

UNIVERSITE CHEIKH ANTA DIOP DE DAKAR



INSTITUT DES SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT

**ECOLE DOCTORALE «SCIENCE DE LA VIE, DE LA SANTE ET DE
L'ENVIRONNEMENT» (ED-SEV)**



THESE DE DOCTORAT

**SUJET : OPTIMISATION DU SECHAGE DES BOUES DE VIDANGE
PAR LITS DE SÉCHAGE NON PLANTÉS POUR UNE
VALORISATION ÉNERGÉTIQUE DES BIOSOLIDES**

Sous la supervision du

Dr Cheikh Diop : ISE-UCAD

Dr Seydou Niang : IFAN-UCAD

Dr Mbaye Mbeguéré : ONAS

Pr Bienvenu Sambou : ISE-UCAD

Dr Linda Strande : Sandec-Eawag

Présenté par

Alsane SECK

SIGLES ET ABRÉVIATIONS

Institutions et Organisations

CREPA	Centre Régional pour l'Eau Potable et l'Assainissement à faible coût
Eawag	Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology
OMS	Organisation Mondiale de la Santé
ONAS	Office National d'Assainissement du Sénégal
Sandec	Water and Sanitation in Developing Countries (Eau et assainissement dans les pays en développement)
WHO	World Health Organization (Organisation Mondiale de la Santé)
WSSCC	Water Supply & Sanitation Collaborative Council (Conseil de concertation en eau potable et assainissement)
UCAD	Université Cheikh Anta Diop de Dakar
ED-SEV	Ecole Doctorale Science de la Santé, de la Vie et de l'Environnement
ISE	Institut des Sciences de l'Environnement
PEPAM	Programme national d'Eau Potable et d'Assainissement du Millénaire
PSMBV	Projet de Structuration du Marché des Boues de Vidange

Paramètres

DBO ₅	Demande Biochimique en Oxygène
DCO	Demande Chimique en Oxygène
MES	Matières En Suspension

MS	Matières Solides
MVS	Matière volatile sèche
NKT	Azote kejdal total
PT	Phosphore total
NH3	Ammonium
NO3	Nitrate
NO2	Nitrite
CO ₂	Dioxyde de carbone
Fe	Fer
RSF	Résistance Spécifique à la Filtration
IB	Indice de Boue
Ca	Cadmium
Cu	Cuivre
Cd	Cobalt
Ni	Nickel
Zn	Zinc
Pt	Platine

Autres

BV	Boue de vidange
GIE	Groupement d'Intérêt Economique
STBV	Station de Traitement des Boues de Vidange

OMD	Objectifs du Millénaire pour le Développement
ONG	Organisation Non Gouvernementale
FD1	Filtre de diamètre 0.2-0.6 mm
FD2	Filtre de diamètre 0.6-1 mm
MJ	Méga joule
kg	Kilogramme
STEP	Station d'Épuration
PAQPUD	Programme d'Amélioration de l'Assainissement des Quartiers Périurbains de Dakar
PELT	Programme Eau à Long Terme

A ma Maman Madjiguéne CISS

A mon défunt Père Feu Saliou Latyr SECK

A la famille SECK pour leurs conseils et leurs soutiens

RESUME

En Afrique sub-saharienne, la majorité de la population urbaine est desservie par le système d'assainissement individuel. Par ailleurs, l'inexistence ou l'inadéquation du système de transport ou de traitement des boues de vidanges entraîne les décharges clandestines dans l'environnement urbain. De plus, la chaîne de production de boues souffre de moyens financiers conséquent, dont la valorisation énergétique dans les industries comme combustible peut bosser le secteur. A la station de Cambérène, des recherches ont été menées pour optimiser le séchage sur lits non plantés afin de produire des biosolides combustibles dans l'industrie. Les lits de séchage sous serre maintiennent la production de biosolides, et le mixage quotidien de la surface de la boue réduit le séchage de six jours pour atteindre 90%MS. Cependant, le retournement peut accroître la capacité de traitement de 20%. Avec le mixage quotidien de la surface de boue, une siccité de 90 %MS est produite en deux et trois semaine respectivement pour 100 kg MS/m²*an et 150 kg MS/m²*an. En moyenne, les biosolides ont un pouvoir calorifique de 12.2 MJ/kg de biosolides, lesquels peuvent réutiliser dans les industries plus particulièrement dans les cimenterie.

La maîtrise de la durée de séchage des boues de vidange et de la charge hydrique maximal sont d'une importance capitale pour la gestion des lits de séchage non plantés. Cette maîtrise est d'autant plus important que les boues sont sujettes à une forte variabilité et que les conditions climatiques peuvent influencer le fonctionnement des lits. Par conséquent, il urge de développer des technologies appropriées à chaque zone climatique. C'est dans ce cadre que se situe cette étude portant sur l'influence de filtre, du retournement de la boue et de la charge appliquée sur drainage du percolât, les performance épuratoire et l'accélération du séchage des boue de vidange. Cette étude vise à trouver des alternatives au sable habituellement utilisé comme filtre pour le traitement des boues de vidange (BV). Le choix de ces nouveaux filtres est basé sur plusieurs facteurs à savoir la disponibilité, la compétitivité, l'usage et les propriétés physiques du produit. Pour atteindre cet objectif, le silex, le coquillage, les copeaux de bois et les brisures de verre ont été comparés avec le sable de dune usuel dans les lits de séchage. Pour chaque filtre, deux types de mailles 0.2-0.6 mm et 0.6-1.0 mm, représentées respectivement par FD₁ et FD₂ ont été testés. Les charges de 150 kg/m²*an, 300 kg/m²*an et 450 kg/m²*an de boue représentées respectivement par LR₁, LR₂ et LR₃ ont aussi été testées. Les propriétés de drainage des lits ont été suivies à travers l'évaluation journalière de percolât récupéré. Les performances épuratoires ont été évaluées à partir des flux entrants de boues

brutes et les flux sortants de percolât pour les paramètres comme les MS, les MES, les MVS, la DCO, le NTK et le NO₃. Le pourcentage de séchage a été suivi par intervalle de 3 à 4 jours jusqu'à l'atteinte de 90%MS. Les résultats obtenus montrent qu'aucun cas de colmatage n'a été noté dans cette étude. La percolation est meilleure avec la maille FD₂. A l'exception des copeaux de bois, les concentrations trouvées dans les percolât ont été très faibles. Le séchage est meilleur avec la maille FD₂, excepté copeaux de bois. Par ailleurs, les fortes charges prolongent la durée de séchage. Les dispositifs expérimentaux avec brisures de verres sont deux fois plus cher que ceux d'autres filtres.

La maîtrise de la durée de colmatage du filtre est d'une importance capitale pour la gestion des lits de séchage non plantés. Cette maîtrise est d'autant plus importante que les boues sont sujettes à une forte variabilité et que les conditions climatiques peuvent influencer le fonctionnement des lits. Par conséquent, il urge de développer des technologies appropriées à chaque zone climatique. C'est dans ce cadre que se situe cette étude portant sur l'influence de la nature du filtre et de la charge appliquée sur la capacité de drainage des filtres et des performance épuratoire. Cette étude vise à trouver des alternatives au sable habituellement utilisé comme filtre pour le traitement des boues de vidange. Le choix de ces nouveaux filtres est basé sur la disponibilité, la compétitivité, l'usage et les propriétés physiques du filtre. Pour atteindre cet objectif, le silex, le coquillage et les brisures de verre tous de maille 0.2-0.6 mm ont été comparés avec le sable de dune d'une part et d'autre part les charges 15 kg/m², 20 kg/m² et 25 kg/m² par rapport à 10 kg/m². La quantification du percolât a été faite par mesure du volume journalier du percolât collecté dans pots. Les performances épuratoires ont été évaluées à partir des flux entrants de boues brutes et les flux sortants de percolât pour les paramètres comme les MS, les MES, les MVS, la DCO et la DBO. Les résultats obtenus après quatre (4) mois de teste montrent que les signes de colmatage apparaissent plus vite avec les fortes charges. En effet, le colmatage apparait au 4^e, 6^e et 13^e campagne respectivement pour les charges 25 kg/m², 20 kg/m² et 15 kg/m². Pour l'application de 10 kg/m², à l'exception du silex qui commence a montré des signes de colmatage à partir du 13^{eme} expérience, le sable, le coquillage et les brisure de verre continuent de percoler correctement. Les performance épuratoire sont plus de 97% pour tous les paramètres et ne sont pas influencées par la nature du filtre mais plutôt par le diamètre des mailles du filtre. Les percolâts collectés ont des concentrations supérieures aux normes sénégalaises de rejet.

En zone urbaine et péri-urbaine en Afrique, il n'existe pas de service de collecte et de transport et de transport adéquat entraînant ainsi les décharges clandestines dans la nature des boues produites. Par ailleurs la réutilisation des biosolides dans l'industrie comme source alternative peut générer de l'argent et par conséquent contribuerait à l'amélioration de la chaîne de gestion des boues de vidange. Les recherches ont été conduites au sein de la station de traitement des boues de Cambéréne, et le traitement fait sur lits de séchage non plantés (long de 2 m et large de 2 m) et munis de serre constituées de toile transparente. Les enquêtes de ménage, faites sur différents quartiers de Dakar, ont montré que la quasi-totalité des systèmes d'assainissement utilisés sont des fosses septiques. Par ailleurs des variations importantes ont pu être notées sur les différentes caractéristiques des boues de vidange. Une fois séchées (à 90%MS), les biosolides ont été brûlés dans un four pilote. La forme gâteau et les composites faits avec du charbon de bois ont permis une meilleure combustion. Par ailleurs la combustion de ces différentes formes a permis de chauffer de l'huile utilisée dans le serpentin traversant le foyer de combustion. L'abattement parasitaire en fonction du séchage a atteint 97% pour le genre *ascaris* et 100% pour les autres formes de parasites. Les teneurs en CO₂ dans les fumées produites lors des combustions des différentes formes de combustibles sont de l'ordre de 2 à 6 fois plus élevées que celles mesurées de l'air ambiant.

Mots clés: Assainissement urbain, lit de séchage non plantés, serre, média filtrant, boues de vidange, séchage, four, combustion, percolât, coagulant, bassin d'épaississement, baril, colonne, flux financiers.

ABSTRACT

In urban Sub-Saharan Africa, inexistent, inadequate or unaffordable faecal sludge (FS) collection, transport and treatment is the reality resulting in dumping of FS directly into the urban environment. Resource recovery from FS treatment products, such as dried FS as an industrial fuel, could provide a financial driver to enhance FS management services. At a research facility in Dakar, Senegal, research evaluated methods to reduce the footprint of drying beds for fuel production. Covering of drying beds maintained fuel production, and daily turning of FS on the surface of the drying beds resulted in a six day reduction to achieve 90wt% dryness. This indicates that by this simple but innovative adaptation, treatment footprints of future infrastructure projects could be reduced and/or treatment capacities be

increased by 20%. With daily turning of FS on drying beds, a 90wt% dry FS product was produced within two and three weeks for loading rates of 100 and 150 kg TS/m²*year, respectively. Transforming the 8.25 tons of dried solids daily delivered to faecal sludge treatment plants in Dakar into a fuel could provide revenue to offset treatment costs and enhance sanitation services.

Sand has been the main filter media used in rapid gravity infiltration since its introduction. The predominant of sand has been due to its low cost and availability. The objective of this work was to evaluate alternative filter media (crushed glass, shell, flint and sawdust) to sand for dewatering faecal sludge. Faecal sludge influent onto buckets, percolate effluent and dewatering sludge were conducted between July 2013 to February 2014. The experiments were conducted on bucket consisting of miniature drying bed. Thirty identical buckets were operated in parallel in all the experiments and contained three FD1 and three FD2 for each filter media. The larger diameter FD2 of all filter media improve drying FS except sawdust. The turning FS improve drying in all filter media by 30% and not different between filter diameter. The drying was longer with high loading rate. The volume of leachate collected were better with FD2 in all loading rate. The duration of percolation were same in all filter with FD1 and FD2. The treatment performance was slightly better with FD1 of all filter media. However sawdust do not performed well the treatment performance.

In urban Sub-Saharan Africa, inexistent, inadequate or unaffordable faecal sludge (FS) collection, transport and treatment is the reality resulting in dumping of FS directly into the urban environment. Resource recovery from FS treatment products, such as dried FS as an industrial fuel, could provide a financial driver to enhance FS management services. At a research facility in Dakar, Senegal, research evaluated methods to reduce the footprint of drying beds for fuel production. Results showed that septic tank is the most predominant onsite sanitation technology used by Dakar's populations. With daily turning of FS on drying beds, a 90 wt% dry FS product was produced within 17 to 22 days. The combustion of cake FS and composite allowed the better combustion form. The content of CO₂ produced when combusted all form FS were 2 to 6 higher than those measured in the ambient air.

In Sub-Saharan Africa, the majority of the urban population is served by onsite sanitation technologies, such as septic tanks or pit latrines. The Faecal Sludge (FS) accumulating with these technologies is currently lacking an adequate and affordable collection and treatment system, resulting in illegal dumping of untreated FS into the environment. A possible

treatment for FS is settling in settling-thickening tanks and further drying of the settled sludge on drying beds. Conditioning is known to improve solid-liquid separation for activated sludge or sldges from industries, but few research have been conducted on FS. This study aims to evaluate the potential of eight selected conditioners to improve FS treatment in the Faecal Sludge Treatment Plant (FSTP) of Cambérène, in Dakar, Senegal, considering treatment efficiency, operating costs and practical criteria. The experimented conditioners were five synthetic polyelectrolytes (CP313, CP314 and CP317 from Flonex AG8561 and C2064 from Ensola AG), two natural polyelectrolytes (Chitosan and Moringa Oleifera seeds) and lime. All but lime are known to work as coagulant. As no literature regarding their usage with FS was available, dosages leading to optimal settling and dewaterability had first to be determined. FS was conditioned with different dosages and the resulting settling and dewaterability performances were analyzed. Settling performances were evaluated with Imhoff cones experiments and dewaterability performances were quantified with Specific Resistance to Filtration (SRF) experiments. Column tests were then conducted to allow a realistic evaluation of performances of FS conditioning at full scale. Settling tests were performed with five liters graduated columns and dewaterability was evaluated applying the settled sludge collected in the columns on drying columns of ten centimeters diameter. The results showed that FS conditioning improves solid-liquid separation, whereby the dosages leading to optimal settling and optimal dewaterability were not identical. Performance of conditioning was found to be mainly dependent on the type of conditioner, the dosed quantity and TS concentration of FS. Optimal dosages were defined balancing the results of Imhoff cones and SRF experiments. Conditioning FS with the defined optimal dosages led to a decrease of TSS from 0.8-2.0 g/l in unconditioned supernatant to <0.1-0.3 g/l in conditioned supernatant. Dewaterability was also improved, with SRF decreasing to 10-20% of the value of unconditioned sludge.

The studied conditioners can be classified into two categories. The first includes the synthetic polyelectrolytes and Chitosan, that are cationic and work by charge neutralization, resulting in coagulation. If a too high quantity was dosed, an overdose effect occurred. The formed flocs got sticky and did not settle. The overdose effect induced by Chitosan was lower than with the synthetic polyelectrolytes. The second category include Moringa Oleifera seeds and lime. This two conditioners are not supposed to work by coagulation, but by enmeshment and particle bridging. They did not induce any overdose effect. Lime conditioning resulted in pH above 12 in supernatant and an important increase of settled sludge mass. Important design

parameters for the design of settling-thickening tanks and drying beds were evaluated with the settling and drying columns. Conditioning led to settling velocities of 12-25 cm/min and increased settled sludge volume to 4-79vol% compared to unconditioned FS. On plant scale, conditioning would lead to a decrease of the minimum hydraulic retention time in settling-thickening tank and thus to an higher capacity of the settling-thickening tank. However, higher sludge volume would induce an higher rate of emptying of the tanks. Considering dewaterability, conditioning led to an improvement of leachate rates and higher dryness in the cake. Ninety percent of leachate was collected in 2-35 h and the dryness was 31-54wt% for conditioned FS, against 20-80h and 23-36wt% dryness for unconditioned FS. The capacity of drying beds would thus be increased. As settling and dewaterability are be enhanced by FS conditioning, it would improve plant performances. Not enough data were available to exactly quantify the capacity increase induced by the use of conditioners. The increase of operating costs were estimated to 30-57% for FS conditioned with polyelectrolytes, to 14% for Chitosan and to 355% for lime. Considering treatment improvement, induced costs, possible local production and flexibility for enduse products, Chitosan was determined as the most promising conditioner for the FSTP of Cambérène.

Keys words: Urban sanitation, unplanted drying bed, greenhouse, filter media, faecal sludge, drying, kiln, combustion, percolate, coagulant, thickening tank, barrel, column, financial flow.

TABLE DES MATIERES

SIGLES ET ABRÉVIATIONS	2
RESUME.....	6
ABSTRACT	8
TABLE DES MATIERES	12
LISTE DES FIGURES.....	21
LISTE DES TABLEAUX.....	28
PARTIE A ETAT DES LIEUX ET DEFIS.....	31
CHAPITRE 1 JUSTIFICATION, OBJECTIFS ET METHODOLOGIES DE LA THESE.....	32
1.1. INTRODUCTION	33
1.2. JUSTIFICATION DE LA THESE	34
1.3. OBJECTIFS DE LA THESE	35
1.3.1. Objectif général.....	35
1.3.2. Objectifs spécifiques	36
1.4. METHODOLOGIES DE RECHERCHE	37
1.5. PRESENTATION DU MILIEU D'ETUDE.....	39
CHAPITRE 2 ETAT DES LIEUX DE LA GESTION DES BOUES DE VIDANGE EN AFRIQUE DE L'OUEST.....	41
2.1. SITUATION DE L'ASSAINISSEMENT DES EXCRETAS ET EAUX USEES EN AFRIQUE DE L'OUEST	42
2.1.1. Les modes ou systèmes d'assainissement existants.....	42
2.1.2. Les taux de couverture en assainissement	43
2.1.3. Les acteurs impliqués dans l'assainissement des excréta et eaux usées.....	44
2.1.4. Les modes de financement des investissements et des charges récurrentes	45
2.1.5. Les principaux problèmes émergents.....	45
2.2. PRODUCTION BOUES DE VIDANGE : PRÉOCCUPATION ÉMERGENTE.	46
2.3. GESTION DES BOUES DE VIDANGE	47
2.3.1. Définition des concepts.....	47
2.3.2. Caractéristiques des eaux usées	49
2.3.3. Caractérisation des boues de vidange	50
2.3.3.1. Les matières solides	52
2.3.3.2. Demande Biochimique en oxygène (DBO) et Demande chimique en oxygène (DCO)	52

2.3.3.3.	Les nutriments des boues de vidange.....	53
2.3.3.4.	Les œufs d`helminthes dans les boues de vidange.....	53
2.3.4.	Collecte et le transport des boues de vidange	54
2.3.5.	Système de traitement des boues de vidange	56
2.3.5.1.	Principes physique de traitement des boues de vidange	56
2.3.5.1.1.	Mécanismes gravitaire de séparation solide liquide.....	57
2.3.5.1.2.	Mécanisme de séparation solide-liquide par filtration	58
2.3.5.1.3.	Evaporation	59
2.4.	Pollution crée par la mauvaise gestion des boues de vidange	59
2.4.1.	Pollution primaire	60
2.4.2.	Pollution secondaire.....	60
2.4.3.	Pollution tertiaire	60
2.4.4.	Pollution quaternaire	60
2.5.	RISQUES SANITAIRES.....	60
2.6.	RISQUES ÉCOLOGIQUES	61
2.7.	RISQUES ESTHÉTIQUES	62
2.8.	OPTION DE TRAITEMENT DES BOUES DE VIDANGE FRÉQUEMMENT UTILISÉES	62
2.8.1.	Lagunage.....	63
2.8.2.	Co-compostage	63
2.8.3.	Digestion anaérobie	64
2.8.4.	Lits de séchage	64
2.9.	Forces et faiblesses des modes de gestion actuelle des boues de vidange.....	66
2.10.	Défis à relever pour le traitement des boues de vidanges	72
PARTIE B VERS UNE APPROCHE INNOVANTE DU TRAITEMENT ET DE LA VALORISATION DES BOUES DE VIDANGE.....		74
CHAPITRE 3 TRAITEMENT DES BOUES DE VIDANGE SUR LITS DE SECHAGE NON PLANTES		75
3.1.	INTRODUCTION.....	76
3.2.	MATERIELS ET METHODES	77
3.2.1.	Description générale du site expérimental	77
3.2.1.1	Bassin de stockage	78
3.2.1.2	Bassins de sédimentation /épaississement.....	78
3.2.1.3	Digesteur anaérobie primaire et bassin anaérobie secondaire.....	79

3.2.1.4. Lits de séchage non plantés	80
3.2.2 Mise en œuvre du protocole expérimental	80
3.2.3 Mode d'échantillonnage	82
3.2.4 Paramètres suivies et méthodes d'analyses	83
3.2.4.1 Détermination des capacités de drainage des lits	83
3.2.4.2 Détermination des performances épuratoires	83
3.2.4.2 Suivi des paramètres météorologiques	84
3.2.4.3 Suivi du séchage	85
3.2.4.4 Quantification des œufs helminthes viables	86
3.2.4.5. Détermination de la qualité énergétique.....	87
3.2.4.6. Détermination des métaux lourds.....	90
3.3 RÉSULTATS ET DISCUSSIONS.....	90
3.3.1. Caractéristiques des boues utilisées dans l'étude	90
3.3.2. Caractéristiques physicochimiques des percolâts	93
3.3.2.1. Suivi journalier des propriétés de drainage des lits de séchage	93
3.3.2.2. Evaluation journalière des performances épuratoires	95
3.3.2.2.1 Elimination des matières sèches (MS)	95
3.3.2.2.2 Elimination des matière volatile sèche (MVS)	96
3.3.2.2.3 Elimination de la Demande Chimique en Oxygène (DCO).....	96
3.3.2.2.4 Elimination de l'azote total (NKT)	97
3.3.2.2.5 Elimination de l'azote ammoniacal (NH ₃ -N).....	98
3.3.2.2.6 Elimination des nitrates (NO ₃ -N).....	99
3.3.2.2.7 Elimination des nitrites (NO ₂ -N).....	100
3.3.2.2.8 Elimination de phosphore total (PT)	101
3.3.2.2.9 Elimination des orthophosphates (PO ₄ ³⁻)	101
3.3.2.2.10 Température et pH de la boue et du percolât	102
3.3.2.2.11 Conductivité et Potentiel de la boue et du percolât.....	103
3.3.3. Suivi du séchage des boues de vidanges	104
3.3.3.1. Influence de la serre sur le séchage en saison des pluies	104
3.3.3.2. Influence de la serre sur le séchage en saison sèche	106
3.3.3.3. Étude du retournement de la boue sur les lits.....	107
3.3.4. Pouvoir calorifique des biosolides	109
3.3.5. Détermination en carbone dans les biosolides	111

3.3.6. Détermination des matières organiques	111
3.3.7. Détermination de la teneur en sable des biosolides.....	112
3.3.5. Quantification des œufs helminthes des biosolides.....	113
3.3.6. Teneurs en métaux lourds des biosolides	114
3.4. CONCLUSION	116
CHAPITRE 4 VALORISATION ENERGETIQUE DES BOUES DE VIDANGE.....	117
4.2 MATERIELS ET METHODES	119
4.2.1 Description du dispositif expérimental	119
4.2.1.1 Lits de séchage non plantés	120
4.2.1.2 Four pilote	121
4.2.2. Mise en œuvre du protocole expérimental	122
4.2.2.1 Enquêtes de ménage	122
4.2.2.2 Caractérisation de la boue brute	122
4.2.2.3 Séchage des boues	122
4.2.2.4 Forme des boues séchées.....	123
4.2.3. Paramètres suivis.....	124
6.3 RÉSULTATS ET DISCUSSIONS.....	128
6.3.1. Provenance et transport des boues de vidange	128
4.3.2 Caractéristiques des boues de vidange	130
4.3.2.1 Paramètres physique, chimique et biologique des boues liquide	130
4.3.2.2 Variabilité des boues de vidange.....	131
4.3.3. Séchage des boues de vidange	131
4.3.4. Qualité sanitaire.....	133
4.3.4.1. Identification et quantification de parasite dans la boue brute.....	133
4.3.4.2. Abattement parasitaire.....	134
4.3.4.3. Résistance des ascaris.....	136
4.3.5. Pouvoir calorifique	137
4.4.6 Combustion des boues séchées	138
4.3.6.1. Combustion des pellettes.....	138
4.3.6.2 Combustion de boue en forme gâteaux	140
4.3.6.3 Combustion de boue en forme briquette	141
4.3.6.4 Combustion des charbon de bois.....	142
4.3.6.5 Combustion de composite (charbon de bois – pellette)	143

4.3.6.6 Combustion d'un composite (charbon de bois - gâteau).....	144
4.3.6.7 Influence de la forme du combustible sur la chaleur du foyer et de l'huile.....	145
4.3.6.8 Quantification des cendre produite	146
4.3.7 Détermination du dioxyde de carbone (CO ₂).....	147
4.4. CONCLUSION	150
PARTIE C EFFET DU MEDIA FILTRANT SUR LE TRAITEMENT DES BOUES DE VIDANGE	151
CHAPITRE 5 INFLUENCE DE FILTRES ALTERNATIFS AU SABLE POUR ACCELERER LE PROCESSUS DE DÉSHYDRATATION DES BOUES DE VIDANGE	152
5.1. INTRODUCTION.....	153
5.2. MATERIELS ET METHODES	154
5.2.1 Dispositif expérimental	154
5.2.1.1 Media filtrants	154
5.2.1.2 Structure des barils pilote.....	155
5.2.2. Mise en œuvre du protocole expérimental	156
5.2.3. Méthodes d'échantillonnage	158
5.2.4. Méthode d'analyse	159
5.3. RÉSULTATS ET DISCUSSION.....	160
5.3.1. Caractéristiques des boues utilisées dans l'étude.....	160
5.3.2. Quantification du percolât.....	161
5.3.2.1 Influence de la maille sur la percolation	161
5.3.2.2. Influence de la charge sur la percolation.....	162
5.3.3 Durée de la percolation des charges LR1, LR2 et LR3 BV	164
5.3.2.4 Vitesse de percolation	165
5.3.4. Efficacité des différents filtres sur l'élimination des polluants.....	166
5.3.4.1. Elimination des solides (MS, MES et MVS) et de la DCO	166
5.3.4.2. Elimination des nutriment (NKT et NO ₃ -N).....	168
5.3.4.3. Caractéristiques physico-chimique du percolât.....	169
5.3.5. Séchage des boues de vidange	171
5.3.5.1. Influence de la nature du filtre	171
5.3.5.2. Influence du retournement de la surface de boue sur le séchage	173
5.3.5.3. Influence de la charge hydrique sur le séchage.....	174
5.4. Prix de baril pilote en fonction du media filtrant	176

5.5. CONCLUSION	178
CHAPITRE 6 INFLUENCE DE FILTRES ALTERNATIFS AU SABLE ET CHARGE HYDRAULIQUE SUR LA DÉSHYDRATATION DES BOUES DE VIDANGE.....	179
6.1. INTRODUCTION.....	180
6.2. MATERIELS ET METHODES	180
6.2.1 Bassins de décantation et d'épaississement	180
6.2.2 Dispositif expérimental	180
6.2.3 Mise en œuvre du protocole expérimental	182
6.2.4 Capacité de drainage des lits	183
6.2.5 Evaluation des performances épuratoires.....	183
6.2.6 Détermination du pourcentage de MS au terme des 5 jours	184
6.3 RÉSULTATS ET DISCUSSION.....	185
6.3.1. Caractéristiques des boues utilisées dans l'étude.....	185
6.3.2. Quantification du percolât.....	186
6.3.2.1. Influence de la nature du filtre sur la quantité de percolât	186
6.3.2.2. Influence de la charge sur le drainage du percolât	187
6.3.3. Elimination des polluants par les filtres	188
6.3.3.1 Elimination des matières sèches (MS)	188
6.3.3.3. Evolution de la teneur en matière en suspension (MES) dans le percolât	189
6.3.3.5. Evolution de la Demande Chimique en Oxygène (DCO) dans le percolât.....	190
6.3.3.5 Evolution de la Demande Biochimique en Oxygène (DBO) dans le percolât	192
6.3.3.6 Evolution du pH dans le percolât	192
6.3.3.7 Evolution de la conductivité (EC) dans le percolât.....	193
6.3.3.8 Evolution de la Salinité dans le percolât	193
6.4 CONCLUSION	194
PARTIE D OPTIMISATION DE LA SEPARATION SOLIDE-LIQUIDE PAR USAGE DE COAGULANTS	195
CHAPITRE 7 INFLUENCE DE COAGULANTS NATURELS SUR LA DESHYDRATATION DES BOUES DE VIDANGE.....	196
7.1 INTRODUCTION.....	197
1 Définition des concepts	202
7.1.1.1. Boue de vidange (BV).....	202
7.1.1.2 Coagulation/floculation.....	203
7.1.1.2. Décantation	204

7.1.1.4. Filtration.....	205
7.1.2. Situation de la gestion de l'assainissement autonome et boues de vidange	206
7.2. MATERIEL ET METHODES.....	208
7.2.1 Description de la zone expérimentale	208
7.2.2. Matériel biologique.....	208
7.2.2.1. Boue de vidange.....	208
7.2.2.2. Coagulants.....	208
7.2.2.3. Moringa oleifera.....	209
7.2.2.4. Jatropha curcas.....	210
7.2.2.5. Calotropis procera.....	210
7.2.3. Méthodologie	211
7.2.3.1. Échantillonnage des boues	211
7.2.3.2 Conditionnement des coagulants.....	212
7.2.3.2. Préparation de la poudre	212
7.2.3.4. Extraction de l'agent actif des coagulants.....	213
7.2.3.5. Détermination de la dose permettant une meilleure séparation solide/liquide.....	213
7.2.3.6. Coagulation/Floculation	215
7.2.3.6. Décantation.....	216
7.2.3.7. Paramètres chimiques.....	220
7.2.5. Détermination du coagulant permettant une meilleure séparation solide/liquide.	221
7.2.6. Détermination de la disponibilité et de la rentabilité économique des coagulants pour une utilisation à grande échelle.....	221
7.3. RESULTATS ET DISCUSSION	222
7.3.1. Caractérisation des boues	222
7.3.2. Séparation solide/liquide de la boue non conditionnée.....	223
7.3.2.1. Décantation de la boue non conditionnée	223
7.3.2.2. Filtrabilité de la boue non conditionnée.....	223
7.3.2.3. Détermination de la dose permettant une meilleure séparation solide/liquide	224
7.4.Séparation solide/liquide avec Moringa oleifera.....	224
7.4.1. Décantation de la boue conditionnée avec Moringa oleifera	224
7.4.1.1. Suivi de la réduction de la teneur en MES dans le surnageant	224
7.4.1.3. Tableau de classement.....	228

7.4.1.4. Filtrabilité de boue conditionnée avec <i>Moringa oleifera</i>	230
7.4.1.5. Détermination de la dose permettant une bonne séparation solide/liquide.....	232
7.4.5 Séparation solide/liquide avec <i>Jatropha curcas</i>	232
7.4.5.1. Décantation de la boue conditionnée avec <i>Jatropha curcas</i>	232
7.4.5.2. Suivi de la réduction de la teneur en MES dans le surnageant	232
7.4.5.3. Suivi de l'Indice de Boue	235
7.4.5.2. Tableau de classement.....	235
7.4.5.3. Filtrabilité de la boue conditionnée avec <i>Jatropha curcas</i>	236
7.4.6. Séparation solide/liquide avec <i>Calotropis procera</i>	240
7.4.6.1. Décantation de la boue conditionnée avec <i>Calotropis procera</i>	240
7.4.6.2. Suivi de la réduction de la teneur en MES dans le surnageant	240
7.4.5.3. Suive de l'Indice de Boue	242
7.4.5.4. Tableau de classement.....	243
7.4.5.5. Filtrabilité de la boue conditionnée avec <i>Calotropis procera</i>	244
7.4.5.6. Détermination de la dose permettant une meilleure séparation solide/liquide.....	245
7.4.5.7. Détermination du coagulant permettant une meilleure séparation solide/liquide	246
7.4.5.8. Détermination de l'accessibilité et de la rentabilité économique des coagulants pour une utilisation à grande échelle.....	246
7.5. CONCLUSION.....	251
CHAPITRE 8 EVALUATION TECHNIQUE ET FINANCIERE DU CONDITIONNEMENT POUR AMELIORER LA SEPARATION SOLIDE LIQUIDE DES BOUES DE VIDANGE DE DAKAR, SENEGAL	
8.1 INTRODUCTION.....	254
8.2 MATÉRIELS ET MÉTHODES	255
8.2.1 Site de l'étude.....	255
8.2.2.1 Présélection des coagulants	256
8.2.2.2 Echantillonnage des boues de vidange.....	256
8.2.2.3 Préparation des coagulants	256
8.2.3 Définition de la dose optimal des coagulants.....	258
8.2.3.1 Expérience de décantation dans les cônes Imhoff.....	259
8.2.3.2 Expérience de Résistance Spécifique à la Filtration	260
8.2.3.3 Critères pour le dosage de conditionnement optimal.....	261
8.2.4 Tests sur colonnes	261
8.2.4.1 Sélection des coagulants pour tests sur colonne.....	261

8.2.4.2 Colonnes de décantation.....	262
8.2.4.3 Colonnes de séchage	262
8.2.5 Comparaison des coagulants	263
8.2.6 Analyse de sensibilité.....	263
8.2.6.1 Effets des conditions de mélange	263
8.2.6.2 La reproductibilité de l'expérience de la résistance spécifique à la filtration	264
8.2.7 Analyse.....	264
8.2.7.1 Préparation des échantillons au laboratoire.....	264
8.2.7.2 Paramètres des solides.....	265
8.2.7.3 Paramètres chimiques.....	265
8.3 RÉSULTATS ET DISCUSSION.....	266
8.3.1 Caractéristiques des boues de vidange	266
8.3.1 Détermination de la dose optimale de coagulant	267
8.3.1.1 Boues de vidange non conditionnées	270
8.3.1.3 Le chitosane.....	275
8.3.1.4 Moringa Oleifera	276
8.3.1.5 Coagulants inorganiques	278
8.3.1.5 Résumé des expériences sur cônes Imhof et résistance spécifique à la filtration	281
8.3.2 Tests sur colonne	282
8.3.2.1 Sélection des coagulants pour les tests de colonne	283
8.3.2.2 Colonnes de décantation.....	283
8.3.2.3 Colonnes de séchage	286
8.3.2.4 Résumé des tests sur colonne et les implications pour une grande échelle.....	289
8.4 Analyse financière.....	291
8.5 COMPARAISON DES COAGULANTS	292
8.5.1 Performances du décanteur-épaississeur	293
8.5.2 Performance des lits de séchage.....	294
8.5.3 Commodité	294
8.5.4 Disponibilité.....	295
8.5.5 Critères financiers	295
8.5.6 Sélection d'un coagulant.....	295
8.6 ANALYSE DE SENSIBILITÉ	296
8.6.1 La reproductibilité de l'expérience de RSF	296

8.6.2 Effets des conditions de mélange	297
8.7 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS	300
PARTIE E CONCLUSIONS GENERALES ET PERSPECTIVES.....	303
CHAPITRE 9 CONCLUSION GENERALE.....	304
9.1. Traitement des boues de vidange sur lits de séchage non plantes : valorisation énergétique des sous-produits	305
9.2. Influence de filtres alternatifs au sable pour accélérer le processus de déshydratation des boues de vidange	305
9.3. Influence de filtres alternatifs au sable et charge hydraulique sur la déshydratation des boues de vidange	306
9.4. Valorisation énergétique des boues de vidange	306
9.5. Influence de coagulants naturels sur la déshydratation des boues de vidange.....	307
9.6. Evaluation technique et financière du conditionnement pour améliorer la séparation solide liquide des boues de vidange de Dakar, Sénégal	308
REFERENCES.....	311

LISTE DES FIGURES

Figure 2.1 : Répartition des modes d'assainissement des excréta et eaux usées en Afrique subsaharienne.....	44
Figure 3-1 : Organisation générale de la SETBV	78
Figure 3.2 : Mode d'alimentation bassins	79
Figure 3.3: Schéma des lits expérimentaux	80
Figure 3.4: Dispositif expérimental	82
Figure 3.5 : station météorologique.....	85
Figure 3.6: Prélèvement de boue sur lit de séchage	86
Figure 3.7: Schéma descriptif de la détermination du pouvoir calorifique	89
Figure 3.8: Quantités moyennes de percolât recueilli suivant les charges hydrauliques	94
Figure 3.9 : Pluviométrie (mm) et siccité (%MS) sous serre et ambiante pour charge de 100 kg MS/m ² *a.	105
Figure 3.10 : Pluviométrie (mm) et siccité (%MS) sous serre et ambiante pour une charge de 150 kg MS/m ² *a.	106
Figure 3.11 : Température (°C) et siccité (%MS) sous serre et ambiante pour les charges hydrauliques de 100 et 150 kg MS/m ² *an.....	107

Figure 3.12 : Siccité (%MS) sous serre et ambiante pour une charge hydraulique de 100 kg MS/m ² *a.....	109
Figure 3.13: Siccité (%MS) sous serre et ambiante pour une charge hydraulique de 150 kg MS/m ² *a.....	109
Figure 4.1 : Organisation générale de la SETBV	120
Figure 4.2: Dispositif expérimentale	120
Figure 4.3: Four de combustion.....	121
Figure 4.4 : forme gâteau des boues séchées.....	124
Figure 4.5 : Forme briquette des boues séchées	124
Figure 4.6: forme pellette des boues séchées	124
Figure 4.7: Machine briqueteuse	124
Figure 4.8: Echantillonnage sur lits.....	125
Figure 4.9: Bombe calorimétrique.....	127
Figure 4.10: Remplissage du réservoir d'huile.....	128
Figure 4.11: Amorce de la combustion	128
Figure 4.14: Evolution du séchage des BV en forme gâteau au cours du temps.....	133
Figure 4.15: Evolution du séchage des BV en forme briquette au cours du temps.....	133
Figure 4.16: Evolution du séchage des BV en forme pellette au cours du temps.	133
Figure 4.17: Répartition des pourcentages des différents genres	134
Figure 4.18: Répartition des géohelminthiases diagnostiquées CHNU de Fann 1990 à 2011	134
Figure 4.19: Abattement parasitaire au cours du séchage de gâteau	136
Figure 4.20: Abattement parasitaire au cours du séchage de briquette	136
Figure 4.21: Abattement parasitaire au cours du séchage de pellette.....	136
Figure 4.22 : Evolution de la chaleur dans le foyer lors de la combustion de 5 kg de pellette pendant 1 heure.....	140
Figure 4.23 : Evolution de la température de l'huile chauffée par la combustion de 5 kg de pellette pendant 1 heure.	140
Figure 4.24 : Evolution de la chaleur dans le foyer lors de la combustion de 5 kg de gâteau pendant 1 heure.....	141
Figure 4.25: Evolution de la température de l'huile chauffée par la combustion de 5 kg de gâteau pendant 1 heure.	141
Figure 4.26 : Evolution de la chaleur dans le foyer lors de la combustion de 5 kg de briquette pendant 1 heure.	142

