins concentrées que toutes les autres boues des régions du monde trouvées dans la littérature.

ii) De l'évaluation des performances du décanteur épaississeur il en ressort que les apports uniques de charges sont plus efficaces que le fractionnement en plusieurs apports journaliers. Il a aussi montré que le prolongement de la durée de l'épaississement au-delà de 7 jours n'est pas nécessaire.

Les décanteurs/épaississeurs offrent une efficacité de traitement très satisfaisant pour les MES et les MVS de l'ordre de 80 à 90 %. Ils sont moins efficaces vis-à-vis de la DCO, 60 à 80 % et n'éliminent pas plus de la moitié des MS. Le surnageant est moins chargé que les eaux brutes arrivant à la STEP de Cambéréne.

iii) le pourcentage de boues épaissies diminue avec une augmentation du temps de séjour des boues. La teneur en matière sèche augmente alors que la proportion de la fraction organique diminue avec une prolongation de l'épaississement.

Références

- PNUE (2003). Rapport Annuel du Programme des Nations Unies pour l'Environnement.
- Strauss, M., Larmie, S. A., Heinss, U. (1997) Treatment of sludge from on-site sanitation - low-cost options. *Water Science and Technology*.
- Toukara, A. (2007). Nitrification of faecal sludge liquor using pilot scale intermittent sand filters in Dakar, Senegal. *Master of Science Thesis*. UNESCO-IHE. EAWAG-Sandec. 130 pages.
- Vonwiller, L. (2007). Monitoring of the faecal sludge treatment plant of Cambéréne in Dakar. *Internship*

Traitement de boues de vidange de systèmes d'assainissement autonomes à Dakar (Sénégal) : évaluation de l'efficacité de la séparation solide/liquide de lits de séchage non plantés soumis à différentes charges de boues domestiques

Sonko E.M.¹, Mbéguéré M.²⁻³, Koné D.³

¹ Institut des Sciences de l'Environnement, Université Cheikh Anta Diop, Elhadjimamadou.sonko@eawag.ch

² Office National de l'Assainissement du Sénégal, Cité TP SOM, n° 4, Hann, BP 13428, Dakar, Sénégal

³ Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag), Department of Water and Sanitation in Developing Countries (Sandec), 8600 Ueberlandstrasse 133, Duebendorf, Switzerland

Introduction

Depuis quelques années, les pouvoirs publics de la plupart des pays en développement ont initié, sous l'appui des bailleurs, plusieurs programmes d'assainissement autonome. L'assainissement autonome est aujourd'hui reconnu comme la seule option à travers laquelle les pays en développement peuvent atteindre les Objectifs du Millénaire en matière d'assainissement. Ainsi, une forte proportion de la population a recours à des ouvrages autonomes d'assainissement. De ce fait, de grandes quantités de boues de vidange sont alors produites quotidiennement. Ces dernières sont gérées dans la plupart des cas de façon anarchique entraînant des conséquences graves d'ordre environnemental, sanitaire et esthétiques. Pour remédier à ces problèmes, au Sénégal, l'ONAS a mis en place depuis 2006, dans le cadre du PLT, des stations pilotes de traitement des boues de vidange à Cambéréne, à Rufisque et à Pikine. Ces dépositaires qui ne traitent qu'une partie des BV produites à Dakar sont accolées à des stations de traitement des eaux usées qui prennent en charge la fraction liquide issue de la séparation solide/liquide effectuée au niveau de lits de séchage et de décanteurs/épaisseurs. Ces stations pilotes ne font alors qu'un traitement partiel des BV. Elles ne peuvent donc être érigées qu'à côté d'autres stations pouvant prendre en charge la fraction liquide. Conscient des faiblesses de ces dépositaires, le Département Eau et Assainissement dans les Pays en Développement (Sandec) de l'Institut Suisse de Recherche sur l'eau (Eawag) a mis en place, en partenariat avec l'ONAS, une station expérimentale de traitement des BV dont l'objectif est la mise en place de systèmes simples et adaptés au traitement des boues de vidange.

1. Objectifs de l'étude

L'objectif général de ce travail est d'étudier la séparation solide/liquide de boues de vidange de systèmes individuels par le biais de lits de séchage non plantés soumis à différentes charges dans une perspective de mise en place de critères fiables de dimensionnement d'un tel ouvrage.

Les objectifs spécifiques de l'étude sont :

- la maîtrise de la contribution des lits à l'élimination des différentes formes de pollution,

- l'identification des facteurs susceptibles d'influencer le rendement des lits

2. Matériel et méthode

2.1. Dispositif expérimental

Le dispositif expérimental est composé de 3 lits de 4 m² (Photo 1). Chaque lit a une profondeur de 85 cm occupée de bas en haut par 5 cm de gravier grossier de calibre 10 à 40 mm, de 15 cm de gravier fin de calibre 5 à 10 mm et de 30 cm de sable de plage (Figure 1). Le sable, de couleur beige, est constitué de grains arrondis mêlés à de petits débris de tests de mollusques. Ce sable est propre et est à base de silice. Il est exempt de poussière, de matière organique et d'argile. Il est de granulométrie hétérogène sans fraction fine avec les caractéristiques suivantes : d₁₀= 0,35cm, d₅₀= 0,55 cm, d₆₀= 0,75 cm et CU= 2,14.

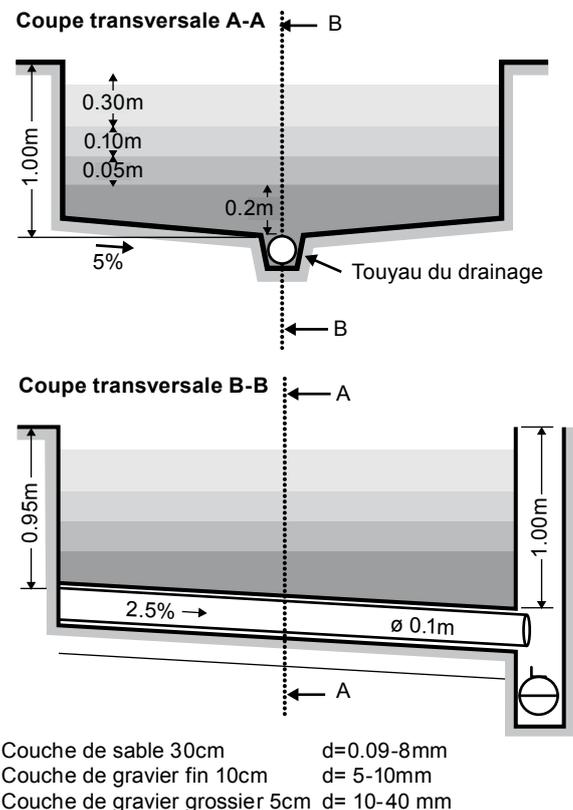


Figure 1 : Présentation de la constitution des lits en coupe



Photo 1 : Vue d'ensemble des lits de séchage

2.2. Suivi du protocole expérimental

Les expérimentations ont été effectuées pendant trois campagnes entre Novembre 2007 et Février 2008 avec des alimentations séquentielles faites par bâchées suivant deux modes.

Dans le premier mode (mode 1), on apporte la deuxième bâchée avant la fin de la percolation de la bâchée précédente. Ce mode d'alimentation a été motivé par le souci de surmonter les contraintes physiques liées à des revanches faibles qui, n'autoriseraient pas l'envoi en continu la charge nominale. Dans le deuxième mode (mode 2), les bâchées successives sont séparées d'une période de repos de 24 heures. De ce fait, la deuxième bâchée est apportée à la fin de la percolation de la précédente.

Les charges nominales appliquées suivant ces deux modes d'alimentation varient entre 13 et 122 Kg/m² an.

2.3. Paramètres de suivi

Nous avons évalué le colmatage des lits en relation avec le mode d'alimentation et les charges appliquées par l'évaluation des paramètres hydrodynamiques tels que la vitesse de percolation et la mesure de la concentration des MVS dans le sable après chaque alimentation.

La performance des lits a été évaluée en comparant les valeurs moyennes des valeurs d'entrée (boues brutes) et de sortie (effluents). Les paramètres physico-chimiques étudiés sont : MS, MES, MVS, NTK, pH.

Les paramètres microbiologiques (coliformes fécaux) et parasitologiques (oeufs d'helminthes) ont été égale-

ment déterminés dans les boues entrantes, les lixiviats et les boues en séchage.

La siccité (pourcentage en MS) des boues a aussi été mesurée pendant toute la durée du séchage arrêtée à 15 jours.

3. Résultats et discussion

3.1. Évaluation du colmatage des lits

3.1.1. Évolution des MVS dans le matériau filtrant au cours du suivi

La quantité MVS dans le sable (tableau 1) est très faible et varie entre 0,16 % et 0,55 %. Cette matière organique a été éliminée pendant la phase de repos qui a coïncidé avec le séchage des boues (Les Collections des Cahiers Techniques inter-Agences, 1992 et 1993; Makni, 1995 et Ménoret, 2001).

3.1.2. Influence de la charge sur le colmatage des lits

Deux charges hydrauliques de 0,8 m³ et 1,6 m³ (soit respectivement 20 cm/m² et 40 cm/m²) ont été testées.

Les résultats (figure 2) montrent que les courbes de restitution des percolats évoluent de façon similaire pour les deux types de charges appliquées. Ainsi, 120 mn après l'alimentation, on constate une plus forte résistance à l'écoulement qui témoigne d'un début de colmatage. Ces résultats ne permettent pas de se prononcer de façon objective sur l'influence réelle de la charge sur le colmatage.

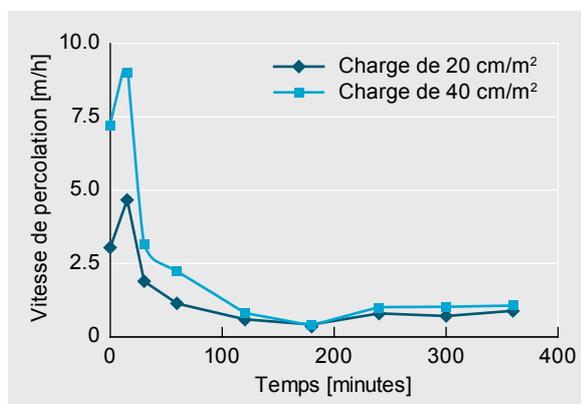


Figure 2 : Évolution de la vitesse de percolation en fonction de la charge hydraulique.

Alimentation	MVS (%) dans le Sable du lit 1	MVS (%) dans le Sable du lit 2	MVS (%) dans le Sable du lit 3
Avant alimentation	0,18	0,16	0,27
Après la 1 ^{ère} alimentation	0,21	0,23	0,38
Après la 2 ^{ème} alimentation	0,34	0,38	0,41
Après la 3 ^{ème} alimentation	0,33	0,50	0,55

Tableau 1 : Évolution des MVS dans le sable au cours de différentes campagnes.

Optimisation des technologies

3.1.3. Influence du mode d'alimentation sur le colmatage des lits

La figure 3 ci-dessous représente des valeurs moyennes de débits instantanés horaires.

Cette figure montre que dans le mode d'alimentation 1, des signes de colmatage apparaissent au bout de deux jours alors que dans le mode 2, celle-ci se maintient à des valeurs élevées supérieures à 30 cm/h. On peut donc dire, à la lumière de ces résultats, que le mode 2 d'alimentation permet de réduire le colmatage des lits par une dégradation du biofilm et de l'azote ammoniacal et de la DCO accumulés dans le filtre (Makni, 1995, Ménotret (2001). Ces auteurs ont ainsi montré que les temps de repos permettaient de repousser le colmatage.

3.2. Efficacité du traitement

3.2.1. Qualité physico-chimique des lixiviats

Le tableau suivant résume une comparaison entre les lixiviats, d'autres effluents et les normes de rejet.

Ce tableau montre que les lixiviats présentent des charges assez faibles, en comparaison avec la boue brute à l'entrée, avec des taux de dépollution de plus de 40%. Les concentrations sont très variables. Les valeurs maximales sont surtout celles du premier percolat qui s'est révélé plus chargé que les autres. Pour tous les

paramètres les lixiviats ne remplissent pas, les normes de rejet recommandées par la législation sénégalaise.

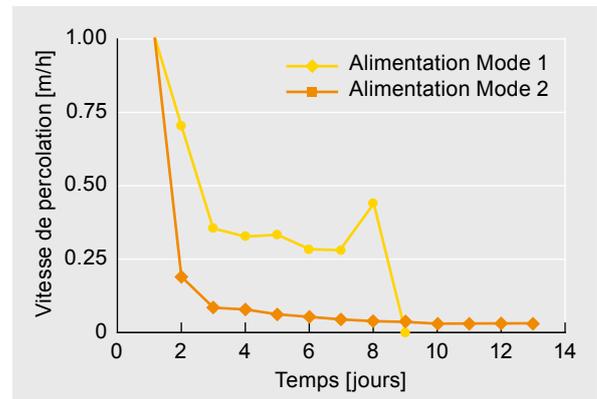


Figure 3 : Évolution de la vitesse de percolation en fonction du mode d'alimentation

3.2.2. Qualité microbiologique et parasitologique du percolat

✓ Les coliformes fécaux

Les concentrations en coliformes fécaux des boues brutes et des effluents sont présentées dans le tableau ci-dessous (Tableau 3).

Paramètres	MS [mg/l]	MES [mg/l]	MVS [mg/l]	Nt [mg/l]	DCO [mg/l]
Boue brute	3529* (8636-1036)**	2479 (6290-585)	1594,5 (3085-350)	324,35 (493,6-141,7)	4456,6 (10560-1640)
Lixiviat des lits	2114 (9196-260)	73 (335-6)	50 (303-2)	136 (312-47)	538 (1561-176)
Eau brute STEP	–	818	–	192	2017
Eau décantée STEP	–	269	–	165	966
Normes de rejet*	–	80°-40 ¹	–	10 ²	200 ³ -100 ⁴

* Valeur moyenne ** (Valeur minimale-Valeur maximale)

• Normes sénégalaises NS 05-061 ° Si le flux journalier maximal autorisé n'excède pas 30 kg/jour

¹ Si le flux journalier maximal autorisé dépasse 30 kg/jour

² En concentration moyenne mensuelle lorsque le flux journalier maximal est égal ou supérieur à 50 kg/jour

³ Sur effluent décanté si le flux journalier maximal autorisé n'excède pas 100 kg/jour

⁴ Sur effluent décanté si le flux journalier maximal autorisé dépasse 100 kg/jour

Tableau 2 : Comparaison de la qualité du lixiviat avec les eaux brutes et décantées de la STEP

	Charge coliformes fécaux [UFC/100ml]	Abattement [ULog]	Nombre d'échantillons
Boues brutes	3,6.10 ⁸	–	06
Effluent lit 1	1,8.10 ⁷	1,3	05
Effluent lit 2	1,2.10 ⁷	1,46	04
Effluent lit 3	2,0.10 ⁷	1,25	03

Tableau 3 : Abattement des coliformes fécaux au niveau des lits étudiés

	Œufs d'Helminthes (Nb/L)	Abattement (%)	Larves d'Helminthes (Nb/L)	Abattement (%)	Nombre d'échantillons
Boues brutes	10*		8**		01
Effluent lit 1	0	100	0	100	01
Effluent lit 2	0	100	0	100	01
Effluent lit 3	0	100	0	100	01

* (7Ascaris l., 2Trichirus t., 1Taenia sp) ** (Ascaris l.)

Tableau 4 : Abattement des helminthes au niveau des lits étudiés

Les boues ont une charge moyenne de $3,6.10^8$ CF/100 ml est assez proche de celle décrite par la Collection des Cahiers Techniques inter-Agences (1994) qui varie entre $4,3.10^7$ et $1,7.10^8$ dans les eaux prétraitées de la STEP de Cambérène. Dans les effluents, les charges bactériennes moyennes varient entre $1,23.10^7$ et $2,01.10^7$ avec des taux d'abattement autour de 1 Ulog. Ces coliformes sont essentiellement éliminés, dans ces conditions, par sédimentation, diffusion brownienne et adsorption (Collections des Cahiers Techniques inter-Agences, 1993 ; Gnagne, 1996 ; Schmitt, 1989). Ces éliminations dépendent fortement de la taille des polluants, des mailles du filtre et de la profondeur de celui-ci.

√ Les Helminthes

Les résultats de l'analyse des helminthes sont présentés dans le tableau 5 ci-dessous.

Ce tableau montre que les boues analysées dans cette étude ont des charges assez faibles. Cette charge, quoique faible, doit être prise avec beaucoup de prudence étant entendue qu'un seul échantillon a été analysé. Malgré tout l'abattement confirme les résultats de la littérature qui fait état d'un rendement de 100 % (Koné *et al*, 2004 et 2007 ; Strauss, 2006). La totalité des œufs d'helminthes est arrêtée dans les premiers centimètres du filtre (Schmitt, 1989). On peut aussi penser que l'élimination des larves d'helminthes obéit aux mêmes lois avec un abattement comparable.

3.2.3. Influence de la charge sur l'élimination des polluants physico-chimiques

Les rendements en MES, MVS et DCO sont élevés et supérieurs à 80 % . Les MES sont éliminés par filtration mécanique, avec une rétention des particules grossières à la surface du filtre (Degrémont, 1978) et des particules plus fines entre les pores (Ménoret, 2001). Ces phénomènes indépendants de la charge appliquée. Les MVS représentent en moyenne 65 % des MES. Par conséquent, leur élimination reste en étroite relation avec celle des MES. En l'absence d'études sur la quantité de DCO dissoute, on peut relier ce fort abattement à la bonne rétention des MES sur le filtre et, avec elles, une partie de la pollution organique dont la DCO particulaire (Collection des Cahiers Techniques inter-Agences, 1993).