Figure 4.27: Evolution de la température de l'huile chauffée par la combustion de 5 kg de briquelette pendant 1 heure.	142
Figure 4.28: Evolution de la chaleur dans le foyer lors de la combustion de 5 kg de charbon de bois pendant 1 heure.	143
Figure 4.29 : Evolution de la température de l'huile chauffée par la combustion de 5 kg de charbon de bois pendant 1 heure.	143
Figure 4.30: Evolution de la chaleur dans le foyer lors de la combustion d'un composite (2.5 kg de charbon de bois – 2.5 kg de pellette) pendant 1 heure.	144
Figure 4.31: Evolution de la température de l'huile chauffée par la combustion d'un composite (2.5 kg de charbon de bois – 2.5 kg de pellette) pendant 1 heure.	144
Figure 4.32: Evolution de la chaleur dans le foyer lors de la combustion d'un composite (2.5 kg de charbon de bois – 2.5 kg de gâteau) pendant 1 heure.	145
Figure 4.33: Evolution de la température de l'huile chauffée par la combustion d'un composite (2.5 kg de charbon de bois – 2.5 kg de gâteau) pendant 1 heure.	145
Figure 4.34 : Evolution des valeurs moyennes avec leur Ecartype des chaleurs dans le foyer lors de la combustion pendant 1 heure.	146
Figure 4.35 : Evolution des valeurs moyennes avec leur Ecartype des chaleurs de chauffage de l'huile combustion pendant 1 heure.	146
Figure 4.36 : Résidus de la combustion du charbon de bois	147
Figure 4.37 : Résidus de la combustion des briquettes.	147
Figure 4.38 : Résidus de la combustion de gâteau	147
Figure 4.39 : Résidus de la combustion de Pellette.	147
Figure 4.39: Evolution de teneur en CO ₂ dans l'air ambiant et dans les fumées lors de la combustion des pellettes.	148
Figure 4.40: Evolution de teneur en CO ₂ dans l'air ambiant et dans les fumées lors de la combustion des gâteau.	148
Figure 4.41: Evolution de teneur en CO ₂ dans l'air ambiant et dans les fumées lors de la combustion des briquelette.	149
Figure 4.42: Evolution de teneur en CO ₂ dans l'air ambiant et dans les fumées lors de la combustion du char bon de bois.	149
Figure 5.1: Schéma descriptif des barils bio-filtrant	156
Figure 5.2: schéma descriptive de la chaine de boue: collecte, stockage, mixage et traitement.	157
Figure 5.3: Quantité moyenne de percolât récupéré avec les bars d'erreurs pour LR1 appliquée sur FD1 et FD2.	162
Figure 5.4: Pourcentage moyenne de percolât récupéré avec les bars d'erreurs pour LR1 appliqué sur FD1 et FD2	162

Figure 5.5: Quantité moyenne de percolât récupéré avec les bars d'erreurs suivant les charges appliquées sur FD1 et FD2	164
Figure 5.6: Pourcentage moyenne de percolât récupéré avec les bars d'erreurs suivant les charges appliquées sur FD1 et FD2	164
Figure 5.7: Durée de percolation suivant les charges LR1, LR2, LR3 appliquées sur FD1 et FD2	165
Figure 5.8 : Evolution journalière du percolât en fonction de la charge appliquée au cours du temps.....	166
Figure 5.9: Evolution journalière du percolât en fonction de la maille du filtre au cours du temps.....	166
Figure 5.10: Pourcentage d'élimination de MS pour une charge LR1 de BV appliquée sur filtres de mailles FD1 et FD2	168
Figure 5.11: Pourcentage d'élimination de MVS pour une charge LR1 de BV appliquée sur filtres de mailles FD1 et FD2	168
Figure 5.12: Pourcentage d'élimination de MES pour une charge LR1 de BV appliquée sur filtres de mailles FD1 et FD2	168
Figure 5.13: Pourcentage d'élimination de DCO pour une charge LR1 de BV appliquée sur filtres de mailles FD1 et FD2	168
Figure 5.14: Pourcentage d'élimination de NKT pour une charge LR1 de BV appliquée sur filtres de mailles FD1 et FD2	169
Figure 5.16: Séchage avec barres d'erreurs d'une charge de LR1 de BV sur sable, silex, coquillage, verre et copeau de bois avec une maille FD ₁	172
Figure 5.17: Séchage avec barres d'erreurs d'une charge de LR1 de BV sur sable, silex, coquillage, verre et copeau de bois avec une maille FD ₂	172
Figure 5.18: Séchage avec barres d'erreurs d'une charge LR1 de BV avec retournement sur coquillage avec une maille FD1	173
Figure 5.19: Séchage avec barres d'erreurs d'une charge LR1 de BV avec retournement sur coquillage avec une maille FD2	173
Figure 5.20: Séchage LR2 de BV avec retournement sur sable, silex, coquillage et brisure de verre avec FD1	174
Figure 5.21: Séchage LR2 de BV avec retournement sur sable, silex, coquillage et brisure de verre avec FD2.....	174
Figure 5.24: Séchage de LR ₁ , LR ₂ , LR ₃ de BV avec retournement sur sable avec mailles FD1	176
Figure 5.25: Séchage de LR ₁ , LR ₂ , LR ₃ de BV avec retournement sur brisure de verre avec barres d'erreurs	176

Figure 5.26: Coût de mise en place de lits pilote sur baril avec sable, silice, coquillage, brisure de verre et copeaux de bois.	177
Figure 6.1 : Schéma descriptif des colonnes bio-filtrant	181
Figure 6.2 : Dispositif expérimental	183
Figure 6.3: Quantité moyenne de percolât récupéré suivant 10kg/m ² *a appliquée pour les quatre filtres utilisés.....	187
Figure 6.4: Pourcentage moyen de percolât récupéré suivant 10kg/m ² *a appliquée pour les quatre filtres utilisés.....	187
Figure 6.5: Quantité moyenne de percolât récupéré suivant le sable pour quatre charge appliquées.	187
Figure 6.6: Pourcentage moyen de percolât récupéré suivant le sable pour quatre charge appliquées.	187
Figure 6.7: Elimination de la MS suivant 10kg/m ² appliqué pour les filtres.....	188
Figure 6.8: Pourcentage d`élimination de la MS suivant 10kg/m ² appliqué pour les filtres	188
Figure 6.9: Elimination de la MS suivant sable pour les charges appliquées	188
Figure 6.10: Pourcentage d`élimination de la MS suivant sable pour les charges appliquées	188
Figure 6.11: Elimination de la MVS suivant 10kg/m ² appliqué pour les filtres.....	189
Figure 6.12: Pourcentage d`élimination de la MVS suivant 10kg/m ² appliqué pour les filtres.....	189
Figure 6.13: Elimination de la MVS suivant sable pour les charges appliquées.....	189
Figure 6.14: Pourcentage d`élimination de la MVS suivant sable pour les charges appliquées	189
Figure 6. 15: Elimination de la MES suivant 10kg/m ² appliqué pour les filtres	190
Figure 6.16: Pourcentage d`élimination de la MES suivant 10kg/m ² appliqué pour les filtres	190
Figure 6.17: Elimination de la MES suivant sable pour les charges appliquées	190
Figure 6.18: Pourcentage d`élimination de la MES suivant sable pour les charges appliquées	190
Figure 6.19: Elimination de la DCO suivant 10kg/m ² appliqué pour les filtres.....	191
Figure 6.20: Pourcentage d`élimination de la DCO suivant 10kg/m ² appliqué pour les filtres	191
Figure 6.21: Elimination de la DCO suivant sable pour les charges appliquées.....	191
Figure 6.22: Pourcentage d`élimination de la DCO suivant sable pour les charges appliquées	191

Figure 6.23: Elimination de la DBO suivant 10kg/m2 appliqué pour les filtres	192
Figure 6.24: Elimination de la DBO suivant sable pour les charges appliquées.....	192
Figure 6.25: Elimination de la pH suivant 10kg/m2 appliqué pour les filtres.....	192
Figure 6.26: Elimination de la pH suivant sable pour les charges appliquées	192
Figure 6.27: Elimination de la EC suivant 10kg/m2 appliqué pour les filtres	193
Figure 6.28: Elimination de la EC suivant sable pour les charges appliquées	193
Figure 6.29: Elimination de la salinité suivant 10kg/m2 appliqué pour les filtres.....	193
Figure 6.30: Elimination de la salinité suivant sable pour les charges appliquées.....	193
Figure 7.1 : Arbre, gousses et graines de Moringa oleifera.....	209
Figure 7.2 : Arbuste et fruits de Jatropha curcas	210
Figure 7.3 : Arbustes de Calotropis procera	211
Figure 7.4 : Collecte et échantillonnage des boues	212
Figure 7.5 : Feuilles de Calotropis Procera (gauche), graines de Moringa oleifera (milieu) et graines de Jatropha curcas (droit).....	213
Figure 7.6 : Dispositif de coagulation/floculation : Jar test.....	216
Figure 7.7 : Dispositif de décantation dans cônes Imhoff	217
Figure 7.8 : Dispositif pour la Résistance Spécifique à la Filtration.....	218
Figure 7.9 : Surnageant après décantation des boues conditionnées avec Moringa oleifera	225
Figure 7.10 : Concentration en Matières En Suspension (g/L) en fonction de la dose du surnageant de la boue conditionnée avec Moringa oleifera	225
Figure 7.11 : Evolution de la teneur en MES (%) du surnageant par rapport à la boue teneur en MES de la boue brute en fonction de la dose	226
Figure 7.12 : Evolution de la teneur en MES (%) du surnageant de la boue conditionnée par rapport à la teneur en MES du surnageant de la boue non conditionnée en fonction de la dose.....	227
Figure 7.13 : Evolution de l'Indice de Boue en fonction de la dose.....	228
Figure 7.14 : Evolution de la Résistance Spécifique à la Filtration en fonction de la dose	230
Figure 7.15 : Evolution de la Résistance Spécifique à la Filtration par rapport au témoin en fonction de la dose.....	231
Figure 7.16 : Surnageant après décantation des boues conditionnées avec Jatropha curcas	233
Figure 7.17 : Concentration en Matière En Suspension g/L) en fonction de la dose du surnageant de la boue conditionnée avec Jatropha curcas.....	233

Figure 7.18 : Evolution de la teneur en MES du surnageant de la boue conditionnée par rapport à la teneur en MES de la boue brute en fonction de la dose	233
Figure 7.19 : Evolution de la teneur en Matières En Suspension du surnageant de la boue conditionnée par rapport à la teneur en MES du surnageant de la boue non conditionnée en fonction de la dose	234
Figure 7.20 : Evolution de l'Indice de Boue en fonction de la dose	235
Figure 7.21 : Evolution de la Résistance Spécifique à la Filtration en fonction de la dose	236
Figure 7.22 : Evolution de la RSF des boues conditionnées par rapport à la boue non conditionnée en fonction de la dose	237
Figure 7.23 : Présence de résidus de graines de <i>Jatropha curcas</i> dans le décantât (à gauche) et sur le gâteau après SRF (à droite).....	238
Figure 7.24 : Résultats des études préliminaires avec <i>Jatropha curcas</i>	240
Figure 7.25 : Surnageant de <i>Calotropis procera</i>	241
Figure 7.26 : Concentration en Matière En Suspension (g/L) en fonction de la dose du surnageant de la boue conditionnée avec <i>Calotropis procera</i>	241
Figure 7.27 : Evolution de la teneur en MES du surnageant des boues conditionnées par rapport à la teneur en MES de la boue brute en fonction de la dose	242
Figure 7.28 : Evolution de la teneur en MES du surnageant des boues conditionnées par rapport à la teneur en MES du surnageant de la boue non conditionnée en fonction de la dose	242
Figure 7.29 : Evolution de l'Indice de Boue en fonction de la dose	243
Figure 7.30 : Evolution de la RSF de la boue conditionnée en fonction de la dose.....	244
Figure 7.31 : Evolution de la RSF de la boue conditionnée par rapport à la RSF de la boue non conditionnée en fonction de la dose	244
Figure 7.32 : Présence de résidus de feuilles de <i>Calotropis procera</i> dans le décantât (gauche) et sur la filtre (droite).....	245
Figure 8.1: Expérience sur cônes Imhof (à gauche) et l'expérience de la Résistance Spécifique à de Filtration (à droite).....	259
Figure 8.2: Matières en suspension dans le surnageant et les effets de surdosage avec différentes doses de CP314 et C2064.....	272
Figure 8.3: Résistance spécifique à la filtration et l'effet de surdosage avec différentes doses de CP314 et C2064.....	273
Figure 8.4: Matières en suspension dans le surnageant et la résistance spécifique à la filtration à différentes doses de chitosane.....	275
Figure 8.5: Matières solides en suspension dans le surnageant et résistance spécifique à la filtration à différentes doses de grains de <i>Moringa Oleifera</i>	278

Figure 8.6: Matières solides en suspension dans le surnageant et la résistance spécifique à la filtration à différentes doses de chaux.	280
Figure 8.7: Evolution du volume de percolât en fonction du temps: comparaison des trois répétitions pour les BV non conditionnées pour la seconde répétition.	287
Figure 8.8: Effet de la vitesse de mixage sur la séparation solide-liquide et la déshydratation.....	298
Figure 8.9: Effet du temps de mixage sur la séparation solide-liquide et la déshydratation.	298

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2 1 : Taux de production d'excrétas.....	46
Tableau 2 2 : Taux de production d'urine.....	46
Tableau 2.4 : Caractéristiques des BV provenant des fosses comparées à celles des eaux usées.....	50
Tableau 2.5 : Répartition des intervenants dans la collecte des boues dans quatre villes du Sénégal.....	54
Tableau 2.6 : Lieux de rejet des boues dans quatre villes du Sénégal.....	55
Tableau 2.7 : Succès, échecs, potentialités et obstacles de la gestion des boues de vidange en Afrique de l'Ouest.....	67
Tableau 2.8 : Synthèse des défis à relever par maillon de la filière de gestion des boues de vidange.....	72
Tableau 3.1: Caractéristiques physiques, chimiques et biochimiques des boues de vidange traitées dans la station de Cambéréne.	91
Tableau 3.2: Concentration en métaux lourds des boues de vidange.....	92
Tableau 3.3: Quantification des œufs d'helminthes des boues de vidange.....	93
Tableau 3.4: Quantification du percolât récupéré pour 100 kg MS/m ² *an appliquée.....	93
Tableau 3.6: MS (mg/l) de la boue brute, du percolât et des pourcentage de dépollution	95
Tableau 3.7: MVS (g/l) de la boue brute, du percolât et des pourcentages de dépollution.....	96
Tableau 3.8: DCO (g/l) de la boue brute, du percolât et des pourcentage de dépollution	97
Tableau 3.9: N (g/l) de la boue brute, du percolât et les pourcentage de dépollution.....	98
Tableau 3.10 : NH ₃ -N (g/l) de la boue brute, du percolât et les pourcentage de dépollution.....	99

Tableau 3.15 : NO ₃ -N (g/l) de la boue brute, du percolât avec les pourcentage de dépollution	99
Tableau 3.6 : NO ₂ -N (g/l) de la boue brute, du percolât et les pourcentage de dépollution	100
Tableau 3.7 : PT(g/l) de la boue brute, du percolât et les pourcentage de dépollution...	101
Tableau 3.8 : PO ₄ ³⁻ (g/l) de la boue brute, du percolât et les pourcentages de dépollution	102
Tableau 3.9: Température et pH de la boue brute et du percolât	102
Tableau 3.10: Conductivité et potentiel de la boue brute et du percolât.....	103
Tableau 3.11: Résumé du pouvoir calorifique après séchage des biosolides	110
Tableau 3.12 : Carbone dans les biosolides	111
Tableau 3.13 : Matière organique dans les biosolides	111
Tableau 3.14 : Sable contenu dans les biosolides	112
Tableau 3.15 : Résumé des œufs d'ascaris après séchage des biosolides.....	113
Tableau 3.16 : Valeurs moyennes des métaux lourds contenues dans les biosolides.....	114
Tableau 4.1 : Caractérisation de boues en saison sèche et pluvieuse des fosses septiques	130
Tableau 4.2: Pouvoir calorifique des différentes formes boues de vidange de Dakar....	138
Tableau 4.3: Différents résidus de la combustion.....	146
Tableau 5.1: Résumé des différents tests	157
Tableau 5.2: Caractéristiques physiques, chimiques et biologiques des boues de vidange utilisées dans cette étude.	161
Tableau 5.3: Concentrations moyennes avec écarts types des percolât récupérés pour FD1 et FD2 en comparaison avec la norme NS 05-061	170
Tableau 6.1 : Détails des différentes expériences	181
Tableau 6.2 : Résumé des différentes phases de suivi du percolât et de la hauteur de boue dans les colonnes.....	184
Tableau 6.3 : Caractéristiques physiques, chimiques et biochimiques des boues de vidange traitées dans la station de Cambérène	185
Tableau 7.1 : Evolution de la production de boues à Pikine et Guédiawaye (m 3/jour)	199
Tableau 7.2 : Critères de valeurs pour le classement de la décantation.....	214
Tableau 7.3 : Critères de valeurs de classement de la filtrabilité.....	215
Tableau 7.4 : Questionnaire sur les coagulants.....	221
Tableau 7.5 : Caractéristiques des boues brutes utilisées	222

Tableau 7.6 : Classement des doses en fonction des indicateurs d'une bonne décantation	228
Tableau 7.7 : Classement des doses en fonction des indicateurs de la filtrabilité	231
Tableau 7.8 : Classement des doses en fonction des indices d'une bonne décantation ..	235
Tableau 7.9 : Classement des doses en fonction des indices de filtrabilité	237
Tableau 7.10: Classement des doses en fonction des indicateurs de bonne décantation	243
Tableau 7.11 : Accessibilité des plantes utilisées comme coagulants dans cette étude..	246
Tableau 7.12: Utilisation des différents organes de Moringa	249
Table 8.1: Paramètres des Boues de vidanges non conditionnées	267
Tableau 8.2: Les doses optimales pour le chitosane, les graines Moringa Oleifera et de la chaux et atteint une performances de décantation et de déshydratation pour les boues de vidange non conditionnées et conditionnées.....	268
Tableau 8.3: Les doses optimales pour les polyélectrolytes synthétiques CP313, CP314, CP314, C2064 et 8561 et les performances de décantation et de déshydratation atteintes.	269
Tableau 8.4: Les propriétés de décantation des boues conditionnées et non conditionnées	284
Tableau 8.5: Les caractéristiques du percolât et des boues séchées pour les boues décantées sans conditionnement.	287
Tableau 8.6: Estimation des coûts résultant du conditionnement des boues de vidange	291
Tableau 8.7: Matrice de comparaison pour CP314, C2064, chitosane et de la chaux....	292
Tableau 8.8: reproductibilité de l'expérience SRF	296

PARTIE A ETAT DES LIEUX ET DEFIS

**CHAPITRE 1 JUSTIFICATION, OBJECTIFS ET METHODOLOGIES
DE LA THESE**

1.1. INTRODUCTION

Dans les zones humides de l'Afrique de l'ouest, beaucoup de personnes préfèrent vivre dans les zones urbaines. Au Sénégal, la part de la population urbaine qui était de 23 % en 1960, est passée de 40 % en 1988 et 41 % en 2002 et est maintenant 45.2 % en 2013, ce qui atteste une augmentation continue depuis 1960. Ce taux cache d'énormes disparités régionales. En effet, en 2013, la région de Dakar ayant un taux d'urbanisation de 96 %, regroupe presque la moitié de la population urbaine du pays (49 %) (ANSD, 2013). La raison principale de cette croissance massive est la venue de la population rurale pour la recherche de meilleur cadre de vie. Par conséquent cette absorption massive de la population urbaine entraîne une croissance rapide de la production de boues de vidange.

Les Etats Unis, la Banque Mondiale, et l'Organisation Mondiale de la Santé ont considérés que les fosses septiques, les latrines à ventilation améliorée et les systèmes de réseaux d'égouts permettraient d'améliorer du système d'assainissement et atteindre les Objectifs du Millénaire pour le Développement (OMD) (Global Water Supply and Sanitation Assessment 2000 report., 2010). Par ailleurs, les estimations ont montré que près de 2.4 milliards de la population mondiale ne pourront pas bénéficier d'un système d'assainissement amélioré en 2015 (WHO/UNICEF, 2013 -a). Dans les zones urbaines, le système d'assainissement individuel et particulièrement les latrines sont plus utilisés car elles offrent des services d'assainissement moins coûteux (Still D.A., 2002; Y. Thye et al., 2011). La gestion des systèmes d'assainissement individuel est 40 fois moins chère que celle des réseaux d'égout (P. H. Dodane et al., 2012). Les systèmes d'assainissement individuel desservent environ 65 à 100% de la population urbaine dans les villes Africaines, Asiatiques et Latino-américaines (StraussHeinss et al., 2000). A Dakar, 70 % de la population est desservie par le système d'assainissement individuel et seulement 30 % par le réseaux d'égout (P. H. Dodane et al., 2012). Le volume de boue de vidange produit à Dakar est estimé à 6000 m³ dont seulement 25 % arrivent aux trois stations de traitement existantes (Cambérène, Rufisque et Niaye) et 75 % de ce volume est rejeté sans traitement dans la nature (BMGF, 2011). La quantité de polluants contenus dans les boues de vidange est estimée entre 10 – 100 fois plus élevée que celle des eaux usées (Koné et al., 2004). Les boues peuvent contenir des pathogènes dangereux pour la santé humaine (Awuah, 2006; Feachem et al., 1983). Selon WHO (2005), environ cinq (5) millions de personnes meurent chaque année par manque de système d'assainissement adéquat.

Les nouveaux challenges pour la gestion des déchets stipule que le système d'assainissement doit être conçu et manager dans une perspective de trouver des voies et moyens permettant le recyclage des matières organiques et nutriments contenus dans les excréta humains (Esrey et al., 1998; Winblad, 1997). Le recyclage de l'urine et des excréta des eaux de rinçage et évacuation est le nouveau modèle de gestion de l'assainissement développé en Europe (Larsen et al., 1996; Otterpohl, 2000; Otterpohl et al., 1999; Otterpohl et al., 1997). Les options technologiques et stratégies de traitement des boues de vidange doit être développés pour permettre un recyclage maximum des matières organiques pour un meilleur combustible. Du fait de la forte variabilité des boues de vidange, il a été recommandé que le système de traitement doit être basé sur des résultats cas par cas, et inclure une première étape de traitement consistant à une séparation solide liquide. Des méthodes de séparation solide-liquide des boues de vidange ont été développées par beaucoup d'auteurs (Heinss et al., 1998 -a; Kuffour A. R et al., 2013; Kuffour et al., 2009; StraussHeinss et al., 2000; Strauss et al., 1997c).

1.2. JUSTIFICATION DE LA THESE

Le développement spatial accéléré et la croissance démographique rapide des villes de l'Afrique de l'Ouest doivent être accompagnés de la fourniture et de l'accès des populations aux services de base de santé, d'éducation, d'eau potable, d'assainissement, etc. Malheureusement, les pays n'ont que rarement les moyens de réaliser ces investissements concourant à l'amélioration du cadre de vie et de la santé des citoyens. La question de l'assainissement, longtemps masquée par les problèmes d'eau potable dans les centres semi urbains, n'en est pas moins digne d'intérêts et d'attention particulière. De grandes quantités de boue de vidange sont largement produites dans beaucoup de centres villes des pays sous-développés accompagnés de décharge massive dans la nature, les réseaux d'eaux pluviales et occasionnent des maladies.

Le potentiel énergétique et biologique qu'on peut récupérer des boues de vidange peut constituer une source additionnelle au développement des villes, et promouvoir la gestion des boues de vidange (Koné, 2010). Les possibilités de réutilisation des boues de vidange sont déjà identifiées en Afrique Sub-saharienne comme amendement des sols, combustibles dans les industries, biogaz avec la digestion anaérobique, du protéine pour la nourriture des animaux et un composant dans les matériaux de construction (Stefan Diener et al., 2014). La

valeur marchande des boues traitées dépend de la situation locale, mais en Afrique subsaharienne ce potentiel énergétique apparaît être le plus grand potentiel financier (Stefan Diener et al., 2014). En effet, les boues de vidange ont en moyenne un pouvoir calorifique 17.3 MJ par kg de matière sèche, ce qui est comparable à d'autres énergies vertes communément utilisées (Muspratt et al., 2014). Cependant, la concentration de matière sèche (MS) dans les boues de vidange de 8.9 à 58 g/l indique la nécessité de développer des technologies de séchage rentable pour atteindre 90 % de siccité demandée par les industries (Bassan, 2013; Bennamoun, 2012; Cofie et al., 2006; P. H. Dodane et al., 2012).

Les lits de séchage sont parmi les technologies les plus utilisées pour la déshydratation des boues de vidange (Tchobanoglous et al., 2003). Leur utilisation dans les pays en voie de développement est prometteur, puisqu'ils sont moins chers et facile à manipuler dont l'inconvénient est qu'ils nécessitent un grand espace.

1.3.OBJECTIFS DE LA THESE

1.3.1. Objectif général

L'objectif global de notre recherche est de développer des stratégies pour réduire le temps de séchage des boues de vidange. C'est dans ce cadre qu'un partenariat tripartite entre l'Institut des Sciences de l'Environnement de l'UCAD, le département Sandec de l'Eawag et l'Office Nationale de l'Assainissement du Sénégal développe des axes de recherche pour optimiser les performances des lits de séchage existant pour une valorisation énergétique des boues séchées (biosolides). Ces stratégies auront pour finalité d'une part, de minimiser les risques sur la santé des populations et sur l'environnement, et d'autre part de contribuer à faire de l'assainissement un secteur qui participe au recyclage des ressources comme suggéré par la Figure 1.1 (prohibition des décharges incontrôlées, recyclage des ressources, développement des petits entrepreneurs privés).

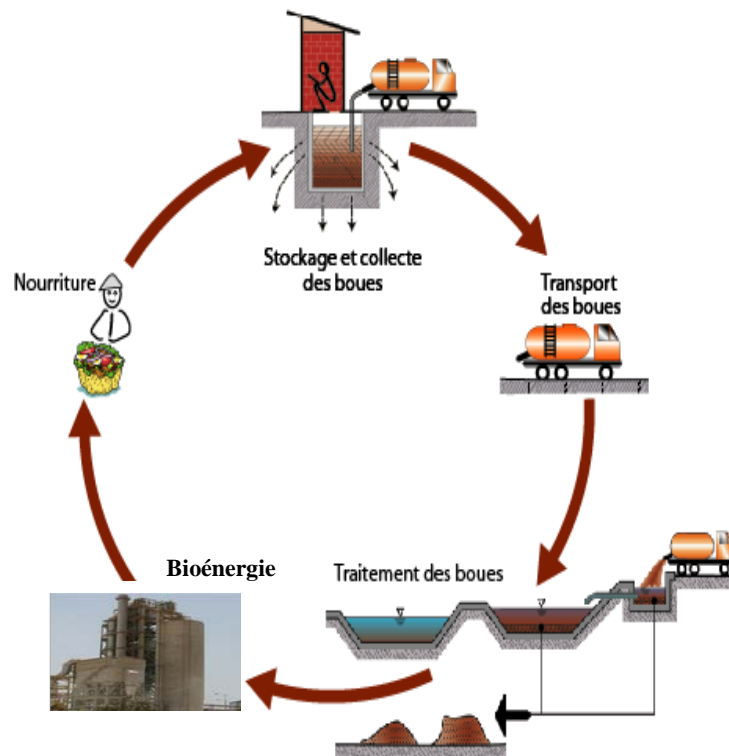


Figure 1.1 : Cycle de Management des Boues de Vidange

1.3.2. Objectifs spécifiques

Les objectifs spécifiques de recherche sont formulés sous forme de questions et traités dans les chapitres du rapport, tels que mentionnés ci-après.

- ✓ Quelle est l'influence de la serre sur le processus de séchage des boues de vidange ? Quelle est l'influence du retournement de la boue à la surface sur le séchage des boues de vidange ? Les concentrations des polluants trouvés dans le percolât respectent-elles les normes sénégalaises de rejet ? Quelle est la valeur énergétique des boues après séchage sur lit à 90% ? Quelle est l'influence du séchage sur l'abattement des œufs d'helminthes ? **Chapitre 3**
- ✓ Quelle est l'influence de la nature du media filtrant (sable, silex, coquillage, brisure de verre et copeaux de bois) sur le séchage des boues de vidange ? Quelles sont les influences de la maille du filtre (0.2-0.6 mm et 0.6-1 mm) sur le séchage des boues de vidange et sur la qualité du percolât ? Quelle est l'influence du retournement sur le séchage des boues de vidange ? Quelles sont les influences de la charge hydraulique

sur le séchage des boues de vidange, sur la quantité du percolât et sur la durée de la percolation ? **Chapitre 4**

- ✓ Quelles sont les influences de la nature du media filtrant (sable, silex, coquillage et brisure de verre) sur le colmatage et sur la qualité du percolât ? Quelles sont les influences de la charge surfacique (10, 15, 20 et 25 kg/m²) sur le colmatage et sur la qualité du percolât ? **Chapitre 5**
- ✓ Quelle est le type de assainissement individuel utilisé à Dakar ? Quelle est le nombre moyen de personnes utilisant un système d'assainissement individuel ? Quelles sont les caractéristiques des boues de vidange de Dakar ? Quelle est l'influence de la forme sur le séchage des boues de vidange ? Quelle est l'influence du séchage sur l'abattement parasitaire des boues de vidange ? Quelle sont les influences de la forme (gâteau, pellette et briquette) des boues séchées et le charbon de bois sur la quantité de chaleur produite par la combustion de 5 kg ? Quelle est l'évolution de la chaleur produite par le chauffage de l'huile ? Quelle est la quantité de résidus produite après combustion de 60 minutes ? **Chapitre 6**
- ✓ Comment le conditionnement affecte la déshydratation et l'épaississement des boues de vidange ? Quelle est la meilleur dose pour la déshydratation et l'épaississement ? Quelles sont les voies et moyens pour optimiser les capacités des bassin de stockage et des lits de séchage ? Quel conditionneur a le plus grand potentiel de mise à l'échelle ? **Chapitre 7**

1.4. METHODOLOGIES DE RECHERCHE

La justification du choix des méthodes, ainsi que les détails de leur application sont décrites dans chaque chapitre de la thèse. Notre souci de rendre indépendantes la lecture et l'exploitation de chacun des chapitres a conduit à quelques redondances dans le texte (méthodes, résultats, bibliographie).

- ✓ Influence de la serre et de retournement

Cette étude a été menée sur douze (12) lits dont six (6) sous serre et six (6) nus de dimensions chacun 2 m x 2 m x 1 m (longueur x largeur x hauteur). Chaque serre est muni d'un extracteur d'air et d'un ventilateur d'air qui fonctionnent par intermittence d'une heure de marche suivi d'une heure de repos. Deux charges à savoir 100 kg MS/m²*an et 150 kg MS/m²*an de épaissie pendant une semaine ont été appliquées sur les lits respectivement pour une de trois et quatre semaine. Le

retournement quotidien de la surface de la boue a été faite à partir du quatrième jour. Le quantification quotidienne du percolât a été faite jusqu'à l'arrêt définitif de la percolation.

✓ Filtres alternatifs au sable

Dans cette étude, le sable usuel dans les lits de séchage a été comparé au silex, au coquillage, aux brisures de verre et aux copeaux de bois en terme de séchage des boues de vidange, de quantification et de la qualité du percolât sur baril de 25 cm x 30 cm x 50 cm (largeur x longueur x hauteur). Deux mailles de chaque filtre ont été choisies et chaque type de maille est appliqué en triplet sur les barils. Les charges hydrauliques 150, 300 et 450 kg MS/m²*an ont été utilisées pour une durée de 14 jours de séjour sur les lits. Le retournement quotidien à la surface de la boue a été faite à partir du quatrième jour.

✓ Etude du colmatage

Cette étude a été faite sur des tubes PVC de couleur noir de hauteur 140 cm et de diamètre 10.5 cm. Quatre filtres tels que le silex, le coquillage, les brisure de verre et le sable et quatre charges 10, 15, 20 et 25 kg MS/m²*an ont été utilisé pour chaque test. Tous les cinq jours, les colonnes sont vidées et remplies à nouveau de la boue fraiche jusqu'à ce que le pourcentage de percolât collecté soit inférieur à 10 % du volume total de boue appliqué. Le percolât a été recueilli et quantifié quotidiennement avec des seaux placés en bas des colonnes.

✓ Combustion des boues séchées

Dans cette partie, toute la filière de boue allant de la collecte, au traitement et jusqu'à la combustion des boues séchées a été évaluée. La combustion de cinq (5) kg de boues de forme gâteau, pellette et briquette et de charbon de bois a été faite dans un four pilote. La chaleur générée de cette combustion a permis de chauffer l'huile contenue dans le serpentin.

✓ Conditionnement des boues de vidange

Dans cette étude, le conditionnement des boues de vidange de Dakar a été effectuée avec huit (8) coagulants dont trois (3) naturels et cinq (5) synthétiques. Différentes doses et concentrations ont été utilisées sous formes liquide (coagulant synthétique et naturel dilués avec de l'eau distillée) et poudre (Moringa olifera, Jatropha et Calotropis procera). Le temps de mixage de la boue avec le jar test a été maintenue à 2 minutes, par ailleurs la vitesse de mixage et la durée de sédimentation des boues dans

les cônes Imhof ont variées avec des intervalles variés. Pour appréhender le processus de déshydratation des boues de vidange conditionnées sur lits de séchage non plantés, nous avons appliqué le décantât de la boue avec des charges hydrauliques variables dans des tubes PVC de couleur noire.

1.5. PRESENTATION DU MILIEU D'ETUDE

Le Sénégal est situé à l'ouest du continent Africain, se trouve entre 12 et 17°N avec une superficie totale de 196.700 km². Comme montré à la Figure 1.2, la région de Dakar est située dans la presqu'île du Cap Vert et s'étend sur une superficie de 550 km², soit 0,28 % du territoire national. Elle s'étend entre les 17° 10 et 17° 32 de longitude Ouest et les 14° 53 et 14° 35 de latitude Nord. Elle est limitée à l'Est par la région de Thiès et par l'Océan Atlantique dans ses parties Nord, Ouest et Sud (Anonyme 1, 2007).

La densité de la population qui était de 50 habitant au km² en 2002, est passée de 65 habitants au km² en 2013. La région de Dakar se démarque de très loin des autres régions du Sénégal avec une densité de 5404 habitants au km². La population de Dakar est estimée à 2956023 habitants en 2013, soit près du quart de la population totale (ANSD, 2013). Cette démographie galopante crée d'épineux problèmes environnementaux telles que la gestion des déchets liquides et solides. Selon Dodane (2012) près de 70% de la population de Dakar est desservie par le système de fosse septique.

La région de Dakar est caractérisée par une saison sèche de Novembre à Juin et une saison qui s'étale de pluie de Juillet à Octobre avec une pluviométrie estimée entre 500 et 600 millimètre. Par conséquent, les totaux mensuels les plus élevés sont enregistrés en Août et en Septembre. Selon Sagna (2005), les perturbations cycloniques apportent des quantités substantielles au cœur et à la fin de l'hivernage caractérisé par des décalages de jours de pluies très rapprochés. Du fait des effets de la mer, l'humidité relative de l'air est tempérée avec une moyenne annuelle de 67% dont les valeurs élevées sont obtenues en période pluvieuse.

Les moyennes annuelles de radiation solaire à l'ombre sont estimées à 5.8 kW/m²/jour avec un maximum 6.9 kW/m²/jour (Avril) et le minimum de 4.7 kW/m²/jour est observée au mois de Décembre. Le soleil apparait en moyenne 8,6 heures par jour avec un maximum de 9.9 heure/jour en Avril et un minimum 7.7 heure/jour en Août (Youm et al., 2000). Les

températures maximales moyennes varient entre 22°C et 32°C entre Décembre et Avril et entre 27°C et 32°C entre Mai et Novembre avec une humidité relative de 80%.

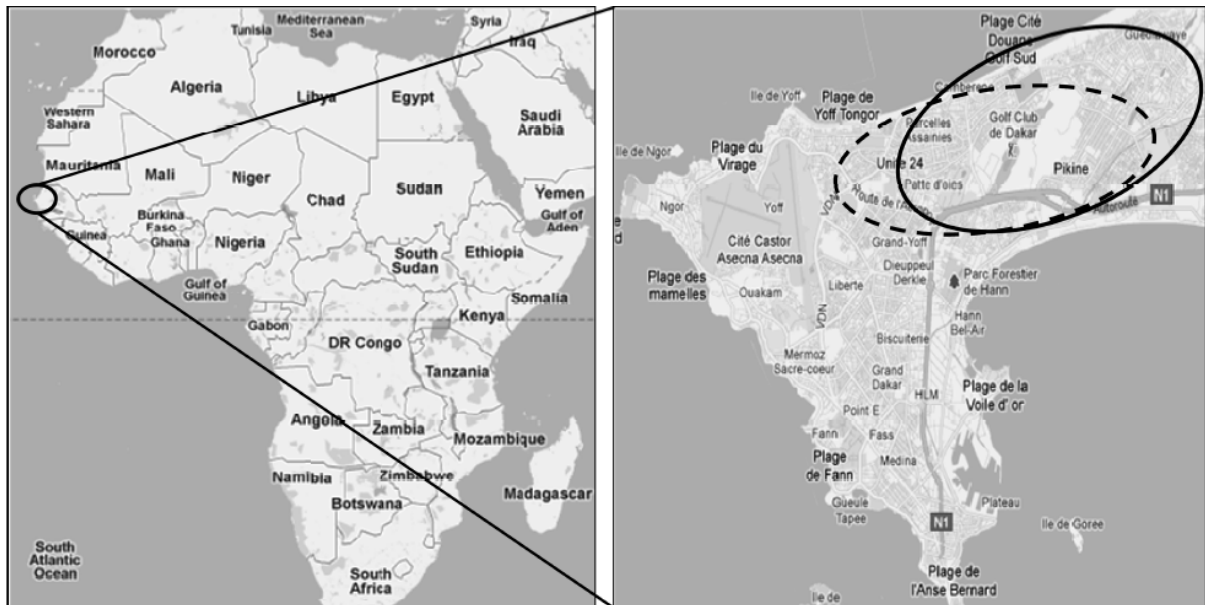


Figure 1.2 : Délimitation du site de l'étude

**CHAPITRE 2 ETAT DES LIEUX DE LA GESTION DES BOUES DE
VIDANGE EN AFRIQUE DE L'OUEST**

2.1. SITUATION DE L'ASSAINISSEMENT DES EXCRETAS ET EAUX USEES EN AFRIQUE DE L'OUEST

2.1.1. Les modes ou systèmes d'assainissement existants

Le réseau d'égouts est le mode ou le système dit « conventionnel » d'assainissement urbain des excréta et eaux usées ayant apparu dans les métropoles de l'Afrique subsaharienne au cours de la période des indépendances. Seules quelques villes capitales ont été équipées de ce système dans les quartiers centraux. Face à la croissance rapide de l'urbanisation et de la démographie, cette forme s'est trouvée incapable de répondre aux besoins des populations. Les premières villes, telles que Dakar, Abidjan et Yaoundé qui se sont dotées de ce système, ont vite fait face à de nombreux problèmes : fonctionnement, entretien et de renouvellements des réseaux et des stations d'épuration, insuffisance des raccordements, manque d'eau, et surtout de financement des extensions aux quartiers périphériques mal structurés ou non planifiés. Comme réponses à ces difficultés, les ingénieurs ont commencé à promouvoir des technologies alternatives au système d'égouts.

L'assainissement autonome (latrines essentiellement) va alors s'imposer comme la forme la plus accessible aux populations urbaines. Ce système se caractérise par une quasi-standardisation des types d'installations : latrines simples, latrines à fosse ventilée de type VIP, latrine à fosse revêtue, fosses septiques. Les latrines simples, constituées par un trou de défécation, un mur de clôture et une dalle, restent très prépondérantes en raison de leur coût très abordable et de leur construction facile par les membres de la famille. Ce type de latrine produit des boues très compactes qui ne sont pas facile à aspirer par un camion de vidange. Le manque de contrôle de l'exécution des ouvrages par les autorités communales entraîne la réalisation de latrines à des profondeurs pouvant présenter des risques sur les eaux des puits familiaux (Baba-Moussa, 1994). Depuis quelques années, est apparue la latrine type «Ecosan» qui fait la séparation à la source des urines et des fèces. Elle est présentée comme une alternative pour les quartiers ruraux ou périphériques des villes. Le CREPA, avec l'appui de la coopération suédoise, a entrepris depuis 2003 des activités de recherche et de vulgarisation de cette technologie dans les pays membres (Klutsé et al., 2005).