Le rendement des lits dans la rétention des MS est très faible et oscille entre 20 et 62,7 % suivant la charge.

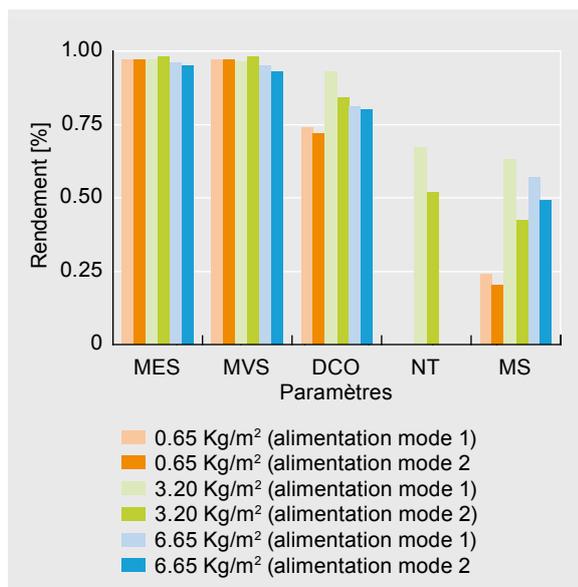


Figure 4 : Rendement épuratoire des lits en fonction de la charge

En comparant les charges deux à deux (0,65 Kg/m² et 1,3 Kg/m² d'une part et 6,5 Kg/m² et 13,2 Kg/m² d'autre part) selon qu'ils aient été appliqués dans les mêmes conditions, on constate que plus la charge est importante, plus le rendement est faible. Ces faibles rendements pourraient être liés à un apport supplémentaire de MS issues de la minéralisation de la matière organique qui s'accumule dans le filtre (Collections des Cahiers Techniques inter-Agences, 1992 et 1993, Ménoret 2001) et un lessivage abondant en début de filtration (Collections des Cahiers Techniques inter-Agences, 1992 et 1993, Liénard et al. (1995).

3.2.4. Influence du mode d'alimentation sur l'élimination de polluants physico-chimiques

Le rendement en MES, MVS et DCO est élevé quelque soit le mode d'alimentation. L'élimination des MVS est soumise aux mêmes lois de la filtration que les MES dernières avec une bonne rétention de la DCO particulaire.

Le rendement en azote est aussi assez important et reste supérieur à 50 % quelque soit le mode d'alimentation. Cependant, en comparant les deux valeurs de l'abattement, on constate que celui-ci est plus faible dans le cas du deuxième mode d'alimentation. Donc les

Optimisation des technologies

phases de repos n'ont eu aucun effet sur l'élimination de l'azote.

Le rendement en MS, quant à lui, est partout inférieur aux valeurs de la littérature, de 80 %, présentées par Strauss (2006) ou de 60 à 80 % (Koné *et al.*, 2004). En lisant les résultats en comparant les charges identiques, on constate que rendement est plus faible dans le cas de l'alimentation selon le mode 2. Cette baisse du rendement en MS serait liée aux phénomènes d'oxydation de la matière organique et de l'azote ammoniacal qui interviennent pendant la période de repos favorable à une diffusion d'oxygène indispensable à ces réactions (Collections des Cahiers Techniques inter-Agences, 1992 et 1993 ; Gnagne, 1996; Menoret, 2001). Les nitrites formés lors de ces réactions et lessivés par les eaux qui s'infiltrent, seraient responsables des fortes charges en MS constatées en début d'alimentation ou au début de chaque alimentation intermédiaire.

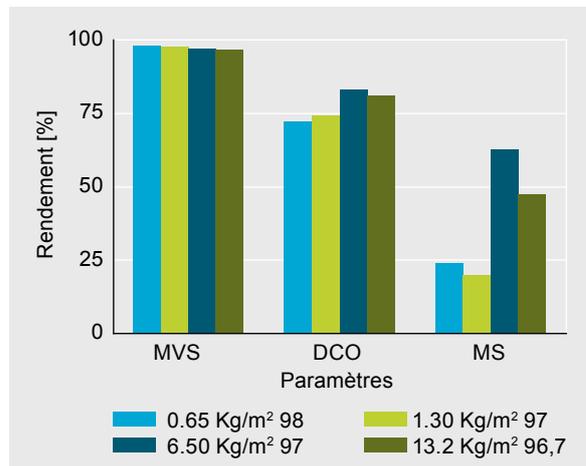


Figure 5: Rendement épuratoire des lits en fonction du mode d'alimentation

3.3. Siccité et qualité hygiénique des boues

3.3.1. Influence de la charge sur la siccité des boues

Les boues en séchage dont la siccité est suivie ont été appliquées sur les lits suivant le mode 1.

Ces résultats montrent que la siccité atteinte à la fin du cycle de séchage est supérieure à 80 % quelque soit la charge. Ces résultats montrent que plus l'épaisseur de la boue est faible, plus cette boue est facile à déshydrater et à sécher. Ils confirment ainsi les constats de Liénard *et al.* (1995) qui a révélé une influence certaine de la charge sur la siccité. Le séchage des boues dépend des facteurs climatiques tels que l'exposition au soleil, le vent, la température et l'humidité (Miescher, 2007) dont l'influence sur l'épaisseur de boue varie suivant la profondeur. Ces résultats montrent que la siccité atteinte à la fin du cycle de séchage est supérieure à 80 % quelque soit la charge. Ces résultats montrent que plus l'épaisseur de la boue est faible, plus cette boue est facile à déshydrater et à sécher. Ils confirment ainsi les constats de Liénard *et al.* (1995) qui a révélé une influence certaine

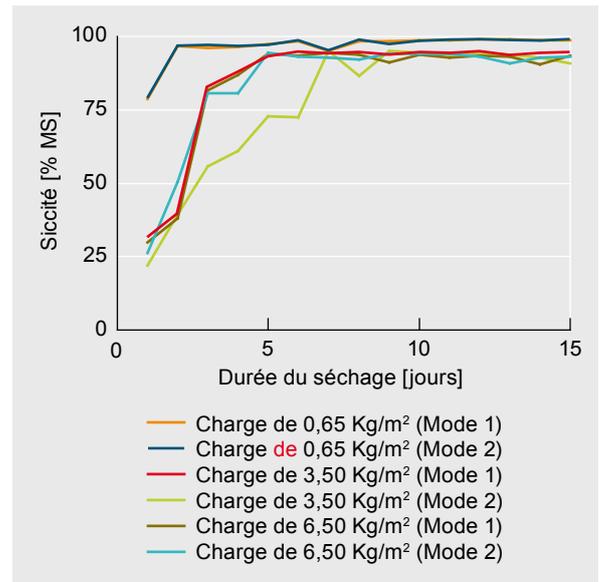


Figure 6 : Évolution de la siccité en fonction de la charge

de la charge sur la siccité. Le séchage des boues dépend des facteurs climatiques tels que l'exposition au soleil, le vent, la température et l'humidité (Miescher, 2007) dont l'influence sur l'épaisseur de boue varie suivant la profondeur.

3.3.2. Influence du mode d'alimentation sur la siccité des boues

La mesure de l'évolution de la siccité en fonction du mode d'alimentation est présentée à la figure 7.

L'analyse de cette figure montre que la siccité est supérieure à 80 % quelque soit le mode d'alimentation. Aussi, la siccité limite est atteinte presque au même moment quelque soit le mode d'apport pour chaque binôme charges identiques mais appliquées différemment. Ces résultats montrent que l'influence du mode d'alimentation sur la siccité n'est pas significative.

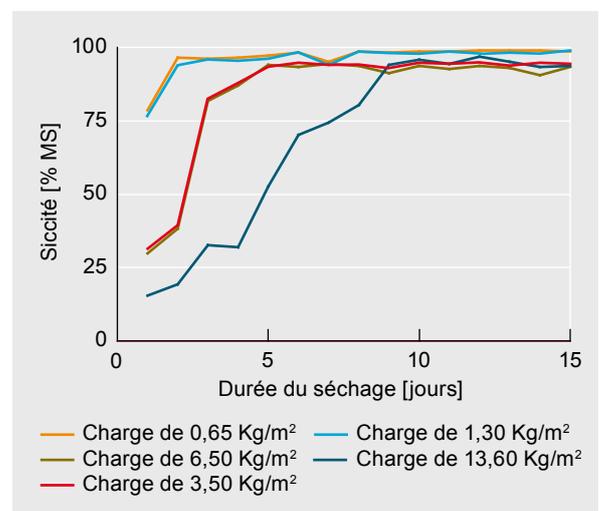


Figure 7 : Évolution de la siccité en fonction du mode d'alimentation

Optimisation des technologies

3.3.3. Evolution des paramètres microbiologiques et parasitologiques

√ Coliformes fécaux

L'évolution de la teneur en coliformes fécaux au cours du séchage des boues est mentionnée dans le tableau ci-après (Tableau 4).

Les boues sont fortement chargées en coliformes fécaux avec des valeurs proches de 10^8 CF/100 g. Les rendements obtenus à la fin du séchage, sont proches de 3 U Log. Cependant, les concentrations en CF sont supérieures aux recommandations de 10^3 UFC/100g de MS établies pour l'utilisation restreinte en agriculture par l'OMS, (2006).

√ Helminthes

L'évolution des œufs d'helminthes dans les boues sèches est consignée dans le tableau 5.

La nombre d'œufs varie entre 0 et 4 Nb/g de MS. IL dépend aussi bien de la prévalence et de l'intensité de l'infection à travers la population dont les boues ou les eaux usées ont été collectées que des autres facteurs (la

température, la sécheresse, les rayons UV) influençant la survie des parasites (Koné et *al.*, 2007). Les abattements essentiellement sont nuls. Ceci montre que le délai de stockage de 30 jours n'est pas efficace pour éliminer les œufs d'helminthes.

Conclusion

Au terme de cette étude nous pouvons dire que le fractionnement de la charge permet de limiter le colmatage des lits.

Les lixiviats ne remplissent pas les normes de rejets des eaux usées dans la nature décrites par la législation sénégalaise pour l'ensemble des paramètres.

Seul le mode d'alimentation a une influence significative sur l'élimination des polluants alors que le séchage des boues semble essentiellement influencé par la charge.

Les boues séchées ne sont pas hygiéniquement sûres et doivent passer un système de compostage pour être utilisable en agriculture.

	Type de boues	Charge en Coliformes fécaux (UFC/100 g)	Abattement (ULog)	Nombre d'échantillons
Lit 1	Boues en séchage 1 ^{er} jour	2,7.10 ⁷	–	01
	Boues en séchage 15 ^{ème} jour	5.10 ⁴	2,7	01
Lit 2	Boues en séchage 1 ^{er} jour	6,5.10 ⁷	–	01
	Boues en séchage 15 ^{ème} jour	6,5.10 ⁴	3	01
Lit 3	Boues en séchage 1 ^{er} jour	1,7.10 ⁸	–	01
	Boues en séchage 15 ^{ème} jour	9.10 ⁴	3,2	01

Tableau 4 : Évolution de la teneur en coliformes fécaux à différents temps de séchage des boues

	Type de boues	Œufs d'Helminthes (Nb/g)	Abattement (%)	Larves d'Helminthes (Nb/g)	Abattement (%)	Nombre d'échantillons
Lit 1	Boues sèche 15 ^{ème} j	0	–	72 (<i>Ascaris I.</i>)	–	01
	Boues entreposées 30 j	0	–	88 (<i>Ascaris I.</i>)	-22	01
Lit 2	Boues sèches 15 ^{ème} j	0	–	18 (<i>Ascaris I.</i>)	–	01
	Boues entreposées 30 j	4 (2 <i>Ascaris I.</i> , 2 <i>Trichirus</i>)	–	6 (<i>Ascaris I.</i>)	67	01
Lit 3	Boues sèches 15 ^{ème} j	2 (<i>Trichirus</i>)	–	26 (<i>Ascaris I.</i>)	–	01
	Boues entreposées 30 j	2 (<i>Trichirus</i>)	00	6 (<i>Ascaris I.</i>)	77	01

Tableau 5 : Composition en Helminthes des boues sèches

Références

- Collections des Cahiers Techniques inter-Agences (1992). Influence de la granulométrie du matériau filtrant en épuration par infiltration-percolation. Document réalisé sous la Direction des Agences de l'Eau du Ministère de l'Environnement. Paris, France. 85p.
- Collections des Cahiers Techniques inter-Agences (1993). Influence de la granulométrie du matériau filtrant en épuration par infiltration-percolation. Document réalisé sous la Direction des Agences de l'Eau du Ministère de l'Environnement. Paris, France. 89p.
- FAO (1989). Évaluation des Terres pour l'Agriculture Irriguée: Directives - Bulletin Pédagogique no 55.
- Gnagne, T. (1996). Épuration par infiltration d'eaux usées à forte charge organique en milieu tropical. Thèse de Doctorat en Sciences de l'Eau dans l'Environnement Continental. Université de Montpellier II.
- Ingallinella, A. M., Fernandez, R. G., Sanguinetti, G. (2000). Co-treating septage and wastewater in ponds - Results of field research conducted at Alcorta, Argentina.
- Koné, D. (2002). Épuration des eaux par lagunage à microphytes et macrophytes en Afrique de l'Ouest et du Centre : État des lieux, performances épuratoires et critères de dimensionnement. *Thèse de Doctorat en Sciences et Techniques dans le domaine des Sciences et ingénieries de l'environnement*. EPFL, Lausanne.
- 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. pp 4397-4402.
- Liénard, A. (1999). Déshydratation des boues par lits de séchage plantés de roseaux. *Ingénieries EAT*, No 17, pp 33-45.
- Liénard, A., Duchène, P., Gorini, D. (1995). A study of activated sludge dewatering in experimental reed-plant or unplanted sludge drying beds. *Wat. Sci. Tech.* Vol. 32. No 3 ; pp 251-261.
- Makni, M. H. (1995). L'oxydation et la décontamination en infiltration percolation. *Thèse de Doctorat*. Université de Montpellier II. Sciences et Techniques de Languedoc.
- Ménoret, C. (2001). Traitement d'effluents concentrés par cultures fixées sur gravier ou pouzzolane. *Thèse de Doctorat*. Université de Montpellier II.
- Miesher, A. (2007). Dewatering and drying different types of sludge with planted and unplanted drying beds. A literature review. Eawag/Sandec.
- Norme sénégalaise NS 05-061 (2001). Eaux Usées : Normes de rejet. Institut Sénégalais de Normalisation (INS).
- Schmitt, A. (1989). Modélisation de l'épuration par infiltration. *Thèse de Doctorat*. Université de Montpellier II. Spécialité Hydrologie, Sciences de l'Eau et Aménagement.
- Strauss, M.; Koné, D. (2004). Performances et Challenges des Techniques de traitement à faible coût (rustiques) des Boues de Vidange. In : *Forum de recherche en eau et assainissement, CREPA, Ouagadougou, Burkina Faso*.
- WHO (2006). Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater, vol. 4: excreta and greywater use in agriculture. FAO Geneva.

Traitement des boues de vidange : éléments affectant la performance des lits de séchage non plantés en taille réelle et les mécanismes de séchage

Badji K.¹, Dodane P.H.³, Mbéguéré M.²⁻³, Koné D.³

¹ Ecole Supérieure Polytechnique, Université Cheikh Anta Diop de Dakar, kali6cbadji@yahoo.fr

² Office National de l'Assainissement du Sénégal, Cité TP SOM, n° 4, Hann, BP 13428, Dakar, Sénégal

³ Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag), Department of Water and Sanitation in Developing Countries (Sandec), 8600 Ueberlandstrasse 133, Duebendorf, Switzerland

Introduction

Au moment où les pays industrialisés utilisent, pour le traitement de leurs boues de vidange des technologies sophistiquées et coûteuses qui s'apparentent aux systèmes de traitement d'eaux usées, les pays en développement mettent au point des techniques rudimentaires conformément à leur contexte financiers. La mise en place des capitaux nécessaires à la construction et à la gestion d'un site de traitement étant des opérations hautement complexes, on assiste, en plus du choix non judicieux des options techniques, à la création d'ouvrage souffrant actuellement de manque d'entretien et de sous dimensionnement; ce qui fait que la plupart de ces stations se transforment en simples sites de dépotage.

Quoiqu'étant l'une des rares stations qui enregistre des résultats jugés satisfaisants, la déposéante de Cambérène, Dakar, dimensionnée selon les résultats de (Heinss, 1998), exprime un réel besoin d'évaluation de sa performance de traitement de ses bassins de décantation/épaississement et de ses lits de séchage. Il s'y ajoute aussi une nécessité d'étudier le caractère valorisant des bio-solides produits par le traitement, comme souligné par (Cofie, 2006).

1. Objectifs de l'étude

Il s'agit de faire :

- l'étude de la performance des lits de séchage en fonction de la qualité des boues et suivi de l'évaporation : dans cet objectif, il sera passé en revue ;
- l'estimation de l'évolution de la perméabilité des lits ;
- La détermination de la qualité hygiénique et agronomique des boues.

2. Bilan de fonctionnement en situation actuelle, synthèse des charges entrantes

Le dimensionnement de la station s'est effectué sur la base de 100 m³/jour. Cependant, le constat sur le terrain est manifeste ; la station est en surcharge.

Nos études ont montré que la déposéante reçoit en moyenne 337 m³/j (± 4 %). En effet, la mesure du volume déposé par un certain nombre de camions nous a permis de savoir que ces derniers sont remplis à seulement 63,3 %. La surcharge pourrait être interprétée d'une part par le retard accusé sur la réception des deux autres ouvrages prévus aussi pour accompagner le PAQPUD et d'autre part par la situation géographique. Tout compte fait, la station est sous-dimensionnée.

La concentration mesurée des boues fraîches tourne autour de 5 g MS/L (± 4 %). Les déchets de grilles collectés et séchés, dont les volumes ont été mesurés, ont donné environ **90 L/j** (± 16 %) soit 0,27 L de déchet par m³ de boue de vidange entrant. La présence relativement importante des débris grossiers dans les bassins primaires (cf. figure 1), atteste de l'insuffisance du dégrillage.

2.1. Performances de la déposéante

Après 5 jours de fonctionnement, la phase solide s'accumule au fond du bassin, dans la trémie ; la phase liquide rejoint la STEP par écoulement gravitaire.

2.1.1. Charge envoyée sur la station eaux usées

La STEP reçoit, outre le surnageant, des boues, assez concentrées, qui n'ont pas pu être pompées dans les lits. La charge hebdomadaire envoyée est estimée à environ 5064 kg en MS, soit environ 60 % en masse des boues entrantes à la déposéante pour un volume d'eau correspondant de 1629 m³. Ce calcul ne prend pas en considération l'évaporation qui a lieu dans le bassin primaire au cours de l'épaississement et qui est négligeable. On peut visualiser sur le tableau ci-dessous la charge reçue à Cambérène et sa répartition dans les différentes stations de traitement.

Ainsi, par une méthode d'estimation présentant des risques d'erreur tant au niveau du prélèvement que dans la constitution de l'échantillon moyen, les résultats obtenus par Walker (2008) (MS, MES et DCO 35, 48 et 52 % respectivement) sont cohérents avec les mesures globales réalisées dans la présente étude. On peut affirmer qu'en situation actuelle et compte tenu de la surcharge du bassin, celui-ci abat de l'ordre de 50 % des MES et de plus d'un tiers des MS (40 %), en moyenne hebdomadaire.

2.1.2. Performance des lits de séchage

Les lits de séchage reçoivent 3311 kg de MS selon le mode d'opération actuelle pour un volume de 55 m³. La percolation est très lente et coule à compte goutte. Elle dure environ 4 jours et le volume percolé est négligeable par rapport au volume entrant. En effet, il a fallu 35 heures pour seulement récolter 0,0328 m³ de filtrat et quatre jours pour 0,516 m³ sur les 55 m³ qui entrent dans le lit. La figure 2 donne le profil de la percolation des boues épaissies.

Optimisation des technologies

Paramètres	Charge Entrante		Charge vers lit de séchage		Charge vers STEP		Performance du bassin primaire
	C (kg/m ³)	charge (kg/sem.)	C (kg/m ³)	charge (kg/sem.)	C (kg/m ³)	charge (kg/sem.)	
MS	5,0	8375	60,21	3311	3,20	5064	40
MES	3,8	6341	58,21	3202	2,02	3139	50
DCO	6,02	10135	77,15	4243	3,73	5892	42

Tableau 3: Charges et concentrations envoyées vers la STEP à boues activées

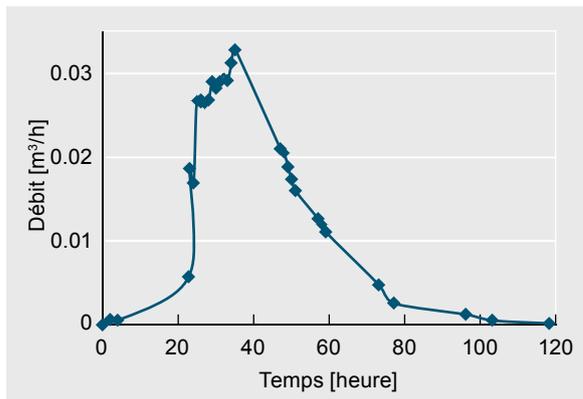


Figure 2 : Variation de débit d'infiltration en fonction du temps, alimentation du 30 Juin.



Figure 4 : Aspect de la boue au 33^{ème} jour de séchage (siccité atteinte : 54%)

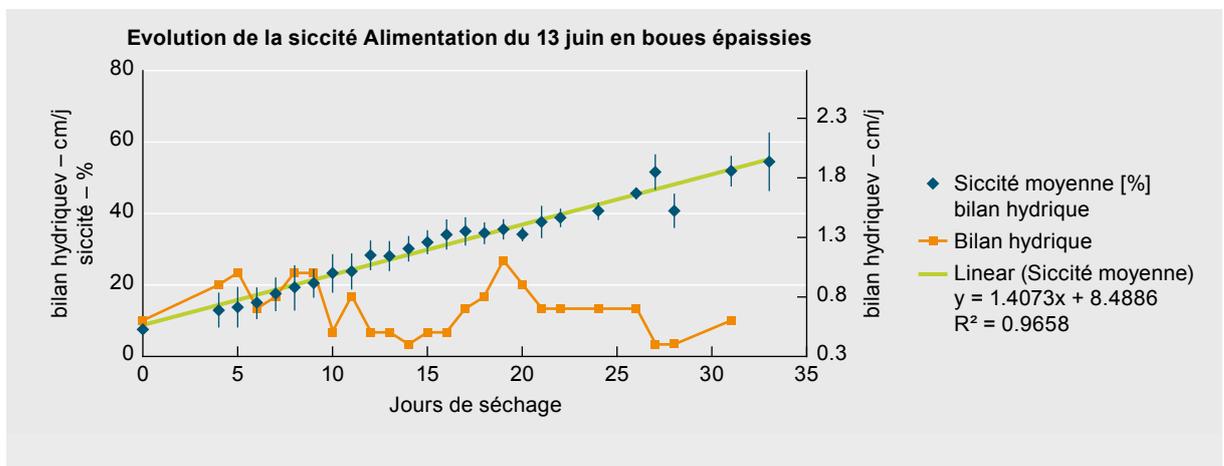


Figure 3 : Evolution du séchage moyen en fonction du temps de l'alimentation du 13 Juin.

La performance de traitement sur les lits de séchage, pour la MS, MES et DCO tourne autour de 100 % ($\pm 0,014$ %) du fait du volume presque négligeable de percolat recueilli.

Les analyses sur le percolat ont donné des concentrations, en moyenne, de 174 mg/L (± 74 %) pour les MES et 477 mg/L (± 50 %) pour la DCO. Pour les MS, nous avons trouvé 4700 mg/L (± 77 %).

La figure 3 décrit le profil du séchage et de l'évaporation sur bac Colorado en fonction du temps de l'alimentation sur sable de mer ; les siccités sont moyennes.

En un mois de séchage, nous sommes parvenus à atteindre une siccité de 55 % sur le lit en sable de dune utilisé. Le profil de notre séchage suit une tendance linéaire pour cette période bien que la proportion de l'eau qui pourrait être extraite diminue considérablement vers la fin de l'opération, ce qui peut être attribué à la difficulté d'extraction de l'eau non libre constitutive des boues (Katsiris, 1987). La pluviométrie influence l'évolution du séchage ; elle la réduit. Mais dans ce cas, les pluies enregistrées, en plus de la lenteur de la cinétique d'absorption de l'eau par les particules de boues, ne sont pas assez importantes pour faire baisser la siccité. Par ailleurs

Optimisation des technologies

l'aspect des résidus solides en horizon supérieur avec une siccité moyenne de 70 % (± 9 %) donne l'impression que la date de curage a été trop reculée (cf. figure 4) mais l'horizon inférieur handicape particulièrement l'évacuation des boues séchées. La siccité qui pourrait être obtenue à ce niveau tourne en moyenne autour de 45 % (± 14 %). L'intérêt que revêt cet horizon est sans doute qu'il constitue la base d'appréciation de l'évacuation des résidus solides du filtre. En effet, Le détachement du sable de l'horizon inférieur auquel on ajoute le degré de craquèlement des bio-solides constitue le critère principal du curage des lits selon l'exploitant.

2.1.2.1. Critères de raclage des boues séchées : avantages, limites et amélioration

Ce sont des critères moins scientifiques mais parfois efficaces car ne nécessitant pas de moyen matériel pour être déterminés ; on pense à une déposante classique installée pour simplement sécher les boues dans les régions par exemple. Le constat visuel étant le plus souvent imparfait à un certain niveau, des erreurs d'appréciation sont très fréquemment relevées ; des curages sont parfois mal évalués. A cela s'ajoute des dépassements de la durée de séchage allant parfois de deux (2) à quatre (4) jours selon l'expérience vécue sur le terrain. Il faut donc dans la mesure du possible accompagner le constat visuel à une mesure de siccité soit les 45 ou 70 % (horizons inférieur ou supérieur), soit les 55 de la siccité globale, et surtout de la durée de séchage requise en tenant compte des facteurs externes ; saisons par exemple.

2.1.2.2. Fonctionnement actuel de la déposante : synthèse du séchage

L'ONAS, pour 40 jours de séchage de ses boues sur sable de dune, produit environ 290 kg/m²/an à une siccité de 55 %. Par ailleurs, les expériences que nous avons réalisées sur sable de mer ont montré qu'on pouvait obtenir des durées de séchage variant entre 25 et 30 jours pour des siccités de 50–65 % selon les charges appliquées. Ces dernières peuvent varier de 320 à 490 kg/m²/an selon la concentration des boues épaissies relative à son temps de séjour dans le bassin épaississeur, valeurs significativement supérieures à celles relevées par (Heinss, 1999), ce qui montre que la charge de dimensionnement doit être choisie en fonction du process. La figure 5 illustre le bilan en MS et en eau dans un lit de séchage chargé à environ 320 kg/m²/an.

Ce schéma classique fait état du dispatching de la quantité de boues destinée aux lits. En effet, par semaine 3300 kg de MS entrent dans un lit. En 1 mois, 97 % de l'eau y est évaporée et les flux des percolats restent négligeable vis à vis des charges entrantes.

2.1.3. Qualité agronomique et Aspect sanitaire des boues séchées

Les mesures de densité effectuées sur les boues épaissies séchées ont données, en moyenne, 600 kg/m³ à une siccité de 49 %.

Pour l'analyse de la qualité agronomique, les éléments mesurés (d'oxyde de Calcium (7 % MS), monoxyde de sodium (1,41 % MS), d'azote ; environ (0,07 % MS))

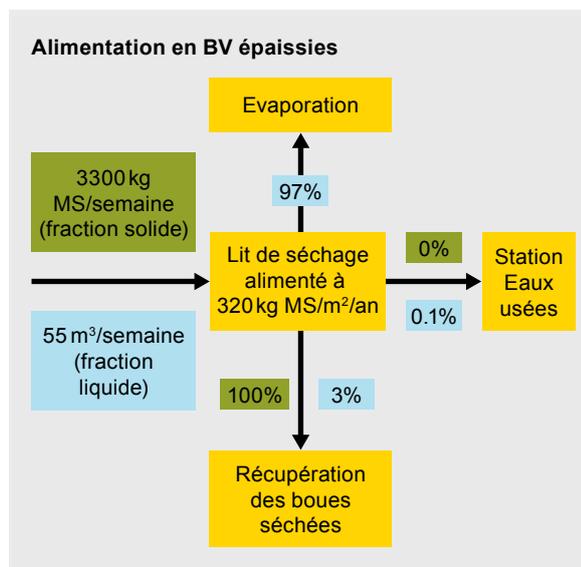


Figure 5 : Bilans massique et volumétrique des MS et de l'eau respectivement.

montrent que les bio-solides de Dakar ont un bon pouvoir fertilisant comparés à ceux du Cameroun et au fumier de poule.

Le fer (8910 mg/kg MS), la silice (7899 mg/kg MS) et le zinc (968 mg/kg MS) sont les éléments-traces métalliques dominants dans les bio-solides. Toutefois, les teneurs en métaux lourds sont largement au-dessous des normes fixées pour l'épandage en France mais du même ordre de grandeur que celles du label écologique de la Communauté Européenne. Les analyses ont aussi montré que les boues de Dakar se situent, pour certains éléments, entre celles de Bangkok et des USA. Ce qui conforte leur utilisation.

Concernant les helminthes, un abattement de 62 % (+/- 46 %) a été obtenu en l'espace d'une semaine de séchage pour l'alimentation du 30 Juin. Par ailleurs, il aura fallu seulement environ deux (2) mois de stockage pour éliminer l'ensemble des helminthes dans les boues épaissies séchées du 16 Mai. Cette durée est loin de celle avancée dans la littérature (au moins 6 mois de stockage). Ce qui laisse des suspicions sur la fiabilité des résultats des analyses.

2.1.4. Conclusion sur le fonctionnement de la déposante en situation actuelle

2.1.4.1. Bilan massique et volumique

Dans la figure ci-dessous, nous voulons donner une image de la répartition des différentes charges massiques et volumétriques des boues dans l'ensemble des systèmes de traitement, de la station en situation actuelle (surcharge et mode d'exploitation ONAS)

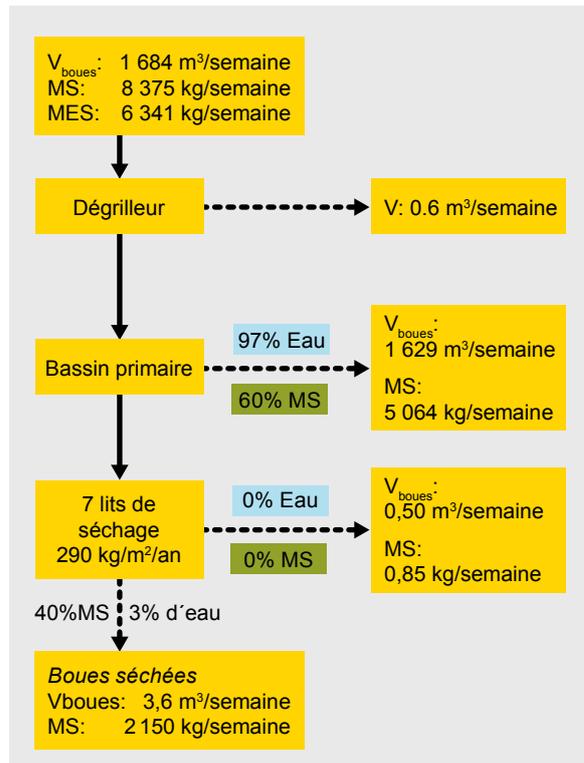


Figure 6 : Résumé schématique du dispatching des différents flux de matières

2.1.4.2. Bilan relatif à l'ouvrage

Ce schéma fait état des défaillances relevées au niveau du bassin primaire. On enregistre à ce niveau une perte considérable de boues ; environ 60 % de la masse en MS qui entre dans la déposante détournée vers la station d'eaux usées. Ces bassins, en marge de leur objectif, constituent, en effet une source de pollution importante pour la STEP avec pour conséquence des coûts de traitement additionnels inhérents. L'inefficacité de ces bassins s'explique par leur surcharge. En effet, ces derniers devant recevoir au départ un volume de 100 m³/j de boues soit une masse de 700 kg MS/j en sont à 337 m³/j avec 1685 kg MS/j soit un triplement de leur capacité hydraulique qui engendre une saturation de la capacité de décantation des bassins. Compte tenu du volume envoyé sur les lits (55 m³/semaine), il est destiné à la STEP environ 325 m³/j. A cela, on ajoute les faibles rendements enregistrés par ces types d'ouvrage.

Toutefois pour diminuer les surfaces de lits à curer, l'exploitant charge les lits 1.3 fois plus que prévu, ce qui s'avère possible compte tenu de l'épaississement des boues.

2.1.4.3. Voie d'optimisation

Le défaut d'efficacité constaté au niveau des bassins de sédimentation/épaississement dans leur conception actuelle (GKW, 2002) a poussé à la recherche de solution d'autres formes de traitement. De nos jours, l'option de traitement qui suscite beaucoup d'intérêt est sans doute l'option par alimentation directe qui consiste à envoyer les boues reçues directement dans les filtres. L'amélioration technologique de la décantation-sédimentation en premier étage est aussi une possibilité (Pujol, 1990)

3. Traitement direct des boues brutes : alimentation directe

3.1. Charge entrante sur les lits

Dans nos expérimentations, nous avons effectué deux alimentations dont les volumes sont environ 130 et 133 m³. Les caractéristiques des boues sont consignées dans le tableau ci-dessus.

3.2. Charge percolant et performance

3.2.1. Perte d'eau par le fond

Les volumes de percolas mesurés en sortie minorent la quantité effectivement infiltrée à cause du manque d'étanchéité du radier des lits constatée par Tine [50]. Ce dernier estime la perte de l'ordre de 1.10–6 m/s, soit 0.5 m³/h sur un lit de 130 m². Ceci donne 12 m³ par jour soit environ 30 m³ pour toute la durée de la percolation (de l'ordre de 3 jours).

3.2.2. Rendement

Le protocole d'échantillonnage est adapté à la fluctuation hydraulique constatée. Les valeurs des charges sont consignées dans le tableau 5. Les rendements sont calculés sur la base des hypothèses suivantes :

- la perte par le radier est prise en compte car elle est un constituant du percolat ;
- cette perte par le radier n'entraîne pas de perte de matières, ce qui amène une possible surestimation des rendements sur MS MES DCO et conductivité.

Pour le volume, la littérature avance un rendement de 50 %, proche de la moyenne mesurée ici lorsqu'on tient compte des pertes liées à l'infiltration au sein du radier. La pollution du filtrat est surtout attribuée aux MS dissoutes car le taux de MES y est faible ; environ 3 %.

3.2.3. Caractéristiques de l'effluent

La caractérisation de l'effluent trouve sa pertinence dans le choix qu'on veut en faire selon les charges de pollution. Le tableau ci-dessous donne les valeurs de différents paramètres du percolat.