Entre le système collectif (égouts) et le système autonome (latrine familiale), il existe le système autonome semi-collectif composé par les latrines publiques et le réseau d'égouts à faible diamètre. Les cas de construction de ce système à l'échelle d'une commune sont très rares et la maîtrise de la conception par les ingénieurs reste faible. Le réseau d'égouts à faible

diamètre constitue une alternative sérieuse et adaptée aux quartiers de forte densité de population ou nouvellement construits surtout par les agences immobilières. Ce système a connu des expériences réussies de mise en œuvre (montages financiers et institutionnels, réduction des coûts de réalisation et de raccordement) dans des villes d'Asie et d'Amérique latine (Mara, 2004).

2.1.2. Les taux de couverture en assainissement

Les proportions de population ayant accès aux services d'assainissement des eaux usées et excréta en Afrique subsaharienne restent encore faibles. Selon UNICEF and WHO (2004), les taux de couverture en assainissement sont passés de 32% en 1990 à seulement 36% en 2002; cela représente environ 437 millions de personnes sans assainissement de base. La situation est encore plus alarmante en milieu rural (55%) qu'en milieu urbain (26%). Parmi les 35 pays les moins équipés en latrines, une vingtaine en proportion de population sans assainissement sont de l'Afrique subsaharienne. La Figure 2.1 indique que l'assainissement urbain est caractérisé par la prédominance de l'assainissement autonome. Dans les quelques villes disposant de réseaux d'égouts, les taux de raccordement des ménages restent très faibles (Collignon et al., 2000 ; Maiga et al., 2002). En plus de ces difficultés de raccordement des ménages, les systèmes collectifs – notamment les stations de traitement – souffrent de nombreux problèmes de conception, d'adaptation et d'entretien (Koné, 2002). si les progrès actuels sont maintenus, l'Afrique subsaharienne n'atteindra pas les objectifs du Millénaire en assainissement (40% de la population totale ayant accès à un assainissement amélioré).

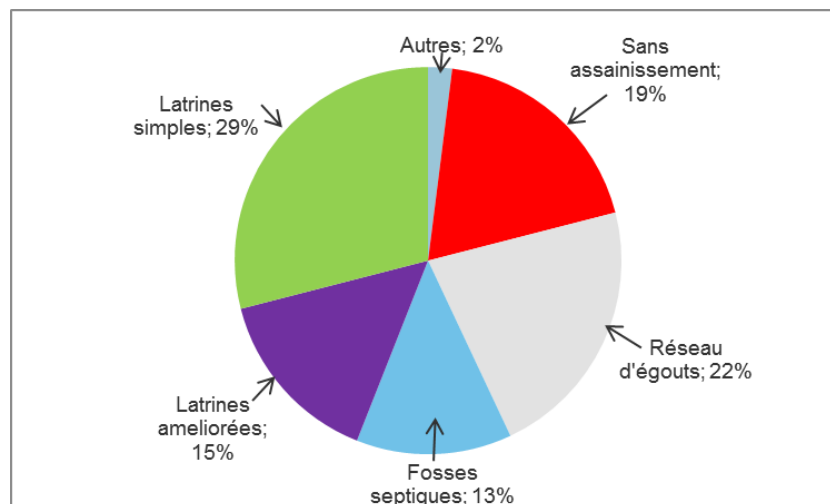


Figure 2.1 : Répartition des modes d'assainissement des excréta et eaux usées en Afrique subsaharienne

Source : WHO, UNICEF and WSSCC (2000)

2.1.3. Les acteurs impliqués dans l'assainissement des excréta et eaux usées

Plusieurs acteurs publics et privés interviennent dans le secteur de l'assainissement urbain :

- ✓ Les ministères : leur rôle est d'élaborer les politiques et la réglementation en matière d'assainissement (cadre institutionnel, objectifs et stratégies, instruments et mécanismes financiers).
- ✓ Les agences gouvernementales (cas de l'Office National de l'Assainissement du Sénégal) chargées de mettre en œuvre la politique du gouvernement par la fourniture du service, la gestion des systèmes collectifs et la mobilisation des financements.
- ✓ Les municipalités : elles ont la mission d'assurer dorénavant l'hygiène et la salubrité publiques dans l'espace communal (élaboration de la réglementation locale, organisation et gestion de l'assainissement) dans le cadre des politiques de décentralisation.
- ✓ Les entreprises privées : elles sont actives dans la construction des ouvrages (maçons), la vidange des latrines, la collecte et le transport des boues, la gestion de station de dépotage des boues (cas de l'ONAS de Cambérène), ainsi que les études d'ingénierie. Les entreprises multinationales ne se sont pas encore investies dans le secteur de l'assainissement où le retour d'investissement n'est pas aussi évident et perceptible que le secteur de l'eau potable.
- ✓ Les ONG et associations : elles sont en général actives dans le marketing social (sensibilisation des populations aux pratiques d'hygiène) et la promotion des technologies alternatives à faible coût.
- ✓ Les ménages : ce sont les principaux demandeurs du service d'assainissement ; par leurs comportements et capacités à payer, ils définissent le type de service à développer.
- ✓ Les maraîchers et agriculteurs réutilisent, dans la plupart des villes, les eaux usées pour l'arrosage (Cissé G., 1997).
- ✓ Les agences d'aide au développement et les organisations internationales telles que la Banque Mondiale, la Banque Africaine de Développement, l'UNICEF qui financent les investissements (études, construction des ouvrages).

2.1.4. Les modes de financement des investissements et des charges récurrentes

L'essentiel du financement dans le secteur de l'assainissement est assuré par les ménages pour les investissements (construction d'installations autonomes) et les charges récurrentes (vidange des fosses). Les rares systèmes d'assainissement collectifs ont été financés par les fonds publics (aides ou crédits) avec l'appui des partenaires extérieurs. Les investissements dans le traitement et l'élimination des boues de vidange restent hors de portée des petites communes ; ils nécessitent des financements publics plus importants en complément aux initiatives des ménages. L'assainissement reste le parent pauvre des financements car ne faisant l'objet que de peu d'intérêt de la part du système bancaire classique dans les pays de la sous-région.

2.1.5. Les principaux problèmes émergents

- ✓ Le manque de vision globale et à long terme de l'assainissement et, la méconnaissance de la demande de la part des autorités municipales, constituent des freins à la mobilisation des ressources locales et extérieures nécessaires pour élargir le service à tous les ménages.
- ✓ Sur le plan organisationnel et institutionnel, les deux problèmes cruciaux restent le dialogue entre les parties prenantes au niveau national et local pour définir un cadre institutionnel clair, et l'influence limitée des acteurs locaux (entreprises privées, ONG et associations) dans les stratégies et processus de décision.
- ✓ Le financement des ouvrages de traitement des boues de vidange (investissement et exploitation) est un problème irrésolu pour l'ensemble des communes de la sous-région. En effet, les communes, nouvellement créées pour la plupart, n'ont pas les moyens suffisants pour faire face à leur nouvelle mission de promotion de l'hygiène et de la salubrité publique. Sans un engagement fort et décisif des gouvernements et de la communauté internationale, les seuls efforts des ménages et des communes seront insuffisants pour accroître le taux d'accès à l'assainissement amélioré dans les échéances fixées pour les OMD.
- ✓ La promotion de l'assainissement s'est surtout concentrée sur la proposition de diverses technologies répondant aux capacités de payer des ménages. Le passage d'une technologie à l'autre se fait sans une réelle amélioration du niveau de service, et

sans connaissance précise du nombre existant et des contraintes de fonctionnement et d'exploitation de chaque type.

2.2. PRODUCTION BOUES DE VIDANGE : PRÉOCCUPATION ÉMERGENTE

Les quantités de boues à évacuer sont de plus en plus importantes et inquiétantes du fait de l'accroissement démographique des villes, et du recours exclusif aux latrines. Les quantités d'excrétas produites quotidiennement peuvent significativement varier suivant les habitudes alimentaires. Par ailleurs, la population avec une dont le régime alimentaire est très riche en fibre produit une beaucoup d'excrétas (masse et volume) comparé aux ceux qui ne nourrissent plus en viande et aliments transformés (Guyton, 1992). Par conséquent, les fréquences d'excrétion fécale est estimée en moyenne une selle par personne et par jour, ou d'une selle par semaine à cinq selles par jour (Feachem et al., 1983; Lentner et al., 1981). En plus, quantité de BV dépend de la durée et spécialement des habitudes qui influent ou les personnes utilisent les toilettes, telles que les horaires de travail, les habitudes de manger et de boire, modèle et cohésion sociétale, et fréquence d'utilisation des toilettes. Le volume de production d'excrétas est présentés au Tableau 2 1.

Tableau 2 1 : Taux de production d'excrétas

Localisation	Poids humide (g/personne*jour)
Pays développés ¹	100-200
Pays sous-développés, zone rurale ²	350
Pays sous-développés, zone urbaine ²	250
Chine ³	315
Thaïlande ⁴	120-400

¹(Lentner et al., 1981) ; (Feachem et al., 1983) ; (Jönsson et al., 2005 -a) ; (Vinnerås et al., 2006), ²(Feachem et al., 1983) , ³(Gao, 2002) , ⁴(N. L. Schouw et al., 2002)

La production journalière d'urine basée sur la consommation de liquide, le régime alimentaire, les activités physiques et les facteurs climatiques varie significativement (Feachem et al., 1983; Lentner et al., 1981). Le Tableau 2 2 donne l'exemple de quantité d'urine produite dans certaines localités.

Tableau 2 2 : Taux de production d'urine

Localités	Volume (ml/personne/jour)
Valeur générale pour un adulte ¹	1000-1300
Sweden ²	1500
Thaïlande ³	600-1200
Suisse (maison, semaine) ⁴	637

¹(Feachem et al., 1983), ²(Vinnerås et al., 2006), ³(N. L. Schouw et al., 2002), ⁴(Rossi et al., 2009)

Dans le cadre des OMD, les projets et programmes initiés par les gouvernements, les communes, les agences de développement et les ONG mettront l'accent sur la construction de latrines « améliorées » pour accroître le taux de couverture en assainissement. Une gestion non appropriée des boues anéantirait les efforts d'amélioration de l'hygiène familiale (échelle du ménage), de la salubrité et de la santé publique (échelle du quartier), et de protection de l'environnement (échelle de la commune).

2.3. GESTION DES BOUES DE VIDANGE

2.3.1. Définition des concepts

Boues de vidange

Les boues de vidange (BV) proviennent des technologies d'assainissement individuel, et ne sont pas transporté par les réseaux d'égouts. Elle est fraîche et partiellement digérée, en suspension ou semi-solides, et provient de la collecte, du stockage ou du traitement de combinaison d'excrétas avec eaux grises, avec ou sans eaux grises (Strande et al., 2014). La boue présente des degrés de variations de la stabilisation biologique obtenue principalement à travers la digestion anaérobique, en fonction de la température ambiante, la durée de stockage, et l'inhibition ou l'amélioration dues à la présence d'autres substances non fécales.

Biosolides

Le terme biosolides est défini comme étant le produit primaire de solide organique obtenu par procédé du traitement des eaux usées municipales et peut être réalisable comme amendements ((U.S. Environmental Protection Agency) EPA, 1995 ; NRC, 1996). Le mot biosolides a été utilisé par les usines de traitement des boues d'épuration pour donner une meilleur image de leur produit au regards du publique (Rampton, 1998). La notion de boue

dépuration est définie comme résidu solide, semi-solide ou liquide produit au cours du traitement des eaux usées domestiques dans les stations de traitement (NRC, 1996). Dans le contexte de cette étude, les biosolides seront considérés comme solides produit de la déshydratation des boues de vidages domestiques sur media filtre. La composition des biosolides est très complexe car contenant des matières organiques, inorganiques, des polluant biologiques provenant des maisons, des établissement commerciaux et des industries. Ces polluant incluent les contaminants inorganiques (ex. métaux et traces d'éléments), contaminent organiques (ex. produits pharmaceutiques) et les bactéries (ex. bactéries, virus, protozoaires, les helminthes). Les biosolides sont utilisés comme amendement des sol dans l'agriculture et dans l'aquaculture en Chine, en Asie du Sud-Est et dans quelques pays Africains (Cross, 1985; StraussHeinss et al., 2000; Timmer et al., 1998; Visker, 1998). Selon Muspratt (2014), les biosolides ont en moyenne 17 MJ/kg MS de pouvoir calorifique et est largement supérieur au 7 MJ/kg MS recommandé par World Bank (1999) pour que la combustion soit possible. Selon Cofie (2006), la quantité d'œufs d'helminthes contenue dans les biosolides produits sur lits de séchage est énorme. Par ailleurs, l'inactivation de ces pathogènes peut être effectuée par co-compostage par biodégradation de la fraction solide mais aussi et surtout par incinération. Par ailleurs, les déchets industrielles déversés dans réseaux d'égouts entraînent la croissance des concentrations des métaux lourds dans les biosolides produits (Heinss et al., 1998 -a).

Coagulation

La coagulation est un processus par lequel les petites particules sont reliées les unes aux autres formants des floccs de taille suffisante pour être séparées de la solution en un laps de temps (Meyssami et al., 2005). Elle permet de supprimer les répulsions inter-colloïdales : les cations se lient aux colloïdes et les neutralisent.

Floculation

La floculation est un processus physico-chimique au cours duquel des matières en suspension s'agglomèrent pour former des particules plus grosses naturellement ou par l'ajout d'un flocculent et disposant une masse suffisante pour se décanter.

Décantation

La décantation est un processus gravitaire de séparation solide-liquide des particules en suspension (Blazy, 2007). Ce processus mécanique se traduit par une migration des particules en suspension plus lourdes que l'eau vers le fond. Cette technique est souvent utilisée dans les bassins de décantation pour un prétraitement des eaux ou des boues de vidange.

Filtration

La filtration est un processus de séparation solide-liquide, et réalisable par centrifugation, par filtre presse ou par lits de séchage. Ce principe est utilisé dans l'épuration des boues de vidange surtout pour la rétention des matières en suspension par tamisage mécanique à la surface du filtre ou par accrochage à l'intérieur de la masse poreuse.

2.3.2. Caractéristiques des eaux usées

L'eau usée domestique contient plusieurs substances (Metcalf et al., 2003). Les caractéristiques des eaux usées dépendent de plusieurs facteurs à savoir le pays d'origine, le type de nourriture, l'état sanitaire et la qualité de l'eau utilisée. Les eaux usées peuvent être classées en trois catégories faible, moyenne et forte comme l'a mentionné Metcalf et Eddy (2003) au tableau 2.3. La concentration des eaux usées dépend des quantités d'eau utilisées par jour. Dans les pays où l'eau est rare, les eaux usées sont souvent très concentrées. Par ailleurs, les populations riches utilisent plus l'eau par rapport à celle de la population pauvre, par conséquent les eaux deviennent moins concentrées.

Tableau 2.3 : Composition des eaux usées domestiques

Paramètre	Faible	Moyen	Concentré
DBO ₅ , 20°C	110	220	400
Carbone total	80	160	290
DCO	250	500	1000
NH ₄ ⁺	12	25	50
NO ₃ ⁻	0	0	0
NO ₂ ⁻	0	0	0
Phosphore total	4	8	15

Phosphore organique	1	3	5
Sulfate	20	30	50
Graisse	50	100	150
Coliforme fécale	$10^6 - 10^7$	$10^7 - 10^8$	$10^7 - 10^9$
Matières sèches (MS)	350	720	1200
Matières dissoutes	250	500	850
Matières volatiles	105	200	325
Matières en suspension	100	220	350
Azote total	20	40	85
Azote organique	8	15	35

Toutes les concentration sont en mg/l excepté le coliforme No./100ml

2.3.3. Caractérisation des boues de vidange

Les paramètres considérés dans la caractérisation des BV incluent la teneur en matières solides, demande chimique en oxygène (DCO), demande biochimique en oxygène (DBO), nutriments, pathogènes, et les métaux. Ce sont les mêmes paramètres suivant dans l'analyse des eaux usées domestiques, cependant, il urge de souligner que les caractéristiques des eaux usées domestiques et des BV sont très différentes. Le Tableau 2 présente des exemples de caractéristiques de BV obtenues dans la littérature illustrant la forte variabilité avec les BV des stations de traitement. Les matières organiques et solides, l'ammonium, et les concentrations des œufs d'helminthes sont typiquement élevées avec un facteur de dix à cent comparés aux eaux usées domestiques (Strauss M. et al., 2002).

Tableau 2.4 : Caractéristiques des BV provenant des fosses comparées à celles des eaux usées

Paramètres	Sources de BV		Station de traitement	Sources
	Toilette publique	Fosse		
pH	1.5-12.6		-	((USEPA). 1994)

	6.55-9.34		-	(I. M. Kengne et al., 2011)
Matière sèche, MS (mg/l)	52,500	12,000-35,000	-	(Koné et al., 2004)
	30,000	22,000	-	((NWSC), 2008)
	≥3.5%	<3%	<1%	(Heinss et al., 1998 -a)
Matière volatile sèche, TVS (en %MS)	68	50-73	-	(Koné et al., 2004)
	65	45	-	((NWSC), 2008)
DCO (mg/l)	49,000	1,200-7,800	-	(Koné et al., 2004)
	30,000	10,000	7-608	((NWSC), 2008)
	20,000-50,000	<10,000	500-2,500	(Heinss et al., 1998 -a)
DBO (mg/l)	7,600	840-2,600	-	(Koné et al., 2004)
	-	-	20-229	((NWSC), 2008)
Azote total, NT (mg/l)	-	190-300	-	(Koné et al., 2004)
	-	-	32-250	((NWSC), 2008)
NH₄N (mg/l)	3,300	150-1,200	-	(Koné et al., 2004)
	2,000	400	2-168	((NWSC), 2008)
	2,000	<1,000	30-70	(Heinss et al., 1998 -a)
Nitrate, NO₃⁻ (mg/l)	-	0.2-21	-	(T. Koottatep, Surinkul, N., Polprasert, C., Kamal, A.S.M., Koné, D., Montangero, A., Heinss, U., Strauss, M., 2005)
TP(mg/L)	450	150	9-63	((NWSC), 2008)
Coliforms (cfu/100mL)	1x10 ⁵	1x10 ⁵	6.3x10 ⁴ -6.6x10 ⁵	((NWSC), 2008)
Oeufs d'helminthes	2,500	4,000-5,700	-	(Heinss et al., 1994)
	20,000-60,000	4,000	300-2,000	(Koné et al., 2004)
	-	600-6,000	-	(A.M. Ingallinella et

				al., 2002)
	-	16,000	-	(Yen-Phi et al., 2010)

2.3.3.1. Les matières solides

La concentration en matière sèche (MS) dans les BV est composé de matières organique (volatile) et inorganique, et est composé de matière flottant, matière décantée, matière colloïdale et de matière et solution. Les matière sèches (MS) sont quantifiées comme étant restant après 24 heures de séchage dans une étuve à 103-105°C. Les matières volatiles constituent la partie de matière sèche brûlée à 500°C, et cette partie est considérée comme une portion de matière organique. Les solides fixes sont une quantité restant après combustion, et sont généralement considéré comme une matière inorganique. La fraction de matière en suspension des BV est définie comme étant la partie de solide qui ne traverse pas le filtre, contrairement à la matière dissoute. Puisque ces valeurs dépendent fortement de la maille qui est utilisée, il est important de reporter le diamètre du filtre avec les données.

2.3.3.2. Demande Biochimique en oxygène (DBO) et Demande chimique en oxygène (DCO)

La demande en oxygène des BV est un important paramètre à suivre, puisque la décharge de BV dans l'environnement peut appauvrir ou réduire l'oxygène contenue dans les masses d'eau entraînant un possible mort de la faune aquatique. La demande en oxygène est réduit par la stabilisation, et peut être obtenue par un traitement aérobique et anaérobique. La DBO est la mesure de l'oxygène utilisée par les microorganismes pour dégrader la matière organique. La méthode standard pour la détermination de la DBO entraine l'incubation à 20°C pendant 5 jours, et est reporté en DBO₅ in mg O₂/L. Les matières non carbonées peuvent aussi consommées l'oxygène, par exemple l'oxydation de l'ammonium en nitrate peut augmenter la valeur de DBO reportée. Pour prévenir ce phénomène, la nitrification peut être inhibé par l'addition de produits chimiques. La distribution des tailles de particules (petite ou soluble) ont un coefficient de DBO très rapide. La variabilité de la filtration, de la dilution et des méthodes d'échantillonnage peut être pris en compte. La DCO représente l'oxygène équivalent de la matière organique pouvant être oxydé chimiquement avec le dichromate, un puissant oxydant chimique. La DCO est toujours supérieure à la DBO pour plusieurs raisons :

- ✓ Les molécules organiques complexe lesquelles sont résistant à la biodégradation, deviennent oxydable par la DCO
- ✓ Quelques substance inorganiques peuvent aussi être oxydé par la DCO

✓ Inhibition des bactéries au moment du test de DBO

La DCO est déterminé au laboratoire par la méthode de reflux ouvert ou fermé, et par des kits commerciales sont facilement disponible (APHA/AWWA/WEF, 2005). Le rapport DCO/DBO peut aussi être utilisé comme indicateur de la biodégradabilité relative de la matière organique dans différents flux de déchets.

2.3.3.3. Les nutriments des boues de vidange

Les nutriments contenues dans les boues de vidange proviennent des aliments. Les quantités produites dans les excréta sont estimées à 10-20% d'azote, 20-50% de phosphore et 10-20%, contre 80-90% d'azote, 50-65% de phosphore et 50-80% de potassium proviennent de l'urine (Berger, 1960 ; Guyton, 1992; Jönsson et al., 2005 -b; Lentner et al., 1981 ; N. L. Schouw, Danteravanich, S., Mosbaek, H., Tjell, J.C. , 2002; Vinnerås et al., 2006). L'ammonium (NH_3) est produit par déamination de l'azote organique et hydrolyse l'urée ($\text{CO}(\text{NH}_2)_2$) de l'urine par uréase. La majorité de l'ammonium de BV brute provient de l'urine (Jönsson et al., 2005 -b). L'azote dans l'excréta est constitué à 20% comme ammonium, 17% comme azote organique dans les selles où demeurent les bactéries, et le restant comme matière organique (i.e. protéines et acide nucléique) (Lentner et al., 1981). L'azote est un important paramètre à considérer dans le traitement des BV, car sa concentration dans les BV est 10-100 fois plus élevée que celle trouvée dans les eaux usées domestiques. Les facteurs tels que le pH, la durée du stockage, la présence d'oxygène, et le type de BV font que l'azote est présent en combinaison sous la forme d'ammonium (NH_4^+), d'ammoniac (NH_3), de nitrate (NO_3), de nitrite (NO_2), et de forme organique (i.e. amino-acides and amine).

La concentration en phosphore total dans les BV est de 2-50 fois plus que celle trouvées dans les eaux usées. Le phosphore dans les BV est présent sous forme de phosphate, forme acide ou basique de l'ortho phosphate (i.e. acide nucléique, phospholipide (H_3PO_4), phosphate (PO_4^{3-})), ou comme phosphate organique lié.

La mesure du pH est essentiel pour la compréhension des procédés chimiques, comme acide base chimique, alcalinité, neutralité, stabilisation biologique, précipitation, coagulation, désinfection, et control de corrosion (APHA/AWWA/WEF, 2005). Le pH des BV est normalement dans les marges de 6.5 à 8 (Al-Sa'ed et al., 2006 ; Cofie et al., 2006; A. M. Ingallinella et al., 2002).

2.3.3.4. Les œufs d'helminthes dans les boues de vidange

Lorsqu'on analyse les BV, les helminthes sont généralement utilisées comme indicateur de l'efficacité de la réduction des agents pathogène due à leur forte prévalence dans les pays en voie de développement, et leur persistance suivant le traitement. Il existe d'importants agents pathogènes à suivre, car à partir d'une infection humaine peut infecter cent personnes. *Ascaris lombricoïdes*, est le plus communément utilisé comme indicateur, car étant un des œufs de pathogène les plus résistant à désactiver dans le processus de traitement, et dont l'identification est relativement facile (Feachem et al., 1983). La capacité des œufs d'*ascaris lombricoïdes* de rester viable est la forte résistance de sa coquille, laquelle considère comme l'une des plus résistant des structures biologiques. La coquille permet le passage de l'essentiel de la respiration gazeuse tout en protégeant les œufs d'une large éventail de conditions chimiques et d'extrême pH (Nordin et al., 2009). L'énumération des œufs d'helminthes viables utilise une méthode microscopique, impliquant la sédimentation, la désorption, la centrifugation et la flottation. Pendant le développement, cette méthode est utilisé pour atteindre une efficacité de 30-70% dans l'énumération des œufs viables (Gaspard et al., 1995). La commission de recherche en eaux de l'Afrique du sud a développé et publié une méthode standard pour la récupération et l'énumération des œufs dans les eaux usées, dans les boues, dans le compost et dans l'urine à la Division des déchets de l'Afrique du sud (Moodley et al., 2008).

2.3.4. Collecte et le transport des boues de vidange

Dans les villes d'Afrique subsaharienne, les fosses des ouvrages d'assainissement sont vidangées mécaniquement par des camions ou autres engins motorisés équipés de pompes, ou manuellement à l'aide de matériels rudimentaires (Bösch et al., 1985 ; CREPA, 2002a, 2002b, 2002c, 2002d ; Strauss M. et al., 2002). La vidange mécanique est assurée par des entreprises publiques et privées pour la plupart, tandis que la vidange manuelle est pratiquée par les vidangeurs manuels ou les membres de la famille. Les vidangeurs manuels se servent de seaux et de pelles, et descendent eux-mêmes dans les fosses pour vider à la main, sans protection particulière. A titre d'exemple, la répartition des acteurs dans deux villes du Sénégal (Tableau 2.) indique une forte présence des vidangeurs manuels même dans les quartiers centraux. Dans de nombreuses villes de taille moyenne, il n'existe aucune entreprise de vidange mécanique.

Tableau 2.5 : Répartition des intervenants dans la collecte des boues dans quatre villes du Sénégal

Ville/quartier	Vidangeurs manuels (%)	Membres de la famille (%)	Camion vidangeur (%)
Dakar/cité Dioukhop	38	43	16
Kaolack / Diamaguène	7	6	79
Fatick / Peulga	7	19	56
Saint-Louis/Diamaguène	52	15	23

Source : CREPA (2002a)

Les difficultés rencontrées dans cette filière sont d'ordres institutionnelle, juridique, économique et financier (CREPA, 2004 ; Strauss et al., 2002).

- ✓ L'étroitesse des rues et le mauvais emplacement des latrines dans les concessions rendent la vidange impossible pour les camions de vidange ;
- ✓ Les camions de vidange sont pour la plupart de seconde main et peu adaptés à l'aspiration des boues de toute classe de viscosité (Bösch et al., 1985) ;
- ✓ Le transport de faibles volumes de boues (5-15 m³) sur de longues distances et à travers des rues étroites, peu carrossables n'est pas financièrement rentable pour les opérateurs ;
- ✓ Dans certaines villes, le manque de sites de dépotage aménagés contraint les vidangeurs à parcourir de longues distances à la recherche d'un endroit approprié ou à décharger en périphérie immédiate des villes.

A l'image des villes du Sénégal, les pratiques de rejets indiquées dans le Tableau 26 concernent aussi bien les camions de vidange que les vidangeurs manuels ; les premiers déversent à des endroits choisis en fonction de la distance, tandis que les seconds privilégient le rejet in situ soit dans la rue pendant la saison des pluies ou dans des fosses aménagées à cet effet dans la cour.

Tableau 2.6 : Lieux de rejet des boues dans quatre villes du Sénégal

Ville/quartier	Dans la cour (%)	Dans la rue (%)	A la décharge (%)
Dakar/cité Dioukhop	10	7	74

Kaolack/Diamaguène	7	5	76
Fatick/Peulga	8	18	56
Saint-Louis/Diamaguène	30	31	20

Source : (CREPA, 2002a)

2.3.5. Système de traitement des boues de vidange

L'objectif majeur du traitement des boues de vidange est d'assurer la préservation de la santé humaine et de l'environnementale. La réglementation spécifique portant sur le traitement, la décharge, et la réutilisation des sous-produits des boues de vidange est nécessaire pour assainir le domaine. Beaucoup de système de traitement sur les boues ont été importés des eaux usées mais il est à rappeler que le transfert direct de ces genres de technologies posent parfois problème. Les boues de vidange sont totalement différentes des eaux usées, et cette différence impact directement sur leur mode de traitement (Kopp et al., 2001; Spellman, 1997). D'importantes propriétés peuvent être considérées incluent ainsi la stabilisation, la charge organique, la largeur et densité des particules, l'oxygène dissout, la température, le pH, l'eau contenue et la viscosité. La compréhension actuelle des mécanismes physiques, chimiques et biologiques dans la gestion des boues de vidange est limitée et a été acquiert via des observations empirique.

2.3.5.1. Principes physique de traitement des boues de vidange

Un des mécanismes les plus important réside dans le traitement est la déshydratation. Les boues de vidange sont principalement constituées d'eau dont la teneur dépend de la technologie mise en place. Les méthodes de déshydrations usuelles incluent la décantation gravitationnelle, la filtration sur lits de séchage, l'évaporation et l'évapotranspiration par des plantes. L'état de fonctionnement des systèmes de traitement des boues est quasi similaire à celui décrit par Koné (2002) pour les stations de traitement des eaux usées. Le processus de déshydratation des boues de vidange est fortement affectée par la durée de stockage dans la fosse. Par ailleurs, les boues fraîches sont plus difficile à déshydrater comparées à celle anciennes plus stabilisées. La majeur partie de l'eau contenue dans la boue est sous forme libre (ni absorbée, ni liée, non influencée par les forces capillaires) et peut être séparée de la phase solide par décantation ou par filtration. Tandis que l'eau liée comprend la phase interstitielle, surfacique, et la forme intracellulaire. L'eau interstitielle (eau capillaire) se trouve entre les espaces des pores, mais liée au solide à travers les forces capillaires. Par

ailleurs, l'eau surfacique (eau colloïdale) se trouve entre les solides et microorganismes, par adsorption et adhésion. Ainsi l'eau libre est plus facile à enlever contrairement à l'eau liée (Kopp et al., 2001). Généralement, le liquide produit de ce traitement est très chargé et nécessite un traitement supplémentaire. L'eau intercellulaire est contenue entre les microorganismes, et il est seulement enlevée par traitement mécanique. Lorsqu'une eau est physiquement liée au solide, son enlèvement devient plus difficile car pouvant s'effectuer soit par l'ajout d'additif chimique, soit par la centrifugation, soit par presse ou par évaporation.

2.3.5.1.1. Mécanismes gravitaire de séparation solide liquide

Cette méthode est pratiquement plus utilisée pour la séparation solide-liquide dans le traitement des BV. Ainsi, les particules plus lourdes que l'eau se décantent et dont la vitesse dépend de la taille des particules, de la concentration des matières en suspenses, et de la floculation. Il existe quatre types de mécanisme de décantation telles que les particules discrets, les flocculent, les entraves et la compression. La décantation de particules discrètes se produit au cours des faibles concentrations lorsque les particules se décantent individuellement sans réaction avec d'autres particules. La décantation par floculation se produit lorsque les particules adhèrent et fusionnent, augmentent leur masse et la vitesse de décantations. Par ailleurs, il existe trois forces majeures qui affectent la décantation des particules : pesanteur, flottabilité et force de glissement (force de résistance). La force de pesanteur dépend de la densité des particules et le fluide et le volume des particules. La force de pesanteur peut être calculée comme présentée dans l'équation 1.1.

$$\text{Equation 1.1 : } F_g = \rho_p * v_p * g = \rho_p \left(\frac{1}{6} \pi d_p^3 \right) g$$

- ❖ F_g : Force due à la pesanteur (N)
- ❖ ρ_p : densité des particules (kg/m^3)
- ❖ v_p : volume des particules (m^3)
- ❖ d_p : diamètre des particules (m)
- ❖ g : Constante de pesanteur (9.81m/s^2)

La force de flottabilité est l'inverse de la force de pesanteur, (représentée par un signe négatif équation 1.2), et dépend de la densité du liquide.

$$\text{Equation 1.2 : } F_b = - \rho_L * v_p * g = - \rho_L \left(\frac{1}{6} \pi d_p^3 \right) g$$

- ❖ F_b : Force due à la flottation (N)

- ❖ ρ_p : densité du liquide (kg/m^3)
- ❖ v_p : volume des particules (m^3)
- ❖ d_p : diamètre des particules (m)
- ❖ g : Constante de pesanteur (9.81m/s^2)

La force de résistance dépend de la vitesse et le diamètre des particules, la densité et la viscosité du fluide, et le coefficient de résistance lequel est fonction du nombre de Reynolds et le régime de l'écoulement (laminaire, transitionnelle, et turbulente).

Equation 1.3 : $F_b = - 3\pi\mu d_p$

La flottation apparaît lorsque les particules en suspension ont une densité similaire ou faible par rapport l'eau, par exemple les cellules d'algues, graisses, les huiles, et les graisse. Les bulles d'air peuvent attacher les particules, et s'ils ont une densité similaire à l'eau, ceci est suffisant pour les flotter à la surface. La couche qui se forme à la surface du liquide est sous forme d'écume.

2.3.5.1.2. Mécanisme de séparation solide-liquide par filtration

La filtration est le processus de séparation le plus utilisé dans le traitement des boues de vidange. Plusieurs media filtrant (i.e. membrane, granule) et types (i.e. faible, rapide,..) sont appliquées à l'eau de boisson, aux eaux usées et aux boues de vidange. Cependant, la gestion des boues de vidange utilise plus un système de traitement sur lits plantés et lits non plantés. Ces procédés utilisent du media filtrant à la surface du lit, tandis que le percolât passe à travers le filtre et est collecté via un drain, ou s'évapore à travers les solides.

Les paramètres ayant un impact sur l'efficacité de la filtration lente sont les caractéristiques de l'effluent, le type de media filtrat, et la fréquence de la charge appliquée sur les lits (Metcalf et al., 2003). Par exemple, la forte concentration en matière en suspension de l'effluent peut accroître les risques de colmatages des lits, les forces des floes peut impacter les solides restant à la surface et généralement leur performance, et la distribution de la taille des particules peut affecter la performance comme petite particules ne sont pas efficacement enlevées lors de la filtration.

Différents media filtrant avec des diamètres peuvent sont utilisés souvent utilisés dans le traitement des boues de vidanges. Par ailleurs, le traitement sur filtre de mailles grossiers (i.e. gravier) permettant le passage de plusieurs solides, alors qu'avec les mailles de faible diamètres entraîne des résistance féroce au passage du liquide et par conséquent retient

beaucoup de matières solides. Par conséquent, la vitesse d'écoulement du liquide à travers le media filtrant dépend de la résistance des différentes particules qui le composent. La hauteur du filtre détermine le temps de rétention du liquide, et les pertes de charge du liquide, ou l'énergie nécessaire pour chaque unité de volume.

Divers modèles ont été développés basés sur les mécanismes de filtration pour expliquer les observations faites précédemment. La loi de Darcy peut être utilisée pour la modélisation de la filtration lente sur sable, puisque la filtration est considérée assez faible pour assurer les conditions de stratifiées. La résistance exercée sur un filtre propre peut être donnée par l'équation 1.4 (Huisman et al., 1974) :

$$\text{Equation 1.4 : } H = \frac{V_f}{k} * h$$

- ❖ H= résistance du filtre propre ou de la pression
- ❖ V_f : vitesse de filtration par unité de surface du lit (m/s)
- ❖ h : l'épaisseur du lit (m)
- ❖ k : coefficient de perméabilité (m/s)

Durant la phase d'opérationnalisation du filtre, les pores se rétrécissent et deviennent plus petit par incursion des fines particules, mais aussi le développement d'un film biologique sur le media filtrant. Avec une filtration lente, beaucoup de matières solides s'incrustent dans le media filtrant, entrant ainsi la chute de la vitesse d'écoulement du liquide.

2.3.5.1.3. Evaporation

L'évaporation se produit lorsque l'eau est rejetée dans l'air sous forme de vapeur. En plus de l'infiltration, la déshydratation sur lits de séchage est la combinaison de ces deux phénomènes.

2.4. Pollution créée par la mauvaise gestion des boues de vidange

Le polluant étant défini comme un altéragène biologique, physique ou chimique, qui au-delà d'un certain seuil, et parfois dans certaines conditions (potentialisation), développe des impacts négatifs sur tout ou partie d'un écosystème ou de l'environnement en général (AFNOR, 1994), des centaines de polluants sont donc déversés chaque jour dans l'environnement avec la mauvaise gestion des BV. Ces polluants conduisent à plusieurs types de pollution et entraînent des risques.

Les boues de vidanges comme toutes les autres formes d'eaux usées domestiques véhiculent ainsi diverses formes de pollution que sont la pollution primaire ou physique, la pollution secondaire ou organique, la pollution tertiaire ou minérale et la pollution quaternaire ou biologique. Ces différentes formes de pollution sont définies comme suit par Sonko, 2008.

2.4.1. Pollution primaire

Cette forme de pollution est essentiellement physique. Elle est représentée par un excès des matières en suspension dans l'eau qui fait que les eaux usées sont toujours troubles. C'est donc l'une des formes de pollution les plus apparentes. Ces particules proviennent des cuisines, des WC, des lessives et des salles de bain.

2.4.2. Pollution secondaire

Cette forme de pollution organique regroupe l'ensemble des matières organiques contenues dans l'eau. Ces matières peuvent être solides ou dissoutes. Elles comprennent les composés organiques de synthèse utilisés à des fins techniques (pesticides, détergents, etc.) et les composés organiques issus des êtres vivants et qui sont contenus dans les matières fécales, les urines et divers déchets organiques de cuisine.

2.4.3. Pollution tertiaire

C'est une pollution minérale représentée par les composés minéraux de l'azote et du phosphore. Il s'agit essentiellement de l'azote organique et de l'ammonium d'une part, du phosphore organique et des orthophosphates d'autre part. Cette pollution tertiaire provient des matières fécales, des urines, des déchets de cuisine et des produits détergents, surtout pour le phosphore.

2.4.4. Pollution quaternaire

C'est une pollution biologique regroupant les pollutions virales, bactériologiques et zoo-parasitaires. Elle est bien connue sous le nom de péril fécal et responsable de nombreuses maladies à caractère endémique ou épidémique, particulièrement dans les pays en développement.

2.5. RISQUES SANITAIRES

L'élimination sans précaution et sans hygiène des matières fécales humaines entraîne la contamination du sol et des sources d'eaux superficielles et même souterraines. Les germes

pathogènes contenus dans les matières fécales sont capables de survivre pendant un temps plus ou moins long dans le milieu sous différentes formes. L'homme peut donc être infesté en étant en contact avec des milieux contaminés ou avec les boues de vidange qui renferment tous les organismes infectieux excrétés avec les fèces. Les boues de vidanges sont très riches en formes pathogènes. On y retrouve généralement des virus, des bactéries, des helminthes, des protozoaires. Ces germes contenus dans les matières fécales humaines ou leurs œufs ou kystes sont responsables de la plupart de la morbidité générale et de la mortalité infantile (poliomyélite, choléra, dysenterie, gastro-entérites ; etc.).

L'infestation peut aussi se faire de façon indirecte par l'intermédiaire des organismes vivants. Ainsi, selon Franceys, Pickford et Reed (1995), certaines espèces de mouches et de moustiques peuvent ainsi trouver des lieux propices à la ponte, à la reproduction et même se nourrir de ces déjections à l'air libre et propager l'infection. Ces déjections attirent également les animaux domestiques, les rongeurs et autres vecteurs de maladies qui les répandent et accroissent ainsi les risques de maladies.

Ce risque sanitaire peut aussi être engendré par certains composés chimiques comme les nitrates qui peuvent être présents en grande quantité, lorsque les conditions de la nitrification sont possibles, dans les eaux usées domestiques et les boues de vidange. C'est ainsi que selon Fritsch (1985) cité par Collin et al. (1989), les nitrites dérivés des nitrates par réduction microbiologique intestinale engendrent chez le nourrisson une maladie du sang (la méthémoglobinémie) qui peut être mortelle. Par ailleurs, chez l'adulte, les nitrosamines, auraient des conséquences cancérigènes à plus ou moins long terme.

2.6. RISQUES ÉCOLOGIQUES

L'apport d'eaux usées domestiques non traitées et donc de boues de vidange, dans le milieu naturel, peut en perturber sensiblement l'équilibre écologique et en modifier la faune et la flore. Ces effets sont particulièrement manifestes dans le cas de rejets dans les eaux de surfaces. En effet, l'apport de matière organique entraîne un développement d'une flore bactérienne spécifique qui s'en nourrit et qui consomme rapidement tout l'oxygène.

Il s'ensuit rapidement une asphyxie du milieu. De même, l'azote organique et ammoniacal, présents en quantités importantes dans les eaux usées domestiques, sont toxiques pour les poissons, même à faibles doses (Radoux, 1995).

Dans les milieux aquatiques, les Matières En Suspension (MES), responsables de la turbidité, vont constituer une barrière à la pénétration de la lumière solaire. Ceci aura pour conséquence une inhibition de la photosynthèse d'où une diminution de la productivité primaire qui entraîne ainsi un déséquilibre global néfaste à tous les échelons des différents réseaux trophiques. Ces MES peuvent aussi, selon Radoux (1995), menacer directement la vie des poissons en entravant leur respiration branchiale. Elles peuvent aussi se déposer par simple décantation au fond de ces étendues d'eau détruisant ainsi par asphyxie l'activité biologique intense qui règne à l'interface eaux-sédiments.

Dans le cas d'une dispersion des boues de vidange dans le sol, une partie de leurs composantes tels que l'azote et le phosphore va migrer par infiltration ou lessivage jusqu'aux eaux souterraines dont l'usage essentiel est l'alimentation en eau potable de la population. Ces nappes peuvent alors enregistrées des niveaux d'azote largement supérieurs aux recommandations de l'OMS (50 mg N/l) pour les eaux destinées à la consommation. Des observations faites par Collin et al.(1989) sur la nappe de Pikine ont montré des concentrations de nitrates 5 à 10 fois supérieures aux recommandations de l'OMS.

L'épandage des eaux résiduaires sur le sol va aussi changer les propriétés physiques et chimiques des sols. En effet, selon Ndiaye (2005) les sols irrigués avec de tels effluents d'une part, deviennent plus acides et d'autre part, montrent une valeur élevée du SAR (Sodium Absorption Ratio) entraînant la substitution des ions Ca^{2+} et Mg^{2+} par l'ion Na^{+} . Ce phénomène est à l'origine de la salinité des sols.

2.7. RISQUES ESTHÉTIQUES

Le rejet d'eaux résiduaires brutes ou de boues de vidange dans la nature, sur des terrains vagues ou dans des eaux superficielles entraîne des nuisances tant pour la vue que pour l'odorat par un dégagement d'odeurs nauséabondes surtout en périodes chaudes. Cette nuisance esthétique est selon Radoux (1995), la moins évidente et la moins acceptée par les populations.

2.8.OPTION DE TRAITEMENT DES BOUES DE VIDANGE FRÉQUEMMENT UTILISÉES

2.8.1. Lagunage

Le lagunage est un processus très répandu dans les pays subsahariens. Il peut se présenter sous deux formes : le lagunage naturel (ou lagunage à microphytes ou bassins de sédimentation) et le lagunage à macrophytes. Ce système reste particulièrement adapté à des effluents contenant une grande fraction liquide. Il s'agit en général d'eaux usées ou de boues mélangées aux eaux usées. Les microphytes regroupent des algues, de petits animaux (protozoaires, crustacés...) et des bactéries. La présence d'oxygène est un facteur primordial pour le bon fonctionnement du système. Ces microphytes sont aérobies et vont, en présence d'oxygène, transformer les charges polluantes contenues dans l'eau ou l'effluent et ainsi stabiliser les boues. Les bactéries anaérobies jouent le même rôle de digesteurs et stabilisateurs dans les sédiments. On nomme macrophytes des plantes de type roseau et jouant le même rôle que les microphytes. Plusieurs autres facteurs contribuent à cette épuration : ce sont entre autre la sédimentation, la température, le rayonnement solaire, le pH, la prédation par les protozoaires et les phytoplanctons, l'adsorption sur les particules en suspension.

2.8.2. Co-compostage

Le compostage est une processus de décomposition bactériale anaérobique pour stabiliser les déchets organiques et produire de l'humus. Le composte contient des nutriments et du carbone organique lesquels sont excellent pour l'amendement des sols. Il consiste à mélanger les boues à d'autres déchets de nature différente. Il peut s'agir de déchets ménagers, d'eaux usées, d'éléments du compost etc. Le principe du co-compostage est d'associer deux types de déchets dont la nature chimique est complémentaire afin de créer un substrat riche, réutilisable en agriculture par exemple. Il est intéressant d'associer les boues fécales riches en azote avec des rejets végétaux riches en matière carbonée. Par ailleurs, les conditions optimum pour un bon compostage sont la teneur en humidité environ 50 %, un rapport de carbone-azote d'environ 25 à 30 % et à température 55 °C. La décomposition des bactéries est accompagnée d'une production de chaleur entraînant l'élévation de la température qui peut atteindre facilement 55°C . Les hautes températures atteintes lors du processus de compostage ont l'avantage d'inactiver et détruire une grande partie voire la totalité des agents pathogènes. Le mixage du compost nécessaire à effectuer tous les deux ou trois jours durant les deux première semaines permet à l'essentiel des particules d'atteindre une température de 55°C pour détruire les pathogènes. Le compost ainsi produit, a une bonne valeur hygiénique et peut servir de fertilisant (eau, 2003).

2.8.3. Digestion anaérobie

La digestion des boues est un procédé naturel durant lequel la matière organique est décomposée. Les décomposeurs sont des microorganismes le plus souvent contenus dans les boues. Mais il peut également s'agir de champignons ou d'insectes particulièrement adaptés à cette fonction saprophyte. Du biogaz est produit durant ce procédé, il peut être collecté et utilisé. Le produit résultant de la digestion des boues présente de forts taux en azote, phosphate et potassium. Les boues utilisées dans ce processus proviennent généralement des latrines.

2.8.4. Lits de séchage

Les lits de séchage sont constitués de filtres gravier-sable, et équipés d'un système de drainage. Les boues brutes ou épaissies sont appliquées sur le filtre et l'eau est recueillie par percolation et 50 à 80% de l'eau contenue dans la boue est recueillie à travers le filtre et l'autre est éliminée par évaporation (Cofie, 2003; Heinss et al., 1998 -a; Metcalf et al., 2003). Le processus de traitement par lit de séchage est un procédé principalement axé sur la séparation des phases solides et liquides afin de réduire le volume des boues. Il s'agit souvent d'un traitement primaire qui nécessite d'être complété par d'autres procédés. Bien que la qualité du percolât est meilleure à travers ce filtre, mais nécessite une politique pour le traitement. Ce principe est basé sur la sédimentation, l'évaporation et l'infiltration. Le séchage des boues est accéléré par l'évapotranspiration lorsqu'il s'agit de lits plantés, ou par l'énergie solaire voir éolienne pour les lits non plantés. Les avantages des lits de séchage sont : faible teneur d'humidité des boues séchées et la qualité relativement améliorée (comparé à l'effluent). L'efficacité du processus résulte dans le choix du type de gravier ou sable constituant le filtre. Il s'agit de combiner divers composants de porosité variée et d'épaisseurs différentes en tenant compte des flux hydrauliques devant s'écouler (infiltration) en fonction de la composition des boues tout en évitant aussi les problèmes de colmatage. Le diamètre des particules de sable est compris entre 0.1 - 2 mm tandis que le gravier est souvent compris entre 5.0 – 15.0 mm . A titre d'exemple, Kuffour et al. (2009) a utilisé trois mailles de sable : 0.1-0.5 mm, 0.5-1 mm et de 1-1.5 mm . L'épaisseur de la boue appliquée sur les lits doit être inférieure à 30 cm comme recommandé par Heinss et al. (1998 -a). Lorsque les lits sont très grands, ils sont souvent subdivisés en petites portions pour faciliter l'enlèvement des biosolides. Les lits de séchage non plantés s'étalent en général sur une grande surface, ce qui peut être problématique en zone urbaine où l'espace est rare. Le séchage sur lit non couvert

est très difficile en saison des pluies. La solution est de couvrir les lits avec des serre pour éviter les entrées d'eaux de pluies, et de prévoir des ouvertures pour permettre l'évaporation.

Le sort des pathogènes lors des processus de séparation solide-liquide (filtration) des boues de vidange dépend de leur taille et du degré d'association des particules. L'élimination des parasites dans les lits de séchage non plantés dépend de plusieurs facteurs : la température, la siccité, le temps de séchage et la filtration. Ainsi, les études faites aux Ghana par Koné et al, (2007) et au Sénégal par Sonko (2008) ont donné des taux d'abattement très élevés.

2.4.4.1 Facteurs influençant la déshydratation

Taille des particules de boue

L'un des facteurs principale du traitement des boues de vidange est l'élimination des solides. Dans beaucoup de sous-développés, le type de boue nécessitant une décharge est celle provenant des système d'assainissement individuels (Strauss et al., 2003). Les facteurs qui affectent les caractéristiques de déshydratation des boues de vidange sont entre autre la teneur en cellulose, le pH et charge des particules, la teneur en matière organique, la viscosité du filtrat, l'alcalinité, les matières solides, la teneur en graisse et teneur en azote (Caron et al., 1969; Everet, 1974). Le type de boue, le coefficient de compressibilité, les résistances mécaniques des particules, la porosité, le mixage, la dégradation biologiques et la taille des particules influent beaucoup sur la déshydratation des boues de vidanges (Gale, 1972; Hatfield, 1969).

Colmatage

Le colmatage apparait sur le filtre, particulièrement avec les filtres de petites mailles, pendant le traitement des boues de vidange. Le colmatage impacte négativement sur la conductivité hydraulique. Selon Blaz`ejewski et al (1997), les facteurs suivants sont à l'origine du colmatage :

- La masse de particule accumulé entre les pores, particulièrement les solides en suspension
- La précipitation et la déposition de quelques matériels, exemple du calcium carbonate
- Le développement des microorganismes dans entre les pores du sable

Kristiansen (1981b) a conclu que le colmatage est initialement due à la déposition des matières en suspensions. Siergrist (1987), suggère que la cause principale du colmatage est liée à la teneur en matière en suspension et de la DBO.

Caractéristiques du media filtrant

Le sable est le media filtrant le plus souvent utilisé dans les lits de séchage pour le traitement des boues de vidange. Les caractéristiques du media filtrant affectant les performances de la filtration sont les mailles effectives et le coefficient d'uniformité (U_0) (Crites et al., 1998). Ces caractéristiques tendent à affecter les temps de rétention du liquide traversant le media filtrant.

Mailles des particules

Plus la maille du filtre est grande, plus l'est aussi la quantité de percolât traversant le filtre, mais ne permettant pas une bonne réduction des polluants. Le sable idéal pour le traitement des eaux usées est celui ayant une taille effective comprise entre 0.3 mm et 0.5 mm (Crites et al., 1998; University, 1999). Selon Converse et al.(2000), le colmatage apparaît le plus lorsqu'on utilise du sable de taille effective inférieure à 3 mm . L'espace entre les grains des media filtrant auxquels les particules en suspension vont s'incruster, le lieu de développement des microorganismes et le chemin de passage de l'air et l'eau est le facteur le plus important.

Coefficient d'uniformité

Le coefficient d'uniformité est une estimation numérique comment le sable est classé et est sans dimensionné. Le coefficient d'uniformité en divisant le D_{60} (la maille du tamis laissant passer 60 % de l'échantillon et 40 % retenu) par D_{10} (la maille du filtre laisse passer 10 % de l'échantillon et 90 % retenu). Plus le coefficient d'uniformité est grand, moins le sable est uniforme (Eliasson, 2002). Un coefficient d'uniformité de 4 ou moins est recommandé pour tout media filtrant (Crites et al., 1998; U.S. Environmental Protection Agency EPA, 2002; National Small Flows Clearinghouse, 1997), est aussi recommandé pour éviter de colmatage (Darby et al., 1996).

2.9. Forces et faiblesses des modes de gestion actuelle des boues de vidange

La filière des boues de vidange, en tant que problématique particulière, ne bénéficie pas d'un cadre réglementaire spécifique (normes et qualité des rejets, normes de réutilisation). Les quelques textes existants ne sont pas appliqués par manque de volonté ou de capacité. Il

n'existe pas de mécanisme institutionnel et de cadre de concertation pouvant permettre à tous ces acteurs d'assurer une meilleure qualité de service et une efficacité dans la gestion des boues de vidange. Il n'existe pas non plus de données suffisantes pouvant permettre la mise en place d'un partenariat efficace et équilibré entre les parties prenantes. A côté de ces difficultés, on note de bonnes initiatives individuelles et privées dans les maillons de la vidange, la collecte et le transport. Elles constituent un atout pour bâtir des stratégies d'amélioration de la situation. Les principales forces et faiblesses de la gestion actuelle des boues de vidange dans les villes d'Afrique de l'Ouest sont synthétisées dans le Tableau 1.7 ci-après. Elles ont été identifiées sur la base des investigations de Ingellinela et al (2002), Strauss and Montangero (2002), Strauss et al (2003), Koné and Strauss (2004), et CREPA (2004). La principale force de la gestion des boues de vidange est essentiellement liée au développement spontané de petits opérateurs privés, plus ou moins dynamiques, offrant des services de vidange adaptés aux besoins et moyens des populations. Les insuffisances majeures résident dans : (i) le manque de priorité accordée aux boues de vidange par les autorités municipales et les partenaires au développement, plutôt préoccupées par la « latrinisation » des ménages ; (ii) l'absence de la gestion des boues de vidange dans les curricula des ingénieurs sanitaires, des planificateurs urbains et des agents des services techniques municipaux : formation exclusivement centrée sur la conception et le dimensionnement des ouvrages d'assainissement autonome (latrines, fosses septiques) et collectif (réseaux d'égouts) ; (iii) le manque ou l'insuffisance de cadre institutionnel et juridique adapté : cahier des charges des acteurs, textes réglementaires, mécanismes de régulation et de concertation

Tableau 2.7 : Succès, échecs, potentialités et obstacles de la gestion des boues de vidange en Afrique de l'Ouest

	Succès	Echecs
Juridique	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Existence de réglementation globale de l'assainissement (codes de l'environnement, de l'eau, de santé publique) ✓ Existence de stratégies nationales d'assainissement 	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Absence de réglementation spécifique à l'activité de vidange ✓ Non application des textes existants (codes) par les parties prenantes ✓ Manque de politique et de

		planification rigoureuse de la ville
Institutionnel	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Définition des rôles et responsabilités des parties prenantes 	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Non reconnaissance des opérateurs de vidange dans le paysage institutionnel officiel de l'assainissement
Technique	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Existence de technologies de collecte et transport des boues de vidange ✓ Existence d'options de traitement testées scientifiquement (Sédimentation/épaississement, lit de séchage plantés et non plantés, lagunage, co-compostage) ✓ 	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Manque de stations de traitement des boues à l'échelle des villes ✓ Mauvaise exploitation et entretien des stations de traitement existantes ✓ Manque de stratégies et de technologies adaptées à la vidange des boues de forte viscosité (parties inférieures des fosses non aspirables mécaniquement) ✓ Faible taux de couverture de service de vidange mécanique ✓ Déversement de boues dans les cours, rues et caniveaux
Organisationnel	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Existence d'opérateurs indépendants dynamiques dans la collecte et le transport ✓ Existence d'un grand regroupement des vidangeurs 	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Faible structuration des opérateurs de vidange (informels pour la plupart) ✓ Manque dans la plupart des villes d'organisations corporatives de vidangeurs

Economique	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Existence de plusieurs entreprises privées de vidange mécanique, et donc de la concurrence dans la plupart des villes ✓ Existence d'un important marché de collecte et de traitement des boues dans les métropoles et les villes moyennes ✓ Proposition de tarifs abordables pour les ménages par les vidangeurs manuels ✓ Marges bénéficiaires relativement importantes des entreprises de vidange dans les métropoles ✓ Incitation des vidangeurs pour le déversement exclusif des boues dans les sites autorisés 	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Faibles revenus des opérateurs de vidange dans les petites et moyennes villes à cause du marché limité ✓ Tarifs de vidange mécanique élevés et hors de portée des ménages pauvres ✓ Manque d'appuis financiers indirects des opérateurs privés (acquisition de matériels de vidange et transport des boues) ✓ Manque de réglementation de la concurrence entre les opérateurs ✓ Méconnaissance du marché de la collecte et du transport des boues par les parties prenantes (volume, évolution, segmentation)
Social	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Création d'emplois pour les opérateurs de collecte et transport des boues ✓ Contribution à l'hygiène familiale (concession) et du milieu urbain (quartiers) ✓ Flexibilité de la facturation selon les capacités financières des clients 	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Manque de matériels de protection et de couverture sanitaire des vidangeurs ✓ Pratiques à risques de certains usagers des latrines (rejet de déchets ménagers dans les fosses) ✓ Faible niveau de prise de consciences des risques sanitaires et environnementaux par les populations ✓ Inexistence d'opérateurs de collecte et transport des boues dans les petites et moyennes agglomérations

	Potentialités	Obstacles
		✓ Inaccessibilité du service de vidange par les ménages pauvres
Juridique	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Appui de la police et de l'agence d'hygiène pour l'application des réglementations ✓ Reconnaissance du rôle important des vidangeurs 	✓ Faible prise de conscience et de volonté politique des autorités municipales
Institutionnel	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Partenariat public-privé (répartition des rôles, partage de l'information et des risques, concertations régulières) 	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Déséquilibre des pouvoirs entre les parties prenantes (gouvernements centraux, municipalités, opérateurs privés) ✓ Persistance de la non reconnaissance du secteur informel dans la collecte et le transport
Technique	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Savoir-faire locaux en mécanique et artisanat, en techniques de compostage artisanal ✓ Recherche appliquée et développement de techniques appropriées de traitement des boues (lits de séchage, lits d'humification, digestion anaérobie et production de biogaz) ✓ Stratégies de traitement décentralisé pour minimiser les distances à parcourir 	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Faibles performances des camions de vidange ✓ Promotion de latrines produisant des boues difficilement aspirables par les camions vidangeurs ✓ Multiplicité de la typologie des latrines aux caractéristiques inconnues ✓ Manque de moyens pour financer le matériel de transport adéquat ✓ Exécution d'ouvrages d'assainissement autonome sans

		normes ni standard de qualité
		✓ Mauvaise gestion de l'espace public urbain (manque de terrain réservé aux sites de traitement)
		✓ Mauvaises utilisations des latrines (rejet de déchets solides)
		✓ Manque ou insuffisances de financement des activités de recherche appliquée
Organisationnel	✓ Planification stratégique de l'assainissement	✓ Faibles capacités de management des opérateurs de vidange ✓ Faible niveau de scolarisation des vidangeurs
Economique	✓ Financement de l'assainissement dans le cadre des OMD par les organismes internationaux (Banque mondiale, UNICEF, Union Européenne, Banque Africaine de développement), de coopération bilatérale et décentralisée ✓ Principe du pollueur payeur adopté dans la plupart des pays ✓ Valorisation des boues traitées en agriculture urbaine et périurbaine ✓ Mise en place de sites de dépotage et de traitement décentralisés	✓ Désintérêt et résistance du secteur bancaire classique pour le financement de l'assainissement ✓ Coûts élevés des investissements (camions vidangeurs, stations de traitement) ✓ Manque ou déficit de bonne gouvernance locale ✓ Eloignement et localisation des sites de dépotage et de traitement ✓ Perception des boues par les populations ✓ Non transfert des ressources des Etats vers les collectivités locales
Social	✓ Prestations des opérateurs bien appréciées par les ménages	✓ Manque de prise de conscience des risques sanitaires liés à la

✓ Volonté des populations d'améliorer le cadre de vie	mauvaise évacuation des boues
✓ Existence d'ONG et associations locales pour le marketing social	✓ Faible priorité accordée à l'hygiène du milieu par les ménages

2.10. Défis à relever pour le traitement des boues de vidanges

Le Tableau 2 résume les nombreux défis sur l'ensemble des maillons de la filière (vidange des fosses, collecte et transport, dépotage ou traitement, réutilisation). Ces défis s'adressent aux parties prenantes (autorités municipales, opérateurs de vidange et de traitement, maraîchers), aux ingénieurs et planificateurs, et aux chercheurs. La recherche s'est focalisée pendant les deux dernières décennies sur les aspects technologiques, omettant les maillons amonts qui, non organisés, ne peuvent permettre un acheminement continu des boues aux sites de dépotage ou traitement. La gestion des boues de vidange se doit alors d'être une partie intégrante de la gestion de l'environnement urbain en prenant en compte les dynamiques qui s'y développent (organisations communautaires, économie informelle).

Tableau 2.8 : Synthèse des défis à relever par maillon de la filière de gestion des boues de vidange

Maillon de la filière	Défis à relever
Vidange, collecte et transport	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Technologies de vidange des boues de forte viscosité ✓ Technologies appropriées de transport des boues de vidange
Traitement	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Abattement des germes pathogènes (helminthes) par les options de traitement existantes ✓ Abattement de la pollution carbonée (DBO, DCO) et des pathogènes ✓ Procédés optimums de séparation des phases liquide et solide ✓ Optimisation des performances de traitement des percolâts et des surnageant ✓ Critères de dimensionnement des options de traitement ✓ Connaissance des coûts d'investissement et d'exploitation à

long terme

Valorisation des biosolides	✓ Economie de la réutilisation des biosolides (biocombustible)
	✓ Acceptabilité de la réutilisation par les industrielles

Approches de management	✓ Approches innovantes de planification de la gestion des boues de vidange à l'échelle communale (implication des acteurs)
	✓ Modèles de flux financiers durables (collecte et du traitement)
	✓ Conditions d'émergence et d'opérationnalisation d'opérateurs privés efficaces

**PARTIE B VERS UNE APPROCHE INNOVANTE DU
TRAITEMENT ET DE LA VALORISATION DES
BOUES DE VIDANGE**



CHAPITRE 3 TRAITEMENT DES BOUES DE VIDANGE SUR LITS DE SECHAGE NON PLANTES

3.1. INTRODUCTION

Dans le monde, les besoins en assainissements de 2.7 milliards de personnes sont basés sur des technologies d'assainissement individuels telles que les fosses septiques et les latrines (WHO/UNICEF, 2013 -b). Auparavant considéré comme solutions provisoires dans les zones urbaines, les technologies d'assainissement individuels sont plus abordables que celles à base d'égout et sont plus adéquats pour faire face à l'urbanisation rapide dans les pays en développement (P. H. Dodane et al., 2012; Koné et al., 2007). Par exemple, l'urbanisation massive entre 1990 et 2011 a entraîné une augmentation de 195 millions de personnes n'ayant pas accès à un assainissement amélioré (WHO/UNICEF, 2013 -b). Le Programme commun de surveillance (JMP) surveille les progrès pour l'atteinte des Objectifs du Millénaire pour le développement (OMD) par la fourniture de technologies d'assainissement individuel au niveau des ménages. Cependant, ce n'est pas seulement la fourniture de technologies sur place, mais la collecte, le transport et le traitement des boues de vidange (FS) qui doit être mis en place pour atteindre les objectifs de santé humaine par l'amélioration de l'assainissement, et séparer de manière hygiénique les excréments de tout contact humain (WHO/UNICEF, 2013 -b). La négligence de la gestion des boues résultant de l'insuffisance de services de collecte et de traitement d'où les rejets fréquents des boues dans la nature, mettant en péril la santé humaine et de l'environnement.

Au lieu que la boue ne constitue qu'un problème d'élimination, le liquide provenant des fosses septiques peut être une source de revenu dans les zones urbaines (Koné, 2010). Le processus de gestion consistant à une réutilisation biologique et énergétique des boues de vidange peut fournir des ressources additionnelles pour le développement des zones urbaines, et être un moteur économique pour l'amélioration des services tout au long de la chaîne (Heierli et al., 2004; Trémolet, 2013). En Afrique sub-saharienne, le potentiel des produits finis issus des boues de vidange a été évalué dans les biosolides comme fuel combustible, biogaz provenant de digestion anaérobique, protéines pour l'alimentation animale dérivés de la transformation des boues, boues comme composant dans des matériaux de construction, et des boues comme amendement de sol (S. Diener et al., 2013). Bien que la valeur ajoutée dépend des produits finis dépend de la situation locale, les options de valorisation énergétique des boues ont la plus forte opportunité comme moteur économique de la chaîne de production (S. Diener et al., 2013). Cependant, contrairement aux boues d'épuration et les excréments des toilettes, il manque des informations scientifiques sur la possibilité d'utiliser FS séchées

comme combustible (Niwagaba et al., 2006; M. M. Roy et al., 2011; Werther et al., 1999b). Les boues ont une valeur calorifique moyenne de 17,3 MJ/kg MS, comparable à celles des combustibles usuelle (Muspratt et al., 2013). Ayant des teneurs en matière sèche comprises entre 8.9-58 g/l en Afrique sub-saharienne, les boues pourraient constituer une option de combustible viable si les méthodes de séchage rentables sont développées pour une siccité 90 %MS demandée par les industries pour la valorisation énergétique (Cofie et al., 2006; P. H. Dodane et al., 2012; M. M. Roy et al., 2011).

Les lits de séchage sont largement utilisés pour la déshydratation des boues d'épuration, et sont l'une des technologies les plus couramment employées aux États-Unis (Tchobanoglous et al., 2003). Les lits de séchage constitués de filtre sable-gravier, est équipé avec un système de drainage. La boue de vidange domestique brute ou épaissie est appliquée sur les lits et l'eau est drainé par percolation (50-80%MS) à travers les filtres et au même moment une partie de l'eau est éliminée par évaporation (Heinss et al., 1998 -b; Kim et al., 1997b). La boue obtenue par déshydratation sur ces lits est appropriée pour le traitement. Des traitements ultérieurs pour l'élimination des pathogènes sont nécessaires si les biosolides devant être utilisés comme amendement agronomique. La qualité du percolât est améliorée à travers le filtre mais nécessite un traitement perfectionné. Les lits de séchage peuvent servir de première ou seconde étape de traitement pour déshydrater les boues de vidanges domestiques. La technologie est bien connu et est fiable. Les lits de séchage sont facile à exploiter et à maintenir, et sont construit à faible coût (Kim et al., 1997b). L'inconvénient est que les biosolides ne sont pas sans danger et la maintenance nécessite des moyens conséquent (enlèvement des biosolides avant la prochaine application).

L'objectif de ce travail est d'étudier l'influence de serres et le retournement journalière de la boue sur le séchage et donc de réduire le temps d'occupation des lits de séchage non plantés, sur le pouvoir calorifique et sur élimination des parasites.

3.2. MATERIELS ET METHODES

3.2.1. Description générale du site expérimental

Les différentes composantes du dispositif expérimental figurent sur la **Error! Reference source not found.** La station expérimentale de traitement de boues de vidange (SETBV) reçoit des boues brutes provenant des systèmes d'assainissement autonomes de Dakar.

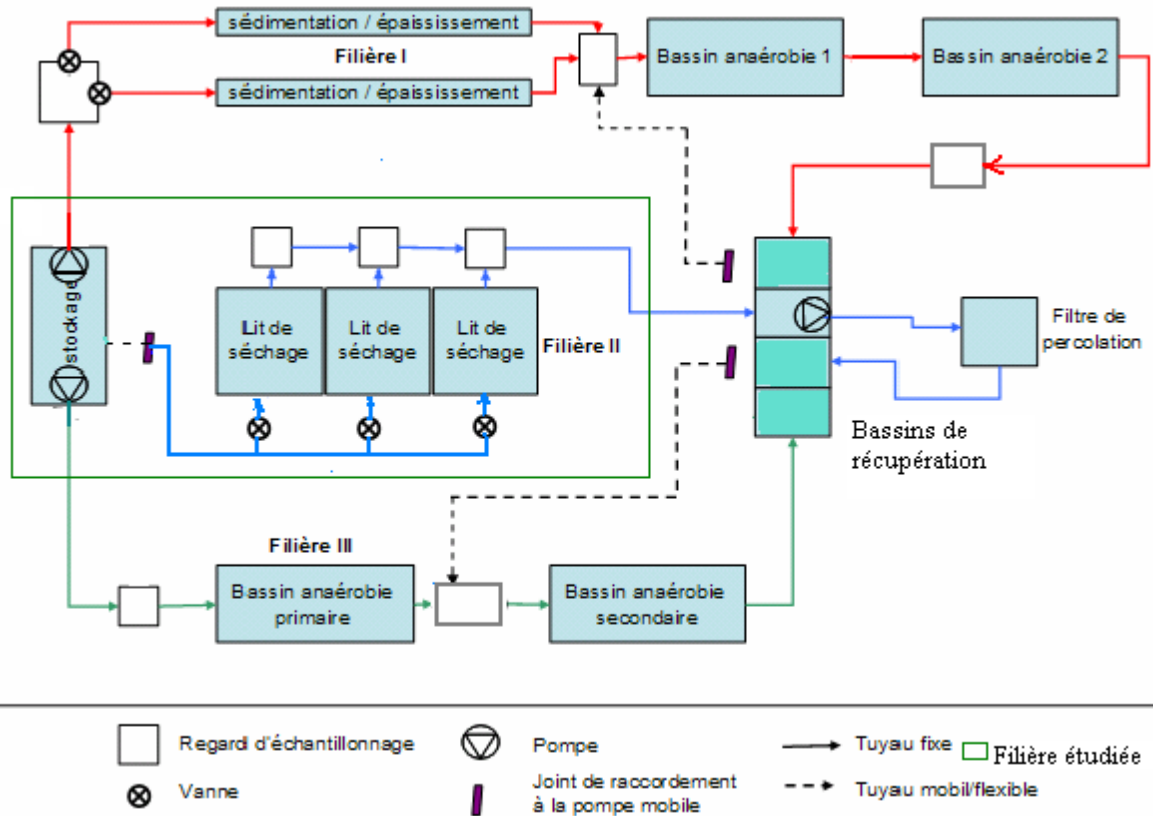


Figure 3-1 : Organisation générale de la SETBV

3.2.1.1 Bassin de stockage

Ce bassin de forme rectangulaire, et de dimensions (longueur : 396 cm, largeur : 248 cm profondeur :195 cm) est aussi appelé dispositif de réception. Ce BS est muni d'une pompe immergée et placée sur au angle. A l'entrée du bassin sont installées deux grilles pour éviter le passage des matières grossières. Il dispose aussi d'un agitateur muni d'hélices qui permettent l'homogénéisation des boues. Le pompe et l'agitateur sont commandés à partir d'une cabine de contrôle manuel.

3.2.1.2 Bassins de sédimentation /épaississement

L'épaississement vise à augmenter la concentration de la boue sans pour autant modifier son caractère liquide. Cette filière est constituée de deux décanteurs/épaississeurs (D/E) primaires de 18 m³ chacun et fonctionnant en parallèle suivis de deux bassins anaérobies. Les D/E sont alimentés à partir du bassin de stockage par une pompe immergée ou par des camion qui déversent directement leurs contenues sur les grilles pour diminuer les matières solides Figure

. La conduite d'alimentation se divise en deux à l'entrée et deux vannes permettent d'alimenter indépendamment les bassins. La boue tapis au fond du bassin est collectée par une pompe manuelle immergée au fond du bassin et soit déversé dans le bassin de stockage, soit dans directement dans les lits de séchage.



Figure 3.2 : Mode d'alimentation bassins

3.2.1.3 Digesteur anaérobie primaire et bassin anaérobie secondaire

Le bassin anaérobie primaire est de forme trapézoïdale. Il a un volume global de 22 m³, avec une pente de 17% de l'amont vers l'aval. Il est alimenté par l'une des pompes fixes du bassin de stockage. Les boues sont déversées dans une petite chambre pour amortir les perturbations hydrauliques avant d'atteindre le bassin. Une conduite en « T » permet de récupérer le surverse ayant séjourné dans le digesteur. Elle donne dans une autre petite chambre où une autre conduite l'achemine par écoulement gravitaire vers le digesteur secondaire. Ce dernier est rectangulaire et mesure 4 m de long, 1m de large et 2 m de profondeur. Il envoie ses eaux vers un compartiment du bassin récupérateur qui permet un traitement primaire des boues brutes en provenance du bassin de stockage. Son principe est basé sur la digestion anaérobie des matières organiques. Il joue en même temps le rôle de décanteur.

3.2.1.4. Lits de séchage non plantés

Le dispositif expérimental est composé de douze lits dont 3 sous serres et 3 nus (Figure 3.). Chaque lit est constitué de 2 m de longueur, 2 m largeur et 1m de hauteur. La moitié des lits est munie d'une serre constituée de toile transparente. Pour assurer une bonne circulation de l'air, les serre sont dotées sur leur deux extrémités supérieures un extracteur d'air et un ventilateur d'air qui fonctionnent par intermittence d'une heure de marche suivi d'une heure de repos. La couche filtrante est composée de bas en haut par une couche de gravier grossier de 10 cm d'épaisseur, une couche de 10 cm de gravier fin et 5cm de sable (0.2-0.6mm). Un tuyau PVC perforé d'une longueur de 2 m et de 10 cm de diamètre est tapi au fond du lit pour collecter et drainer de manière gravitaire le percolât dans le réseau connecté aux bassins anaérobiques.

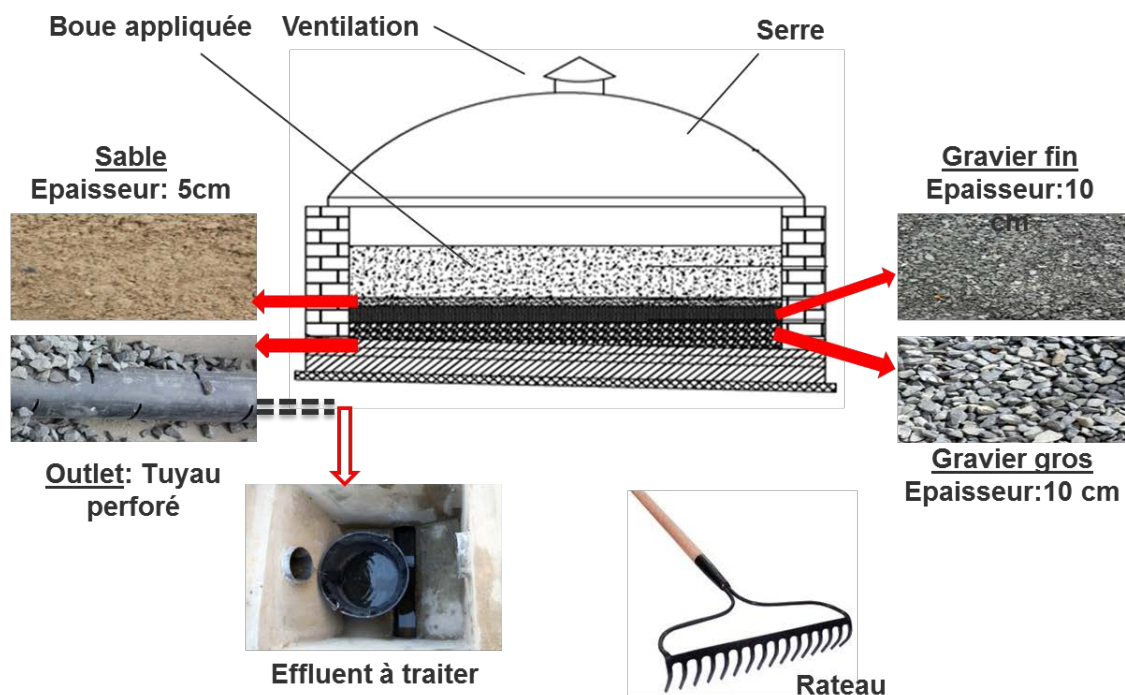


Figure 3.3: Schéma des lits expérimentaux

3.2.2 Mise en œuvre du protocole expérimental

Le travail expérimental a duré neuf mois dont deux mois durant la saison des pluies et sept mois pendant la saison sèche. Après une semaine d'épaississement de la boue brute collectées des dispositifs d'assainissement individuel de certains de Dakar, elle est homogénéisée pendant 20 minutes dans le bassin de stockage et suivi de l'application sur les lits de séchage

des charges hydriques 100 et 150 kg MS/m²*an basées sur les calculs de Heinss et al. (1998) et Cofie et al. (2006) (Figure). Ces charges sont calculées respectivement sur la base de 21 et 28 jours, cependant les ajustement après l'atteinte de l'objectif visé va nécessairement les impacter. Les charges hydrauliques sont compris entre 7.1 cm et 39.5 cm, ce qui est en conformité avec 30 cm recommandés par Heinss et al. (1998). Pour chaque charge, les lits de séchage sous serre ont été comparés avec les lits nus, avec deux expériences complètes pendant la saison des pluies et sept durant la saison sèche. L'effet du mixage quotidien de la boue à la surface a été effectué trois fois pour chaque charges hydrauliques. Au total, dix expériences complètes ont été faites pour chaque charge.

Le volume de boues à appliquer à chaque alimentation est calculé selon la formule ci-après :

$$\text{Volume à appliquer (l)} = \frac{C1}{C2 * 1000} * \frac{D}{52} * S$$

Avec:

C1: Charge nominale (kg/m²*an)

C2: Concentration en MS des boues à appliquer (g/l)

52: Nombre de semaines dans un an

D: Durée de la campagne (en semaine)

S: Surface du lit (m²)



Figure 3.4: Dispositif expérimental

3.2.3 Mode d'échantillonnage

Des échantillons ont été pris dans le bassin de stockage, dans les lits de séchage et dans les percolâts. Pour avoir un échantillon représentatif, la boue épaissie a été mécaniquement mixée pendant 20 minutes dans le bassin de stockage. Pour échantillonner dans les lits de séchage, les lits ont été virtuellement divisés en quatre parties dont un échantillon a été pris au milieu de chaque section et un au milieu du lit. L'échantillon pris a été mis gardé dans une glacière et amené au laboratoire et une composite a été faite pour analyse le même jour. Pour que l'échantillon du percolât soit représentatif, un volume de 100 ml a été pris après chaque 10 litres de percolât collecté et mesuré par des seaux jusqu'au terme de la percolation. Des analyses journalières du percolât ont été faites sur un échantillon composite journalier au laboratoire jusqu'à l'arrêt définitif de la percolation.

3.2.4 Paramètres suivies et méthodes d'analyses

3.2.4.1 Détermination des capacités de drainage des lits

Les capacités de drainage des lits de séchage ont été évaluées par quantification continue du volume de percolât jusqu'à l'arrêt définitif de son écoulement, mais aussi de voir s'il ne reste d'eau libre à la surface du lit. Ces mesures ont été faites sur des seaux de 10 litres.

3.2.4.2 Détermination des performances épuratoires

Pour chaque application les boues épaissies et les percolâts ont été prélevés. Tous les échantillons sont analysés au laboratoire pour déterminer les paramètres tels que les matières sèches (MS), les matières volatiles sèches (MVS), les matières en suspension (MES), la demande chimique en oxygène (COD), la demande biochimique en oxygène (DBO), l'azote total Kjeldahl (NTK), l'ammonium (NH_4^+), les nitrates (NO_3^-), les nitrite (NO_2^-), le phosphore total (TP), les ions orthophosphate (PO_4^{3-}), les œufs d'helminthes et les métaux lourds (Cadmium, Cobalt, Cuivre, Fer, Nickel, Plomb, Zinc, Mercure).

Le pH, le potentiel redox, la conductivité et la salinité ont été mesurés directement dans les boues brutes et les percolâts par l'intermédiaire des sondes spécifiques pH-conductimètre multifonctions Hach HQ 40d.

Les MS, les MVS, les MES, la DCO, le NTK, l'ammonium, les nitrates et le PT sont analysés en triplet à travers des méthodes conventionnelles conformément aux procédures indiquées dans le Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (Eaton A.D et al., 2005).