Optimisation des technologies

	20/05/2008		14/08/2008	
	Concentration (Kg/m ³)	Masse (kg)	Concentration (Kg/m ³)	Masse (kg)
MS	5,02	649,83	5,14	685
MES	3,08	399,26	4,45	589,73
DCO	6,83	885	5,20	690
Volume (m ³)	130		133	

On a estimé en moyenne 5,0 g/L de MS, 3,77 g/L de MES et 6,02 g/L de DCO.

Tableau 4: Charges en boues brutes envoyées au cours des essais dans un lit en sable de mer.

		20/05/2008	14/08/2008	Moyenne	Variation
Volume	Entrant (m ³)	130	133		
	Sortant mesuré (m ³)	31	50,9		
	Sortant recalculé*	61	81		
	Rendement (%)	45	60	52.5	15
MS	Entrant (kg)	650	682		
	Sortant (kg)	63	102		
	Rendement (%)	90	85	88	4
MES	Entrant (kg)	399	590		
	Sortant (kg)	15	13		
	Rendement (%)	98	98	97	0
DCO	Entrant (kg)	885	690		
	Sortant (kg)	63	78		
	Rendement (%)	93	89	91	3
Conductivité	Entrant (ms/cm)	4,75	4,28		
	Sortant (ms/cm)	4,28	4,16		
	Rendement (%)	10	3	6,4	76

* : volume sortant estimé compte tenu de la perte par infiltration à travers le radier

Tableau 5: Rendement de MS, MES, DCO et conductivité dans les boues brutes.

	20/05/2008	14/07/2008	Moyenne	Variation
MS (mg/L)	2000	2000	2000	0%
MVS (%MS)	15,42	5,33	10,37	69%
MES (mg/L)	490	260	380	44%
DCO (mg/L)	1000	1000	1000	0%
Conductivité. (ms/cm)	4,95	4,16	4,55	12%
Salinité (mg/L)	2000	2000	2000	0%
pH	8,24	7,53	7,89	6%
NTK (mg/L)	50	70	60	29%
P total (mg/L)	2	–	2	–
Viscosité (Pa/s)	–	1,85	1,85	–

Tableau 6: Composition de l'effluent sortie pour les deux tests.

Optimisation des technologies

On remarque que la composition moyenne de l'effluent est proche de celle d'une eau usée domestique. Les différences majeures susceptibles d'avoir des conséquences sur les traitements ultérieurs sont :

- les MES des percolats sont sans doute plus fines,
- la conductivité est plus élevée (environ de 2 à 4 fois plus),
- les débits subissent de fortes variations au cours du temps.

3.3. Qualité des boues séchées : densité, matières plastiques, helminthes

La densité des bio-solides issus du séchage est de l'ordre de 250 kg/m³ pour une siccité de l'ordre de 60 %. Les boues brutes séchées sont donc 2 fois plus légères que les boues épaissies séchées.

L'alimentation directe produit en outre une quantité considérable de matières plastiques contrairement à celle en boues épaissies. La présence de ces déchets altère la qualité hygiénique des boues. Nous avons pu mesurer environ 694 g de plastiques soit une teneur d'environ 1g MP/kg MS (MP : Matières Plastiques).

Nos analyses ont révélé qu'après 8 semaines de séchage, les œufs d'helminthes disparaissent en surface. Par contre, en profondeur, nous notons encore la présence de ces pathogènes mais en nombre relativement restreint. Cette réduction pourrait s'expliquer par la siccité atteinte qui dépassait déjà les 93 % après seulement 2 semaines et demie de séchage. Par ailleurs, l'influence du climat (la température) a aussi joué sur l'élimination des œufs (présence d'œufs en profondeur plutôt qu'en surface).

3.4. Efficacité du séchage

Le séchage des boues brutes est très contrasté dans le lit. Les figures 7 et 8 décrivent l'évolution de la siccité moyenne et de l'évaporation mesurée par bac Colorado en fonction du temps pour les alimentations en boues brutes.

Les deux alimentations diffèrent par la période. Le séchage est dépendant de la saison. En période sèche, les boues sèchent plus rapide ; en 14 jours, on atteint une siccité très élevée (87 %). En période de pluies ; la siccité au curage des lits est plus faible (63 %) et la durée de séchage plus longue.

Il est envoyé presque les mêmes volumes de boues. Les charges différant par leur durée de séchage, nous avons obtenu 139 kg/m²/an pour l'alimentation du 20 Mai et 66 kg/m²/an pour celle du 14 Juillet.

Le dispatching du fonctionnement en alimentation en boues brutes se schématise de la manière suivante (voir Figure 9), sur la base des conditions suivantes :

- alimentation de 130 m³ de boues brutes pendant 5 jours par semaine
- concentration des boues brutes de 5 g/l
- siccité atteinte = 90 % en 2 semaines (pendant la saison sèche)

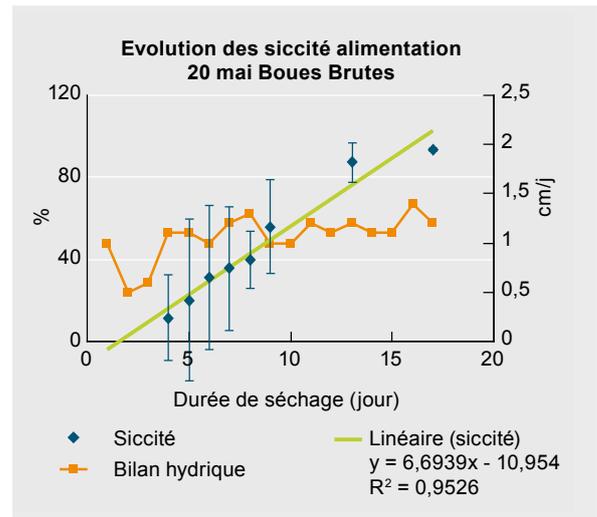


Figure 7 : Evolution siccité et évaporation en fonction du temps (alimentation du 20 Mai).

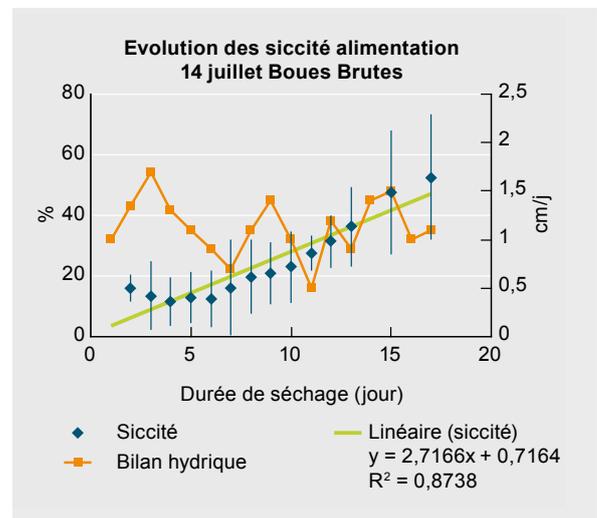


Figure 8 : Evolution siccité et évaporation en fonction du temps (alimentation du 14 Juillet).

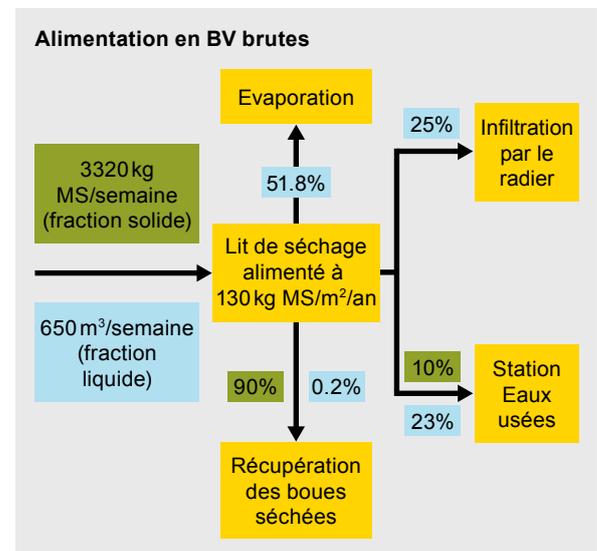


Figure 9 : Dispatching des charges massique et volumétrique autour d'un lit de séchage.

Optimisation des technologies

- pas de perte par le radier (incluse dans le volume de percolat)

En mode Alimentation en boue brute, 90 % de la matière sèche est valorisable avec une siccité très haute. La déshydratation est réalisée à part égale par l'infiltration et par l'évaporation.

3.5. Comparaison avec l'utilisation d'un bassin primaire

Il s'agit de comparer les caractéristiques du traitement selon le mode d'alimentation en boue épaissie ou en boue brutes. Pour ce faire, nous avons bâti un tableau dans lequel nous avons rapporté quelques éléments sur les quantités de certains paramètres centraux de dimensionnement et sur la taille de l'ouvrage principal notamment le lit de séchage à utiliser.

	Fonctionnement actuel		Déposante charge nominale
volume	330 m ³ /j		100 m ³ /j
charge MS	1650 kg/j (C=5 g/l) soit 8 250 kg/s (5j/7) soit 432 000 kg/an (262 jours/an)		750 kg/j (C=7.5 g/l) soit 5250 kg/s (7j/7) soit 273 750 kg/an (365 jours/an)
	épaissie	épaissie	direct
bassin épaissement	2 bassins de 154 m³	2 bassins de 154 m³	sans
rendement MS du bassin épaisseur	40 %	70 %	
rendement V du bassin épaisseur	4 %	10 %	
charge admissible sur les lits en kg ² /an	200	200	100
Surface utile de lit (m ²)	865	958	2737
volume envoyés sur les lits	55 m ³ /s	72 m ³ /s	700 m ³ /s
rendement MS des lits	100 %	100 %	90 %
rendement V des lits	100 %	100 %	50 %
Volume hebdomadaire à traiter en aval (m ³)	1600 m³/s	630 m³/s	350 m³/s
Charge MS à traiter en aval (kg)	4950 kg/s	1575 kg/s	525 kg/s
rendement globale V	4 %	10 %	50 %
rendement globale MS	40 %	70 %	90 %
Durée séchage par lit	1.5 mois	1 mois	entre 2 et 4 semaines
Quantité annuelle de boue séchée obtenue, en MS	172 T MS/an	190 T MS/an	245 T MS/an
Point particulier			
attention à porter			- dégrillage efficace - répartition hydraulique sans pompage
siccité atteinte			plus élevée
densité des boues			plus légères
qualité agronomique	+		++
qualité sanitaire (helminthes)	stockage supplémentaire nécessaire		stockage supplémentaire nécessaire
Insensibilité à la qualité du sable	++		+

Les chiffres en gras indiquent les principales différences.

Tableau 7: Comparaison des modes d'exploitation alimentation brutes/épaissies

Optimisation des technologies

Le tableau 7 illustre par conséquent la conception et les performances de la dépositrice sous trois angles : situation actuelle, situation en charge nominale avec alimentation en boues brutes et en boues épaissies.

Pour les deux situations à charge nominale, les hypothèses considérées sont les suivantes :

- charge entrante de $100 \text{ m}^3/\text{j}$, 7 jours/7, à une concentration de 7.5 g/l (hypothèse de dimensionnement retenue lors du dimensionnement)
- charge admissible sur les lits boues épaissies : $200 \text{ kg/m}^2/\text{an}$, de manière à garder une souplesse d'exploitation des lits
- charge admissible sur les lits boues brutes : $100 \text{ kg/m}^2/\text{an}$, pour tenir compte de la saison des pluies
- rendement du bassin épaisseur sur les MS est de 70 % à charge nominale, valeur vraisemblable selon la bibliographie.

4. Effet et comportement du sable

Nous avons étudié l'influence du sable sur le processus de déshydratation des boues en alimentation directe. Nous regroupons dans cette partie toutes les mesures relatives à l'infiltration dans le sable :

- mesures par le test en cylindre unique,
- analyses granulométriques,
- étude de l'évolution du débit des percolats après une alimentation en boues brutes.

Les tests d'infiltration ont permis de confirmer que la conductivité d'un sable diminue considérablement en fonction du temps et de son utilisation. Dans les filtres les contraintes à l'infiltration sont essentiellement provoquées, à tout instant, par le compactage dû aux activités humaines opérées lors de l'évacuation des boues séchées et par le curage impropre des lits qui laisse des résidus de boues enfouis sous le sable et qui gênent le passage de l'eau infiltrant. Après un effet de nettoyage des fines lors des premières séquences d'alimentation, l'apport de boues sur les lits à long terme entraîne leur enrichissement en matière organique ce qui réduit la perméabilité.

Néanmoins, le facteur limitant de l'infiltration n'est vraisemblablement pas lié à la qualité du sable mis en place, mais à la formation d'une couche de boues beaucoup moins perméable lors des alimentations en boues.

Toutefois, une baisse d'infiltration conduisant à augmenter la quantité d'eau à évaporer et ainsi à rallonger la durée de séchage des boues. Il peut être sécuritaire d'éviter d'engorger précocement le sable. Pour cela, il faut veiller à curer aussi proprement que possible les lits de séchage. Le sable de dune utilisé depuis plus de 2 ans peut encore servir malgré sa grande rétention d'eau et son compactage visiblement important dus probablement à sa teneur en matière organique. Cependant, un détasement peut aider à améliorer sa conductivité qui a diminué de plus de la moitié par rapport au sable propre (selon les tests d'infiltration). Ce détasement est d'au-

tant plus nécessaire pour les lits alimentés en boues brutes.

Par ailleurs, le sable de mer présente l'avantage d'être plus perméable selon les résultats des tests mais enregistre le taux de fines le plus important (résultats granulométriques).

5. Voies d'optimisation

L'option alimentation directe offre sans doute de bon rendement et permet de prendre en compte la quantité totale des boues qui entre dans la dépositrice sans enregistrer de perte. Il faut cependant lui adapter un bon système de dégrillage qui permettra de limiter le plus que possible l'accès des solides grossiers dans le lit qui altèrent la qualité hygiénique des résidus solides mais aussi sous l'effet de la pesanteur du liquide peuvent se retrouver au fond du filtre et ainsi gêner le drainage.

Pour le sable, on peut garder celui de dune en utilisation qui n'aura duré que deux ans environ dans les filtres. Toutefois on doit veiller à curer le plus proprement possible les lits mais surtout procéder à un détasement du sable compacté qui permet une nette amélioration de l'infiltration.

Concernant le recyclage des bio-solides en agriculture, le co-compostage pourrait aider à optimiser leur pouvoir fertilisant. Il faut cependant ne pas perdre de vue les analyses, entre autres, de la teneur en éléments-traces métalliques dans le sol.

Références

- Cofie, O.O., Agbottah, S., Strauss, M., Esseku, H., Montangero, A., Awuah, E. and 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), pp. 75-82.
- GKW, 2002. Dépositrices de boues de vidange à Dakar : études techniques détaillées (Faecal sludge treatment plants in Dakar: detailed technical studies) ONAS, Dakar, Sénégal.
- Heinss, U., Larmie, S.A. and Strauss, M., 1998. Solids Separation and Pond Systems for the Treatment of Faecal Sludges in the Tropics, Eawag/Sandec, Dübendorf, Switzerland.
- Heinss, U., Larmie, S.A. and Strauss, M., 1999. Characteristics of faecal sludges and their Solids-Liquid Separation, Eawag/Sandec, Dübendorf, Switzerland.
- Katsiris, N. and Kouzeli-Katsiri, A., 1987. Bound water content of biological sludges in relation to filtration and dewatering, *Water Research*. 21(11), pp. 1319-1327.
- Pujol, R., Vachon, A. and Martin, G., 1990. Guide technique sur le foisonnement des boues activées, ed. FNDAE, Ministère de l'Agriculture et de la Forêt.

Nitrification of faecal sludge liquor using pilot scale intermittent sand filters in Dakar, Senegal

Toukara A1,² von Münch E.¹, Mbéguéré M.²⁻³ and Koné D.³

¹ Department of Urban Water and Sanitation, Institute for Water Education (UNESCO-IHE), Westvest 7, Zip Code 2611 AX Delft, The Netherlands (tel. +31 15 2151886, fax +31 15 2122921, Email: e.vonmunch@unesco-ihe.org)

² Office National de l'Assainissement du Sénégal (ONAS), Cité TP Som N°4 Hann, BP 13428 Dakar, Sénégal (tel. +221 775298467 / +221 77 638 6058, Email: tounkaly@yahoo.com; Mbaye.Mbeguere@eawag.ch);

³ Department of Water and Sanitation in Developing Countries (Sandec), Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag), P.O. Box 611, Ueberlandstrasse 133, 8600 Duebendorf, Switzerland (tel. +41 44 823 5553, Email: Doulaye.Kone@eawag.ch)

Introduction

The world health organization (WHO) estimated in 2004 that 133 million people world-wide suffer from intestinal helminths infections and 1.8 million of people die each year from waterborne diseases of which 88 % are related to unsafe water supply, sanitation and hygiene (WHO, 2004). The Millennium Development Goals (MDGs) with the Goal 7 is to "Ensure environmental sustainability" through targets 10 and 11 aims to bring vital changes for the 2.4 billion of people that currently lack adequate sanitation (WHO, 2006). One of the more efficient ways to fulfill this goal in developing countries particularly in sub-Saharan Africa like SENEGAL is to promote onsite sanitation facilities.

Located in West-Africa, Senegal faces the same situation with 92 % (ONAS, 2006) of the population serviced by onsite sanitation ; in addition a city wide coverage with conventional sewer system is neither feasible nor affordable (Strauss *et al.*, 1998). However, the quick population growth up in Dakar (SENEGAL) is creating a higher faecal sludge production without suitable treatment facilities. This production is estimated to nearly 1500 m³/day of which 70 % are collected and pretreated at the faecal sludge treatment plants (FSTPs).