La concentration en MS est obtenue par pesée différentielle après séchage à l'étuve à 105 °C pendant 3 heures ou plus. Les MVS qui représentent les matières organiques constituent la fraction des MS pouvant être volatilisée à 550 °C. Elles sont déterminées par pesée différentielle après la combustion à 550 °C des creusets utilisés pour les mesures des MS. Pour déterminer les MES, un échantillon bien mélangé de boues brutes (25 ml) ou percolât (100 ml) a été filtré à travers un filtre sans cendre de 1,2 µm. Le filtre ayant retenu les résidus est placé sur des capsules en aluminium et séché à un poids constant entre 103 à 105 °C (24 heures). La quantité de MES est ensuite déterminée par pesée différentielle. La DCO a été mesurée selon le Standard Méthode en utilisant des tubes à DCO de marque Hach. Dans

chaque tube, 2 ml d'un mélange en proportions variables de l'échantillon et d'eau distillée sont faits. Pour les percolât, des dilutions de 1/2 (1 ml de percolât et 1 ml d'eau déminéralisée) ont été effectuées. Pour les boues brutes les dilutions sont variables (1/10, 1/20, 1/50 ou 1/100) suivant la consistance et la salinité des boues brutes. NTK a été mesurée en utilisant des méthodes de digestion. 25 ml de boues brutes et 50 ml de percolât des échantillons bien homogénéisés, ont été utilisés pour la digestion. Le NTK a été analysé en utilisant la méthode macro-Kjeldahl et le PT a été analysé par la méthode acide sulfurique-acide nitrique. Les nitrates et les nitrites ont été analysés selon la méthode Standard en utilisant des kits nitrate et nitrite de marque hach. L'ammonium et les orthophosphates ont été mesurées sur des échantillons filtrés par colorimétrie. Les lectures de la DCO, du NTK, du PT, de l'ammonium, des nitrates, des nitrites et des orthophosphates ont été faites au spectrophotomètre DR 5000.

Les rendements épuratoires ont été évalués uniquement pour les paramètres physico-chimiques (MS, MVS, MES, DCO, NTK, TP, NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- , PO_4^{3-}), puisque les œufs d'helminthes et les métaux lourds n'ont pas été évalués dans les percolâts.

$$\text{Rendement épuratoire (\%)} = \frac{(C_{\text{entrant}} * V_{\text{entrant}}) - (C_{\text{sortant}} * V_{\text{sortant}})}{(C_{\text{entrant}} * V_{\text{entrant}})} * 100$$

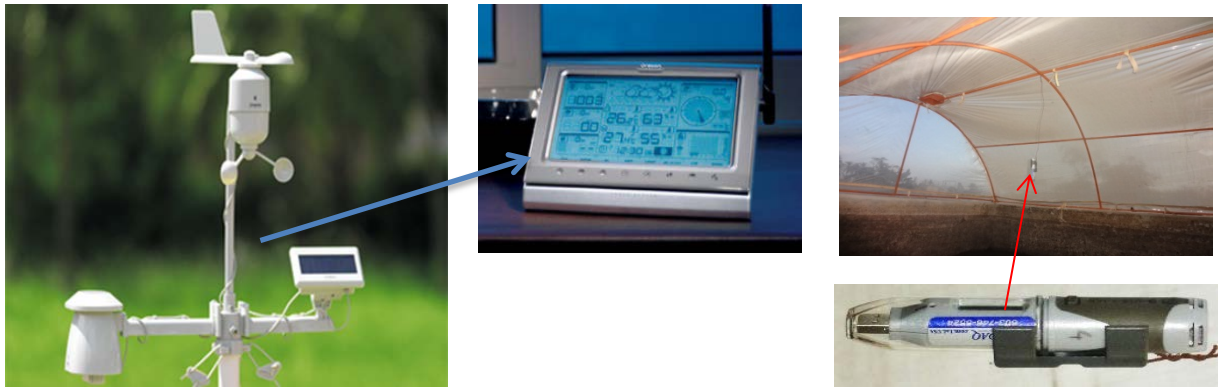
Avec:

C: concentration en mg/l

V: volume en litre

3.2.4.2 Suivi des paramètres météorologiques

Les données météorologiques ambiante telles que la température et humidité de l'air, la vitesse et direction du vent et la pluviométrie ont collectées toutes les 30 minutes avec une station météo de marque Origon scientific. Par ailleurs, la température et l'humidité de l'air qui règnent dans la serre ont été mesurées par un data logger (Figure).



Station meteo

stockeur de données

Data logger

Figure 3.5 : station météorologique

3.2.4.3 Suivi du séchage

Le suivi du séchage nécessite un prélèvement régulier par intervalle de 2 à 3 jours après 4 jours passé sur les de séchage. Les échantillons ont été prélevé sur toute l'épaisseur de la couche de boues accumulées à l'aide d'un carottier à main selon la procédure d'échantillonnage des biosolides décrite dans la Figure. L'échantillon composite est analysé par triplet au laboratoire le même jour.



Tarriere

Point de collecte

Echantillon

Figure 3.6: Prélèvement de boue sur lit de séchage

3.2.4.4 Quantification des œufs helminthes viables

Les œufs d'helminthes ont été déterminés sur les échantillons des boues entrantes et sur les biosolides collectés au dernier jour de séchage sur les lits. Les biosolides sont ensuite écrasés et tamisés à travers un tamis de maille 2 mm, avant les analyses.

La concentration en œufs d'Ascaris a été choisie comme indicateur de la qualité hygiénique des biosolides. Le choix des œufs d'ascaris comme un indicateur de risque pour la santé est lié au simple fait que les œufs d'Ascaris présentent une forte résistance et peuvent survivre à divers traitements, comme l'ont indiqués plusieurs auteurs (Pecson et al., 2007). En outre, selon l'OMS, ces nématodes ont une prévalence très importante dans les pays en développement (WHO., 2006). Les œufs d'Ascaris ont été analysés selon la méthode développée par Water SA (Molle et al., 2012). Pour chaque échantillon, 10 g de biosolides ont été mis en suspension dans du bicarbonate d'ammonium. La solution est mélangée pendant quelques minutes à l'aide d'un agitateur magnétique et ensuite filtrée à travers une série de deux tamis de 100 et 20 microns respectivement disposés de haut en bas. Concernant les boues brutes, c'est un litre qui a été directement filtré à travers la série de tamis. Le refus du tamis inférieur est alors recueilli avec une pipette Pasteur dans un ou plusieurs tubes de centrifugation de 25 ou 50 ml, en fonction de la quantité du refus. Ce ou ces tubes sont centrifugés à 3000 tours/min pendant 3 minutes. A la fin de la centrifugation, le surnageant est versé et le culot remis en suspension par agitation au vortex après addition de quelques millilitres de solution de sulfate de zinc de densité supérieure à 1,3. Les tubes sont centrifugés à nouveau à 2000 tours/min pendant 3 autres minutes. Après cette deuxième centrifugation, le surnageant des tubes est ensuite filtré à travers le tamis de 20 microns de maille. Le refus du tamis est ensuite lavé grande eau pour éliminer le sulfate de zinc puis recueilli dans d'autres tubes de centrifugation. Ces derniers sont ensuite centrifugés pour une dernière fois à 3000 tours/min pendant 3 minutes. A la fin de la centrifugation, le surnageant est versé. La lecture des œufs d'Ascaris se fait à partir du culot déposé au fond des tubes à centrifuger. Les œufs de parasites sont comptés en plaçant une goutte du culot sur une lame porte objet. Cette goutte est recouverte d'une lamelle avant le comptage au microscope. Plusieurs lames sont utilisés en fonction de la quantité de culot.

3.2.4.5. Détermination de la qualité énergétique

La détermination de ce paramètre est faite sur des biosolides collectés sur les lits au dernier jour. Pour cela, une masse de 10 grammes des biosolides sont directement séchés à 105 °C à l'étuve pendant 24 heures. Après séchage, les biosolides sont brouillés en fines particules, mis dans des sachets en plastique et conservés à 4°C au réfrigérateur. La détermination du pouvoir calorifique est effectuée selon la méthode décrite par la norme NF M 03-005 « Détermination du pouvoir calorifique supérieur et calcul du pouvoir calorifique inférieur ». Les mesures sont réalisées dans une bombe calorimétrique de marque PARR instrument company, de modèle 1431EE, 1,5 ampère, 200-230 volts et plongées dans un vase calorimétrique lui-même inclus dans une jaquette isolante. Le fonctionnement de l'appareil est décrit comme schématiser à la Figure :

- Etalonner l'appareil avec des pastilles d'acide benzoïque et déterminer la masse en eau du calorimètre (bombe calorimétrique et calorimètre)
- Attacher une fissible de 10 cm (01) les deux mats supportant le creuset (04), au milieu duquel aussi attaché une mèche (02) et le bout est plongé dans la creuset.
- Peser une masse de 1.5-1.8g de biosolides (03), mettre dans le creuset et placer l'ensemble dans la coupelle (06).
- Mettre l'oxygène une pression de 11 bars d'oxygène (05) dans la coupelle.
- Introduire la coupelle dans la vase (07) remplis de 2l d'eau. Ce volume d'eau est mesuré pour chaque test.
- Déclencher la combustion par une source d'énergie (08) via les électrodes reliés à la bombe calorimétrique (09). En effet, le déclenchement électrique provoque la rupture du fissible en libérant de l'étincelle qui va à son tour brûler la mèche et celle-ci transmet la flamme à l'échantillon d'où le début de la combustion.
- Lire l'évolution de la température de l'eau par un thermomètre (10) pendant la combustion toutes les trente secondes jusqu'à observer une courbe de décroissance linéaire. L'appareil est muni d'un agitateur pour homogénéiser la température diffusée dans l'eau. Une courbe d'évolution de cette température en fonction du temps a permis de déterminer la température maximale par projection tangentielle de la partie linéaire sur l'axe des ordonnées.

Le principe de calcul du pouvoir calorifique inférieur est fait à partir d'une décomposition élémentaire du produit mesuré. Le pouvoir calorifique supérieur est déterminé par la formule

$$\text{établi ci-dessous : } PCS(kcal / kg) = \frac{\text{masse totale} \times C_p \text{ eau} \times \Delta T \text{ totale}}{m}$$

Masse totale (kg): volume en eau introduit dans la cuve (2000ml équivaut à 2000g) + « masse équivalente » qui est une donnée du constructeur (391g).

C_p eau ($kcal.kg^{-1}.K^{-1}$): C'est la chaleur spécifique de l'eau

ΔT ($^{\circ}C$) représente la différence entre les températures maximale et minimale lors de l'expérience.

$m(kg)$: C'est la masse de la prise d'essai (échantillon analysé)

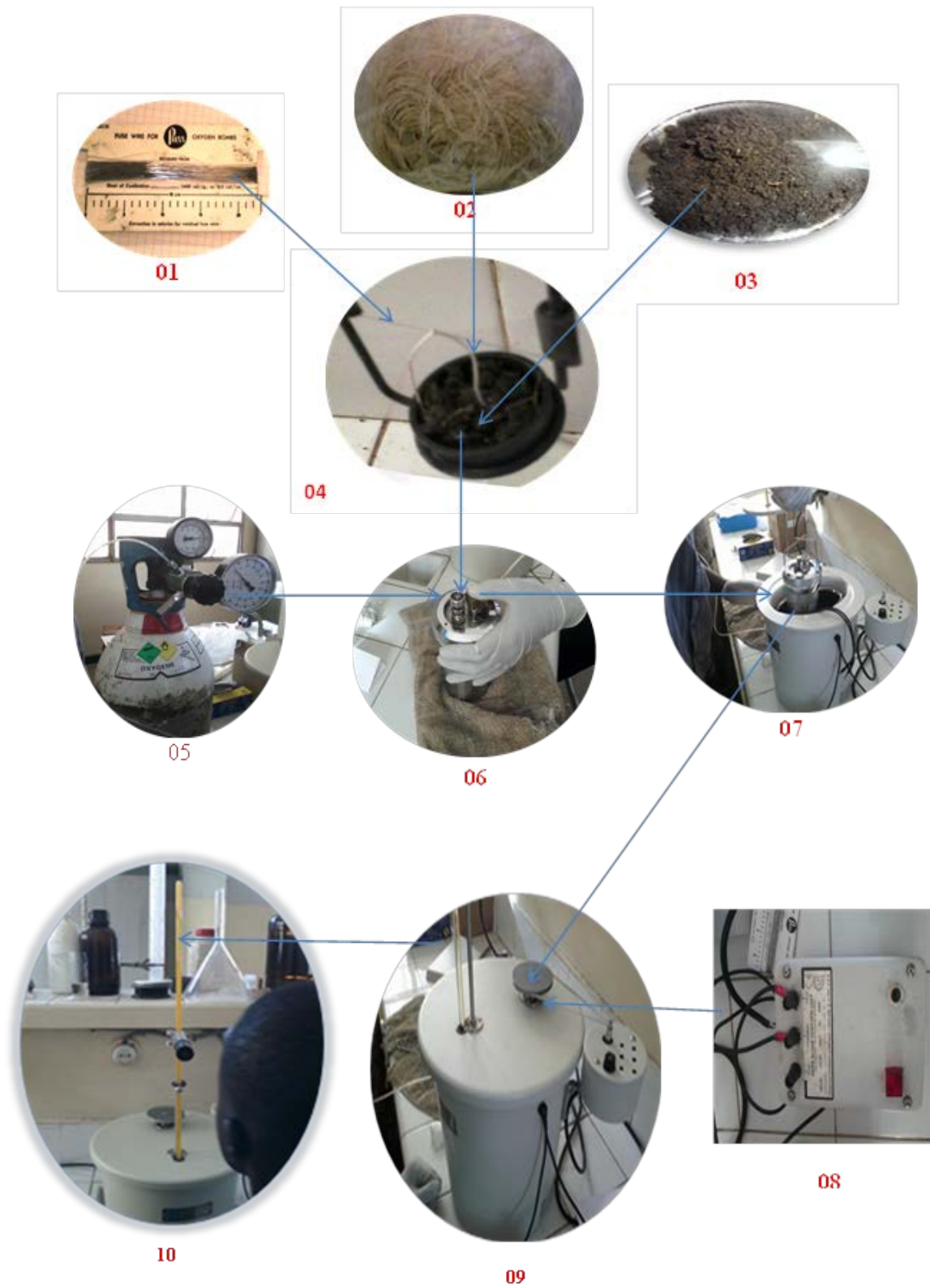


Figure 3.7: Schéma descriptif de la détermination du pouvoir calorifique

3.2.4.6. Détermination des métaux lourds

Les métaux lourds ont été déterminés sur les boues liquide et boues séchées prélevés au dernier jour de séchage. Les métaux lourds tels que le Cadmium, le Chrome, le Cobalt, le Cuivre, le Fer, le Nickel, le Plomb et le Zinc ont été analysés selon le standard méthodes en utilisant des kits HACH (Anonymous, 2000). Une solution est préparé dans un fiole jaugé de 50 ml en y mettant 9 ml d'acide chlorhydrique, 1 ml de d'acide nitrique et complété jusqu'au trait de jauge. Une masse de 1 g de biosolides mis dans un erlenmeyer de 500 ml et dissoute avec la solution préalablement préparé. L'ensemble est ensuite passé à ébullition sur une plaque chauffante pendant 15 à 20 minutes (apparition de certaine ébullition). Après refroidissement, le volume de l'erlenmeyer est complété jusqu'au trait de jauge. Pour les kits hach, le contenu du réactif manufacturé est ajouté au 10 ml d'échantillon (sauf dans le tube contenant le blanc). Par ailleurs pour les tubes hach, un échantillon de 0.5 à 1 ml est versé dans le tube. La lecture de ces échantillons a été faite avec un spectromètre DR 5000.

3.3 RÉSULTATS ET DISCUSSIONS

3.3.1. Caractéristiques des boues utilisées dans l'étude

Le Tableau 3.1 présente le résumé des caractéristiques physiques, chimiques et biochimiques des boues appliquées dans les lits de séchage au cours de cette étude. Ces boues sont caractérisées par une variabilité considérable pour tous les polluants, sauf pour le pH, la conductivité. Cette forte variabilité a été révélée par plusieurs auteurs (A.M. Ingallinella et al., 2002; I.M. Kengne et al., 2008). A titre d'exemple de la forte variation des boues de vidange utilisées dans cette étude, les valeurs des MS qui sont le paramètre utilisé pour calculer la charge des lits est en moyenne 55927.0 mg/l avec un Ecartype de 14571.9 mg/l. Cette variation induit ainsi une fluctuation du volume de boue à appliquer de 300 à 630 litres et de 800 à 1600 litres d'un cycle à un autre respectivement pour les charges 100 et 150 kg MS/m²*an. Selon Ingallinella et al. (2002) stipulent que le stockage, la température, l'intrusion des eaux souterraines dans les fosses septiques, les performances des fosses septiques et, les technologies et engins de vidange sont les principaux facteurs responsables

de la variation des boues de vidange. En outre, dans leurs études sur la caractérisation et l'expérimentation de nouvelles technologies de traitement des boues de vidange à Dakar, Dème et al. (2008) ont soutenu que le niveau de vie des populations qui détermine leurs niveaux de consommation en eau et, les habitudes culturelles et/ou religieuses sont des paramètres qui peuvent influencer sur la qualité des boues.

Tableau 3.1: Caractéristiques physiques, chimiques et biochimiques des boues de vidange traitées dans la station de Cambérène.

Paramètres	Concentrations	Moyenne	Ecartype
pH		7.7	0.3
Température	°C	25.9	2.1
MS	mg/l	55927.0	14571.9
MVS	mg/l	33049.7	10799.9
DCO	mg/l	79410.0	29322.5
DBO	mg/l	14064.3	2411.7
NTK	mg/l	3092.6	310.7
NH ₄ ⁺	mg/l	364.9	179.0
NO ₃ ⁻	mg/l	475.7	380.0
NO ₂ ⁻	mg/l	55.6	66.2
PO ₄ ³⁻	mg/l	103.6	46.8
PT	mg/l	649.9	421.3
Conductivité	mS/cm	42.1	101.0

Les résultats des concentrations de métaux des différentes campagnes sont présentés au Tableau 3.2. En moyennes, les concentrations sont 52.3, 18, 9.6, 4.7, 4, 1.7, 3 et des traces

respectivement pour le fer, le cuivre, le nickel, le cobalt, le zinc, le chrome, le plomb et le cadmium. Comparés aux travaux de Bassan et al. (2013) effectués sur les boues de vidange de Burkina Faso, les concentration en zinc, en cuivre, en fer et en plomb sont très élevées. Ces fortes concentrations peuvent être dues à l'introduction de certain contaminant dans les fosses telles que les batteries, les huiles et les graisses. Les fortes concentrations nécessitent d'être évaluées pour une réutilisation ultérieure des biosolides.

Tableau 3.2: Concentration en métaux lourds des boues de vidange

Paramètres	Concentrations	Moyenne	Ecartype
Fer	mg/l	52.3	0.9
Cuivre	mg/l	18.0	12.8
Nickel	mg/l	9.6	6.1
Cobalt	mg/l	4.7	0.5
Zinc	mg/l	4.0	0.0
Chrome	mg/l	1.7	0.0
Plomb	mg/l	3.0	1.1
Cadmium	mg/l	trace	trace

Le Tableau 3.3 montre que les boues utilisées dans cette étude contiennent en moyenne 49075 œufs d'ascaris viables par litre qui correspond à 1138 œufs d'ascaris par GTS. Les autres espèces quantifiées présentent de faibles concentrations avec en moyenne 133 ± 163 , 40 ± 69 et 33 ± 38 respectivement pour le trichirus, le toxocora et le ténia viables. Ces valeurs sont en conformité avec celles trouvées par Strauss (1997a) qui rapporte que une concentration de 20,000 à 60,000 œufs d'helminthes par litre pour les fortes concentration de boue. Ces fortes concentrations sont dues au phénomène de sédimentation des boues dans le décanteur qui est un processus couramment utilisé dans l'élimination des œufs d'helminthes (Tchobanoglous et al., 2003).

Tableau 3.3: Quantification des œufs d'helminthes des boues de vidange

Paramètres	Concentration	Moyenne	Ecartype
Ascaris viable	nb/l	49075	15280
Trichuris viable	nb/l	133	163
Toxacora viable	nb/l	40	69
Ténia viable	nb/l	33	38

3.3.2. Caractéristiques physicochimiques des percolâts

3.3.2.1. Suivi journalier des propriétés de drainage des lits de séchage

Tableau 3.4 représente les pourcentages quotidien des percolâts récupérés pour tous les sept campagnes et sont comparés à la charge hydraulique. Comme indiqué dans ce tableau, la majorité du percolât est recueilli au premier, et diminue progressivement pour finir le troisième jour. En effet, le pourcentage de collecte est de 22.8 à 42.3 au premier jour, 29 au 32 % au deuxième jour et 2.1 au 6.3 au troisième jour. Les différences obtenues entre ces trois jours de percolation ont été confirmés par les test ANOVA one way à 95% de confiance effectués avec $P=0,001$.

Tableau 3.4: Quantification du percolât récupéré pour 100 kg MS/m²*an appliquée

Campagne	Charge hydraulique	Volume journalier	Pourcentage de percolât
----------	--------------------	-------------------	-------------------------

	(Litre)	(Litre)			collecté		
		1er jour	2e jour	3e jour	1er jour	2e jour	3e jour
C1	480,00	-	-	-	-	-	-
C2	360,00	140,00	30,00	7,50	38,9	8,3	2,1
C3	440,00	120,00	73,33	10,00	27,3	16,7	2,3
C4	600,00	136,67	176,67	33,33	22,8	29,4	5,6
C5	480,00	190,00	140,00	30,00	39,6	29,2	6,3
C6	300,00	120,00	37,50	15,00	40,0	12,5	5,0
C7	520,00	220,00	170,00	20,00	42,3	32,7	3,8

La Figure représente le pourcentage de la quantité moyenne du percolât récupéré durant cette étude. Les pourcentages de drainage du percolât obtenus sont compris entre 46 – 79%, et sont fortement influencé par le volume initial de boue appliquée sur les lits. Des études ont montré que 50 à 80% de boue appliquée sur des lits non plantés est recueilli sous forme de percolât (Strauss M. et al., 2002). La différence entre la percolation et l'évaporation dépend du type de boue, des conditions climatiques et les caractéristiques intrinsèques de fonctionnement des lits de séchage.

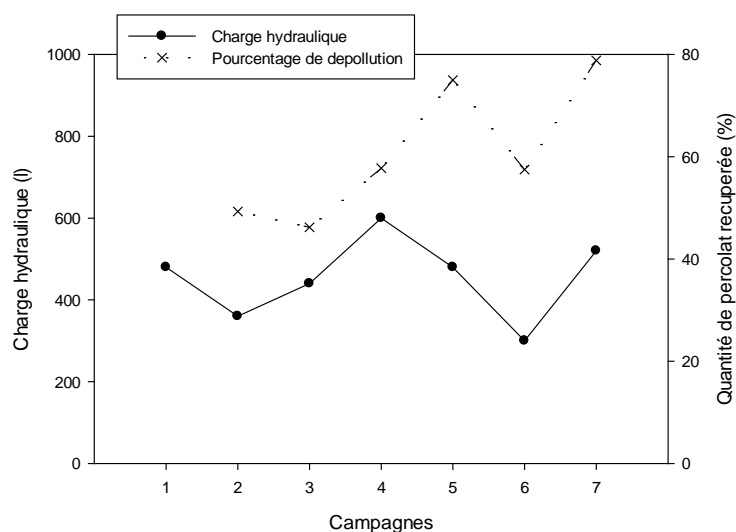


Figure 3.5: Quantités moyennes de percolât recueilli suivant les charges hydrauliques

3.3.2.2. Evaluation journalière des performances épuratoires

Le calcul des performances épuratoire est basé sur les différences entre les flux entrants et les flux sortants. A l'issue des sept (7) expériences, nous avons constaté que la presque totalité de la percolation s'est effectuée durant les trois premiers jours.

3.3.2.2.1 Elimination des matières sèches (MS)

Le Tableau 3.6 représente les caractéristiques de la MS dans la boue brute, du percolât au cours de l'écoulement et le suivi des taux d'élimination. Les valeurs moyenne des pourcentages d'élimination des MS de la boue brute durant les jours de percolation sont compris entre 95.71 et 99.06 % au 1^{er} jour, 98.38 et 99.79 % au 2^e jour et 99.70 et 99.93 % au 3^e jour. Les concentrations de MS correspondant à ces pourcentages dans le percolât sont compris entre 1718.25 au 4917.74 mg/l au 1^{er} jour, 1720 au 3706.32 mg/l au 2^e jour et 1431.11 au 3583.73 mg/l au 3^e jour au cours des cycles 1-7 sont élevées (Tableau 2.2). Ces concentrations sont largement inférieures aux 8620 mg/l trouvées dans les percolâts lors d'une application de boue de vidange sur sable de maille 0.1 - 0.5 mm (Kuffour et al., 2009). Les tests ANOVA one way ont montré que la concentration de MS dans le percolât statistiquement identique avec $P=0,324$.

Tableau 3.6: MS (mg/l) de la boue brute, du percolât et des pourcentage de dépollution

Campagnes	Boue (mg/l)	Percolât (mg/l)			Pourcentage de dépollution		
		1 ^{er} jour	2 ^e jour	3 ^e jour	1 ^{er} jour	2 ^e jour	3 ^e jour
C1	50269,52	1718,25	1212,00	-	99,15	99,55	-
C2	68540,24	1831,83	1737,33	2175,72	98,96	99,79	99,93
C3	53026,67	1826,36	2075,85	2318,00	99,06	99,35	99,90
C4	36911,67	2398,73	1720,00	1431,11	98,52	98,63	99,78
C5	52823,33	5408,10	2932,92	2560,00	95,95	98,38	99,70
C6	81393,21	4202,47	2619,36	3583,73	97,93	99,60	99,78
C7	48524,55	4917,74	3706,32	2677,22	95,71	97,50	99,79

3.3.2.2.2 Elimination des matière volatile sèche (MVS)

Le Tableau 3.7 montre que les concentrations en MVS sont relativement très faibles comparées aux concentrations de la boue brute de tous les cycles. Les concentrations des MVS dans le percolâts sont de 585 au 2272,77 mg/l au 1^{er} jour, de 618,33 au 1256,71 mg/l au 2^e jour et de 419,44 au 1631,20 mg/l au 3^e jour. Par conséquent, ces différences entraînent des pourcentages moyens de dépollution de 98,2 %, 99,2 % et 99,9 % respectivement au 1^{er} jour, 2^e jour et 3^e jour. Les analyses faites par ANOVA one way ont prouvé que les concentration en MVS sont statistiquement sans différence significative durant les trois jours de percolation avec $P = 0,207$. Ces concentrations sont légèrement meilleures que les 4410 mg/l de MVS obtenus par Kuffour et al. (2009).

Tableau 3.7: MVS (g/l) de la boue brute, du percolât et des pourcentages de dépollution

Campagnes	Boue (mg/l)	Percolât (mg/l)			Pourcentage de dépollution		
		1 ^{er} jour	2 ^e jour	3 ^e jour	1 ^{er} jour	2 ^e jour	3 ^e jour
C1	29279,05	1090,00	618,33	-	99,07	99,60	-
C2	40052,14	738,42	756,67	898,14	99,28	99,84	99,95
C3	34431,00	585,00	1033,17	1115,00	99,54	99,50	99,93
C4	23955,00	1066,44	709,44	419,44	98,99	99,13	99,90
C5	33076,67	2272,77	1065,24	1204,40	97,28	99,06	99,77
C6	51739,64	1746,88	954,21	1631,20	98,65	99,77	99,84
C7	18814,42	2080,93	1256,71	1015,88	95,32	97,82	99,79

3.3.2.2.3 Elimination de la Demande Chimique en Oxygène (DCO)

Les valeurs moyennes de DCO obtenues dans l'effluent durant les trois jours de percolation sont montré au Tableau 3. Les concentrations obtenues sont de 164 au 675 mg/l au 1^{er} jour, de 178,33 au 589,75 mg/l au 2^e jour et 135,25 au 315,33 mg/l au 3^e jour. Ces résultats sont en conformité avec les moyennes de 5,48 mg/l obtenues par Kuffour et al. (2009). Les tests

ANOVA à 5% ont montré la DCO évolue de la même manière durant les trois jours de percolation avec $P=0,309$.

L'efficacité obtenu au niveau des lits de séchage peut être attribué à la capacité des filtres d'éliminer les matières solides contenues dans la boue et la disponibilité de matières organique pouvant être dissout par action microbienne (Karim, 2005; Nakhla, 2003).

Tableau 3.8: DCO (g/l) de la boue brute, du percolât et des pourcentage de dépollution

Campagnes	Boue (mg/l)	Percolât (mg/l)			Pourcentage de dépollution		
		1 ^{er} jour	2 ^e jour	3 ^e jour	1 ^{er} jour	2 ^e jour	3 ^e jour
C1	67440	233,50	178,33	-	99,91	99,95	-
C2	140400	164,13	216,25	216,25	99,95	99,99	100,00
C3	57400	424,63	342,88	315,33	99,80	99,90	99,99
C4	57680	456,25	589,75	281,08	99,82	99,70	99,97
C5	67100	292,75	246,13	136,25	99,83	99,89	99,99
C6	91950	405,13	494,25	280,00	99,82	99,93	99,98
C7	73900	671,13	494,25	280,00	99,62	99,78	99,99

3.3.2.2.4 Elimination de l'azote total (NKT)

Les concentrations journalières de l'azote total sont consignés au Tableau 3.9. Les valeurs moyennes de l'azote obtenues dans le percolât au 1^{er} jour, 2^e jour et au 3^e jour sont respectivement 87.2, 198.6 et 173.1 mg/l. les pourcentages moyens de dépollution correspondant à ces concentration sont 99.1, 98.5 et 99.8 % respectivement au 1^{er} jour, 2^e jour et 3^e jour. Par les différences observées ne sont pas statistiquement significatives avec $P=0,068$. Cette élimination est peut être liée à la forte élimination de la MVS et de la minéralisation de l'azote organique.

Tableau 3.9: N (g/l) de la boue brute, du percolât et les pourcentage de dépollution

Campagnes	Boue (mg/l)	Percolât (mg/l)			Pourcentage de dépollution		
		1 ^{er} jour	2 ^e jour	3 ^e jour	1 ^{er} jour	2 ^e jour	3 ^e jour
C1	2830,50	92,74	-	-	99,18	-	-
C2	2803,20	35,10	60,38	16,00	99,51	99,82	99,99
C3	3 015,00	44,47	124,11	106,47	99,60	99,31	99,92
C4	3011,85	215,98	244,45	139,52	98,37	97,61	99,74
C5	3628,50	53,95	254,40	258,82	99,41	97,96	99,55
C6	3266,85	53,95	254,40	258,82	99,34	99,03	99,60
C7	3266,85	113,92	253,86	258,82	98,52	97,46	99,70

3.3.2.2.5 Elimination de l'azote ammoniacal (NH₃-N)

Les concentration et pourcentage d'élimination de la NH₃-N sont consignés au Tableau 3.10. Les concentrations moyennes de NH₃-H obtenues dans le percolât au 1^{er} jour, au 2^e jour et au 3^e jour sont respectivement 164.7, 169 et 172.8 mg/l. Par ailleurs, ces concentrations atteignent des pourcentage de dépollution de 86.4, 91.2 et 98.3 % respectivement au 1^{er} jour, 2^e jour et au 3^e jour de la percolation. Les analyses faites par le test ANOVA one way à 95% de confiance ont montrés qu'il n'y a pas de différence statistique dans le traitement avec P=0,989. Les fortes concentrations de la boue brute et ammonification de N-organique durant le processus d'écoulement du percolât sont à l'origine des concentrations élevées obtenues dans le percolât (Eptein, 2003). Les fortes teneur de l'azote ammoniacal peuvent devenir toxique pour la dégradation des bactéries dans les eaux usées et pouvant aussi affecter la flore et la faune dans les eaux. La nitrification est par ailleurs considérée comme très sensible à la filtration et la granulométrie du sable (Nakhla et al., 2003). Les faibles granulométries de sable assure une nitrification and filtration et par conséquent accélère l'élimination de l'azote.

Tableau 3.10 : NH₃-N (g/l) de la boue brute, du percolât et les pourcentage de dépollution

Campagnes	Boue (mg/l)	Percolât (mg/l)			Pourcentage de dépollution		
		1 ^{er} jour	2 ^e jour	3 ^e jour	1 ^{er} jour	2 ^e jour	3 ^e jour
C1	108,00	-	-	-	-	-	-
C2	326,57	85,96	85,90	145,17	89,76	97,81	99,07
C3	350,36	112,18	117,64	50,84	91,27	94,40	99,67
C4	203,46	70,51	73,73	68,10	92,11	89,33	98,14
C5	468,64	153,28	266,46	257,87	87,05	83,42	96,56
C6	448,07	227,49	254,09	141,83	79,69	92,91	98,42
C7	649,29	327,46	215,92	373,18	78,66	89,13	97,79

3.3.2.2.6 Elimination des nitrates (NO₃-N)

Les concentrations et pourcentage en NO₃-N sont consignés dans le Tableau 3.151. Les valeurs moyennes de l'azote obtenues dans le percolât au 1^{er} jour, au 2^e jour et au 3^e jour sont respectivement 57.8, 49.4 et 69.6 mg/l. Ces concentration sont très faible comparées au 640 mg/l obtenues par Kuffour et al (2009). Les tests ANOVA montre que les différences journalières observées ne sont statistiquement différentes avec P=0,565.

Tableau 3.15 : NO₃-N (g/l) de la boue brute, du percolât avec les pourcentage de dépollution

Cycles	Boue (mg/l)	Percolât (mg/l)			Pourcentage de dépollution		
		1 ^{er} jour	2 ^e jour	3 ^e jour	1 ^{er} jour	2 ^e jour	3 ^e jour
C1	200	18,33	-	-	97,71	-	-
C2	180	19,25	30,25	25,28	95,84	98,60	99,71
C3	116	52,50	77,50	108,75	87,66	88,86	97,87

C4	1160	54,42	30,83	36,33	98,93	99,22	99,83
C5	350	105,75	32,25	52,50	88,04	97,31	99,06
C6	762	82,00	53,00	127,25	95,70	99,13	99,17
C7	562	72,00	72,50	67,50	94,58	95,78	99,54

3.3.2.2.7 Elimination des nitrites (NO₂-N)

Le Tableau 3.6 montrent les concentrations et pourcentage d'élimination journalier. Les valeurs moyennes de l'azote 8.4, 16.4 et 29.3 mg/l obtenues dans le percolât sont respectivement au 1^{er} jour, au 2^e jour et 3^e jour. Cette production de nitrate accroît avec l'évolution de la percolation. Ce phénomène de dépollution accru est visible tout au long du processus de la percolation. Les tests effectués avec ANOVA à 95% de confiance montrent qu'il n'y a des différences statistiques P=0,004.

Tableau 3.6 : NO₂-N (g/l) de la boue brute, du percolât et les pourcentage de dépollution

Campagnes	Boue (mg/l)	Percolât (mg/l)			Pourcentage de dépollution		
		1 ^{er} jour	2 ^e jour	3 ^e jour	1 ^{er} jour	2 ^e jour	3 ^e jour
C1	33,00	4,23	-	-	96,79	-	-
C2	180,00	1,20	12,20	28,68	99,74	99,44	99,67
C3	116,00	3,83	22,38	35,95	99,10	96,79	99,30
C4	10,00	16,92	8,92	8,40	61,47	73,75	95,33
C5	20,00	13,20	18,60	51,15	73,88	72,88	84,02
C6	10,00	8,85	10,50	24,40	64,60	86,88	87,80
C7	20,00	10,50	26,00	27,31	77,79	57,50	94,75

3.3.2.2.8 Elimination de phosphore total (PT)

Comme montré au Tableau 3.7, les concentrations des PT sont très faibles. Les concentrations moyennes obtenues sont de 11.6 mg/l, 21.3 mg/l et 29.2 mg/l respectivement au 1^{er} jour, au 2^e jour et au 3^e jour. Par contre, la teneur évolue avec la durée de la percolation. Les concentrations obtenues dans le percolât de 1690 mg/l (Kuffour A. R et al., 2013).

Tableau 3.7 : PT(g/l) de la boue brute, du percolât et les pourcentage de dépollution

Campagnes	Boue (mg/l)	Percolât (mg/l)			Pourcentage de dépollution		
		1 ^{er} jour	2 ^e jour	3 ^e jour	1 ^{er} jour	2 ^e jour	3 ^e jour
C1	642,60	6,69	-	-	99,74	-	-
C2	323,53	5,08	8,76	10,25	99,39	99,77	99,93
C3	603,00	13,85	13,03	67,91	99,37	99,64	99,74
C4	82,94	12,46	20,53	16,67	96,58	92,71	98,88
C5	1188,85	14,33	28,15	28,07	99,52	99,31	99,85
C6	1189,85	14,33	28,15	28,07	99,52	99,70	99,88
C7	1058,50	14,33	28,97	28,07	99,43	99,11	99,90

3.3.2.2.9 Elimination des orthophosphates (PO₄³⁻)

Les concentrations de PO₄³⁻ obtenus dans les effluents sont très faible par rapport à celles trouvées dans la boue brute (Tableau 3.8). Ce pourcentage de dépollution connaît un accroissement continue avec la percolation avec 82.5, 87.1 et 98.3 % respectivement au 1^{er} jour, au 2^e jour et 3^e jour. Les tests ANOVA one way ont montré qu'il n'existe pas de différences statistiquement significatives avec P=0,777 dans le traitement opéré durant les trois jours de percolation.

Tableau 3.8 : PO₄³⁻ (g/l) de la boue brute, du percolât et les pourcentages de dépollution

Campagnes	Boue (mg/l)	Percolât (mg/l)			Pourcentage de dépollution		
		1 ^{er} jour	2 ^e jour	3 ^e jour	1 ^{er} jour	2 ^e jour	3 ^e jour
C1	56,08	26,29	-	-	88,28	-	-
C2	63,13	22,60	26,43	25,67	86,08	96,51	99,15
C3	117,47	42,75	39,38	25,51	90,07	94,41	99,51
C4	58,38	48,39	73,68	29,90	81,12	62,84	97,15
C5	166,4	50,81	74,39	53,05	87,91	86,96	98,01
C6	158,74	109,71	37,62	39,85	72,35	97,04	98,74
C7	104,81	55,16	48,30	78,30	77,73	84,93	97,13

3.3.2.2.10 Température et pH de la boue et du percolât

Le Tableau 3.9 montre que le pH de la boue brute et du percolât sont presque identiques. Les tests ANOVA one way à 95% de confiance montrent le pH est statistiquement le même sans différence avec $P < 0,001$. Les valeurs des température de la boue entrante et des percolâts collectés sont aussi consignées dans le Tableau 3.9.

Tableau 3.9: Température et pH de la boue brute et du percolât

Campagnes	Température (°C)				pH		
	Boue	Percolât			Boue	Percolât	
		1 ^{er} jour	2 ^e jour	3 ^e jour		1 ^{er} jour	2 ^e jour
C1	-	-	-	-	-	-	-
C2	26,5	26,00	29,10	29,30	-	-	-
C3	27,8	27,95	25,20	24,50	7,36	7,53	7,93

C4	24,8	24,68	25,20	24,60	7,41	7,67	7,88	7,87
C5	25,6	25,88	25,90	26,15	7,96	6,93	8,19	8,10
C6	25,6	25,88	25,90	26,00	7,62	7,09	8,25	8,13
C7	22,1	22,00	23,50	25,05	-	6,93	8,16	8,00

3.3.2.2.11 Conductivité et Potentiel de la boue et du percolât

Les valeurs moyennes de la conductivité entre la boue brute et celles du percolât sont consignées dans le Tableau 3.10. En moyenne, la conductivité dans le percolât est de 3.86, 4.75, 3.87 et 3.75 mS/cm obtenues respectivement au 1^{er} jour, au 2^e jour et au 3^e jour. Les tests ANOVA à 95% de confiance de la conductivité effectués entre les percolât des différents jours montrent que les différences de traitement sont statistiquement significatives avec $P=0,402$. Pour le potentiel, une moyenne de 1.97, 2.58, 2 et 2.02 mv sont obtenue respectivement au 1^{er} jour, au 2^e jour et au 3^e jour de percolation. Contrairement à la conductivité, les test ANOVA montrent les différences observées ne sont pas statistiquement significative ($P=0,699$).