In order to face the short-comings in this sector, the Department of Water and Sanitation in Developing Countries (Sandec) inside the Swiss Federal Institute for Aquatic Science and Technology (Eawag) has developed collaborative research projects in Ghana, Thailand and recently in Senegal to enhance local expertise in the domain.

Conventional biological wastewater treatment is extensively used in developed countries for nutrients (nitrogen, Phosphorus) removal and also applied to industrial wastewater (Moussa, 2004). Nitrification of faecal sludge liquor has however not yet been widely studied because of: i) faecal sludge is "only" a problem of developing countries where research money is not made available and ii) is seen as temporary problem which will "go away" once every city is sewerred (but this assumption is flawed).

Faecal sludge liquor may be classified in the category of high-strength wastewater regarding to BOD, COD and/or total nitrogen (TN) contents. The main treatment issues are the high COD, SS and ammonia nitrogen level in the faecal sludge liquor (settled FS), and the little

knowledge on how best to treat the faecal sludge liquor to remove specially ammonia. So, one of the challenges is an efficient nitrification of faecal sludge liquor before further processing.

The goal of this research is to contribute to enhanced knowledge, in tropical countries, on the feasibility and performance of intermittent sand filters for the treatment of faecal sludge liquor. It focuses on i) Characterizing the raw FS, FS liquor and ii) evaluating the intermittent sand filters performances fed with FS liquor based on different operating load and feeding frequency.

This paper focuses more on the effect of the feeding frequency on FS liquor nitrification.

1. Methods

1.1. Description of the pilot plant

The pilot plant was installed in the existing wastewater treatment plant (WWTP) so-called CAMBERENE. It consisted of: 2 barrels in plastic material each of 50 cm diameter and 90 cm height filled with 60 cm calibrated sand.

Size of the media was based on the different experiments worldwide mainly on those carried out in France since 20years (Brissaud F. and Agence de l'Eau, 1993). The media upper and lower limits are in the range of effective diameter of 0.2–2.5 mm and uniformity coefficient of 2.6–5 while UC less than 3 is recommended (USEPA, 2000). A medium sand so-called "sand 0.3", the finest material from the sand mines, was chosen and calibrated. It has the advantage of being chemical stable as composite of granite with a good spherical shape. The sand was calibrated to fit in the range of 0.75–2 mm with a uniformity coefficient of 2.2 and effective diameter of 0.8 mm.

1.2. Design of the pilot plant and operation of the pilot plant

He ISF was designed based on hydraulic and COD load of 15 to 50 cm/day and 0.3 kg COD /m²/day, respectively (Brissaud F. and Agence de l'Eau, 1993). The maximum applicable COD loading rate was 0.3 kg/m²/day, equivalent to 20 liters/day (or 45 cm/m²/day) fed 6/7 days. Filtered COD was considered because the particulate COD was supposed to be fully removed on the top of the filter by filtration process.

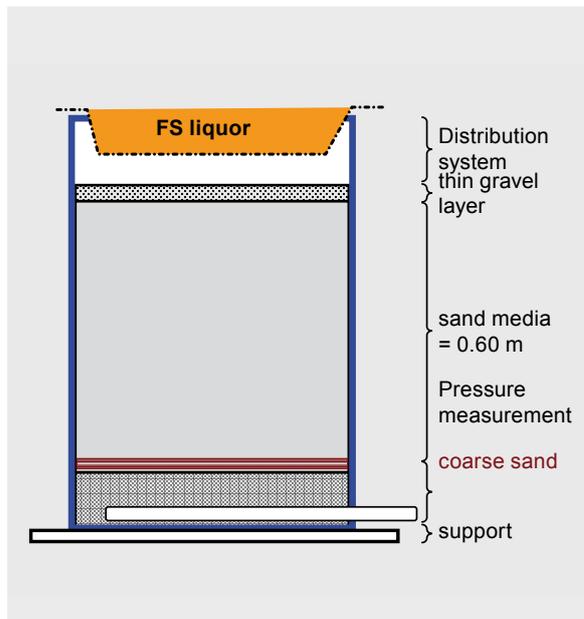


Figure 2: Schematic intermittent sand filters lay out and media sieving



Start up of the ISF was done in 2 steps during 45 days with effluent from the aeration tank of the activated WWTP. Phase 1 corresponded to an intermittent application (3/7 days) of respective hydraulic load of 10 liters/day in reactor 1 and 17 liters/day in reactor 2 during a period of 40 days. In phase 2 that lasted 18 days, the hydraulic load of 17 L/day has been chosen to continue the experimentation with the 2 reactors. It consisted of: an intermittent application of the hydraulic load of 17 L/day with two different feeding frequencies: 6/7 days feeding in reactor R1 and as constantly 3/7 days feeding in reactor R2.

The FS liquor (settled sludge) was stored in a regulation tank of 100m³ volume before reaching the activated sludge WWTP by gravity. The sampling was regularly done, every feeding day, between 8 and 9 o'clock am after 16 hours storage in the regulation tank. The analysis of 352 biochemical parameters was done with the standards methods (APHA/AWWA/WEF, 1995) and AFNOR method was used for TKN. The main parameters monitored were SS, COD, BOD, NH₄, NO₃, and TKN.

2. Results and discussion

2.1. Characteristics of faecal sludge in Dakar

Temperature, electrical conductivity, salinity and pH are recorded with very low coefficient variation and are fairly constant. Uncooperatively, chemical parameters, expressed larger variability due to the large spectrum of potential parameters affecting the faecal sludge quality. The ratio COD/BOD of 1.9 indicates the relative good biodegradability of the FS similar to the upper limit for municipal wastewater (i.e. 3).

The characterized FS should be classified as low strength regarding to the concentrations and according to (Strauss *et al.*, 1999). Ammonium reached only

a mean value of 300 mg/L and COD 7100±1600mg/L. in reality septages are already digested during 1 year in septic tanks.

The small quantity of likely fresh sludge is very diluted while the longer digested sludge in normal septic tanks are made up of mineralized solids and for the most part dissolved organics. At the end of the day, the high dilution induces a low strength FS in Dakar as concluded in (Vonwiller, 2007) too.

2.2. Characteristics of faecal sludge liquor from the settling tank

FS liquor comes from the settling/thickening tank which is batch operated at a daily load close to 500 m³ corresponding to five time the design load recorded an average solids-liquid separation performance of 26 % where (Strauss *et al.*, 1998) recorded 47 % TS removal in Ghana. The low TS removal is consequent to the overloading of the settling tanks that dropped the HRT down to 1.7 h under the minimal value of 2 hours.

The FS liquor presents similar characteristics as the raw FS except for BOD, SS and TKN removed up to 50 % in the settling tank. Ammonia is removed only for 10 % on average, probably in the settled sludge as no nitrification is expected in the settling tank. The effective SS concentration falls in the range of 2000±600 mg/L.

The major reason of the COD increase should be the development of anaerobic processes in the storage tank. In fact the hydraulic retention time for the sampled effluent reached 16 hours because of the closed FSTP during this period. These conditions lead then to the fermentation of organics components partly settled or suspended in the liquor. On the other hand the pH value falls down from 7.6 to a mean value of 7.4 while the temperature is quite constant to 24°C.

	SS	COD unfiltered	COD Filtered	BOD	COD/BOD	NH ₃ -N	TKN	TP
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		mg/l	mg/l	mg/l
Raw faecal sludge (Mean value with 95 % confidence interval)	4250 ±700	7100 ±1600	–	2100	3.4	200 ±40	730	5.1 ±2.1
FS liquor (Mean value with 95 % confidence interval)	2000	12500 ±1950	3150 ±400	950 ±150	3.3	270 ±25	440 ±40	45 ±5
Municipal wastewater	1230	800		350	2.3	45	70	

Table 1: Comparative characteristics of FS, FS liquor and municipal wastewater

Nitrogen exists mainly on the forms of organic (75 %) and ammonium nitrogen (25 %) in the raw FS, the others forms such as nitrate and nitrite appeared to be rare. It is already mentioned an equal distribution of NH₄⁺ and TKN each of 50 % in Bangkok (Panuvatvanich, 2005). NH₄⁺/TKN ratio reach 0.6±0.1. After the settling tank the composition weight turns on the benefit of NH₄⁺-N with 58 % versus 38 % for TKN and 4 % representing the sum of nitrate and nitrite. The lost TKN is indeed trapped in the settled sludge in the settling tank while at the mean time ammonium nitrogen leaves the tank.

2.3. Effect of HLR, COD and NH₃-N load on the nitrification performances

The so-called phase 1 consisted of feeding intermittently the two reactors (ISF1 and ISF2) with two different hydraulic loading rates of 3 cm/day (10 litres/day) and 5 cm/day (17 litres/day) corresponding to COD loading rate of 0.72±0.17 and 1.23±0.29 kg/m²/day, NH₃-N of 0.013±0.002 and 0.022±0.003 kg/m²/day in reactor 1 and 2 respectively.

Firstly: ISF removes substantially N and P pollutants; secondly: nitrification takes effectively place in ISF process and finally the two reactors provided almost the same effluent quality.

COD follows the same trend as N and P pollutants. The ISF are very efficient on removing COD (80 % on average). In reality the filtration is the major process for the FS liquor treatment. Particulate COD, removed physically, represents on average 70 % of the total COD.

So the dissolved COD that amounts to 30 % of the total COD, is removed biologically apart of the inert part. The removal of dissolved COD varies from 25 to 60 % with an average value of 40 % for 95 % confidence interval.

The effect of the loading rate variation is not very detectable because of the slight difference of the operating hydraulic load. Based on the mean value, the higher HLR of 5 cm/d in reactor looks like more interesting but the confidence interval of 95 % overlaps each other for both reactor and all parameters.

2.4. Effect of COD and NH₃-N loading rate on the nitrification performances

The optimum load for COD removal was not reached with the different HLR of 10 and 17 L/day. The removal efficiency increased as the COD loading rate augmented. That mean the breakpoint was not reach but we can't expect 100 % efficiency for infinite loads (which assumption is unrealistic). This confirms the predominance of physical process (filtration) for COD removal as the particulate part represents 60–70 % on average of the total COD.

Furthermore, the biological processes should focus more on the dissolve COD which should one of the limiting factors for a full nitrification.

Organic removal was directly (and linearly) correlated to the logarithms of the organic loading rate. That means organic removal become asymptotic, quite stable and it does not make sense to increase it again when satisfactory efficiency is reached (e.g. > 95 %). Indeed only inert COD comes out of the filter at the optimum loading rate.

On the other hand, the COD loading is far higher than the others application i.e. 4 times higher than the averaged value of the others experiments with almost the same removal efficiency on average of 85 %. Consequently ISF show an attractive treatment potential for FS liquor even if the liquid present high organics concentration.

Ammonia nitrogen removal shows in contrast to organic matters a break point at almost 0.020 kg/m²/day. In fact nitrification increased with the NH₃-N loading rate up to a maximum of 94 % and decreased then toward to lower performances. As COD load increases when NH₃-N increases; higher loads will lead to a rapid accumulation of heterotrophic bacteria limiting the nitrifiers' activity.

The implication is that ammonia nitrogen loading rate should be limited to the optimum value of 0.020 kg/m²/day (i.e. 0.030 kg/m³_{sand}/day). That indicates also a limitation on the COD load to nearly 1 kg/m²/day as the ratio COD/NH₃-N meaning limitation of the COD removal to 90 %.

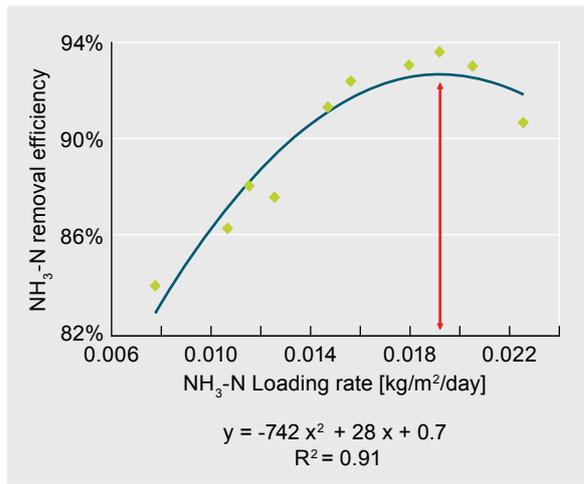


Figure 3: Evaluation of the optimum ammonia nitrogen loading

2.5. Effect of the feeding frequency on the nitrification efficiency

During phase2 the same hydraulic loading rates of 5 cm/day (17L/day) was applied but with respective feeding frequency of 6/7 in reactor 1 and 3/7 in reactor 2. That corresponded to COD and ammonia loading rate of 0.58 ± 0.21 and 0.015 ± 0.002 kg/m²/day, and 0.99 ± 0.36 and 0.026 ± 0.004 in reactor 1 and reactor 2 respectively.

COD was very much reduced either in reactor 1 or reactor2. On the other hand quartile errors of 95 % are almost not significant around the COD average value of reactor 1 and reactor 2. This fact traduces a quite steady state in the ISFs.

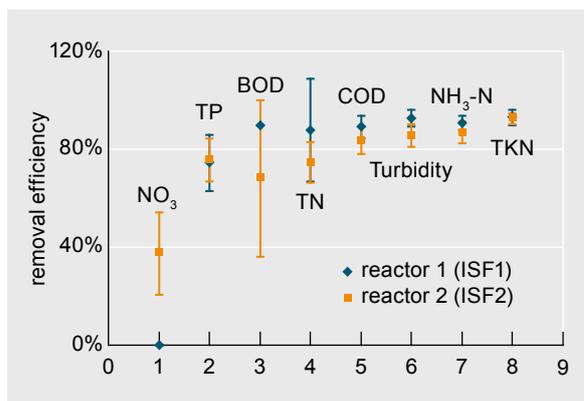


Figure 4: Comparative average removal efficiency in the two reactors with respective feeding frequency of 6/7 and 3/7 days

Figure 4 reveals: 1) ISF continue performing nitrification at average efficiency of 40 %, getting some time nearly 60 %; 2) TP and TKN didn't show real sensitiveness to the variation of feeding frequency; 3) The parameters sensitiveness is rank in ascending order from NH₃-N, turbidity, COD, TN, BOD; 4) Removal efficiencies are quite stable around 90 % for highest feeding frequency;

Considering the mean value, reactor 1 (i.e. feeding frequency = 6/7 days) is performing better than reactor 2 (i.e. feeding frequency = 3/7 days). The feeding frequency has a real effect on the ISF performances and COD and ammonia removal efficiency are in straight correlation with. COD evolution in ISFs during phase 1 and phase 2 stresses on the intermittent variation of the removal efficiency because probably of the permanent stress of the biofilm during the lag time.

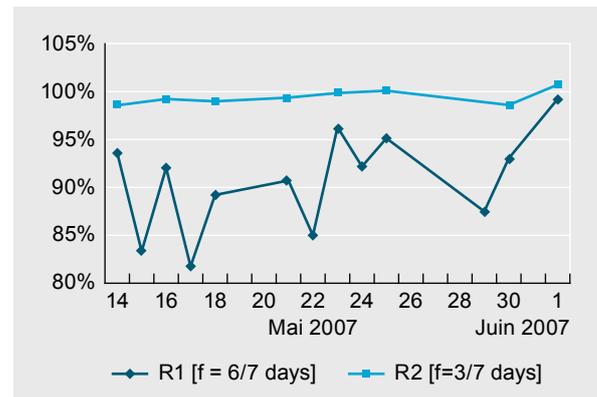


Figure 5: Comparative ammonia nitrogen removal efficiency in the two reactors with respective feeding frequency of 6/7 and 3/7 days

In contrast, as shown in Figure 5 above, ammonia reduction presents more homogenous trends during the phase 2 and better in reactor 2 after 20 operating days because of the constant smaller overall HLR and also the longer resting time of the reactor. That mean the steady states was reach after 20 operating days in reactor2 while reactor 1 suffered a bit form the HLR increase pushing to shear stress. As nitrate formation was 40 % on average, denitrification may to some extent occur on the bottom of the reactor.

Nitrification efficiency is linked to the oxygenation capacity in the reactor. The oxygen utilization was effective. Indeed all of the oxygen theoretically available in the pores is consumed during the treatment because probably of the high convection during the feeding moment. The oxidation of the organic and ammonia pollutant was achieved up to 70 % in average. Oxygenation efficiency was evaluated to $53 \% \pm 7 \%$ and $70 \% \pm 20 \%$ respectively with 95 % confidence interval and the COD removal efficiency decreases when Oxygen transfer rate (OTR) increases implying then, an optimum oxygenation at 2 g/m²/day to better remove the COD.

Theoretical oxygen demand looks like to be good correlated to oxygen transfer rate. A reason might that high organic feeding leads to rapid heterotrophic biomass accumulation and the more oxygen consumption. The Salinity of 2 g/L could unexpectedly not affect the nitrifier's activity for more than 10 % (Moussa, 2004). The C/N ratio seems also not affecting the nitrification efficiency.

Conclusion

This research has shown that adapted design and operating could lead to successful treatment of FS liquor with the ISF despite of the high SS concentration (i.e. 2000 mg/L) of FS liquor. The intermittent feeding frequency overcomes unexpectedly the risk of clogging during the whole experiment. To our knowledge, ISF have never been applied successfully to treat FS liquor but this experiment proved the opposite.

Faecal sludge liquor is not indeed comparable to municipal wastewater (it might be in the range of digested liquor in WWTP). SS, NH₃-N, COD and TKN mean values attain respectively 2000, 270, 12 500 and 450 mg/L. comparatively to municipal wastewater, SS and NH₃-N are 2-4 times higher and COD and TKN is almost 10 times. Raw FS and FS liquor are for the most part composed of organic nitrogen and ammonium nitrogen respectively to 75 % and 25 % for RFS and 60 % and 40 % for FS. Nitrate and nitrite form are quasi inconsistent.

The quality of the sludge depends on the food culture, the type of onsite facility, the temperature, storing period, type of soil and emptying methods (Strauss *et al.*, 1999). Whereas the FS liquor characteristic depends on the performances of the settling tank and the hydraulic retention time in eventual storage reservoir (e.g. anaerobic digestion can take place). The settling tank in Cambérène removes only 26 % of the TS and 50 % TKN. The sampling methods affects also the FS quality but more the raw faecal sludge.

The reactor 1 considered finally with the load of 5 cm/day and feeding frequency of 6/7 days performed with the following performances: turbidity (93 %), COD (89 %), NH₃-N (91 %) and TKN (93 %). Nitrate formation (nitrification) was 40 % in average (TOUNKARA, 2007).

However higher feeding frequency of 6/7 days, when considering the higher HLR, gave better removal efficiencies to nearly rate of 90 % for COD, BOD, NH₃-N. Nitrification efficiency amounts to a maximum value of 60 %. It happens the main process involved for COD removal is the filtration at the top of the filter.

Although the ISF gave satisfaction, it is recommended to carry out further research to answer questions linked to deeper FS characterization, nitrogen mass balance limiting factors and so as potential reuse.

References

- Brissaud, F. (1993). Epuraton des Eaux usées par infiltration percolation: état de l'art et étude de cas (Wastewater treatment using infiltration percolation processes: State of the art and cases study). <http://www.lesagencesdeleau.fr>.
- Moussa, M. S. (2004). Nitrification in saline industrial wastewater. *PhD. Thesis*. Department of Environmental Biotechnology, Delft University of Technology and Unesco-IHE (Institute for Water Education), Delft, the Netherlands.
- ONAS (2006). Annual report 2006. Office National de l'Assainissement du Sénégal, Dakar, Sénégal.
- Panuvatvanich, A. (2005). Nitrogen transformation in constructed wetlands treating faecal sludge. Asian Institute of Technology, School of Environment, Resources and Development, Bangkok.
- Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (1995). 19th edition, American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, Washington DC, USA.
- 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. Sandec report 05/98, SANDEC.
- Strauss, M., Larmie, S. A., Heinss U. (1999). Characteristics of faecal sludge and their solids-liquid separation. Sandec report, SANDEC.
- Toukara, A. (2007). Nitrification of faecal sludge liquor using pilot scale intermittent sand filters in Dakar, Senegal. *Msc. Thesis*. Department of Municipal Waters and Infrastructures, Institute for water Education (UNESCO-IHE), Delft, The Netherlands.
- USEPA (2000). Onsite wastewater treatment and disposal systems. United States Environmental Protection Agency/ Office of water programme operations, Washington DC, 2000.
- Vonwiller L. (2007). Monitoring of the faecal sludge treatment plant Cambérène in Dakar. *Internship report*. Eawag/Sandec-ONAS, ETH Zurich, Dakar, Senegal.
- WHO (2004). Water, sanitation and hygiene links to health. <http://www.who.int>
- WHO (2006). Millenium Development goals. <http://www.who.int>

Thème 3 : Démonstration à échelle réelle des lits plantés



Illustration 3 : Développement des plantes dans un lit de séchage planté pour le traitement des matières de vidange

Résumé

La technologie des Lits de séchage plantés connaît une montée en puissance internationale pour le traitement des boues d'assainissement. Par rapport aux lits de séchage classiques, elle permet une réduction des surfaces et une diminution du coût d'exploitation car les boues peuvent être accumulées pendant des durées plus longues (plusieurs mois, plusieurs années) dans les mêmes lits sans extraction. L'avantage réside aussi et par conséquent dans une meilleure désinfection et une meilleure transformation des matières en humus.

Suites aux travaux universitaires camerounais des années 2000 portant sur l'adaptation de cette technologie au traitement des boues de vidange en conditions africaines, une première démonstration à échelle réelle est réalisée sur le continent africain, à Dakar. Les travaux de suivi présentés ici ont notamment permis de déterminer les conditions à mettre en place pour démarrer la plantation et faciliter l'exploitation à grande échelle. Ils confirment également l'intérêt d'une telle technologie en contexte Sud et démontrent sa viabilité.

Traitement de boues de vidange de systèmes d'assainissement autonome à Dakar (Sénégal) : Etude d'une phase d'acclimatation de deux espèces végétales utilisées pour le traitement des boues de vidange domestiques

Tine D.¹, Dodane P.H.³, Mbéguéré M.²⁻³, Koné D.³

¹ Institut des Sciences de l'Environnement, Université Cheikh Anta Diop, tinedaouda@gmail.com

² Office National de l'Assainissement du Sénégal, Cité TP SOM, n° 4, Hann, BP 13428, Dakar, Sénégal

³ Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag), Department of Water and Sanitation in Developing Countries (Sandec), 8600 Ueberlandstrasse 133, Duebendorf, Switzerland

Introduction

Aujourd'hui, Dakar fait partie à l'instar des grandes agglomérations des pays en voie de développement, des villes où la problématique du traitement des boues de vidange ne saurait être dissociée de celle de l'assainissement autonome qui fait actuellement partie des thématiques dont les enjeux sont très importants dans le cadre de l'atteinte de l'objectif de Développement du Millénaire pour l'assainissement.

En effet l'assainissement autonome reste la technologie dominante pour les populations qui doivent gérer leurs eaux usées domestiques (Montangero, 2002). La connexion au réseau d'égout étant le plus souvent réservée à peu de ménages vivant en plein centre ville ou dans des zones reliées à un dispositif d'assainissement privatif (zone industrielle, hôpital, hôtels...). Ces systèmes individuels d'assainissement induisent des quantités considérables de boues de vidange à gérer. Plus encore, la pratique de gestion de ces déchets contredit souvent les principes de prudence écologique et sanitaire car ayant des impacts désastreux à court et long terme sur la santé humaine, les sols, et les ressources naturelles de manière générale. Leur traitement avant l'évacuation dans l'environnement devient ainsi nécessaire. Son efficacité permettra de rejeter dans les milieux naturels une eau de qualité satisfaisante sur les paramètres indicatifs de pollution et d'utiliser les biosolides comme amendement des sols en agriculture.

Un certain nombre de technologies de traitement des boues dont les filtres plantés ont été expérimentés à travers le monde.

1. Objectif de l'étude

Cette étude a pour objectif général de définir en climat tropical sec des critères pour l'acclimatation de deux espèces semi aquatiques (*Typha australis* et *Phragmites vulgaris*) dans des lits de séchage de boues planté et dimensionné selon (Kengne, 2009).

Cet objectif général s'articule sur un certain nombre d'objectifs spécifiques :

- √ Caractérisation des effluents d'alimentation ;
- √ Définition d'un mode de plantation ;
- √ Suivi des paramètres influençant l'acclimatation ;
- √ Suivi du développement des moustiques pendant l'acclimatation des plantes.

2. Méthodologie

2.1. Evaluation des flux entrants et sortants

2.1.1. Flux entrants

Le volume pompé dans les deux lits de la STBV à chaque alimentation est connu en multipliant le débit de la pompe qui est de 18,5 m³/h par le temps effectif de pompage. Trois prélèvements sont effectués au niveau de la STBV pendant chaque alimentation.

2.1.2. Flux sortants

Pour le percolat, des mesures de débit sont effectuées pendant toute la durée du ressuyage à des intervalles dépendant de la qualité de la percolation. Au début et à la fin où la percolation est lente, le débit est déterminé en mesurant le volume recueilli au bout d'une minute. Dès que la percolation devenait plus rapide, il est estimé en calculant le temps de remplissage d'une bouteille de 1 litre.

2.2. Paramètres physico-chimiques suivis

L'analyse des paramètres physico-chimiques porte sur l'échantillon composite journalier constitué aussi bien pour les boues entrantes que pour les percolats au niveau des lits. Les paramètres considérés sont entre autres, le pH, la conductivité, les Matières Sèches (MS), les Matières en Suspension (MES), les Matières Volatiles en Suspension (MVS), la Demande chimique en Oxygène (DCO).

2.3. Mesure de l'infiltration

L'infiltration a été suivie au niveau des lits expérimentaux en mesurant avant et juste après chaque alimentation le niveau de l'eau dans le tuyau de rehausse à l'aide d'un ruban.

2.4. Suivi des paramètres morphométriques des végétaux

Les effets de la qualité de la boue sur le développement des macrophytes au cours du temps ont été suivis à la fin de chaque semaine aussi bien sur les lits expérimentaux que sur les grands lits de la STBV en prenant en compte les paramètres suivants (selon Kengne, 2008) : la densité des plantes, le nombre de pieds morts, la taille, le nombre de feuilles et la couleur des plantes. La couleur est évaluée à l'aide d'indices allant de 0 à 4 :

Lits plantés : passage à l'échelle

0 = 100 % jaunes ; 1 = >50 % jaunes ; 2 = signes de jaunissement ; 3 = > 50 % vert ; 4 = 100 % vert

La densité ainsi que le taux de mortalité sont évalués respectivement en comptant le nombre de pieds vivants et celui des pieds totalement flétris dans les lits.

2.5. Suivi du développement des moustiques

Les techniques naturelles d'épuration à macrophytes dans lesquelles la lame d'eau est affleurante sont souvent confrontées, sous climat tropical à un problème particulièrement important, en mesure de compromettre leur développement dans ces régions. En effet, ces plans d'eau peuvent constituer des lieux idéaux pour le développement des larves de moustique. Or ces moustiques sont des hôtes intermédiaires dans le cycle de *Plasmodium falciparum* responsable du paludisme. Pour mieux voir la contribution de notre système à la prolifération des moustiques, le suivi de ces insectes s'est fait au niveau de trois points de mesure : les lits plantés (objet de notre étude), le décanteur de la STEP et les lits non plantés.

Pour suivre le développement des moustiques, on a utilisé un papier collant que l'on fixe en ces différents endroits le soir et, le décompte du nombre de moustiques piégés est effectué le lendemain. Une deuxième méthode a consisté à placer dans les lits un récipient rempli d'eau et dénombrer le nombre de moustiques qui y sont piégés.

3. Résultats et discussion

3.1. Bilan du suivi des lits plantés de la déposante en grandeur réelle

3.1.1. Mode de plantation

La plantation des végétaux sur les lits est organisée en rangées espacées de 30 cm environ dans les deux directions en raison de 6 plantes par m². Ils présentent des racines sur une dizaine de centimètres. Les pieds de *Phragmites* ont été plantés sur une profondeur d'environ 15 cm.

Dans chaque lit, des pieds de *Typha* sont plantés sur un 1 m² pour servir de comparaison avec les pieds

de *Phragmites* (phase 1). Les lits sont préalablement mouillés pour d'une part, stabiliser le support des plantes et d'autre part, pour leur permettre d'évoluer dans de bonnes conditions d'humidité avant la première mise en eau qui est intervenue juste après la fin de la plantation.

L'observation générale des lits au cours de ces différentes phases est consignée dans le tableau ci-après.

Au cours de la phase 1, le taux de repousse est beaucoup plus élevé dans le lit B (50 %) que dans le lit A (30 %). Cette faiblesse de la repousse peut s'expliquer, entre autres, par la mauvaise répartition hydraulique notée dans les deux lits, problème récurrent dans les lits plantés (Iwema, 2005). Ce problème de répartition hydraulique peut être lié à un ensemble de facteurs intrinsèques aux lits comme : la topographie, la pente, l'épaisseur de la couche filtrante.

Ce problème de répartition hydraulique a été réglé pendant les phases 2 et 3 avec l'installation du ponding au niveau des lits et la formation progressive du tapis de boue au dessus des filtres. Les dépôts qui s'accumulent au fur et à mesure des alimentations en surface ont donc contribué à réduire la perméabilité intrinsèque des matériaux du massif et donc d'améliorer la répartition de l'effluent.

Au cours de la phase 2, la croissance des plantes semble être ralentie dans les deux lits (densité faible, signe de jaunissement). Ce ralentissement a abouti au niveau du lit B à la dégénérescence des roseaux au cours de la phase 3 alors que dans le lit A, la croissance des plantes a repris avec une augmentation progressive de la densité des plantes.

Tout au long de l'acclimatation, les pieds de *Typha*, plantés sur 1 m² à l'intérieur du lit de *Phragmites*, se sont montrés beaucoup plus résistants aux conditions de démarrage auxquelles ils étaient, avec les roseaux, soumis ; cela a motivé le remplacement des roseaux par les pieds de massette au niveau du lit A pendant la phase 2.

Par ailleurs, il est également noté dans les deux lits l'apparition d'autres espèces végétales (*Sporobolus robustus*, *Imperata cylindrica*) qui apparemment semblent être bien adaptées aux boues.

	Lit A	Lit B
Phase 1	<ul style="list-style-type: none"> - Taux de repousse d'environ 30 % - Hétérogénéité de la hauteur des pousses - Mauvaise répartition hydraulique. 	<ul style="list-style-type: none"> - Taux de repousse d'environ 50 % - Hétérogénéité de la hauteur des pousses - Mauvaise répartition hydraulique
Phase 2	<ul style="list-style-type: none"> - Taux de repousses d'environ 50 % - Hétérogénéité de la hauteur des pousses de typhas 	<ul style="list-style-type: none"> - Croissance des pieds de roseaux - Bonne répartition hydraulique - Apparition d'espèces sauvages
Phase 3	<ul style="list-style-type: none"> - Bonne croissance des pieds de <i>Typha</i> 	<ul style="list-style-type: none"> - Début de dégénérescence des roseaux - Occupation progressive du lit par les espèces sauvages

Tableau 2: Récapitulation des observations sur les lits de la STBV

Lits plantés : passage à l'échelle

3.1.2. Suivi des paramètres morphométriques des végétaux

Phase 1

La phase 1 correspond à la phase pendant laquelle les deux lits A et B sont mis sous pounding avec une fréquence de deux alimentations par semaine. Pendant cette phase les deux lits sont plantés avec la même espèce végétale : *Phragmites vulgaris*

Le graphe ci-après montre l'évolution de la densité des plantes dans les lits A et B au cours de la phase 1.

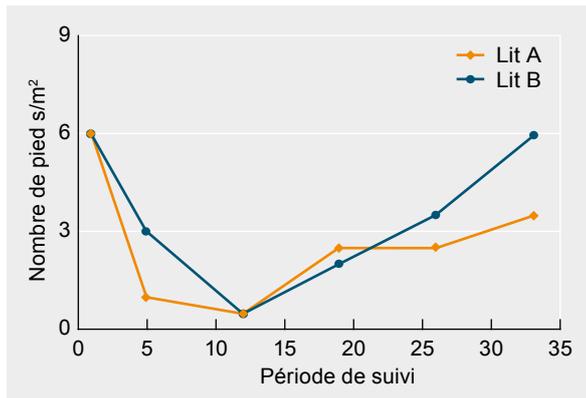


Figure 1 : Evolution de la densité moyenne des plantes au cours de la phase 1

Ce graphe montre que la densité des plantes décroît d'abord dans les deux lits pour ensuite augmenter progressivement au bout de quinze jours. Cependant, malgré cette augmentation, elle reste relativement faible car inférieure à 10 pieds/m². L'augmentation progressive de la densité est subordonnée à l'apparition de nouvelles pousses qui se forment à partir des rhizomes des anciens pieds.

La figure 1 montre également que la densité des plantes est beaucoup plus faible au niveau du lit A qu'au niveau du lit B. Cela peut s'expliquer par le fait que les deux lits reçoivent des charges en MS différentes comme le montrent le graphe des charges reçues au niveau des lits (figure 2)

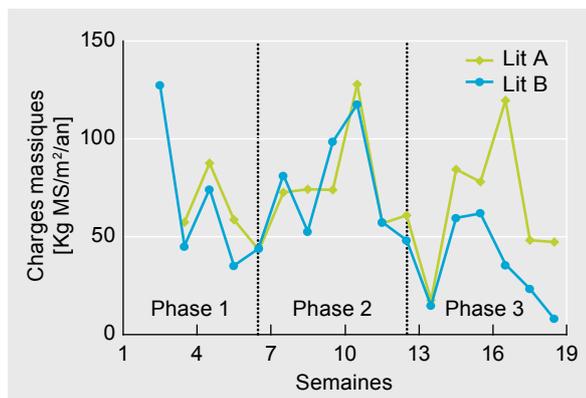


Figure 2 : Evolution de la charge dans les lits A et B

La figure 2 montre qu'au cours de la phase 1, le lit A a reçu plus de matières sèches que le lit B. On note aussi que les charges reçues par les deux lits A et B au cours de cette phase 1 dépassent souvent la charge conseillée pour un démarrage de filtre planté de roseaux dans le cadre du séchage des boues résiduelles (Saunier, 2006) qui est de 25 Kg MS/m².an. Cela peut aussi s'expliquer aussi par un stress hydrique beaucoup plus marqué au niveau du lit A. En effet, les mesures de vitesse d'infiltration et de fuite effectuées au niveau des deux lits laissent apparaître qu'on perd plus d'eau au niveau du lit A (0,5 cm/h soit $1,3 \cdot 10^{-6}$ m/s) qu'au niveau du filtre B (0,3 cm/h soit $8 \cdot 10^{-7}$ m/s).

Phase 2

Cette phase coïncide avec le changement de fréquence d'alimentation qui devient quotidienne et au remplacement dans le lit A de *Phragmites* par *Typha*.