Tableau 3.10: Conductivité et potentiel de la boue brute et du percolât

Campagnes	Conductivité (mS/cm)				Potentiel (mv)			
	Boue	Percolât			Boue	Percolât		
		1 ^{er} jour	2 ^e jour	3 ^e jour		1 ^{er} jour	2 ^e jour	3 ^e jour
C1	-	-	-	-	-	-	-	-
C2	2,46	2,14	2,43	2,48	1,30	1,48	1,28	-
C3	2,71	3,04	2,71	2,64	1,30	1,48	1,30	1,28
C4	2,66	3,34	2,64	2,53	1,20	1,68	1,25	1,15
C5	4,73	6,93	5,17	4,65	2,50	3,80	2,80	2,43
C6	4,69	5,83	4,37	4,55	2,40	3,13	2,25	2,33

C7	5,91	7,20	5,88	5,56	3,10	3,95	3,15	2,90
----	------	------	------	------	------	------	------	------

3.3.3. Suivi du séchage des boues de vidanges

3.3.3.1. Influence de la serre sur le séchage en saison des pluies

Comme indiqué aux Figure et Figure , pendant la saison des pluies, le séchage des boues de vidange sur lits sous serre atteint 90 % MS en 20 et 27 jours respectivement pour les charges 100 et 150 kg MS/m²*an. En comparaison par rapport aux lits nus, le séchage atteint 57 %MS et 59 %MS respectivement pour les charges 100 et 150 kg MS/m²*an. La serre piège les rayons UV en son sein et favorisant la hausse de la température interne. A titre d'exemple, 35 °C et 28°C sont respectivement obtenues sur lit sous serre et ambiante. Contrairement à la température, les pourcentage d'humidité sont 67 % et 85 % respectivement dans la serre et air ambiant. Ces faibles pourcentage obtenus sous serre sont dues au faite que les molécules d'arracher ont été enlevées par l'extracteur et le renouvellement de l'air est assuré par le ventilateur. Des expériences ont montré que la durée de séchage des boues de vidange sur lits nus est prolongée en saison des pluies (Cofie et al., 2006; Pescod, 1971).

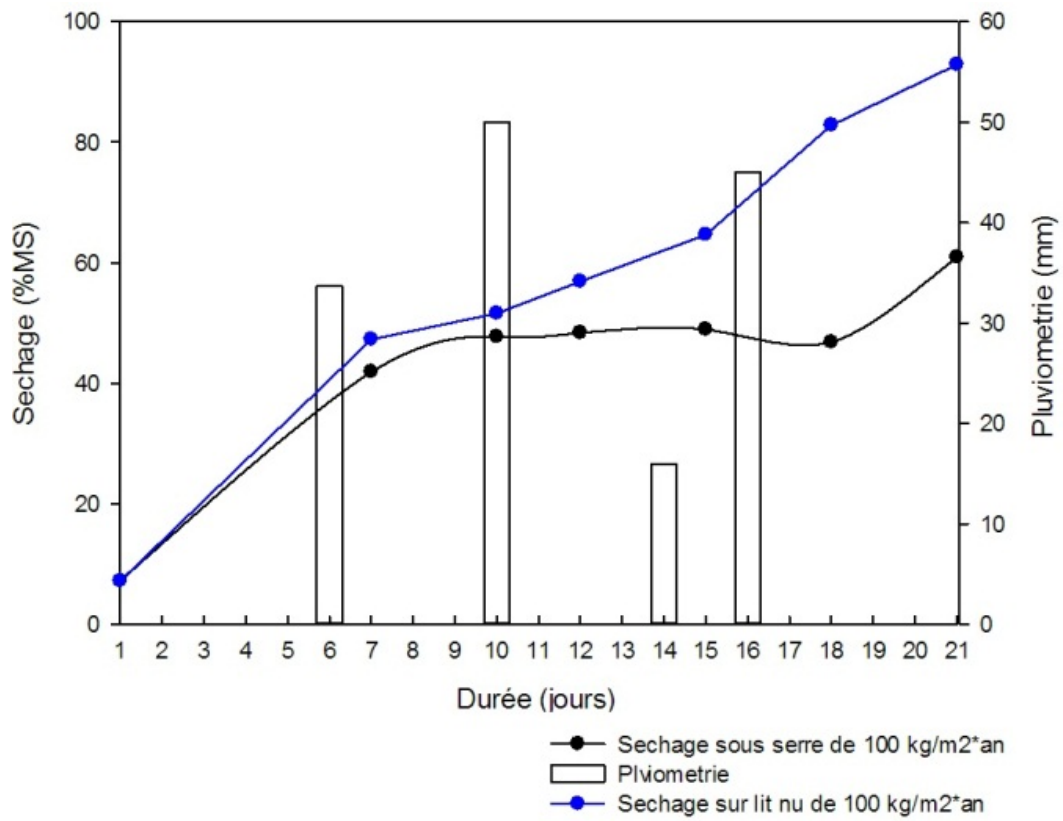


Figure 3.9 : Pluviométrie (mm) et siccité (%MS) sous serre et ambiante pour charge de 100 kg MS/m²*a.

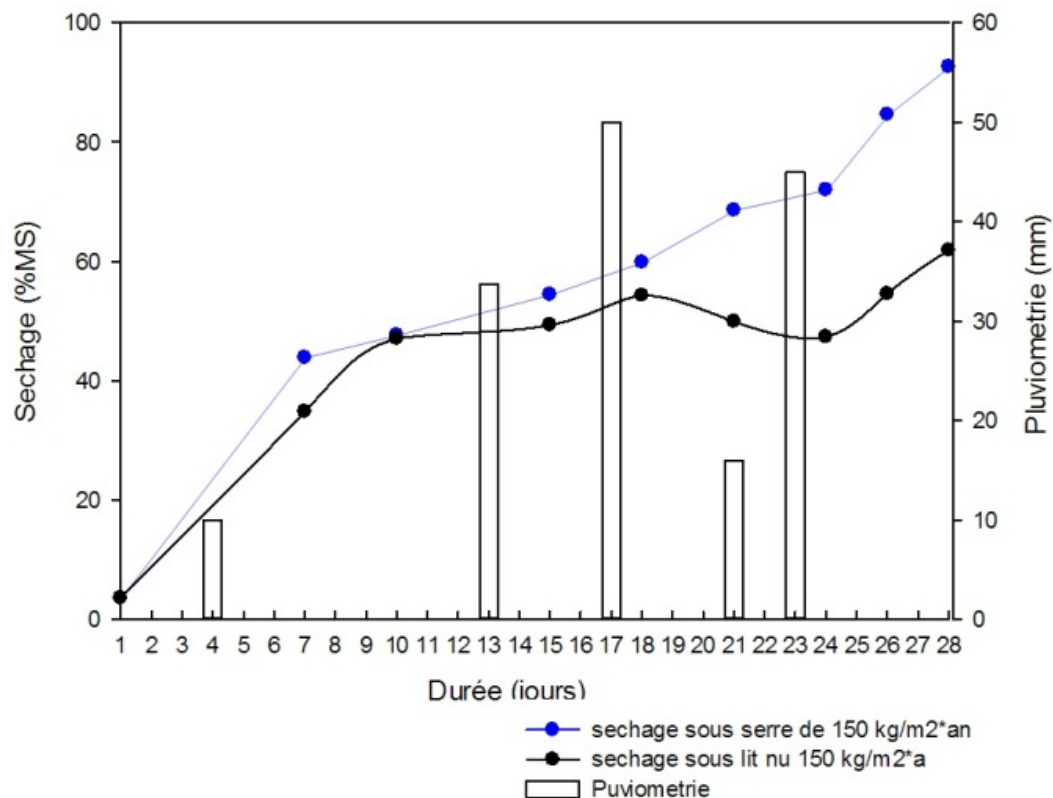


Figure 3.10 : Pluviométrie (mm) et siccité (%MS) sous serre et ambiante pour une charge de 150 kg MS/m²*a.

3.3.3.2. Influence de la serre sur le séchage en saison sèche

Comme montré à la Figure , la serre n`améliore pas significativement le séchage des boues de vidange en saison sèche. En effet, la différence obtenue pour atteindre 90% de siccité dans la serre comme au niveau des lits nus n`est que d`une journée. En effet, 19 et 24 jours ont été nécessaire pour atteindre 90 % de siccité respectivement pour 100 et 150 kg/m²*an, aussi bien pour les traitements sous serre et sur lit nus. Ceci indique la faible évaporation provoquée par cette légère hausse de température et la baisse de l`humidité de l`air dans la serre sont pas insuffisantes pour améliorer le séchage des boues de vidange. Par conséquent, les résultats obtenus en saison des pluies montrent que la serre ne joue qu`un rôle de protecteur des pluies. Par ailleurs, la serre est très souvent utilisée comme moyen efficace de séchage des eaux usées dans différentes conditions climatiques (Bennamoun, 2012). Ces résultats sont probablement dus à l`aridité du climat de Dakar, à la nature de la serre mis en place, au mode

de fonctionnement de la serre ou de la capacité déshydratation des boues de vidange. Les charges hydrauliques et les charges massiques appliquées sur les lits influent fortement sur le séchage des boues de vidange. Selon Pescod (1971), l'augmentation de l'épaisseur de 10 cm de la boue prolonge de séchage de 50 à 100 %.

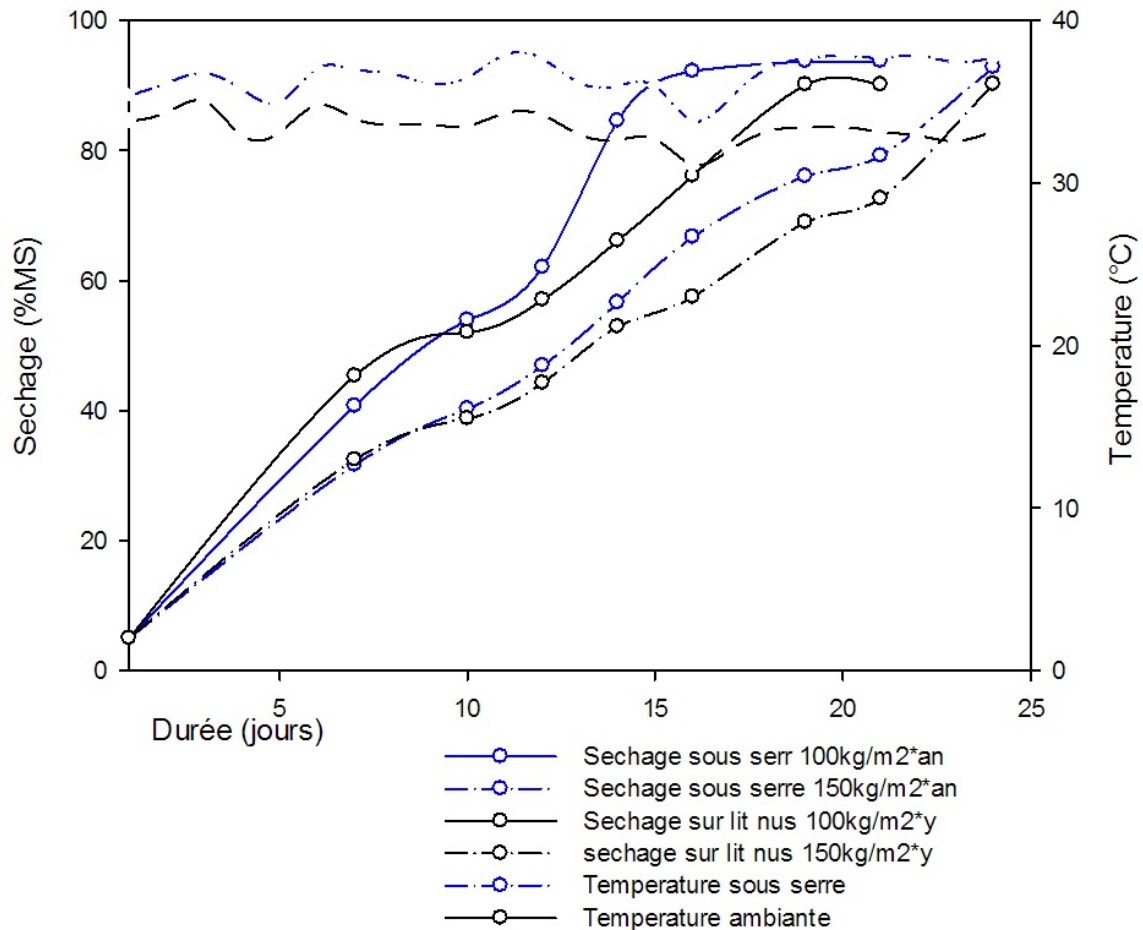


Figure 3.11 : Température (°C) et siccité (%MS) sous serre et ambiante pour les charges hydrauliques de 100 et 150 kg MS/m²*an.

3.3.3.3. Étude du retournement de la boue sur les lits

Les expériences effectuées avec le retournement de la boue à la surface impactent fortement sur la vitesse de séchage, avec six jours de réduction sur le temps nécessaire pour atteindre 90 % de siccité. En effet, avec le retournement, le séchage des boues de vidange était 31 % plus

rapide pour la charge 100 kg MS/m²*an et 23 % plus rapide pour la charge 150 kg MS/m²*an. A titre d'exemple, les Figure et Figure représentent les expériences effectuées avec ou sans retournement quotidien de la boue. Avec une température ambiante de 24 °C, un séchage de 90 %MS a été atteint en 14 jours avec la charge 100 kg MS/m²*an, et 22 jours pour la charge 150 kg MS/m²*an. Pour tous les répétitions faites avec retournement, 13±2 et 20±4 jours ont été nécessaire pour atteindre 90 % de siccité. Par ailleurs, pour les répétitions faites avec le témoin (sans retournement), 19±1 jours et 26±2 jours ont été nécessaire pour atteindre 90 % de siccité respectivement avec les charges 100 et 150 kg MS/m²*an. Les variances obtenues au cours des répétitions pour une même charge est souvent associé au facteur climatiques tels que la température ambiante, les radiations solaires et l'humidité de l'air de l'air, le séchage et la reproductivité de ces valeurs est associée par la concentration initiale des matières sèche et de la hauteur de la boue (Pescod, 1971).

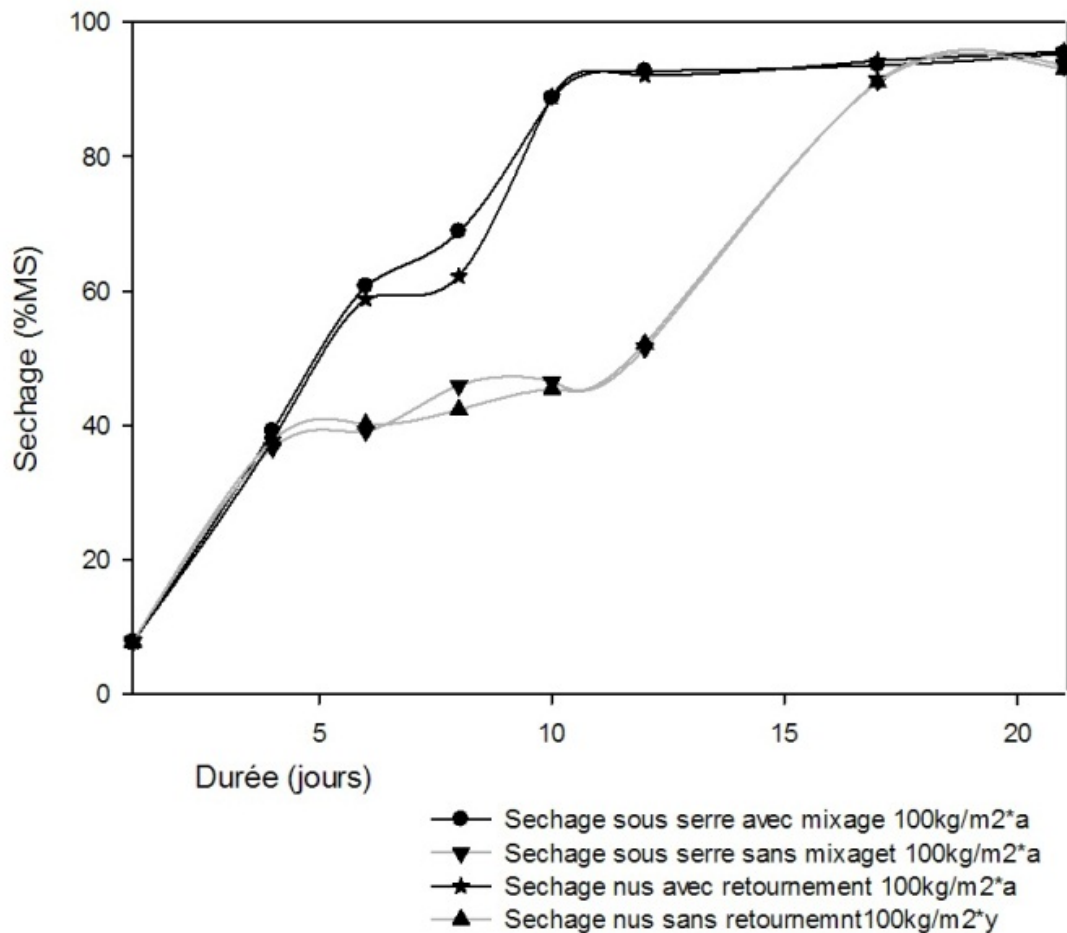


Figure 3.12 : Siccité (%MS) sous serre et ambiante pour une charge hydraulique de 100 kg MS/m²*a.

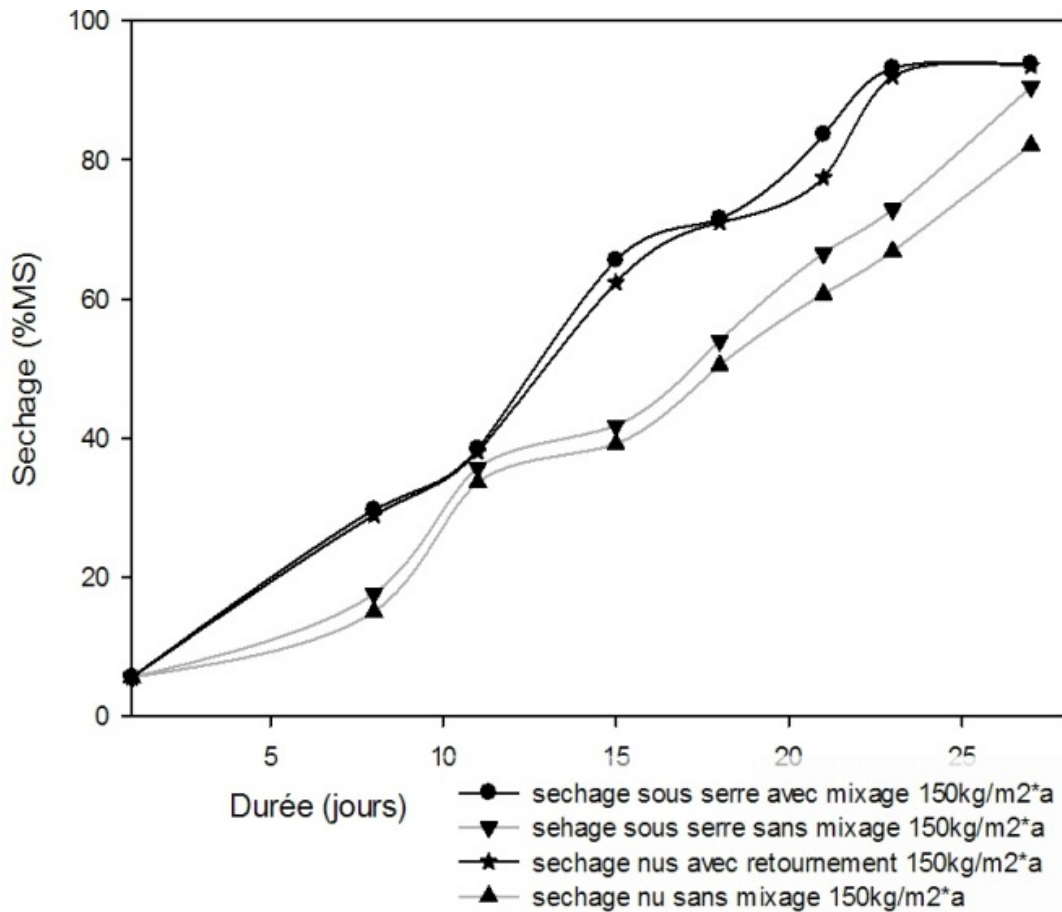


Figure 3.13: Siccité (%MS) sous serre et ambiante pour une charge hydraulique de 150 kg MS/m²*a

3.3.4. Pouvoir calorifique des biosolides

Le Tableau 3.11 présente les données liées au pouvoir calorifique des biosolides obtenus après 90 % de siccité. En moyenne, les biosolides ont un pouvoir calorifique de 11.85, 12.1, 13.29 et 11.94 MJ /kg MS respectivement au niveau des lits sous serre sans retournement, lit nus sans retournement, lit sous serre avec retournement et lit nus avec retournement. Les différences obtenus avec ou sans retournement Les tests ANOVA ont montré que les

différences de valeurs obtenues avec ou sans mixage sur lit nus ou sous serre ne sont pas statistiquement significatives $P=0,225$.

Ces résultats sont en conformité avec certaines publications scientifiques. En effet, Król (2012) avaient trouvé 11,969 MJ/kg dans boues de vidange dans une étude comparative avec des déchets de PAS`r, pulpes de patate avec du cola. Wzorek (2012) a montré aussi que le pouvoir calorifique est fortement corrélée avec la teneur en cendre car pour des teneurs de 38.7, 24.6 et 6.16 % de cendre correspondent respectivement 11.37, 23.53 et 17.5 MJ /kgMS pour les biosolides des boues de eaux usées, charbon et des copeaux de bois. Les biosolides des boues contiennent en moyenne 41,7% de cendre. Par ailleurs, en comparaison avec la teneur dans la boue, nous avons une augmentation d`une moyenne de 6 %. Les teneurs de 41.5 %MS de cendre obtenues dans les eaux usées reportées par Werther and Ogada (1999a) sont en conformité avec les résultats de cette étude. ces valeurs sont largement supérieures à celles obtenues avec d`autres combustibles telles que les copeaux de bois avec une teneur en cendre de 1 et 23.5% respectivement (Klass, 1998). Selon Klass (1998), le cendre ne participe pas au pouvoir calorifique car étant constitué de matières inorganiques. Pour diminuer cette teneur, la mise en place d`un système de tamisage et de dessablage pourrait être utilisé à l`entrée des boues dans les système de traitement pour rentabiliser les biosolides produits.

Tableau 3.11: Résumé du pouvoir calorifique après séchage des biosolides

Campagnes	Pouvoir Calorifique Inferieur (kJ /kg MS)			
	LSS	LN	LSSM	LNМ
C1	-	-	-	-
C2	-	-	-	-
C3	12,05	11,91	-	-
C4	10,85	12,05	-	-
C5	11,01	11,18	13,06	12,70
C6	11,82	12,86	13,64	11,13
C7	14,10	12,64	13,19	11,99

3.3.5. Détermination en carbone dans les biosolides

Les teneurs en carbone dans les système de traitement sont consignés au Tableau 3.12. Des valeurs moyennes de 14.53, 16, 15.44 et 15.75 % ont été obtenues respectivement pour lits sous serre (LSS), lit nus (LN), lit sous serre avec mixage (LSSM) et lit nus avec mixage (LSM).

Tableau 3.12 : Carbone dans les biosolides

Campagnes	Carbone (%MS)			
	LSS	LN	LSSM	LSM
C1	-	-	-	-
C2	-	-	-	-
C3	15,07	15,99	-	-
C4	14,71	15,52	-	-
C5	13,52	16,71	15,06	17,40
C6	13,23	15,52	15,30	13,38
C7	16,67	16,37	16,16	16,72

3.3.6. Détermination des matières organiques

Les pourcentages de matières organiques dans les biosolides sont consignés au Tableau 3.13. Les teneurs en carbone de 24.8, 27.59, 26.63 et 27.15 % ont été respectivement des biosolides traités sur lits sous serre (LSS), lit nus (LN), lit sous serre avec mixage (LSSM) et lit nus avec mixage (LSM).

Tableau 3.13 : Matière organique dans les biosolides

Campagnes	Matière organique (%MS)			
	LSS	LN	LSSM	LSM
C1	-	-	-	-

C2	-	-	-	-
C3	24,96	27,57	-	-
C4	25,35	26,75	-	-
C5	23,14	28,80	25,96	30,00
C6	22,80	26,75	26,37	23,06
C7	28,73	28,23	27,86	28,82

3.3.7. Détermination de la teneur en sable des biosolides

Les teneurs en sable dans les biosolides sont présentées au Tableau 3.14. Des valeurs moyennes de 18.93, 19.23, 21.47 et 20.82 % ont été obtenues respectivement dans les biosolides traités sur lits sous serre (LSS), lit nus (LN), lit sous serre avec mixage (LSSM) et lit nus avec mixage (LSM).

Tableau 3.14 : Sable contenu dans les biosolides

Campagnes	Sable (%MS)			
	LSS	LN	LSSM	LSM
C1	-	-	NE	NE
C2	-	-	NE	NE
C3	17,23	16,63	NE	NE
C4	17,87	17,67	NE	NE
C5	-	-	-	-
C6	20,62	22,75	21,95	21,61
C7	20,36	20,05	20,84	19,76

3.3.5. Quantification des œufs helminthes des biosolides

Le Tableau 3.15 présente les différents teneurs en ascaris, Trichirus, Toxacora et ténia contenues dans les biosolides collectés au dernier jour de séchage. Les résultats ont montré que les trichuris, le toxacora et les tenia ont été désactivés après un séchage de 90 %MS. par ailleurs, des teneurs moyennes en ascaris de 32, 56, 37 et 50 ont été respectivement trouvées dans les biosolides traités sur lits sous serre (LSS), sur lit nus (LN), sur lit sous serre avec mixage (LSSM) et sur lit nus avec mixage (LSM).

Ces résultats confirment la résistance du genre l'ascaris mais aussi il est plus présent dans les biosolides de Dakar et considéré comme indicateur pour le décompte des œufs d'helminthes (Yolande, 2013). Les œufs ont donc été drastiquement réduits dans les serres avec et sans retournement, cependant cette différence n'étant pas significative pour justifier leur utilisation pour l'élimination des parasites de la boue. Ceci peut être expliqué par l'élévation de la température sous serre et l'augmentation de l'exposition sous les radiations solaires, facteur déterminant pour l'élimination des parasites (Koné et al., 2007; Maya et al., 2012). Les biosolides contiennent une quantité d'œufs d'helminthes viables supérieures aux normes recommandées par le guide de l'OMS pour l'agriculture (<1 œuf viable) (WHO., 2006). Cependant, l'un des avantages de l'utilisation comme combustible est la grande capacité de réduction des pathogènes, atténuer ainsi les risques associés liés à sa santé humaine.

Tableau 3.15 : Résumé des œufs d'ascaris après séchage des biosolides

Campagnes	Ascaris			
	LSS	LN	LSSM	LSM
C1	-	-	NE	NE
C2	21	62	NE	NE
C3	32	51	NE	NE
C4	38	64	NE	NE
C5	-	-	-	-
C6	-	-	-	-

C7	35	45	37	50
----	----	----	----	----

3.3.6. Teneurs en métaux lourds des biosolides

Le Tableau 3.16 présente les valeurs moyennes de certains métaux lourds tels que le chrome, le fer, le cuivre, le nickel, le cobalt, le zinc, le plomb et le cadmium dans les biosolides produits après 21 jours de séchage. Cette étude est appliquée aussi bien sur les biosolides produits dans les lits sous serre et nus avec ou sans retournement pour tous les métaux lourds. Les biosolides sont faiblement concentrés en métaux lourds. En effet, les concentrations Cr, Fe, Cu, Ni, Co, Zn, Pb et Cd sont en moyenne 21.04, 849.1, 390.13, 116.73, 100.42, 59.48, 8,21 et 2.43 mg/kg MS respectivement. Les concentrations de ces paramètres sont d'ailleurs inférieures aux directives Commission de l'Union Européenne (E.U.C., 1986).

Les faibles concentrations en métaux lourds sont liées au fait que les boues traitées à Cambérène sont principalement d'origine domestique. L'essentiel des rejets d'effluents proviennent des activités domestiques, des salles de bain et des eaux usées des toilettes. Les concentrations en métaux lourds élevées se trouvent généralement dans les boues (ou compost) provenant d'une usine de traitement des eaux usées qui collecte des effluents industriels (Bose et al., 2008). Toutefois, des concentrations élevées peuvent également être trouvées dans les eaux usées domestiques en fonction du pays d'origine (Egiarte et al., 2009; Kandpal et al., 2004). Ce n'est pas le cas de Dakar dont les eaux usées industrielles ne sont pas collectées par le système d'assainissement collectif.

Tableau 3.16 : Valeurs moyennes des métaux lourds contenues dans les biosolides

Paramètres	Unité	LSS	LSSM	LN	LNМ	Moyenne	EEC
Chrome	mg/kg MS	22,1	26,3	18,1	17,8	21,04	100
Fer	mg/kg MS	868,6	854,5	814,3	859,0	849,10	-
Cuivre	mg/kg MS	371,1	444,1	367,2	378,2	390,13	1000-1750
Nickel	mg/kg MS	127,7	113,5	120,8	105,0	116,73	300-400
Cobalt	mg/kg MS	102,5	104,2	100,8	94,2	100,42	-

Zinc	mg/kg MS	52,1	55,0	55,0	75,8	59,48	2500-4000
Plomb	mg/kg MS	10,9	7,7	7,2	7,1	8,21	750-1200
Cadmium	mg/kg MS	1,4	3,9	3,2	1,2	2,43	-

3.4. CONCLUSION

Les innovations adaptées aux technologies existant ont accru significativement les performances des lits de séchage, en réduisant leurs durées d'occupation et en rentabilisant les sous-produits des boues de vidange. Cette étude illustre l'importance d'adapter les innovations technologiques conditions climatiques locales. Cette étude a permis de démontrer, les serres ne permettent pas d'accélérer le processus de séchage des boues de vidange, mais elles servent plutôt à empêcher les entrées d'eaux de pluies dans les lits, ce qui est très bénéfique pour le séchage en saisons de pluies. Dans les régions tropicales, les serres permettraient de sécher les boues de vidange durant toutes les saison. Par ailleurs, il serait important d'effectuer d'autres expériences en explorant différents types de serre et modes de ventilation dans les conditions locales en Afrique sub-saharienne. Avec un retournement quotidien sur lits de séchage, les boues de Dakar ont atteint plus de 90% de siccité en deux et trois semaines respectivement pour les 100 et 150 kg MS/m²*an. Ceci a permis d'optimiser le temps d'utilisation des lits de séchage de 20 à 30 %. Le pouvoir calorifique des biosolides est moyenne 12.2 MJ /kg MS. Par conséquent, ces boues peuvent vendues aux industrielles comme sources d'énergie. L'argent gagné de cette vente peut permettre aux station de traitement de réduire les taxes de dépotages de camions de vidange et indirectement réduire les coûts de la vidange domestiques. Les teneurs en polluant trouvés dans les percolâts sont moins de 5 % comparées aux charges initialement appliquées, d'où une rétention massive de ces derniers à la surface du media filtrant.



CHAPITRE 4 VALORISATION ENERGETIQUE DES BOUES DE VIDANGE

4.1 INTRODUCTION

Les questions relatives à l'eau et à l'assainissement sont devenues une préoccupation majeure depuis plusieurs décennies. Elles sont au centre de politiques de développement durable et constituent de ce fait des problématiques qui ont contribué et qui contribuent encore au regroupement des différents Etats. L'EAA (ex CREPA) par exemple fait partie de ces différents regroupements. Ainsi, vingt ans après la conférence de Rio de Janeiro, le monde entier s'efforce toujours à atteindre les objectifs ambitieux qui avaient été fixés. Parmi ceux-ci, nous pouvons énumérer l'accès à un assainissement adéquat. Malgré ces efforts, l'eau et l'assainissement demeurent des équations difficiles à résoudre dans les pays en développement.

Dans le monde, 2.7 milliards d'individus sont desservis par le système d'assainissement individuel, et en Afrique sub-saharienne, 65-100% de la population urbaine ont accès à l'assainissement (Strande et al., 2014). La réutilisation et l'enfouissement des sous-produits des boues de vidange (BV) nécessite une gestion planifiée. La BV est définie comme provenant des systèmes d'assainissement individuels et ne pas dans le réseau d'égout. Elle est sous forme liquide, ou partiellement digérée, ou semi-solides, et résulte de la collecte, du stockage ou de traitement ou de la combinaison d'excrétas et eaux noires, avec ou sans eau grise (Strande et al., 2014). A Dakar, avec une population estimée à 3 millions d'habitants, 6000m³ de BV sont produites dont 75% est rejetée sans traitement dans la nature, entraînant ainsi des effets néfastes à l'environnement (Bill and Melinda Gates Foundation., 2011).

Puisque les BV constitue une problème pour leur stockage, la réutilisation des BV comme sources d'énergie peut générer des ressources additionnelles, et produire un flux financier pour améliorer la services de gestions (Koné, 2010). Des options de réutilisation viables ont été trouvés en Afrique sub-saharienne tels que le combustible, le biogaz provenant des digesteur anaérobiques, protéine pour la nourriture des animaux et amendement des sols (Stefan Diener et al., 2014). Cependant, contrairement aux eaux usées, il n'existent pas de données sur la réutilisation des BV comme combustible (Niwagaba et al., 2006; Werther et al., 1999b). Cependant, en se basant sur une concentration en matière sèche de 8.9 à 58 g/l indique le besoin d'un séchage efficace pour atteindre 90% de siccité recommandé par les industrielles (Bassan, 2013; Bennamoun, 2012; Cofie et al., 2006; P. H. Dodane et al., 2012).

Pour assurer une bonne réutilisation ou décharge des sous-produits de BV, il est nécessaire de développer une méthode de traitement efficace. Cette étude a porté sur toute la chaîne de gestion des BV avec comme objectifs :

- La caractérisation des boues en saison sèche et en saison des pluies
- Le suivi du traitement par lits non plantés
- La combustion des boues sous différentes formes pour le chauffage d'huiles usées
-

4.2 MATERIELS ET METHODES

4.2.1 Description du dispositif expérimental

Les différentes composantes du dispositif expérimental figurent sur la Figure 4.1. La station expérimentale de traitement de boues de vidange (SETBV) reçoit des boues brutes provenant des systèmes d'assainissement autonomes de Dakar.

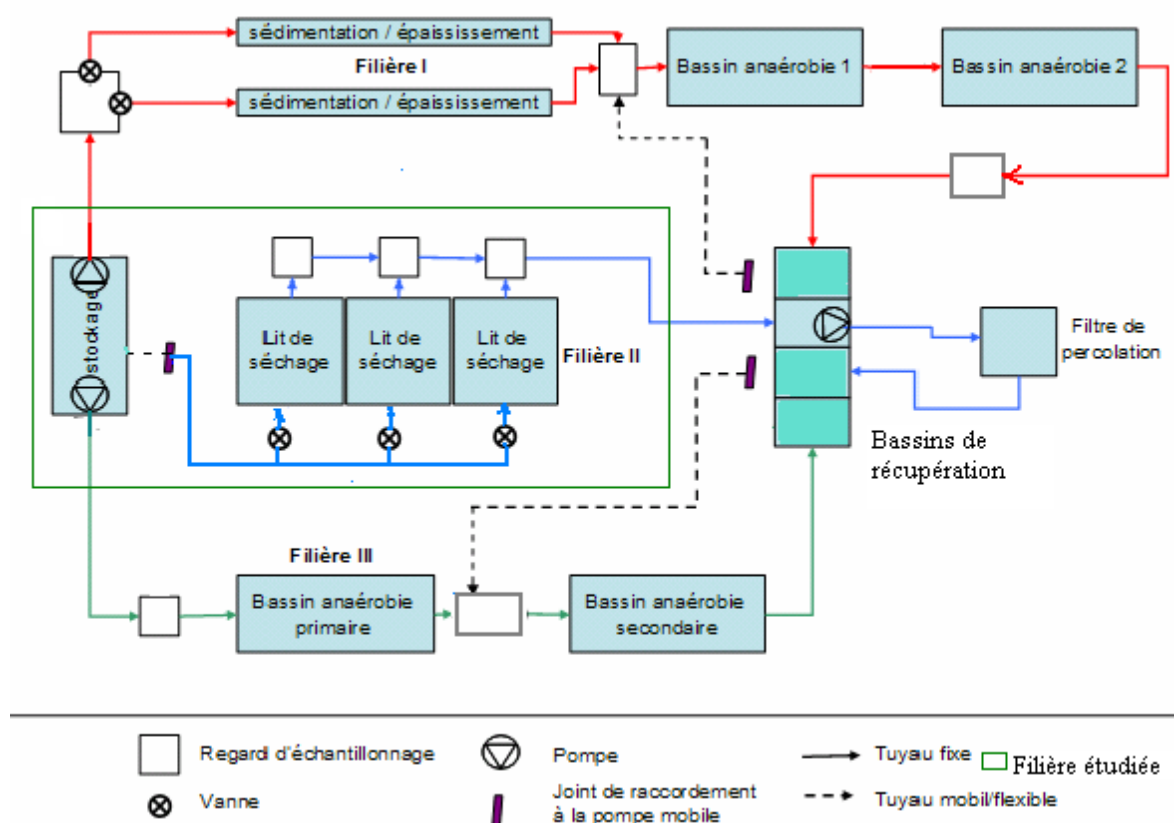


Figure 4.1 : Organisation générale de la SETBV

4.2.1.1 Lits de séchage non plantés

Les travaux expérimentaux portant sur le séchage des boues ont été effectués de la période du mois d'août à décembre 2013 (une saison sèche et une saison de pluies). Le dispositif expérimental mis en place dans cette étude est la même qu'utilisait dans les travaux de Seck et al. (Submitted). Ce dispositif est constitué de lit de séchage non plantés de dimension 2 m x 2 m (longueur x largeur) et muni d'une serre ventilée. La serre constituée d'une toile transparente permet non seulement de piéger les rayons solaires pour chauffer le milieu, de protéger l'entrée des eaux de pluies, des mauvaises odeurs et des mouches. La ventilation de la serre est assurée par un extracteur d'air et un ventilateur d'air placés aux deux extrémités de la serre et fonctionnent par intermittence d'une heure de marche et d'une heure de repos. La température et l'humidité de l'air qui règne dans la serre ont été enregistrées toutes les ½ heure avec un data logger placé au milieu de la serre. La boue est appliquée sur le massif filtrant (constitué de sable de maille (0.2-0.6mm) obtenu par tamisage), le percolat traverse le support gravier (fin et grossier) et est collecté avec le tuyau d'évacuation et ensuite drainés de manière gravitaire vers le bassin anaérobie connecté au réseau. Un râteau a été utilisé pour effectuer le retournement de la boue à la surface du lit (Figure).