L'évolution de la densité moyenne des plantes au cours de la phase 2 est présentée au niveau de la figure 3 ci dessous.

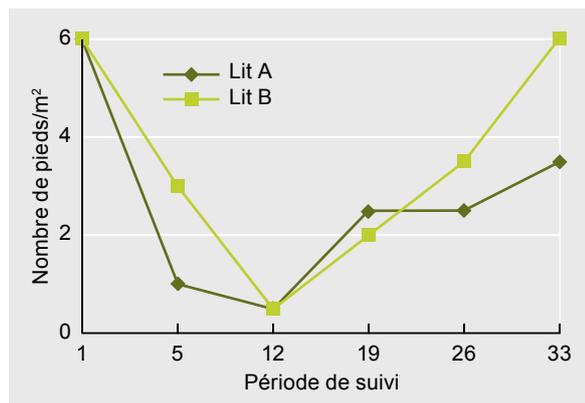


Figure 3: Evolution de la densité des plantes au cours de la phase 2

Au cours de cette phase, le développement des plantes semble se ralentir dans les deux lits avec une densité moyenne maximale de 11 pieds/m² dans le lit A et de 22 pieds/m² dans le lit B. Ce ralentissement de la croissance des plantes peut s'expliquer par un stress salin en temps de contact prolongé, à un défaut d'aération des lits consécutifs à la mise en pounding des lits et à l'augmentation de la fréquence d'alimentation qui est devenue quotidienne. Les quelques mesures de salinité effectuées sur les boues donnent une valeur moyenne de 2,14g/l.

3.1.3. Suivi du développement des moustiques

La figure 5 suivante présente les résultats de quelques tests réalisés au niveau des différents sites relativement au développement des moustiques.

Lits plantés : passage à l'échelle

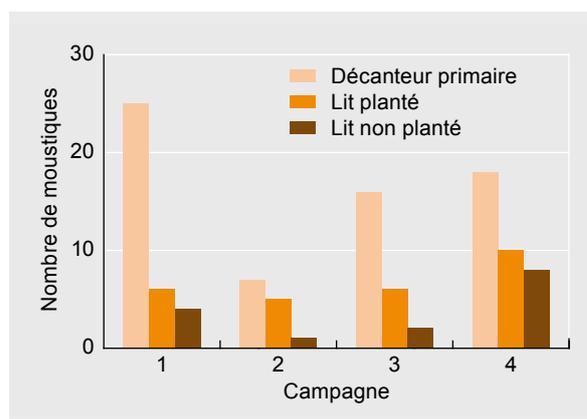


Figure 4 : Suivi du nombre de moustiques capturés

Il ressort de l'analyse de la figure 4 que le nombre de moustiques capturés dans les différents sites est très variable d'un test à un autre et qu'il est beaucoup plus important sur l'ensemble des tests réalisés, au niveau du décanteur primaire de la Station d'épuration.

Le nombre plus élevé de moustiques capturés au niveau du décanteur de la STEP peut s'expliquer par les conditions propices au développement des moustiques qui y règnent avec la permanence des eaux sur site donc de l'humidité, ce qui n'est pas souvent observé au niveau des lits car l'eau libre est vite drainée pour sécher la boue.

Le nombre plus important de moustiques observé au niveau du lit planté par rapport au lit non planté peut s'expliquer par la présence des plantes qui peuvent constituer des lieux de refuge de nombreux insectes et particulièrement pour les moustiques.

Conclusion

L'étude a montré qu'une quantité importante de boues de vidange arrive chaque jour au niveau de la dépositrice de Cambérène témoignant de la forte production de ces déchets qu'il convient de traiter. La forte variabilité notée sur les caractéristiques physico-chimiques des boues est liée entre autre à un ensemble de facteurs dont leur durée de stockage au niveau des installations d'assainissement, à la différence des ouvrages et à la technologie de vidange utilisé.

Il est apparu au terme de cette étude que le mode de gestion de l'acclimatation autrement dit la répartition des fréquences d'alimentation particulièrement au moment du démarrage a une influence importante sur le développement des plantes. Les résultats montrent qu'une fréquence d'alimentation de deux fois par semaine est insuffisante pour permettre un bon développement des plantes suite à leur sensibilité au stress hydrique qui peut être accentué par la forte évaporation en climat sec. L'augmentation de la fréquence à une alimentation quotidienne permet d'avoir un développement acceptable des plantes.

Les difficultés notées tout au début du démarrage au niveau des lits de la STBV sur la répartition hydraulique

montrent que l'épaisseur de la couche de sable, les débits d'amenée de la boue et le nombre de points d'alimentation jouent un rôle important. Dans le cas des lits de la STBV l'augmentation à deux des bouchées d'alimentation, la mise en place d'une couche de sable d'épaisseur au moins de 10 cm permettraient de mieux répartir l'eau sur les lits.

L'étude montre que les plantes sont sensibles à des boues de conductivité supérieure ou égale à 10 mS/cm (*Typha*) ce qui fait qu'il est conseillé de démarrer un filtre planté avec un surnageant ou dans une certaine mesure un mélange bien dosé de boue et d'eau usée.

Le suivi de la densité montre une occupation assez lente des lits par les plantes. Une occupation qui s'est accentuée pendant le mois d'Août avec l'installation effective de la saison des pluies. Ainsi, une augmentation de la densité des semis (plus de 6 plantes/m²) contribuerait à accélérer l'occupation des filtres. De plus à l'instar de l'Europe où le démarrage de ce type d'ouvrage s'effectue préférentiellement au printemps, en Afrique tropicale sèche l'acclimatation de ces plantes pourrait aussi s'effectuer pendant l'hivernage pour favoriser la reprise rapide des végétaux plantés.

A travers les résultats des essais il apparaît aussi qu'il est important de surveiller :

- d'une part, l'âge des plantes car au cours de cette étude les plantes adultes ont montré plus de chance de donner de repousses que les plantes jeunes;
- d'autre part, le niveau d'accumulation de la boue au dessus du massif filtrant pour permettre une meilleure oxygénation du milieu nécessaire au développement des plantes.

Le suivi du développement de *Typha* et de *Phragmites* a révélé que *Typha australis* résiste mieux aux conditions de démarrage.

Références

- Iwema, A., Raby, D., Lesavre, J., Boutin, C., Dodane, P.H., Liénard, A., and al, 2005, Épuration des eaux usées domestiques par filtres plantés de macrophytes. Recommandations techniques pour la conception et la réalisation - 44 p. - <http://www.eaurmc.fr/documentation> accédé le 23 mai 2008.
- Kengne, IM, Dodane PH, Akoa, A, Ngoutane Pare, MM, Kone, D, Vertical Flow Constructed Wetlands as Sustainable Sanitation Approach for Faecal Sludge Dewatering in Developing Countries – Desalination 1-8.
- Kengne, I., Akoa, A., Soha, E.K., Tsamaa, V., Ngoutane Pare, M.M., Dodane, P.-H., Kone, 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 (2008) 233–242.
- Montangero, A., Koné, D., Strauss, M., 2002. Planning towards improved excreta management. IWA 5th Conference on Small Water and Wastewater Treatment Systems, Istanbul, Turkey.

Traitement des boues de vidange domestiques à Dakar (Sénégal): Etude du comportement et des performances d'une plante fourragère *Echinochloa pyramidalis* dans les lits de séchage en grandeur réelle

Abiola T.F.S.¹, Mbéguéré M.²⁻³, Dodane, P.H.³, Koné D.³

¹ Institut des Sciences de l'Environnement, Université Cheikh Anta Diop, francine.abiola@gmail.com

² Office National de l'Assainissement du Sénégal, Cité TP SOM, n° 4, Hann, BP 13428, Dakar, Sénégal

³ Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag), Department of Water and Sanitation in Developing Countries (Sandec), 8600 Ueberlandstrasse 133, Duebendorf, Switzerland

Introduction

Les lits de séchages plantés à flux vertical sont une technologie récente de traitement des boues de vidange, utilisés surtout en Europe. Ils offrent de nombreux avantages liés à leur caractère économique, leur efficacité et leur durabilité. En Afrique, cette méthode n'a été utilisée qu'à des fins expérimentales, pour définir les performances de traitement et le comportement des macrophytes tels que *Echinochloa* et *Cyperus* (Kengné, 2006) ainsi que les conditions d'acclimatation des végétaux : Roseaux et Typhas (Tine, 2009). Le traitement des boues de vidange sur lit de séchage planté d'*Echinochloa* a donné de bons rendements épuratoires avec des taux d'abattement de 78 % pour le NH₄⁺, 88 % pour les MS, 92 % pour les MEST et 98 % pour la DCO (Kengné, 2006). Ces bons résultats obtenus à petite échelle au Cameroun doivent être confirmés au Sénégal en grandeur réelle afin de déterminer la pertinence de cette technique en termes de facilité d'exploitation et de contribution du macrophyte dans les performances des lits de séchage. C'est dans cette optique que s'est déroulée cette étude du 1er novembre 2008 au 31 mars 2009 au niveau de la STBV de Cambérène. Elle a été réalisée dans le cadre du projet VELUX/ONAS/SANDEC en association avec l'Université de Dakar.

1. Objectifs de l'étude

L'objectif global de cette présente étude est l'évaluation, en grandeur réelle, du traitement des boues de vidange brutes par un lit de séchage planté d'une espèce végétale fourragère: *Echinochloa pyramidalis*. Les objectifs spécifiques sont :

- la détermination d'un mode de plantation et d'acclimatation d'*Echinochloa* sur des lits de séchage de boues en grandeur réelle,
- l'évaluation des performances épuratrices des lits de séchage plantés en alimentation directe,
- la dynamique de croissance et le comportement de l'espèce plantée sur les lits de séchage.

2. Matériel

2.1. Lit de séchage

Le lit de séchage est de forme rectangulaire avec une longueur de 16 m sur une largeur de 8 m soit une superficie de 128 m². Il est composé de bas en haut par: un radier constitué d'une couche argileuse, de 10 cm de gra-

vier grossier concassé de diamètre 20–60 mm, de 10 cm de petit gravier concassé de diamètre 5–20 mm, de 10 cm de sable de dune roulé très fin de diamètre inférieur à 0,5 mm.

2.2. Type de boues

Les boues utilisées durant cette étude étaient : boues en épaissies, surnageant issu du bassin de sédimentation-épaississement et boues brutes provenant directement des camions de vidange.

2.3. Végétaux

Le végétal utilisé pour notre étude est une poacée de l'espèce *Echinochloa pyramidalis*. C'est une plante fourragère qui pousse sur des sols argileux au niveau des zones humides.

3. Protocole expérimental

3.1. Récolte d'*Echinochloa pyramidalis* en milieu naturel

Echinochloa pyramidalis a été récolté le 30 octobre 2008, au nord du Sénégal dans la région de Saint Louis, au niveau d'une des mares de la localité de Dakhar-Bango.

3.2. Plantation des pieds d'*Echinochloa pyramidalis*

La plantation a eu lieu le 31 octobre 2008. Des boutures d'*Echinochloa pyramidalis*, possédant au moins un nœud et une hauteur de 15 à 30 cm ont été plantées dans des trous d'une profondeur d'environ 5 cm. La densité de plantation variait entre 12 et 9 boutures par m². Le lit a été arrosé avant et après la plantation avec du surnageant provenant du bassin de sédimentation/épaississement. De l'eau avait été versée dans chaque trou avant de placer la bouture.

3.3. Acclimatation

La phase d'acclimatation a duré 1 mois. Les paramètres évalués étaient :

- le débit d'alimentation ainsi que la qualité physico-chimique de l'effluent (pH, conductivité, salinité et taux de matières sèches),
- la hauteur de la boue,
- Les paramètres morphologiques des plantes (taux de germination, taux de mortalité, taux de croissance et taux de flétrissement).

Lits plantés : passage à l'échelle

3.4. Montée en charge

La phase de montée en charge a duré 4 mois. Les paramètres suivis sont :

- le volume des boues brutes appliqué,
- les paramètres physico-chimiques suivants : les Matières Sèches (MS), la Demande Chimique en Oxygène (DCO), la Conductivité, le pH, la salinité, l'ammonium (NH_4^+) et les orthophosphates (PO_4^{3-}),
- le débit du percolât,
- les paramètres morphologiques de *Echinochloa* (densité et hauteur des plantes),
- la hauteur et la siccité de la boue déshydratée.

4. Résultats et discussion

4.1. Caractéristiques des effluents appliqués sur le lit planté

4.1.1. Type, fréquence et charges d'alimentation des boues sur le lit planté

Les charges nominales appliquées sur le lit sont variables et élevées durant les deux premières semaines (283 et 136 kg de MS/m².an). Ces fortes charges sont liées à l'utilisation des boues épaissies au début de l'étude à cause de l'absence de surnageant. Les boues brutes ont ensuite été appliquées pour palier aux fortes concentrations des boues épaissies. Leur utilisation a empêché l'accumulation de grandes quantités de boues qui aurait pu provoquer l'anaérobiose, le stress salin et entraîner par conséquent une mortalité des boutures.

Par la suite, les charges appliquées restaient comprises entre 235 et 13 kg de MS/m².an. Cette phase de montée en charge aurait dû correspondre à une augmentation progressive des charges appliquées mais la grande variabilité des boues de vidange en MS au niveau de la dépositrice de Cambérène (Tine, 2009) était en partie responsable de l'oscillation des charges appliquées. Le nombre de camions par alimentation avait été réduit de la semaine 9 à la semaine 14 pour permettre aux plantes flétries le 23/12/08 (semaine 8) et aux nouvelles boutures plantées le 06/01/09 (semaine 10) de pousser dans des conditions de faibles concentrations en polluants (MS, DCO, sels solubles). La cause majeure de l'absence d'alimentation est la présence d'eau au niveau du lit planté plusieurs jours après le dernier arrosage.

4.1.2. Caractéristiques physico-chimiques des boues d'alimentation

Phase d'acclimatation

Le pH varie de 7 à 8,1 avec une moyenne légèrement basique (pH=7,5). La conductivité va de 0,9 à 22,1 mS/cm. Les valeurs les plus élevées sont celles des boues en épaissement (10,8 à 22,1 mS/cm). La salinité suit les mêmes tendances que la conductivité avec des valeurs allant de 0,2 à 13,9 g/l. Les MS vont de 18,7 g/l pour les boues en épaissement à 1,1 g/l pour les boues brutes.

Phase de montée en charge

Le pH est légèrement basique (7,6) et fluctue entre 6,7 et 8,4. Les valeurs moyennes sont de 7,3 g/l pour les MS, 5,8 g/l pour les MES, 3,6 g/l pour les MVS, 8,3 g/l pour la DCO. Les teneurs des boues en NH_4^+ (0,24 g/l) et en PO_4^{3-} (0,05 g/l) sont pratiquement constantes et restent légèrement faibles. La valeur de NH_4^+ correspond à celle trouvée dans la littérature (Strauss et al, 1997 cité par Ndiaye, 2007).

De manière globale, les boues de vidange sont caractérisées par une forte variabilité.

4.2. Caractéristiques des percolats

4.2.1. Paramètres physico-chimique des percolats

Le pH du percolat est de manière globale légèrement basique et tourne autour de 7,2. Le taux de MS tournait autour de 2,3 g/l, les MES et les MVS avoisinaient respectivement 0,35 g/l et 0,26 g/l. Ces valeurs sont cependant plus élevées que celles obtenues par Kengné (2006).

4.2.2. Les rendements épuratoires

Le système du lit planté d'*Echinochloa pyramidalis* a permis une bonne séparation solide-liquide avec des taux d'abattement de 97 %, 99 %, 100 %, 99 %, 91 % et 97 % respectivement pour les MS, les MES, les MVS, la DCO, le NH_4^+ et le PO_4^{3-} .

4.3. Comportement des plantes sur le lit

4.3.1. Taux de germination

Il est très élevé au niveau des quadras 1, 2 et 4 où il est respectivement de 75 %, 100 % et 100 %. Au niveau des autres quadras (3, 5 et 6), le taux de germination est compris entre 44 et 50 %. La première cause qui explique cette différence est due à une mauvaise orientation des nœuds des pieds d'*Echinochloa pyramidalis* lors de la plantation. La seconde cause de mortalité (36,8 %) est due à l'accumulation de boues préférentielle à certains endroits, liée à une mauvaise répartition hydraulique.

4.3.2. Taux de croissance

Phase d'acclimatation

Les premiers paramètres de croissance ont été évalués à la 4^{ème} semaine d'étude (le 24/11/2008). Globalement, les plantes se sont bien adaptées aux fortes charges appliquées durant les 3 premières semaines de l'expérimentation bien que des différences nettes existent entre quadras. Cela signifie que les plantes ont supporté les fortes charges de pollution contenues dans les boues de vidange. Kengné (2006) a d'ailleurs observé au bout d'un mois, un taux de multiplication rapide, avec une densité de plus de 100 individus par m² soit 2 à 3 fois plus élevés que dans les zones humides naturelles (Kengné (2006)).

Lits plantés : passage à l'échelle

Phase de montée en charge

- Densité des *Echinochloa pyramidalis* par m²

Globalement, la densité des plantes a tendance à augmenter. Elle est en moyenne de 149 pieds par m² à la 6^{ème} semaine, 277 pieds par m² à la 8^{ème} semaine, 395 pieds par m² à la 10^{ème} semaine, 793 pieds par m² à la 15^{ème} semaine puis 967 pieds par m² à la 21^{ème} semaine. Cela s'est traduit par une importante couverture végétale du lit. Cependant, il a persisté une zone vide où la croissance était quasiment absente. Cette zone était caractérisée par une faible épaisseur de sable et une prédominance de graviers.

- Hauteur des *Echinochloa pyramidalis*

Sur le lit planté, la hauteur était plus élevée pour les *Echinochloa pyramidalis* des quadras 2, 1 et 4. Elle était respectivement de 325, 300 et 350 cm à la 21^{ème} semaine.

4.4. Accumulation de boue déshydratée sur le lit planté

4.4.1. Hauteur et siccité des boues déshydratées

Les quadras possédant les hauteurs de boues les plus petites ont les siccités les plus élevées. Le séchage des boues est plus rapide quand le niveau d'accumulation est plus faible. La hauteur et la siccité de la boue est variable en fonction des quadras. Cette variabilité était due à une mauvaise répartition hydraulique provoquée par un ensemble de facteurs intrinsèques au lit tel que la topographie, la pente, l'épaisseur et la composition de la couche filtrante. La surface du lit n'étant pas parfaitement plane, de nombreux points bas sont présents particulièrement en milieu de bassin.

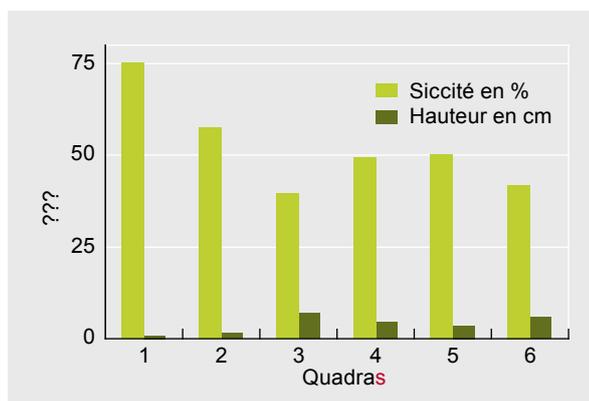


Figure 1 : Hauteur et siccité des boues déshydratées

4.4.2. Impacts des boues sur les paramètres morphologiques

L'accumulation importante des boues serait responsable du faible taux de germination, du faible niveau de croissance et des flétrissements observés sur certaines zones du lit planté. En effet, ce sont des zones de fortes concentrations en sels, d'anaérobiose et donc de production de méthane néfaste pour la croissance et la pérennité des *Echinochloa*. Une conductivité de 15 mS/cm

au niveau des boues entraîne la mortalité des plantes (Kengné, 2006).

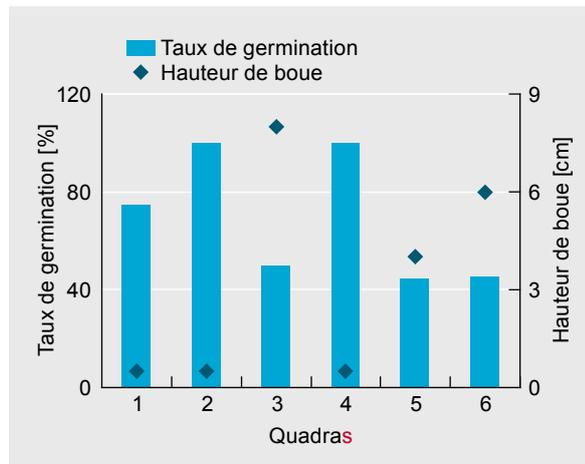


Figure 2 : Impacts des boues sur le taux de germination

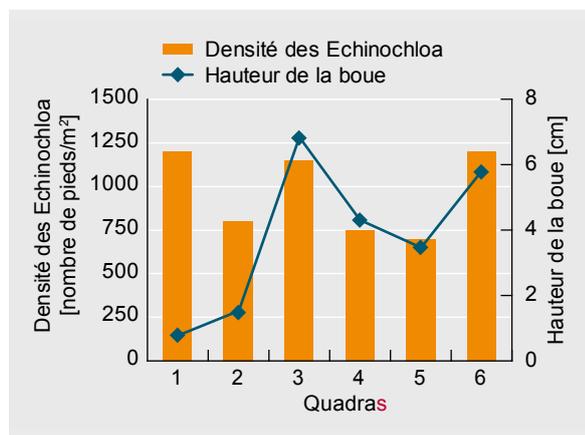


Figure 3 : Impacts des boues sur la densité des *Echinochloa pyramidalis* par m²

Conclusion

L'étude qui portait sur le traitement des boues de vidange domestique par un lit de séchage planté d'*Echinochloa pyramidalis* en grandeur réelle à la station de Cambéréne à Dakar a permis de tirer des conclusions suivantes :

Le système a entraîné une bonne séparation de la fraction solide et liquide. Le rendement épuratoire était de 97 %, 99 %, 100 %, 99 %, 91 % et 97 % respectivement pour les MS, MES, MVS, DCO, NH₄⁺ et PO₄³⁻. Les teneurs des percolats en éléments polluants étaient relativement faibles, (MS= 2,32 g/l, MES = 0,35 g/l, MVS= 0,26 g/l, DCO= 1,05 g/l, NH₄⁺= 0,11 g/l, PO₄³⁻=0,02 g/l).

De manière générale, les *Echinochloa pyramidalis* ont bien supporté la variabilité des charges des boues et leurs teneurs en différentes matières particulières (MS, MES, MVS), organique (DCO) et éléments minéraux (NH₄⁺, PO₄³⁻). Le taux de germination était de 69 %. La densité moyenne est passée de 48 pieds d'*Echinochloa pyramidalis* par m² au bout de la 3^{ème} semaine à

Lits plantés : passage à l'échelle

937 pieds *Echinochloa pyramidalis* à la 21^{ème} semaine d'étude et une hauteur de 294 cm. Le comportement et l'adaptation des *Echinochloa pyramidalis* étaient distincts en fonction de leur position sur le bassin, de la hauteur et de la siccité de la boue. En effet, la répartition des boues sur le lit semble avoir varié en fonction de la non-planéité du lit, la proximité avec le point d'alimentation et l'écoulement préférentiel.

La réussite du démarrage des lits plantés passent par la maîtrise des phases de plantation et d'acclimatation des macrophytes :

- Durant la plantation des boutures d'*Echinochloa*, le lit doit être arrosé avec du surnageant ou des boues faiblement concentrée en MS avant, pendant et après la mise en terre de plantes. Les boutures doivent avoir une longueur de 15 à 20 cm avec au moins 2 nœuds. Les trous ne doivent pas excéder 5 cm et la densité comprise entre 6 et 9 pieds par m².
- Durant l'acclimatation des plantes, l'arrosage doit être quotidien pendant 2 mois avec des boues brutes peu chargées ou du surnageant et un volume de 10 m³ pour un lit de 128 m². Il faudrait éviter l'immersion des plantes lors d'alimentation avec des volumes plus importants.
- Durant la phase de traitement des boues, l'alimentation doit être hebdomadaire variable en fonction de la rapidité du séchage des boues dans le lit.

Les lits ont subi deux périodes de flétrissement: lors des semaines 8 et 21. Les plantes flétries étaient en majorité situées au milieu du bassin.

La hauteur et la siccité des boues à la fin de notre étude étaient respectivement de 9 cm et de 52,3 %. Les valeurs maximales de la hauteur et de la siccité à la fin de notre étude appartenaient au quadra 3 : 13 cm et 33 % et les minimales, au quadra 1, avec 2,5 cm de hauteur et 91,8 % pour la siccité.

L'étude a montré également que les *Echinochloa pyramidalis* pouvaient être utilisés pour le traitement des boues de vidanges issues directement des camions de vidanges sans aucun traitement au préalable avec juste la mise en place d'un dégrilleur. Les taux de réduction des matières solides, organiques et minérales devraient permettre de rejeter les effluents directement dans la nature sous réserve d'effectuer des analyses biologiques.

La planéité du filtre est incontournable pour la réussite du traitement des boues parce que l'accumulation des boues à certains endroits diminue l'efficacité du système et engendre des problèmes tels que les flétrissements des macrophytes et de faibles niveaux de croissance.

Le taux de couverture important obtenu au bout de 5 mois d'étude révèle que la densité de plantation des *Echinochloa pyramidalis* était élevée.

La capacité de recroissance des pieds morts devrait permettre d'éviter leur replantation ; il faut juste diminuer les charges d'alimentation.

Références

- Kengne, I. M. (2008). Potentials of sludge drying beds vegetated with *Cyperus papyrus* L. and *Echinochloa pyramidalis* (Lam.) Hitchc. & Chase for faecal sludge dewatering in tropical regions. *PHD Thesis*. University of Yaoundé I. 99 p.
- Strauss, M., Larmie, S.A., Heins, U. (1997). Treatment of sludge from on-site sanitation Low-cost options, *Water Sciences. & Technology*. Vol. 35, No. 6, pp. 129-136.
- Tine D., 2009. Traitement de boues de vidange de systèmes d'assainissement autonome à Dakar (Sénégal) : Etude 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.

Remerciements

L'Office National de l'Assainissement du Sénégal et le Département Eau et Assainissement de l'Institut Fédéral Suisse de Recherche sur l'Eau tiennent à remercier la Fondation Velux, la Coopération Suisse (DDC) et la Loterie de Bâle pour leur appui matériel et financier, à la base des importants résultats scientifiques obtenus.

Ce projet a été l'occasion d'une collaboration efficace entre l'ONAS et l'Université Cheikh Anta Diop de Dakar à travers l'Institut des Sciences de l'Environnement, l'Ecole Supérieure Polytechnique et la Faculté des Sciences Economiques et de Gestion. Dans ces structures universitaires, les collaborations des Dr Cheikh Diop, Dr Fallou Samb et Dr Mamadou Dansokho dans l'encadrement des étudiants ont été déterminantes. Qu'ils en soient remerciés.

Les remerciements de l'ONAS et de l'Eawag vont également à l'endroit des personnes ci-dessous citées dont les implications, les conseils pour la mise en route, le suivi et l'encadrement de cette première phase du projet ont été déterminants. Il s'agit :

- Au Sénégal : Dr Cheikh Touré (Cabinet EDE), M. Ibra Sow (Vicas, Président de l'Association des vidangeurs du Sénégal), M. Ndiogou Niang (CREPA-Sénégal), M. Ibrahima Agne (Entreprise STLT), Dr Bécaye Sidy Diop (Cabinet H₂O Engineering).
- Au Cameroun : Pr Amougou Akoa et Dr Yves Magloire Kengné de l'Université de Yaoundé I.
- En Suisse : M. Lukas von Orelli (Fondation Velux), M. Martin Strauss (Eawag/Sandec), M. Michael Steiner (Eawag/Sandec), Alexandra Baumeyer (Eawag/Sandec).

Les remerciements vont également à l'endroit de l'ensemble des masters diplômés de l'équipe de recherche de ce projet :

- Université Cheikh Anta Diop de Dakar : Tétédé Sophiatou Francine Abiola, Kalifa Badji, Matar Dème, Ndiaga Dème, Seynabou Fall, Jean Birane Gning, El Hadji Mamadou Sonko, Serigne Ousmane Sow, Daouda Tine.
- Institut International d'Ingénierie de l'Eau et de l'Environnement (2iE, ex-EIER) : El Hadji Serigne Tacko Diongue et Abdou Aziz Ndiaye.
- UNESCO-IHE, Delft, Pays-Bas : Aly Tounkara
- Ecole Polytechnique Fédérale de Zürich (ETHZ), Suisse : Christine Steinlin, Lukas Vonwiller, Michel Walker.
- Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne (EPFL), Suisse : Magalie Bassan.

Liste de présence

Liste de présence

1. Abiola Francine Université de Dakar (ISE)
francine.abiola@gmail.com
2. Akoa Amougou Université de Yaoundé I,
Cameroun
aakoa@ymail.com
3. Amerstrom Maria WSP, Banque Mondiale
marvestrom@worldbank.org
4. Badji Kalifa Université de Dakar (ESP)
kali6cbadji@yahoo.fr
5. Baldé Demba Service d'hygiène, Sénégal
balde32001@yahoo.fr
6. Camara Ousmane Directeur de l'Exploitation, ONAS
ousmane.camara@onas.sn
7. Coulibaly Baba Conseiller Spécial du DG, ONAS
baba.coulibaly@onas.sn
8. Dabo Aminata Tandia Assainissement autonome, ONAS
Ami-tandian@yahoo.fr
9. Dakouo Fatim Commune IV Bamako, Mali
copiduc@yahoo.fr
10. David Franck H₂O Engineering
h2o@orange.sn
11. Dia Cissé Ndèye Fatou AGETIP, Sénégal
ndia@agetip.sn
12. Diagne Abdoul Aziz Ministère de l'Assainissement,
Sénégal
azizsn@yahoo.fr
14. Diagne Elhadji Déposante de Cambérène, ONAS
dinguere@hotmail.com
15. Dieng Alassane Directeur Etudes et Travaux,
ONAS
alassane.dieng@onas.sn
16. Dieng Amadou Lamine Directeur Général, ONAS
amadou.dieng@onas.sn
17. Dieng Babacar Consultant indépendant
diengbabacar69@gmail.com
18. Dione Ibrahima Papa Mbor Chef Division Laboratoire, ONAS
ipmbdione@gmail.com
19. Dione Mamadou Chef Département Travaux, ONAS
mamadou.dione@onas.sn
20. Diop Alioune Chef de service réseau, ONAS
abadadiop@hotmail.com
21. Diop Cheikh Université de Dakar (ISE)
namorydiop@yahoo.fr
22. Diop Papa Samba Direction Etudes et Travaux, ONAS
papa.diop@onas.sn
23. Diouf Abdou GRAF-ENDA, Sénégal
endagraf@enda.org
24. Diouf Loly DPIC
lolydiouf@yahoo.fr
25. Diouf Madieumbe Directeur Commercial, ONAS
madieumbe.diouf@onas.sn
26. Fall Seynabou Université de Dakar (ISE)
Nabousey2002@yahoo.fr
27. Guèye Assane Cissé APROSEN
sysconia@yahoo.fr
28. Guèye Mamadou Assainissement Autonome, ONAS
mamadou.gueye@onas.sn
29. Gning Jean Birane Doctorant Sandec
jeangning@gmail.com
30. Kengne Ives Magloire Université Yaoundé I, Cameroun
ives_kengne@yahoo.fr
31. Koné Doulaye Eawag/Sandec, Suisse
doulaye.kone@eawag.ch
32. Mangane Pape Mamadou H₂O Engineering
h2o@orange.sn
33. Mbaye Adama Directeur de l'Assainissement,
Sénégal
dirass@sentoo.sn
34. Mbéguééré Mbaye Chef de projet ONAS/Eawag
mbaye.mbeguere@eawag.ch
35. Moukoro Eric UN-HABITAT, Sénégal
eric.moukoro@unhabitat.org
36. Ndiaye Abdou Aziz Direction de l'Assainissement,
Sénégal
abdoufa2004@yahoo.fr
37. Ndiaye Alioune GPOBA, ONAS/Banque Mondiale
alioune.ndiaye@onas.sn
38. Ndione El Abdourahmane Technicien chimiste ONAS/Eawag
elspice85@yahoo.fr
39. Ndiour Mamadou AAAS
Ndiour1@yahoo.fr
40. Ndour Niokhor DGPRE SÉNÉGAL, Sénégal
niokhorndour@yahoo.fr
41. Niang Daouda CREPA Sénégal
crepa@orange.sn
42. Niang Ndiogou CREPA Sénégal
crepa@sentoo.sn
43. Sall Kadia Traoré Commune IV, Bamako, Mali
massao2000@yahoo.fr
44. Samb Fallou Université de Dakar (ISE)
45. Sambou Charles Antoine Consultant, Sénégal
charlesambou@hotmail.com
46. Seck Cheikh ENDA/RUP SÉNÉGAL, Sénégal
endarup@yahoo.fr
47. Sonko Elhadji Mamadou Doctorant Sandec
elhadjimamadou.sonko@eawag.ch
48. Sow Bassirou Chef de service Communication,
ONAS
bassirou.sow@onas.sn
49. Sow Ibra VICAS, Président des vidangeurs
papesouleyesow@yahoo.fr
50. Sow Papa Souleye Consultant Formateur, Sénégal
papesouleyesow@yahoo.fr
51. Sow Serigne Ousmane Université de Dakar (FASEG)
sowouz00@yahoo.fr
52. Tine Daouda Université de Dakar (ISE)
tinedaouda@gmail.com
53. Tounkara Aly Assainissement Autonome, ONAS
tounkaly@yahoo.com
54. Touré Cheikh EDE, Sénégal
ede@orange.sn

Symposium de Dakar 2009 sur la Gestion des Boues de Vidange

L'assainissement individuel est caractérisé par la production quotidienne d'importantes quantités de matières qu'il convient de soutirer des dispositifs et d'éliminer adéquatement pour éviter toute atteinte à la santé des populations et à l'environnement. Rien qu'au niveau de la ville de Dakar, près de 1 500 m³ de boues de vidange sont retirées quotidiennement des fosses et latrines.

La prise en charge adéquate de ces matières passe par une connaissance approfondie du mode d'organisation optimal de la filière Gestion des Boues de Vidange, de ses coûts tant à l'investissement qu'à l'exploitation, et par l'optimisation de technologies de traitement simples, efficaces et garantissant la production de sous-produits valorisables.

Le projet de collaboration ONAS/Sandec, financé par la Fondation Velux, vise ces objectifs à travers des études menées à Dakar à la fois en conditions réelles et à échelle réduite. Le symposium de juillet 2009 permet de présenter les principaux résultats des études menées en 2008 et 2009.

L'intérêt suscité par cette thématique auprès des universités sénégalaises et la qualité des travaux menés par les étudiants démontrent l'appropriation locale de la thématique et la volonté d'améliorer la situation.