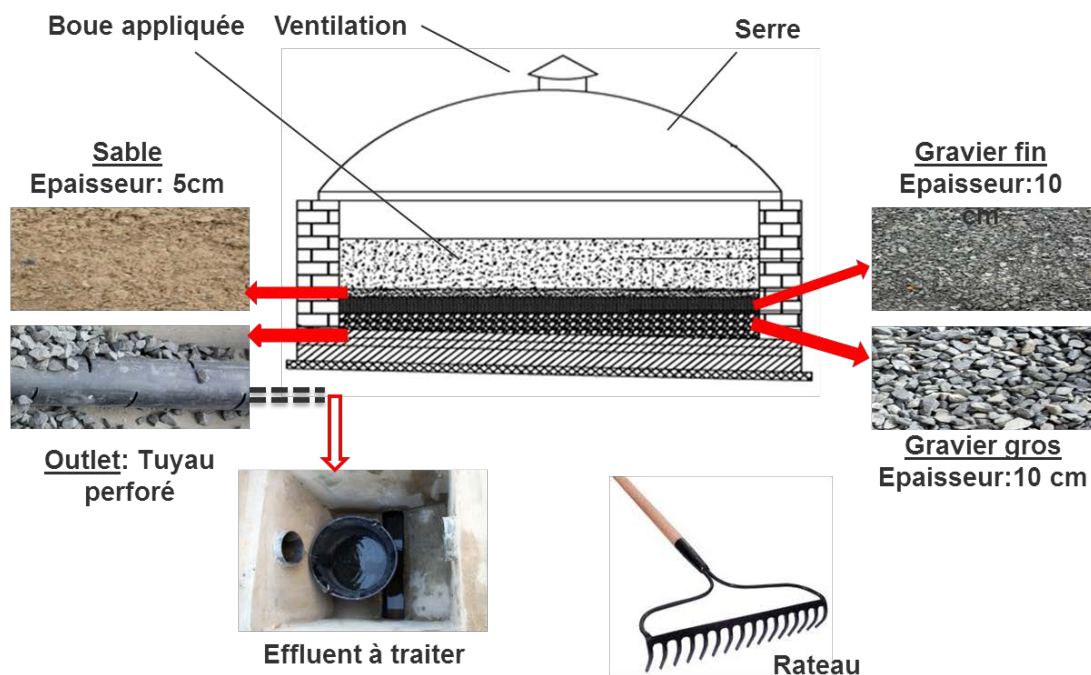


Figure 4.2: Dispositif expérimentale

4.2.1.2 Four pilote

Le dispositif expérimentale est celle montré à la Figure 4.3 et est décrit comme suit :

- Le réservoir (R1) prévu pour stocker l'huile de vidange à température ambiante et le réservoir est placé environ à 1 m au-dessus du foyer de combustion. Cette différence de dénivellation permet d'alimenter de manière gravitaire le circuit de l'huile traversant la foyer de combustion.
- Un serpentin de 20 m de long afin de maintenir l'huile aussi longtemps possible en contact avec la chaleur produite dans le foyer de combustion. L'objectif est d'atteindre un chauffage de 360 °C de l'huile à la sortie.
- Le foyer de combustion (C1) est muni d'un tiroir pouvant contenir plus de 5 kg, dans lequel est mis le combustible
- Un ventilateur (V1) à vitesses variables, placé en bas du tiroir fournit l'oxygène nécessaire pour avoir une combustion complète. Les résidus de la combustion (sables, cendres et matières inorganiques) sont ainsi récupérées dans un bac (B1).
- Les fumées produites par cette combustion s'échappent à travers une cheminée d'évacuation (C2).
- Un réservoir (R2) calorifugé permet de récupérer l'huile chauffée
- Un poste de commande (P1)



Figure 4.3: Four de combustion

4.2.2. Mise en œuvre du protocole expérimental

Le travail expérimental est porté sur quatre axes majeurs: enquête de ménage et type d'ouvrage d'assainissement, caractérisation des boues liquide, suivi du séchage des boues et combustion au four pilote des boues après séchage sur lit. Comme décrit, cette étude permettra de suivre la chaîne de production jusqu'à l'utilisation finale des sous-produits des boues de vidange domestiques.

4.2.2.1 Enquêtes de ménage

Les boues utilisées dans cette étude nous proviennent de plusieurs quartiers de Dakar dont le choix du site de collecte est aléatoire, car le traitement des boues faite à la STEP de Cambérène ne s'occupe pas de la provenance de la boue qu'elle reçoit mais plutôt le fait qu'elle soit pas un mélange avec de boue de vidange nature. La méthodologie utilisé dans consistait à monter participer au suivi de vidange à la scène de curage le questionnaire a porté sur la nature de l'ouvrage d'assainissement, le site où est effectué la collecte, l'âge de la boue et le nombre de personnes utilisant l'ouvrage. L'étude a été faite sur un total de 39 camions quasiment équivalent au nombre de foyer interrogés.

4.2.2.2 Caractérisation de la boue brute

Le mode d'échantillonnage joue un rôle important dans la caractérisation des boues de vidange. En effet, l'échantillonnage de la boue brute est prise directement au moment de la décharge du camion de vidange au décanteur selon la méthode suivante : un échantillon de 0.5 litre a été pris au début de décharge du camion (dès que la vanne est ouverte), deux prélèvements de 2 x 0.5 litre ont été faits au milieu de la décharge et un à la fin 0.5 litre (Klingel F. et al., 2002). Les quatre échantillons ont été mixés pour avoir un échantillon composite auquel les analyses ont été faites. Par ailleurs, l'échantillonnage de la boue épaissie est fait dans le bassin de stockage après une homogénéisation de 20 minutes. En effet, après 4 à 5 jours d'épaississement, un achat de boue épaissie a été collectée et transportée dans le bassin de stockage ou elle suit.

4.2.2.3 Séchage des boues

La boue fraîchement collectée des fosses est directement déchargée dans les deux décanteurs épaississeur pour une durée de 3 à 4 jours. La boue épaissie au fond des décanteurs est

soutirée par une pompe mobile, et transférée dans le bassin de stockage où elle sera mixée avant d'être appliquée sur les lits de séchage. Le séchage de la boue est fait sur deux lits sous serre par un seul apport de boue. Le volume de boues à appliquer à chaque test est calculé selon la formule ci-après :

$$\text{Volume hebdomadaire à appliquer (l)} = \frac{C1}{C2 * 1000} * \frac{d}{365} * S$$

Avec:

C1: Charge nominale (kg/m²*an)

C2: Concentration en MS des boues à appliquer (g/l)

365: Durée totale d'une année (jours)

3: Durée de la campagne (jours)

S: Surface du lit (m²)

Une fois que la percolation fini, la boue est mixée manuellement à la surface du lit avec un râteau permettant d'exposer la phase humide au contact de vent.

4.2.2.4 Forme des boues séchées

Cette étape est très importante car permettant d'apprécier l'effet qu'aurait la forme sur la quantité de chaleur susceptible d'être produite pour un combustible donné. Différentes formes de boues ont été préparées avec différentes humidité. La forme gâteau communément appelée forme en vrac a été effectuée au cours de la première expérience sans même se préoccuper de la teneur en eau du produit Figure . Les boues en forme briquette ont été produites au cours de la troisième série de test, avec une humidité relative voisinant 60% Figure . Les boues en formes pellette ont été faite à la quatrième série de test avec une humidité relative de 45%. C'est la même forme brique qui a été découpée en 15 morceaux Figure .

Les boues en formes pellette et en forme briquette ont été manuellement avec une briqueteuse munie de cartouche Figure .



Figure 4.4 : forme gâteau des boues séchées



Figure 4.5 : Forme briquette des boues séchées



Figure 4.6: forme pellette des boues séchées



Figure 4.7: Machine briqueteuse

4.2.3. Paramètres suivis

Le suivi des paramètres a été fait aussi bien avec la boue liquides et séchées.

Dans les boues liquides

Les analyses sont basées sur les normes standards (Eaton A.D et al., 2005) et concernant : les matières sèches (MS), les matières volatiles sèches (MVS), les matières en suspension (MES), la demande chimique en oxygène (COD), la demande biochimique en oxygène (DBO). Le pH, le potentiel redox, la conductivité et la salinité ont été mesurés directement dans les boues brutes et épaissie par des sondes spécifiques pH-conductimètre multifonctions Hach HQ 40d.

Suivi du séchage des boues

Le séchage est suivi jusqu'à atteindre 90 %MS pour toutes les formes de boues et dont les méthodes utilisées vont fortement dépendre de la forme du produit final. En effet, pour la forme gâteau, un mixage continue est fait jusqu'à l'atteinte de l'objectif. Par ailleurs, pour les formes gâteau et pellette, la boue a été décapée du lit et a subi une transformation. Une fois la forme et les changements opérés ont fini, le boue est étalée sur les rebord des lits ou sur des planchés pour finir le cycle de séchage. L'échantillonnage sur les lits a été faite par division virtuelle en quatre parties égales dont un échantillon pris avec une tarière, au milieu de chaque zone, et un cinq échantillons pris au milieu du lit et de ces cinq échantillons Figure , un composite est fait et analysé le même jour au laboratoire. L'échantillonnage des boues après briquetage est faite sur d'une coupure longitudinale de trois brique sur un composite faite à point au hasard. Quant à la forme pellette, trois pellettes ont été prises au hasard auxquelles l'analyse est faite, car la taille de ces produits est trois petites par rapport à celles de ces briquettes.



Figure 4.8: Echantillonnage sur lits

Détermination des parasites

Dans cette étude, la détermination de certaines parasites dans les boues de vidange de Dakar a été faite en adoptant la méthode de Bailenger modifiée qui repose sur le principe de décantation sur 24 heures d'un échantillon fraîchement collecté.

Après l'échantillonnage, les échantillons sont conduits au laboratoire des eaux usées de l'IFAN (Institut Fondamental d'Afrique Noire). Le volume utile (0,85 litre) est agité et transvasé dans un récipient de 0,85 litre puis mis en décantation pendant 24h. Le lendemain, le surnageant est versé et le culot est introduit dans des tubes coniques puis centrifugé pendant 15 minutes à 2500 xg. Le culot obtenu est mélangé avec le tampon acéto-acétique (à un volume égale au double de celui du culot) à pH 4,5. Ce pH est considéré comme le plus

favorable pour concentrer l'ensemble des éléments parasitaires. De l'éther est ajouté à deux fois le volume de la solution obtenue, puis le tout est agité pendant 5 minutes. Le sédiment obtenu après une centrifugation à 2500 xg pendant 15 minutes, est remis en suspension avec 5 fois le volume d'une solution de sulfate de zinc (33 % ; densité, $d = 4,5$). Cette densité a été considérée comme adéquate pour une bonne purification des parasites.

Pour l'analyse des boues séchées (boue ayant atteint une certaine siccité) le même procédé est suivi à la seule différence qu'1 gramme de boues séchées est prélevé et dilué dans 0,25 litre d'eau et mis en décantation. Le volume V du produit est mesuré. Le nombre total d'œufs et de kystes présents par 100 grammes de boues est déterminé comme suit : $N=AX/PV$.

- N = nombre d'œufs par litre d'échantillon
- A = moyenne de trois lecture sur la cellule de Mac master
- X = volume final de l'échantillon (ml)
- P = volume de la cellule de Mac Master (0.3 ml)
- V= volume initial de boues de vidange à analyser (0,85 litres) pour la boue de vidange et 1 gramme pour les boues séchées.

Détermination du pouvoir calorifique

L'analyse du pouvoir calorifique est faite sur des boues quasiment séchées à prêt de 100 %. En effet, un séchage à 105°C dans l'étude pendant 24h a été faite avec 50ml d'échantillon boue brute et 10g de boues provenant des lits et sont par la suite conservés à 4°C dans un réfrigérateur. La détermination du pouvoir calorifique est effectuée selon la méthode décrite par la norme NF **M 03-005** « Détermination du pouvoir calorifique supérieur et calcul du pouvoir calorifique inférieur ». Les mesures sont réalisées dans une bombe calorimétrique de marque PARR instrument company, de modèle 1431EE, 1.5 ampère, 200-230 volts et d'une capacité de 250 à 350 ml plongées dans un vase calorimétrique lui-même inclus dans une jaquette isolante Figure .



Figure 4.9: Bombe calorimétrique

Fonctionnement du four de combustion : différentes étapes observées

La méthodologie de combustion des boues s'est déroulée comme suit:

- Remplir le réservoir de stockage avec d'huiles vidangées des moteurs de véhicules. Une fois décanter, l'huile est manuellement chargée dans le réservoir muni d'un tamis pour enlever les matières solides Figure . L'objectif est d'imiter le processus de chauffage des huiles usées de la Société de Recyclage des Huiles (SRH, Dakar).
- Placer les sondes pour la collecte des données de températures, de vitesse d'air et de CO₂. Dans le foyer de combustion, deux sondes ont été placées respectivement à 37.5 cm et 20 cm au-dessus du feu. Dans le circuit de l'huile, une sonde a été placée à la sortie du foyer de combustion. Pour mesurer la température du fumée dégagée pendant la combustion, une sonde a été placée au cheminé. La température et la vitesse de l'air envoyé dans le foyer ont été mesurées pour une sonde placée dans le circuit de l'air. La lecture de la CO₂ a été faite par une sonde externe.

Toutes les données ont été collectées toutes les 30 secondes sauf pour la température des fumées et la CO₂ dont les mesures ont été effectuées respectivement toutes les 5 minutes et 10 minutes.

- Alimenter le foyer de combustion de combustible pur ou sous forme de composite. Une masse de 5 kg a été pesée pour les combustible pur et mis dans le four de combustion. Par ailleurs, des composites ont été faites par peser de 2.5 kg (boues séchées) mélangé avec 2.5 kg de charbon de bois. Quelques bouts de papiers ont été insérées entre les combustibles avant d'y asperger 50 ml à 100 ml le diluant synthétique Figure . Le feu est immédiatement activé à l'aide d'un briquet, suivi de la

fermeture du foyer de combustion et de l'activation du ventilateur pour attiser le feu. Cette étape matérialise le début effectif de la combustion.

- Ouvrir la vanne d'huile après 5 minutes de combustion. Pour cela, deux cas de figure se présentent :
 - Huile non chauffée : la vanne est automatiquement fermée et est recouverte 5 minutes après.
 - Huile chauffée : la vanne reste ouverte aussi longtemps que l'huile chaude passe et ne sera fermée qu'une baisse de moins de 100°C est constatée et est recouverte 5 minutes après.
- Arrêt le ventilateur après une heure de marche marquant ainsi la fin de la combustion. Le tiroir a été retiré du foyer de combustion et les résidus des combustibles versés et étouffés pour éviter que le processus de combustion continue. Une fois refroidit, la masse de ces résidus est ensuite pesée et comparée aux quantités du produit initial.



Figure 4.10: Remplissage du réservoir d'huile



Figure 4.11: Amorce de la combustion

6.3 RÉSULTATS ET DISCUSSIONS

6.3.1. Provenance et transport des boues de vidange

Les enquêtes de ménage ont été effectuées sur trente-neuf (39) camions provenant de plusieurs quartiers de Dakar. Comme indiqué à la Figure 6.12, seize (16) quartiers ont été touchés par cette enquête. Il apparaît dans cette enquête que la majorité des camions nous viennent des quartiers desservis directement par la station de traitement de Cambérène avec des pourcentages de représentativité compris entre 5 et 23 %. Par contre, les camions provenant de la banlieue (Pikine, Guédiawaye, Thiaroye et Yeumbeule) sont faiblement représentés. La raison est que cette zone est desservie par la station de traitement des eaux de Niaye avec la

capacité de prendre en charge la quasi-totalité des camions provenant de cette zone. Il est aussi à noter que certains camions nous parvenaient souvent aussi aux heures de fermetures des stations de dépotages.

Les fréquences de curage des fosse communément appelées l'âge des boues de 2 à 21 mois, sont très variable et différent d'une zone à une autre (Figure 4.12). Elles sont relativement très proches causées soit par : l'état de la nappe phréatique (très proche pour certains quartiers et pouvant pénétrer dans la fosses), le type de camion utilisé pour faire le curage (souvent le camion ne pompe que la partie liquide et laissant le sable et matières solides dans la fosse), le comportement des habitant (utilisation massive d'eau dans les toilettes), le manque d'espace pour l'érection d'une fosse perdue (la pénétration des eaux de cuisine et lessive dans la fosses), la taille des ouvrage (sous dimensionnée par rapport à la population résidente), de la durée de fonctionnement de la fosse septique. Au vu des résultats, des différences énormes observées au niveau des sites de collecte, il est quasiment impossible de corrélér le phénomène de curage des fossés septique par rapport à la saison des pluies.

Il ressort aussi de cette étude que la presque totalité des ouvrage sont des fosses septiques et que ces système d'assainissement ne sont pas partagés par d'autres maisons. Ces résultats confirment le fait que, dans les pays en voie de développement, les systèmes d'assainissement individuels prédominent du fait de leur faible cout d'exploitation et de maintenance (Still D.A., 2002; Y. P. Thye et al., 2011). Selon Strauss et al. (2000), en Afrique sub-saharienne, les systèmes d'assainissement individuels assurent 65 à 100% des besoins en assainissement dans les zones urbaines. Nous pouvons noter aussi que plus de 90% des collectes ont été faite dans les maison, mais une faible partie viens d'établissement coranique, ou des barres de certains de Grand Yoff.

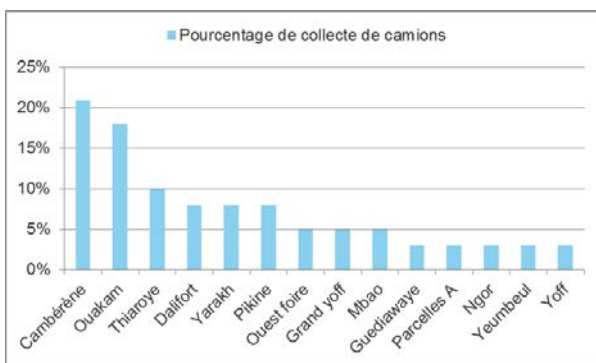


Figure 4.12 : Provenance des boues de

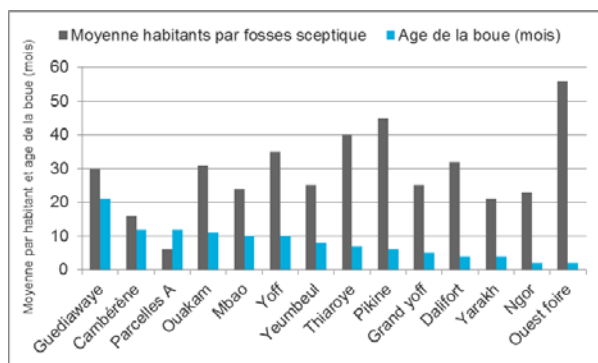


Figure 4.13: Population moyenne et âge de

4.3.2 Caractéristiques des boues de vidange

4.3.2.1 Paramètres physique, chimique et biologique des boues liquide

Les résultats de la caractérisation des boues de vidanges, en saison sèche et pluvieuse, sont présentés au tableau 1. Ces analyses montrent que les boues sont concentrées pour les deux saisons, et sont en contradiction avec les résultats de Heinss (1998 -b), de Bassan (2013) et de Koottatep (2005). Les teneurs en MS de 12 g/l en moyenne ne sont pas loin des résultats obtenues par Sonko et al.(2008), Dème et al.(2009) et Sonko et al. (submitted). Le rapport de MVS en pourcentage de MS (61-58%) montre que la boue a été partiellement stabilisée dans la fosse, mais il reste une importante quantité de matière organique dégradable, nécessitant une stabilisation avant d'éventuelle réutilisation. Le rapport DCO:DBO₅ supérieur à 3 indique une biodégradabilité faible.

Les caractéristiques des boues épaissies après un phase de décantation et épaississement de 3 à 4 jours sont présentés dans le tableau 4.1. Les concentrations moyennes de 51.4 g/l de MS, 34 g/l de DCO et 9.5 g/l de DBO₅ trouvées dans les boues épaissies confirment les travaux de Seck et al. (Submitted) lorsqu'il étudiait le séchage des boues épaissies sur lits de séchage non plantés. Ces fortes concentration sont dues au processus de décantation et de la stabilisation produite dans le bassin de stockage. Le faible rapport 3.8 de DCO:DBO₅ indique que la boue fortement stabilisé dans le bassin, et est probablement liée au long séjour de la boue dans le bassin de stockage.

Tableau 4.17 : Caractérisation de boues en saison sèche et pluvieuse des fosses septiques

Paramètres	Boue collectée en saison pluvieuse		Boue collectée en saison sèche		Moyenne de tous les échantillons collectés (saison de pluie et sèche)		Boues épaissie	
	Mo	Ec	Mo	Ec	Mo	Ec	Mo	Ec
MS (mg/l)	11928	12075	12130	10446	12049	11084	51444	33359
MVS(%MS)	61	7	58	8	59	8	62	5

DCO (mg/l)	9640	9436	12767	11716	10647	10229	35979	27939
DBO ₅ (mg/l)	2953	1799	3699	3006	3316	2458	9494	9685
DCO :DBO ₅	3.20	5.24	3.45	3.89	3.2	4.2	3.8	2.9

4.3.2.2 Variabilité des boues de vidange

Comme illustré par le standard de déviation au tableau 4.2, une importante variabilité est observée au niveau des résultats de tous les paramètres mais aussi de tous les échantillons. A cause de cette haute variabilité, une différence statistiquement significative entre la saison sèche et pluvieuse n'a pas été détectée. Les résultats montrent aussi qu'à Dakar, la localité et la saison ont une faible influence sur la variabilité, comparé à la variabilité continue des caractéristiques qui sont observées avec boue fécales. La variabilité des boues de vidange est due aux facteurs tels que la durée de stockage, le climat, le type de système d'assainissement, et la capacité de pompe des camions de vidange. En plus, l'inexistence de méthode d'échantillonnage peut avoir une influence significative sur les résultats. Des études faites à Dakar ont montré des variabilités importantes avec les MS 4500-14000mg/l, DCO 7100-15700 mg/l (VONWILLER L., 2007; WALKER L., 2008).

C'est possible que la BV collectée directement des fosses ne soit pas assez représentative par rapport à celle qui devait être déchargée à la station de traitement, puisque le système de pompage des camions n'est pas assez puissant pour aspirer le sable et les matières solides, et l'ajout fréquent d'eau pour diluer et aider à l'extraction de la couche pâteuse de BV au fond du système.

4.3.3. Séchage des boues de vidange

Le séchage des boues utilisées dans cette étude a été effectué avec des lits sous serre. La Figure 4.14 représente l'évolution du séchage des boues de vidange avec retournement quotidien à la surface du lit (en saison pluvieuse). Cette figure montre une évolution progressive du séchage qui atteint un taux de 90 % de MS en 18 jours et permet d'atteindre une charge effective de 216 kg MS/m²*an. Ces opérations ont été conduit sous température ambiante de 35.4 °C. Par ailleurs, le séchage de la boue en forme briquette est montré par la Figure et a atteint 90 % de MS en 17 jours. La charge effective atteint avec cette siccité était de 214 kg MS/m²*an sous une température moyenne de 29.6 °C. Les tests effectués boues en

forme pellette ont atteint 90% de MS en 22 jours comme montré à la Figure 5. Ce niveau de siccité a permis d'atteindre une charge effective de 160 kg MS/m²*an sous température moyenne de 29 °C. Les variances obtenues au cours des répétitions sont souvent associées au facteur climatiques tels que la température ambiante, les radiations solaires et l'humidité de l'air de l'air, le séchage et la reproductivité de ces valeurs est associée par la concentration initiale des matières sèche et de la hauteur de la boue (Pescod, 1971). Les expériences conduites en saison des pluies prolongent souvent la durée du séchage (Cofie et al., 2006; Pescod M.B., 1971). Par ailleurs, Seck et al. (Submitted) ont démontré que la mise en place d'une serre ventilée permet d'empêcher les entrées d'eaux de pluie et par conséquent assure un séchage normal aussi en saison sèche qu'en saison des pluies.

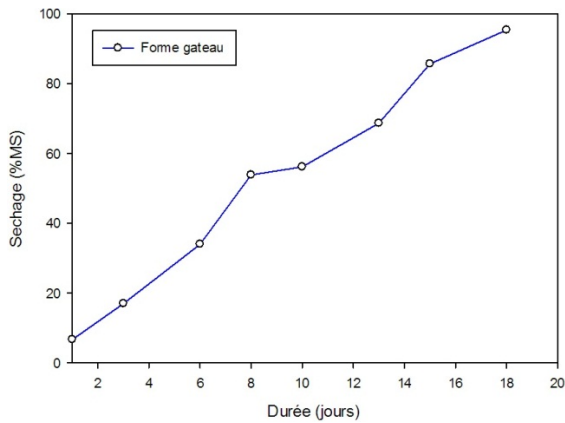


Figure 4.14: Evolution du séchage des BV en forme gâteau au cours du temps.

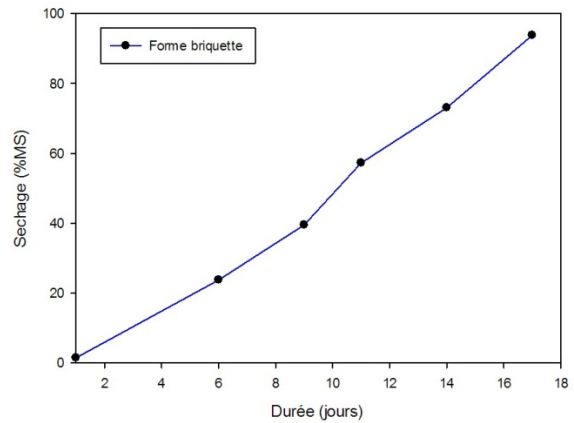


Figure 4.15: Evolution du séchage des BV en forme briquette au cours du temps

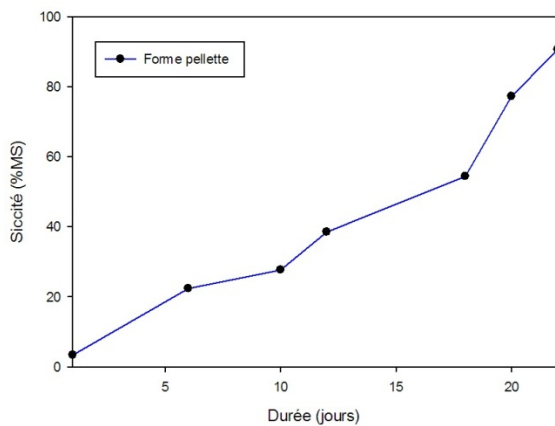


Figure 4.16: Evolution du séchage des BV en forme pellette au cours du temps.

4.3.4. Qualité sanitaire

4.3.4.1. Identification et quantification de parasite dans la boue brute

Les trente-neuf (39) échantillons de boue de vidange prélevés et analysés au laboratoire ont montré de fortes concentrations parasitaires. Les espèces mises en évidence sont les *Ascaris* sp. (14901), les *Ankylostoma* sp. (1415), les *Trichuris* sp. (990), les *Strongyloides* (1007). Ces résultats sont en accord avec la littérature qui fait état des lieux de 4 à 5000 œufs par litre (Koné et al., 2004), 4000 œufs par litre (Strauss, 2004), 7000 œufs par litre (Heinss et al., 1998 -b). Ces résultats montrent que les boues de vidanges de Dakar sont très chargées. La

Figure 4.17 montre la répartition en pourcentage des différents genres. En comparant ces pourcentages à ceux diagnostiqués au CHNU de Fann de 1990 à 2011 (Cf. Figure 4.18), on constate une légère augmentation pour le genre *Ascaris* et une décroissance pour les genres *Ankylostoma* et *Strongyloides*. Pendant cette période (1990 à 2011), l'ascaridiose représentait 72, 82% des géohelminthiases, l'ankylostomose 14,16% et la trichocéphalose 13,02% (Delmont J. et al., 2013).

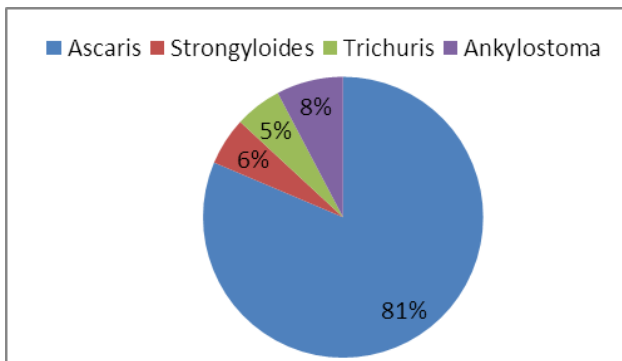


Figure 4.17: Répartition des pourcentages des différents genres

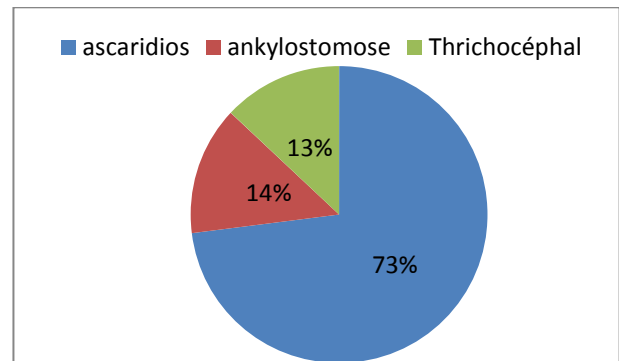


Figure 4.18: Répartition des géohelminthiases diagnostiquées CHNU de Fann 1990 à 2011

Ainsi, cette forte concentration en œufs traduit le taux d'infestation de la population humaine et animale des différentes localités de Dakar. Elle peut aussi être fonction de la situation sociale et économique de la zone de provenance.

4.3.4.2. Abattement parasitaire

Les Figure 4.19, Figure 4.20 et Figure montrent clairement l'élimination des parasites est favorisée par la baisse de l'humidité. Cette baisse du nombre de parasite se traduit une diminution importante des nombre d'ascaris, de Trichuris et d'Ankylostoma en fonction de de la baisse de l'humidité.

Lors de la première expérience, la boue épaisse fraîchement appliquée sur les lits avait 233882 œufs d'ascaris, 9882 larves de Strongles, 23800 Trichuris et 19764 Ankylostoma. On assiste au terme de cette expérience (boue séchée à 94.95%), un abattement progressif qui se solde avec 80œufs d'ascaris par gramme et zéro larves de Trichuris et d'Ankylostoma soit un pourcentage d'abattement de 99,96% pour les Ascaris, et 100% pour le Trichuris et l'Ankylostoma Figure . Pour de la deuxième expérience, la boue épaisse contenait 45824 œufs d'ascaris, 1863 larves de Strongles, 3353 Trichuris et 2980 Ankylostoma. L'abattement

parasitaire obtenu à 94% de siccité (arrêt de l'expérience) est de 93.93% pour le genre ascaris et 100% pour les autres formes Figure 4.20. Quant à la troisième expérience, la population parasitaire de la boue appliquée sur les lits était de 122417 œufs d'ascaris, 3250 larves de Strongles, 4333 Trichuris et 7583 Ankylostoma. Ceci entraîne un abattement parasitaire de 99.74% pour le genre ascaris et 100% pour les autres formes Figure . Ceci peut être expliqué par l'élévation de la température sous serre et l'augmentation de l'exposition sous les radiations solaires, facteur déterminant pour l'élimination des parasites (Koné et al., 2007; Maya et al., 2012). Par ailleurs, nos pourcentages d'élimination ne s'éloignent pas trop de la littérature avec des abattements parasitaire de 100% obtenues lors des études faites sur de séchage non plantés de (Koné et al., 2007; Koné et al., 2004; Sonko M., 2008; Strauss et al., 2006)

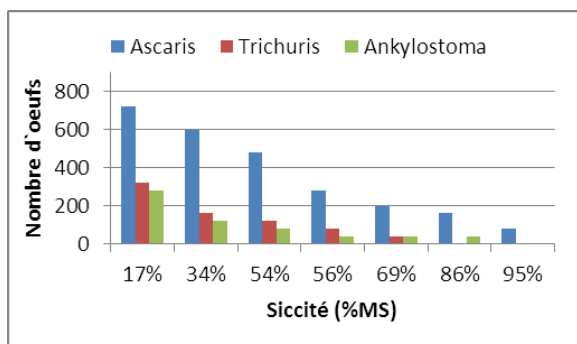


Figure 4.19: Abatement parasitaire au cours du séchage de gâteau

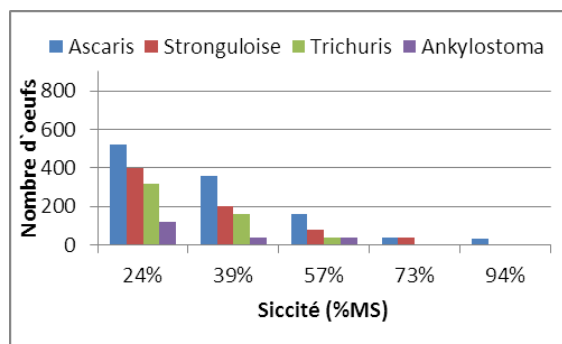


Figure 4.20: Abatement parasitaire au cours du séchage de briquette

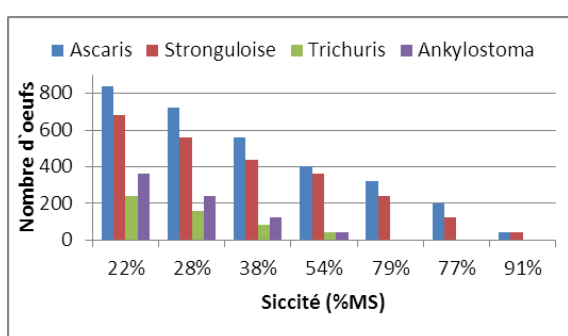


Figure 4.21: Abatement parasitaire au cours du séchage de pellette

4.3.4.3. Résistance des ascaris

Les nombre d` œufs d`ascaris retrouvés après un séchage de plus de 90% restent élevé, par ailleurs les autres formes parasitaires n`ont pas supportées cette siccité très élevée. Les biosolides contiennent une quantité d`œufs d`helminthes viables supérieures aux normes recommandées par le guide de l`OMS pour l`agriculture (<1 œuf viable) (WHO., 2006). Cette résistance a également été prouvée par (Koné et al., 2007) et (Keffala C. et al., 2012). Cette résistance est due à la présence d`une cuticule composée de plusieurs couches (trois à quatre selon le genre) et empêche le passage de certaines substances (acides et bases forts, oxydants, agents réducteurs et détergents). Cependant, l`un des avantages de l`utilisation comme combustible est la grande capacité de réduction des pathogènes, et l`atténuation des risques associés liés à sa santé humaine. Les œufs d`ascaris sont considères comme état plus résistant de toute forme de traitement que les bactéries, et protozoaires (Alouini et al., 2001; Cabaret et al., 2002; Capizzi-Banas et al., 2004). Le choix des œufs d'ascaris comme un

indicateur de risque pour la santé est lié au simple fait que les œufs d'Ascaris présentent une forte résistance et peuvent survivre à divers traitements, comme l'ont indiqués plusieurs auteurs (Pecson et al., 2007). En outre, selon l'OMS, ces nématodes ont une prévalence très importante dans les pays en développement (WHO., 2006).

4.3.5. Pouvoir calorifique

L'option d'utiliser les boues de vidange comme source de chaleur en industrie connaît un retard, mais son application apparaît être très prometteur en se référant sur les celles des eaux usées (biosolides) comme combustible alternative dans l'industrie de cimenterie en Europe et aux USA (Boesch ME. et al., 2010; WBCSD., 2005). Au Sénégal les industrie utilisent de l'électricité ou de fuel lourds telles que diesel, kérogène ou huile chaude mais n'utilisent pas de biosolides (boue de vidange séchées) comme source d'énergie (Stefan Diener et al., 2014). Par ailleurs, il est nécessaire d'appréhender le pouvoir calorifique de ces produits avant de penser à l'option valorisation ultérieure.

Boue brute

Les résultats consignés dans ce tableau montre que les boues brutes (c'est à dire boues fraîchement collectées des fosses septiques) ont en moyenne un pouvoir calorifique de 15.3 MJ /kg MS.

Boue épaissie

Par ailleurs, les boues épaissies (c'est à dire boue décantée dans le bassin pendant une semaine) ont en moyenne un pouvoir calorifique de 15.6 MJ/ kg MS.

Ces valeurs ont confirmé par les recherche de laboratoire faites à Dakar et Kampala démontrant ainsi que les boues peuvent avoir un pouvoir calorifique de 17MJ/kg MS (Muspratt et al., 2014). Comparé au 25MJ /kg MS trouvés avec le charbon de bois, le pouvoir calorifique des bois semble être relativement faible (Magdziarz et al., 2013).

Boues séchées

Les résultats consignés dans le tableau 4.2 montrent que les boues séchées (c'est à dire des boues ayant séjournées sur les lits pendant quelques jours) ont des pouvoirs calorifiques de 12.7 MJ / kg MS et 13.4 MJ /kg MS respectivement de boues séchée sur les lits à 60 %MS et 90 %MS. Ces résultats trouvés sont en conformité avec certaines publications scientifiques.

En effet, Król (2012) avaient trouvé 11,969 MJ/kg dans boues de vidange dans une étude comparative avec des déchets de PAS`r, pulpes de patate avec du cola. Les faibles valeurs obtenues avec les boues séchées sont dues aux importantes teneurs en cendre, et aux faibles teneurs en carbone et hydrogène (Król, 2012). Puisque, le cendre est une matière inorganique, il est claire que la teneur en humidité et les fortes quantités de cendre réduisent considérablement la chaleur produite (Sun et al., 2009).

Par ailleurs Wzorek (2012) a montré aussi que le pouvoir calorifique est fortement corrélée avec la teneur en cendre car 38.7, 24.6 et 6.16 % de teneur en cendre correspondent au respectivement à 11.37 MJ/kg MS, 23.53 MJ/kg MS et 17.5 MJ/kg MS pour les biosolides d`eaux usées, de charbon et de copeaux de bois. Le pouvoir calorifique de ces boues dépassent largement la valeur minimale de 7 MJ/kg MS pour que des déchets solides de municipalités puissent être incinérés (World Bank, 1999).

Tableau 4.2: Pouvoir calorifique des différentes formes boues de vidange de Dakar

Paramètres	Boue brute	Boue épaissie	Boue (60%MS)	Boue (90 %MS)
Moyenne	15.3	15.6	12.7	13.4
Ecartype	2.4	2.4	1.1	1.8
N répétition	39.0	9.0	4.0	12.0

4.4.6 Combustion des boues séchées

La combustion des boues séchées entraine la production de chaleur, par ailleurs utilisé dans le chauffage de l`huile dans contenu dans le serpentin. Les tests ont été effectués avec des boues séchées pures sous trois formes (gâteau, pellette, briquette), du charbon de bois et avec des composite (charbon et boues séchées). En effet, une masse de cinq (5) kilogramme de boues séchées est chauffée pour une durée de une heure dans la chambre de combustion.

4.3.6.1. Combustion des pellettes

Comme indiqué à la Figure 4.22, l`évolution de la chaleur produite dans la chambre de combustion connaîtra une chute une fois qu`elle atteint le maximum qui ne dure que quelques fraction de secondes. En effet, le 1^{er} test atteint une température maximale de 449°C après 45

minutes de combustion. Quant au 2^e test, une température maximale de 300°C est atteinte à la 40^e minute de combustion. Par ailleurs, une température maximale de 219°C est atteinte à la 29^e minute de combustion.

Les faibles températures obtenues au cours des deux derniers tests sont dues aux pertes de chaleurs notées dans le foyer de combustion. En effet, nous avons constaté un étouffement du feu traduit par un important dégagement de fumée et une baisse drastique de la température produite. Pour remédier à cela, nous procédions à l'ouverture de la chambre de combustion pour activer le feu à nouveau (une fois pour le 2^e test et trois fois pour le 3^e test), occasionnant ainsi une importante perte de chaleur par dissipation de la chaleur. Ce phénomène provoque aussi une grande consommation de matières organiques au moment du redémarrage de la combustion.

Contrairement à la combustion, la chaleur produite dans l'huile évolue en dents de scie comme attesté par la Figure 4.23. Il apparaît, dans cette figure, que le chauffage de l'huile ne peut se produire que lorsque la chambre de combustion atteint une température au-dessus de 200°C. En effet, la faible température obtenue au 3^e test n'est pas suffisante pour chauffer l'huile d'où sa courbe linéaire. Au cours du 2^e test, le chauffage de l'huile a lieu après 37 minutes de combustion avec une courte durée. En effet, une fois que la vanne ait été ouverte, l'huile stockée et chauffée dans le serpentin est renouvelée automatiquement par de l'huile froide. La chaleur emmagasinée dans le foyer n'étant pas suffisante pour assurer un chauffage continu de l'huile d'où cette baisse observée. Par ailleurs, le 1^e test a assuré un chauffage continu de l'huile allant de la douzième minute jusqu'au terme de la combustion. Ceci atteste que si la combustion s'effectue normalement, le chauffage de l'huile est possible jusqu'au terme de la combustion.

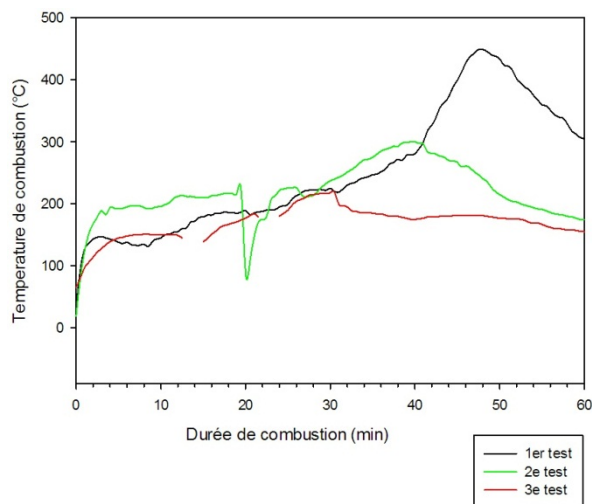


Figure 4.22 : Evolution de la chaleur dans le foyer lors de la combustion de 5 kg de pellette pendant 1 heure.

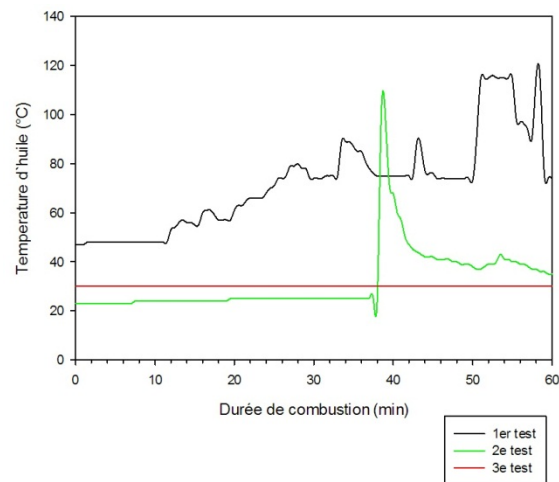


Figure 4.23 : Evolution de la température de l'huile chauffée par la combustion de 5 kg de pellette pendant 1 heure.

4.3.6.2 Combustion de boue en forme gâteaux

Les résultats consignés dans la Figure 24 confirment celles obtenues avec la combustion des pellette car, les trois tests de combustion effectués avec gâteau montrent des valeurs différentes. En effet, dans le foyer, les températures maximales atteintes sont 528 °C, 567 °C et 369 °C respectivement à la 40eme minute, 20eme minute et 31eme minute pour le 1^{er} test, 2eme test et 3eme test. Cette figure montre la chaleur produite lors du 3^{eme} test est faible par rapport au 1^{er} et 2^{eme} tests. En effet, des quantités moyennes de températures de 369.9°C et 334.5°C sont produites respectivement lors du 1^{er} et au 2^{eme} test, contre 241°C au 3^{eme} test.

Les séries d'étouffement constatées lors des derniers tests ont occasionnés l'ouverture de la chambre de combustion et l'ajout d'additif pour réactiver le feu. Les flammes produites au cours de la réactivation du feu favorise la consommation d'importantes matières organiques pour une courte durée, et par conséquent réduit la durée de la combustion. La faible chaleur produite constatée au 3^{eme} test est soit liée du fait que nous avons démarré les expériences de la journée avec ce test (refroidissement total du four) ou à la température de l'air attisant le feu (en moyenne 26.8°C au 3^{eme} test, contre 31.3°C et 30.4°C respectivement pour le 1^{er} et le 2^{eme} test).

La Figure 1.25 montre l'évolution de la température de l'huile au cours de la combustion de gâteau BV. Le chauffage de l'huile a permis d'atteindre des valeurs maximales de l'huile de

232°C à la 36^{ème} minute et 248° à la 45^{ème} minute ont été obtenues respectivement au 2^{ème} et 3^{ème} tests. Le fait que l'huile ne chauffe pas durant le 1^{er} test est lié à des raisons techniques.

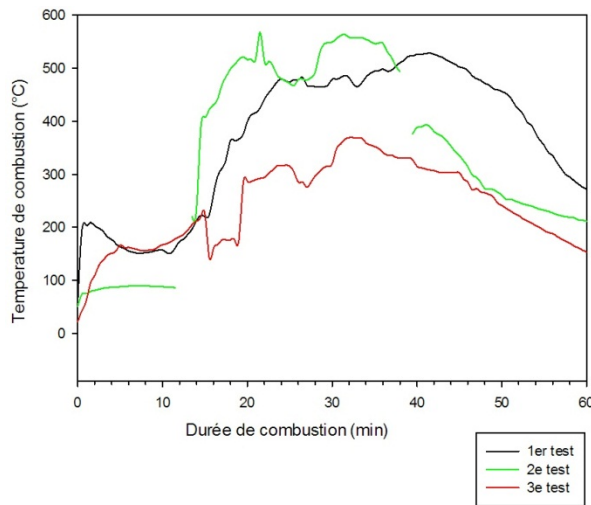


Figure 4.24 : Evolution de la chaleur dans le foyer lors de la combustion de 5 kg de gâteau pendant 1 heure.

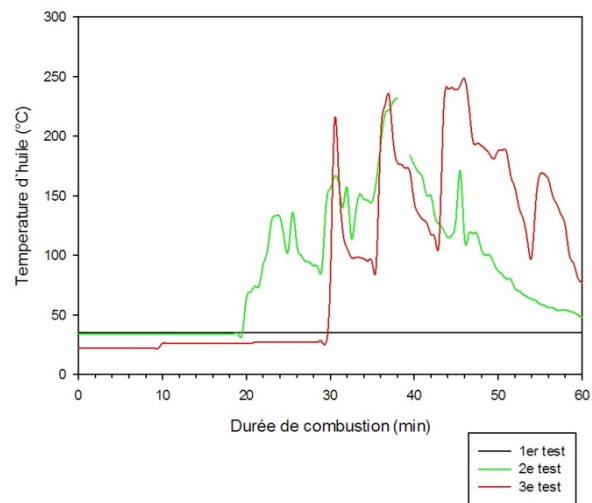


Figure 1.25: Evolution de la température de l'huile chauffée par la combustion de 5 kg de gâteau pendant 1 heure.

4.3.6.3 Combustion de boue en forme briquette

La Figure montre l'évolution de la chaleur dans le foyer lors de combustion de 5 kg de briquette. Contrairement aux précédentes expériences, deux tests ont été effectués sous température d'air envoyé dans le foyer de combustion de 27.1 °C et 29.4 °C respectivement pour les 1^{er} et 2eme test. A l'image des précédentes études, la quantité de chaleur produite est différente lors des deux tests. En effet, une moyenne de 226.5°C et 285.1°C ont été obtenues respectivement au 1^{er} et 2^{ème} test.

La température d'air soufflé au feu, la quantité de papier, et le volume de diluant peuvent être à l'origine de ces différences observées. En effet, les morceaux de papier insérées dans le combustible servent d'accélérer la diffusion du feu dans le combustible. Le diluant aspergé sur le combustible, permet d'amorcer le feu car ces combustibles ne prennent pas feu sans cet apport.

La Figure 4.27 montre que le chauffage de l'huile était bien au rendez-vous au cours des deux tests. En effet, le chauffage de l'huile ou augmentation de la température de sortie commence après 7 minutes et 5 minutes respectivement au moment du 1^{er} et 2eme test. Les

chaleur maximales obtenues sont 198°C et 227°C respectivement pour le 1^{er} test et le 2^{eme} test. Cette importante quantité est liée à la combustion régulière observée dans le four.

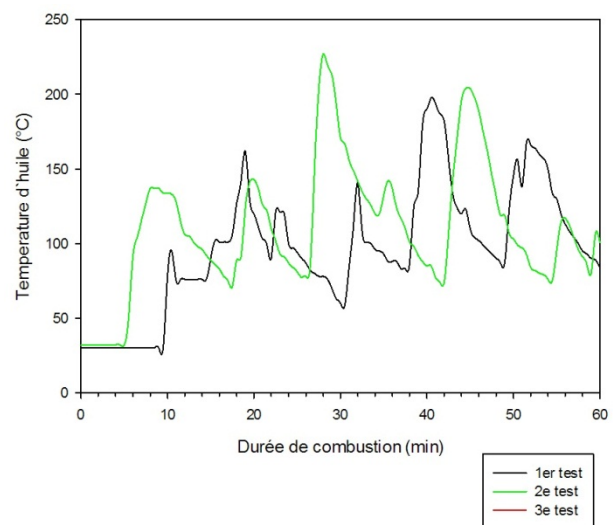
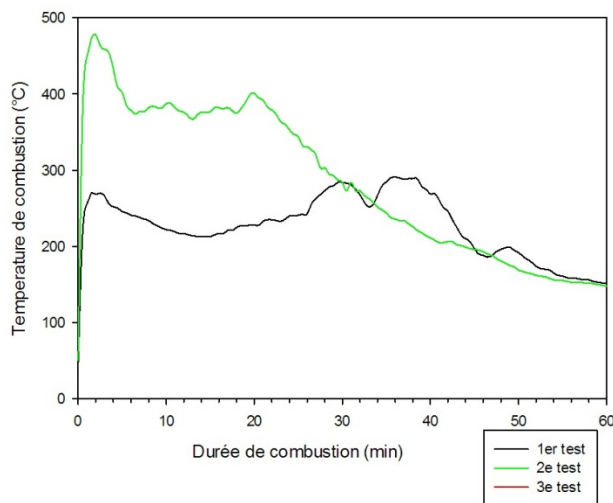


Figure 4.26 : Evolution de la chaleur dans le foyer lors de la combustion de 5 kg de briquelette pendant 1 heure.

Figure 4.27: Evolution de la température de l'huile chauffée par la combustion de 5 kg de briquelette pendant 1 heure.

4.3.6.4 Combustion des charbon de bois

Comme indiqué à la Figure 4.2828, les trois tests évoluent dans le même avec des différences légères. En moyenne, la chaleur de combustion est de 206.9°C, 176.3°C et 234.5°C respectivement au 1^{er}, 2^{eme} et 3^{eme} test. Contrairement aux différentes formes de BV, la chaleur maximale obtenue tend à se stabiliser avec une décroissance qui se produit lentement.

Les température moyenne de l'air soufflé qui est de 28.1°C, 25.1°C, 29.9°C respectivement pour le 1^{er}, le 2^{eme} et le 3^{eme} test peut expliquer le retard noté au 2^{eme} test. Le charbon étant une matière pure, contrairement aux BV (constituée des manière organique et inorganique) offre la possibilité de bruler toutes ses composante. La structure compact du charbon offre la possibilité d'une combustion moins brutale et étalé dans le temps.

La Figure 4.29 montre l'évolution de la température de l'huile chauffé avec 5 kg de charbon. L'huile chauffée atteint en moyenne 176.3°C et 234.5°C au 1^{er} et 3^{eme} test. Par ailleurs, au 2eme test, aucun écoulement d'huile n'a été noté, d'où cette courbe linéaire. La raison de ce non écoulement est liée à la non disponibilité de stocke d'huile. L'huile préchauffé durant le

2^e test a probablement favorisée cette évolution rapide constatée. Comparé aux formes de BV, les chaleurs maximales sont largement supérieure avec le charbon car elles sont de l'ordre de 189°C et 240°C pour le 1^{er} test et le 3^{eme} test.

Il est noté, l'huile n'est pas sorti du serpentin, causé probablement par un problème technique.

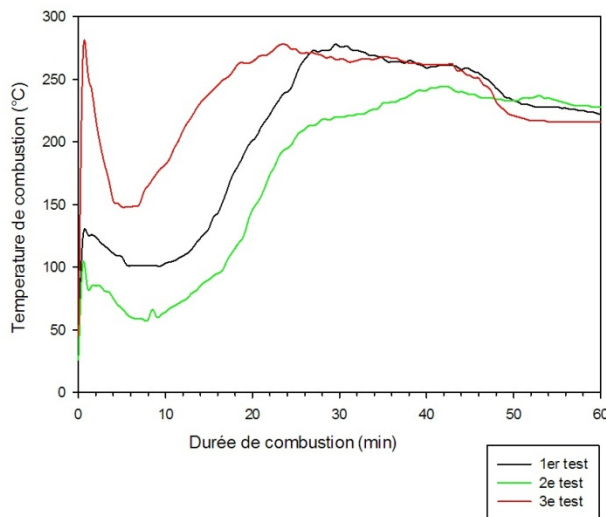


Figure 4.28: Evolution de la chaleur dans le foyer lors de la combustion de 5 kg de charbon de bois pendant 1 heure.

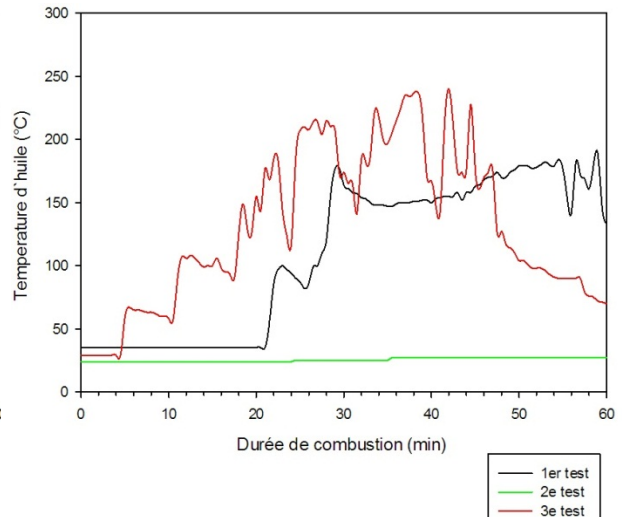


Figure 4.29 : Evolution de la température de l'huile chauffée par la combustion de 5 kg de charbon de bois pendant 1 heure.

4.3.6.5 Combustion de composite (charbon de bois – pellette)

La Figure 4.30 montre l'évolution de la chaleur produite dans le foyer pendant la combustion de du composite (2.5 kg de pellette et 2.5 kg de charbon). Comme précédemment, la combustion des BV a atteint des valeurs maximales 290°C à la 27^e minute au 1^{er} test, 448°C à la 15^e minute au 2^e test et 427°C à la 10^e minutes au 3^e test. Contrairement au charbon pure, le maximum est atteint plus top que prévue, de même une décroissance plus ou moins.

Les matière organique des BV prennent feu plus rapide, et accélère le processus de combustion. La chute rapide de la température comparée lors de la combustion de 5 kg de charbon est due au fait que la masse de charbon dans le four est très faible pour maintenir.

La chaleur produite par combustion de ce composite a permis de chauffer l'huile contenu dans le serpentin au cours du 1^{er} et 3eme test. Par contre, aucune augmentation de température de l'huile n'a été constatée, résultats d'une rupture de stock. Le début de chauffage de l'huile sont observé à la 5eme minute et 12eme minute respectivement au 1^{er} et 3eme test. Les

température maximales de 122 °C et 135 °C ont été respectivement obtenues au cours du 1^{er} et 3^{eme} test.

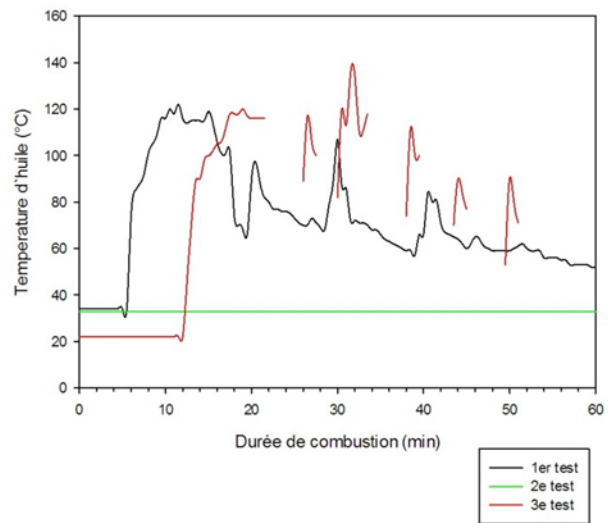
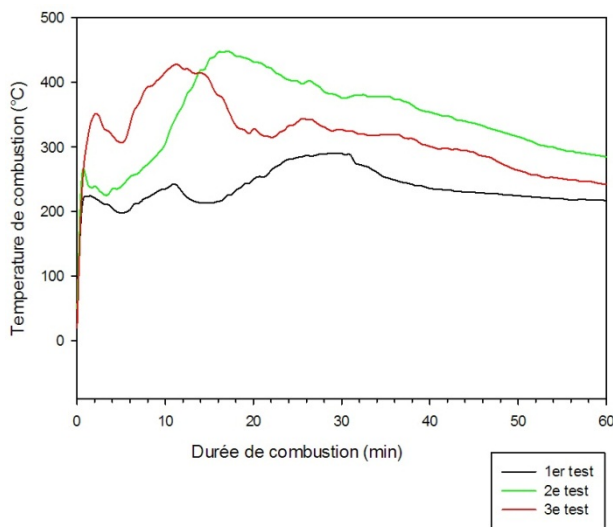


Figure 4.30: Evolution de la chaleur dans le foyer lors de la combustion d'un composite (2.5 kg de charbon de bois - 2.5 kg de pellette) pendant 1 heure.

Figure 4.31: Evolution de la température de l'huile chauffée par la combustion d'un composite (2.5 kg de charbon de bois - 2.5 kg de pellette) pendant 1 heure.

4.3.6.6 Combustion d'un composite (charbon de bois - gâteau)

La Figure 24.32 montre l'évolution de la chaleur dans le foyer lors de la combustion de composite (2.5 kg de charbon de bois et 2.5 kg de gâteau). Il a été noté que pendant une heure de combustion, une moyenne de 421°C, 359°C et 398°C de chaleur sont respectivement produite au cours du 1^{er} test, du 2^{eme} test et du 3^{eme} test. Cette figure montre aussi que la chaleur maximale atteinte est de 421°C à la 8^{eme} minute de combustion au 1^{er} test, 359°C à la 17^{eme} minute au 2^e test, et 398°C atteint juste à la 2^{eme} minute de combustion.

L'atteinte rapide de valeurs maximale est due au mixage avec charbon créant ainsi des issues facilitant l'attaque des matières organique d'où la consommation rapide de la faible masse de gâteau BV. La baisse ralentie de la chaleur dans le foyer est assurée par le charbon de bois grâce à sa structure compacte.

L'évolution du chauffage de l'huile au cours de la combustion d'un composite est montré à la Figure . Ce chauffage a permis d'atteindre une chaleur maximale de 128°C, 228°C et 256°C respectivement au 1^{er} test, 2^{eme} test et au 3^{eme} test.

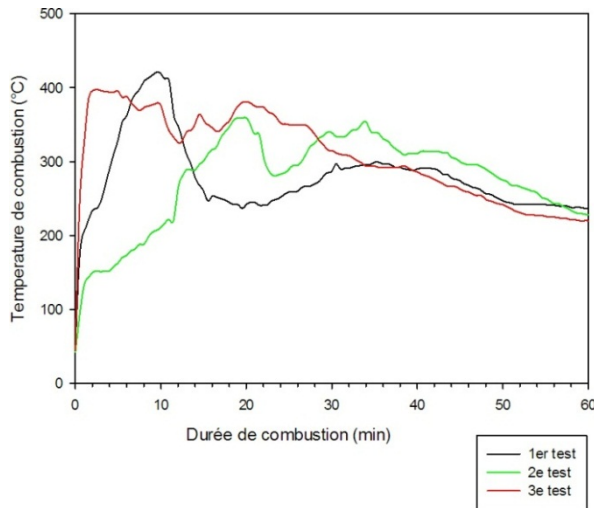


Figure 2: Evolution de la chaleur dans le foyer lors de la combustion d'un composite (2.5 kg de charbon de bois – 2.5 kg de gâteau) pendant 1 heure.

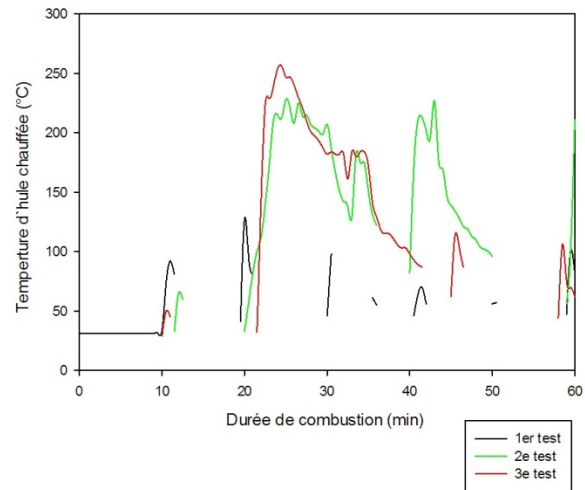


Figure 4.33: Evolution de la température de l'huile chauffée par la combustion d'un composite (2.5 kg de charbon de bois – 2.5 kg de gâteau) pendant 1 heure.

4.3.6.7 Influence de la forme du combustible sur la chaleur du foyer et de l'huile

La Figure montre que la combustion gâteau BV produit plus de chaleur ($315.3 \pm 66.3^\circ\text{C}$), suivi des composite ($298.6 \pm 55.5^\circ\text{C}$ pour le composite (charbon de bois – pellette) et 286.8 ± 18.4 pour le composite (charbon de bois - gâteau), la forme charbon pur ($205.9 \pm 29.1^\circ\text{C}$) et pellette pur ($212.8 \pm 41.2^\circ\text{C}$) arrivent en dernière position. La chaleur maximale produite évolue dans le sens des moyenne décrites précédemment. En effet, la température maximale produite est de $488.0 \pm 104.9^\circ\text{C}$ avec gâteau pur, de $392.7 \pm 31.3^\circ\text{C}$ avec la composite gâteau charbon de bois, de $388.3 \pm 85.8^\circ\text{C}$ avec la composite pellette charbon de bois, de $384.5 \pm 132.2^\circ\text{C}$ avec les briquette, de $322.7 \pm 116.7^\circ\text{C}$ pour les pellette, et $266.7 \pm 19.6^\circ$ pour le charbon de bois. La figure 6.35 chauffage de l'huile est meilleur avec la combustion du charbon de bois et les composites. Par ailleurs, les pellette présente les plus faible valeurs.

Les importants écarts parfois notés dans la production sont souvent liés aux conditions telles que : la température de l'air soufflé servant à attiser le feu, le volume du diluant et la masse de papier pour amorcer la combustion, le fonctionnement de la combustion (rallumage ou non du feu) et la vitesse de combustion. La forme offrant plus d'espace pour la circulation du feu permet une combustion meilleure, c'est le cas des formes gâteau et composite (diamètres et volume des particules sont différents). Les formes très compact ne permettent une

consommation rapide entraînant ainsi une évolution lente de la combustion, cas du charbon de bois et des pellette BV.

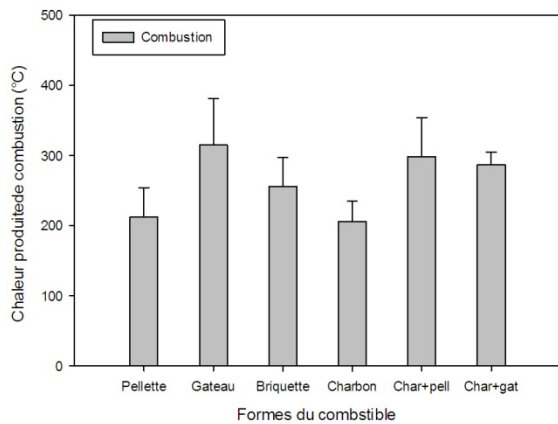


Figure 4.34 : Evolution des valeurs moyennes avec leur Ecartype des chaleurs dans le foyer lors de la combustion pendant 1 heure.

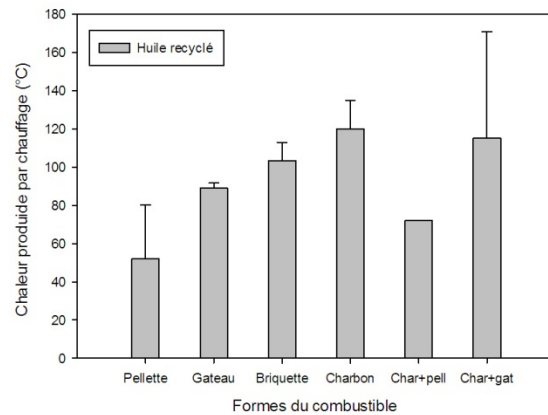


Figure 3 : Evolution des valeurs moyennes avec leur Ecartype des chaleurs de chauffage de l'huile combustion pendant 1 heure.

4.3.6.8 Quantification des cendre produite

Après une combustion d'une heure de toutes les formes de boues séchées, nous avons constaté une importante quantité de cendre comme montré aux Figure , Figure , Figure et Figure . Ceci traduit le fait que les boues sont constituées en grande partie de matière inorganique, par conséquent non combustible. Ces observations ont été confirmées par les 50.2 %, 53.4 %, 41.9 % et 26.7 % de résidus obtenues respectivement par la combustion de cake, pellette, de briquette et du charbon de bois. Les boues séchées contiennent en moyenne 41,7% de cendre, ne participe pas à l'amélioration du pouvoir calorifique (Klass, 1998). Cependant, Werther and Ogada (1999a) reporte une teneur en cendre de 41.5%MS des eaux usées (i.e. biosolides). Les fortes teneurs en cendre ne sont pas souhaitable, car elles peuvent affecter les performances de la combustion et la nécessité de leur trouver un site de dépotage, ce qui augmenterait les coûts d'exploitation (Klass, 1998). Par ailleurs, puisque le cendre est constituée de matières inorganiques, l'augmentation de sa teneur entraine une baisse de la quantité de chaleur produite (Sun et al., 2009).

Tableau 4.3: Différents résidus de la combustion

Type	Nature	Masse	Pourcentage
Cake	résidus	2.51	50.2
pellette	Résidus	2.67	53.4
briquelette	résidus	2.095	41.9
Charbon	résidus	1.335	26.7



Figure 4.36 : Résidus de la combustion du charbon de bois



Figure 4.37 : Résidus de la combustion des briquettes



Figure 4.38 : Résidus de la combustion de gâteau



Figure 4.39 : Résidus de la combustion de Pellette

4.3.7 Détermination du dioxyde de carbone (CO_2)

L'évolution de la teneur en dioxyde de carbone (CO_2) a été évaluée aussi bien dans l'air ambiant (en dehors du site expérimental) mais aussi dans les fumées dégagées au moment de la combustion. La Figure 4.39, Figure 4.40, Figure 4 et Figure 4.42 montrent que l'évolution de la teneur dépend fortement de la nature et de la forme du combustible. En effet, la Figure 5 montre que la combustion de pellette produit une concentration de CO_2 croissante dont la

teneur maximale de 1700 ppm est atteinte à la 40^{ème} minutes. Dans l'air ambiant, la concentration était de 400 ppm tout au long de l'expérimentation. Par contre, lors de la combustion de gâteau montré à la Figure 4.296, la teneur maximale de la CO₂ est obtenue à la 5^{ème} minute. La concentration dans l'air ambiant connait une baisse avec une teneur moyenne de 300 ppm. La Figure 4.30 montre la combustion de briquette entraine la production de CO₂ avec un maximum de 1575 ppm à la 5^{ème} minute. Par ailleurs la CO₂ de l'air ambiant est environ 350 ppm. Contrairement aux différentes formes de boues, la production de CO₂ dans les fumées dégagées par la combustion du charbon de bois évolue en dents de scie et dont la teneur maximal est obtenue à la 60^{ème} minute (Figure 4.31). Au même moment, la teneur de CO₂ dans l'air ambiant est de 300 ppm.

Les résultats de CO₂ obtenues dans l'air ambiant sont en conformité avec les recommandation des analyses de IPCC préconisant que la teneur dans l'atmosphère ne doit pas dépasser 400 ppm de CO₂ (IPCC, 2007). Selon Mendiara et al. (2013), l'équation de la combustion de biomasse entraine la production de CO₂, d'eau et d'azote et de la chaleur. Par conséquent, au cours de la combustion, le carbone s'est transformé en CO₂, l'hydrogène en H₂O et le soufre en SO₂ (Heywood, 1988). Malgré les fortes teneurs de CO₂ obtenues dans les fumées, la combustion de boues comme toutes formes de biofuel sont qualifiées de zéro rajout de CO₂ dans l'environnement (NEF., 2010) car ne renvoi uniquement la quantité reçue par le soleil lors de la photosynthèse des plantes. Par contre, la combustion de fuel fossile entraine un ajout important dans l'atmosphère. Par conséquent, des recherches effectuées sur la combustion de fuel fossile montre qu'il aura une importante production de CO₂ en peu de temps durant les 200 ans (Abbasi et al., 2010; Sami et al., 2001; Tock et al., 2010).

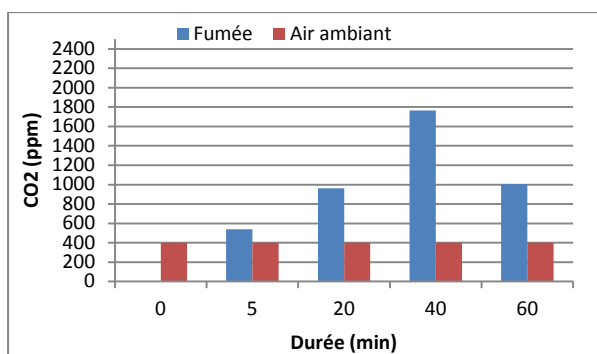


Figure 4.39: Evolution de teneur en CO₂ dans l'air ambiant et dans les fumées lors de la

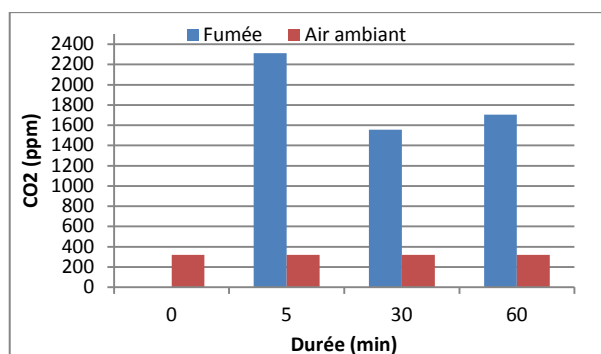


Figure 4.40: Evolution de teneur en CO₂ dans l'air ambiant et dans les fumées lors de

combustion des pelletes.

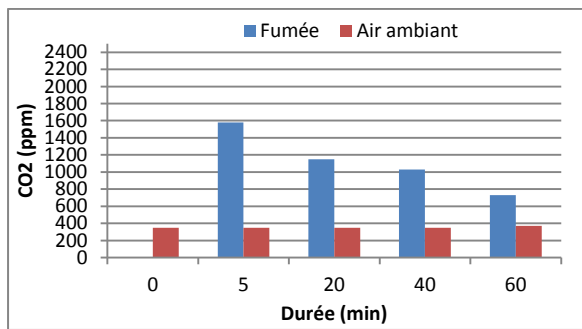


Figure 4.417: Evolution de teneur en CO₂ dans l'air ambiant et dans les fumées lors de la combustion des briquette.

la combustion des gâteau.

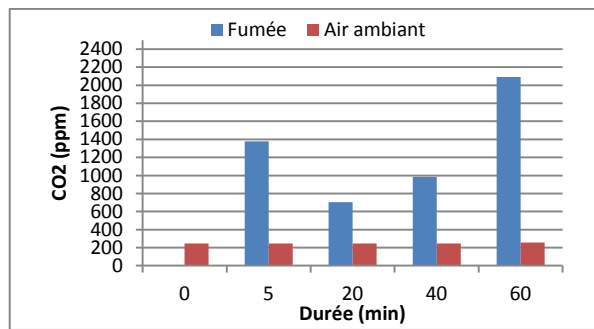


Figure 4.42: Evolution de teneur en CO₂ dans l'air ambiant et dans les fumées lors de la combustion du char bon de bois.

4.4. CONCLUSION

Cette étude a permis pour la première fois de suivre toute la chaîne de production, de collecte, de séchage et de combustion des boues de vidange de Dakar. Les importantes conclusions sont :

- Les variations observées sont statistiquement significatives sur les caractéristiques des différents échantillons, ce qui n'est pas le cas entre les échantillons collectés en saison sèche et en saison des pluies.
- Le système d'assainissement individuel est constitué uniquement de fosses septiques non partagées avec d'autres maisons
- Le séchage a atteint plus de 90% entre 17 et 22 jours aussi bien en saison sèche et en saison des pluies.
- Les parasites sont fortement affectés par la baisse de l'humidité avec un taux d'abattement, après 90% de sécheresse, de 100% pour le genre *Trichuris*, *Ankylostoma* et plus de 99% pour le genre *ascaris* qui reste le plus résistant.
- La combustion des boues est possible sous différentes formes, une meilleure production obtenue avec la forme gâteau et les compostes faites avec du charbon.
- La combustion a engendré la production d'une grande quantité de cendre attestant ainsi la forte teneur en matières inorganiques dans les boues.
- L'huile chauffée dans le serpentin n'a pas atteint la température de 360 °C. Par ailleurs, une température de plus de 200 °C a permis de chauffer l'huile contenue dans le serpentin
- La teneur de CO₂ obtenues dans les fumées lors de la combustion des différentes formes de combustibles sont 2 à 6 fois plus élevées que les valeurs mesurées dans l'air ambiant.

**PARTIE C EFFET DU MEDIA FILTRANT SUR LE
TRAITEMENT DES BOUES DE VIDANGE**



**CHAPITRE 5 INFLUENCE DE FILTRES ALTERNATIFS AU SABLE
POUR ACCELERER LE PROCESSUS DE
DÉSHYDRATATION DES BOUES DE VIDANGE**

5.1. INTRODUCTION

Les pays en voies de développement sont caractérisés par une croissance rapide de sa population urbaine où les activités économiques sont plus denses comparées aux zones rurales. En zone urbaine, 65 à 100% des maisons sont desservies par le système d'assainissement individuel (T. Koottatep et al., 2001 ; Strauss M. et al., 2002). Il a été démontré que les systèmes d'assainissement individuels sont disponibles et plus accessibles que les réseaux d'égout pour fournir de l'assainissement en zone urbaine (P.-H. Dodane et al., 2012; Koné, 2010). Au Sénégal, la ville de Dakar couvrant que 0.3% de la superficie nationale, héberge 23% de la population nationale (ANSD, 2013) et 90% de cette population est desservie par des infrastructures d'assainissement individuel (Toukara A., 2007). Selon BMG (2011), environ 75% des 6000 m³ de boue produite à Dakar sont déchargées sans traitement dans les zones urbaines, entraînant ainsi une dégradation de l'environnement. Ce problème est souvent lié au manque de valeur ajoutée des sous-produits, les programmes d'assainissement n'intègrent pas des stratégies pour une bonne maîtrise de la gestion des boues de vidange (Koné, 2010) et un déficit criard d'option de traitement appropriés dans beaucoup de pays en développement (Heinss et al., 1998 -a).

Les lits de séchage non plantés, constitués de filtre sable-gravier, équipés d'un système de drainage sont souvent utilisés dans le traitement des boues de vidange. Ce dispositif est caractérisé par une manipulation facile et de construction moins chère (Kim et al., 1997a). Les boues brutes ou épaissies sont appliquées sur les lits et l'eau contenue est récupérée par percolation (50-80%) à travers les filtres pendant que l'autre partie est éliminée par évaporation (Heinss et al., 1998 -a; Kim et al., 1997a; Metcalf et al., 2003). D'autres types de filtres peuvent être utilisés seuls ou en combinaison avec d'autres sur ces lits. Par ailleurs la disponibilité ou l'autorisation d'exploiter ces filtres n'est pas totalement garantie (par exemple, l'exploitation du sable de plage n'est autorisée pour de rares cas au Sénégal). Les problèmes rencontrés avec la filtration sont souvent liés aux propriétés physiques et chimiques de l'effluent, à la charge hydraulique, et aux propriétés physiques du média filtrant en question (Montgomery, 1985). Par ailleurs les problèmes de colmatage (Spychala et al., 2003), le coût de transport élevé et la forte densité (C. Roy et al., 1998) sont entre autres obstacles liés à l'exploitation du sable. Le mode de distribution de la granulométrie du filtre, la distribution des tailles des pores, la forme du média, les caractéristiques de surface d'échange avec le média filtrant sont entre les propriétés intrinsèques aux différents filtres (Droste, 1997).

L'utilisation de poudre de verre obtenue par concassage suivi de tamisage dans les eaux usées a connu un succès (Elliot, 2001). Hu 2006 a étudié l'utilisation des brisures de verres comme filtre pour le recyclage de biofiltre et a noté que les brisures de verre avaient les avantages suivant par rapport au sable : (i) les brisures de verre sont moins chères par rapport au sable, (ii) les brisures de verres sont plus accueillant du point de vue environnemental et sont des matière recyclable, et (iii) les brisures de verre peuvent être pulvériser en différentes mailles pour toute conception requise. Il s'y ajout, à l'exception du sable, tous les filtres non pas été testés dans le traitement des boues de vidange.

L'objectif de ce chapitre consistait à faire une étude comparative de filtres alternatif (brisure de verre, silex, coquillage, copeaux de bois) au sable sur les processus de déshydratation et les performances de traitement des boues de vidange sur lits non plantés. Les questions suivantes ont été expérimentées :

- La qualité du percolât
- Les performances de déshydratation
- Phénomène de séchage

5.2. MATERIELS ET METHODES

5.2.1 Dispositif expérimental

5.2.1.1 Media filtrants

Les différents filtres utilisés dans cette étude obéissent à un certain nombre de critères plus ou moins intrinsèques à chaque type :

- Le choix du sable de dune est basé non seulement sur sa disponibilité au niveau de la station expérimentale de Cambéréne mais aussi fait que le code de l'environnement n'interdit pas son usage contrairement au sable de plage.
- Le silex, produit en grande quantité par l'usine d'exploitation de phosphate de Taïba (Thiès, Sénégal), constitue un déchet du fait de la non valorisation de la couche de maille inférieure à 1mm. En effet, une fois la carrière fini le concassage en différentes mailles les blocs de pierre, la maille inférieure à 1mm est stockée comme déchet.
- Les brisures de verres quant à elles sont produites en grandes quantités au niveau des magasins et maison de vente de Dakar. Le verre est un produit importé et arrive au

Sénégal sous forme de briques, dont l'utilisation définira sa forme appropriée ce qui entraîne la production de brisure constituant ainsi un déchet. Les verres ont été concassés manuellement pour obtenir la maille souhaitée.

- Le coquillage est collecté en haute mer par les pirogue artisanale et le concassage a aussi permis d'obtenir la maille souhaitée. N'étant pas un déchet, son choix est dicté par sa disponibilité et son usage ne porte pas atteinte à la santé humaine.
- Les copeaux de bois sont produits en grandes quantités dans certains atelier de menuiserie ébéniste et entreprises de Dakar.

Pour calibrer ces échantillons, nous avons utilisé trois différents tamis de mailles 0.2 mm, 0.6 mm et 1 mm . Les mailles 0.2-0.6 mm et 0.6-1 mm représentées respectivement par FD1 et FD2 (pour tous les filtres) ont été obtenues par tamisage à travers ses différents filtres.

5.2.1.2 Structure des barils pilote

Pour comprendre l'influence de la nature du filtre sur les performances des lits de séchage non plantés, le dispositif expérimental composé de trente (30) barils identiques de dimensions 25 cm de largeur, 30 cm de longueur et 50 cm de hauteur a été mise en place comme l'indique la Figure . Le système mis en place est structuré de la façon suivante :

- Un dispositif de drainage tapi au fond des barils est constitué d'un tuyau PVC perforé de diamètre 20 mm et de longueur de 25 cm .
- Une couche de gravier grossier de diamètre 7 à 15 mm, d'une épaisseur de 10 cm, est placé au fond du filtre et servira de support de la maille filtrante et facilitera aussi le drainage du percolât.
- Une seconde une couche de gravier fin de diamètre 3 à 7 mm, d'une épaisseur de 10 mm est placée sur la première couche pour éviter la migration du sable vers le fond de la baril.
- Une couche de matière filtrant (sable, silex, coquillage, brisure de verre et copeaux de bois) de mailles respectives FD1 et FD2 sont disposées sur le massif filtrant sur laquelle la couche de boue est appliquée.

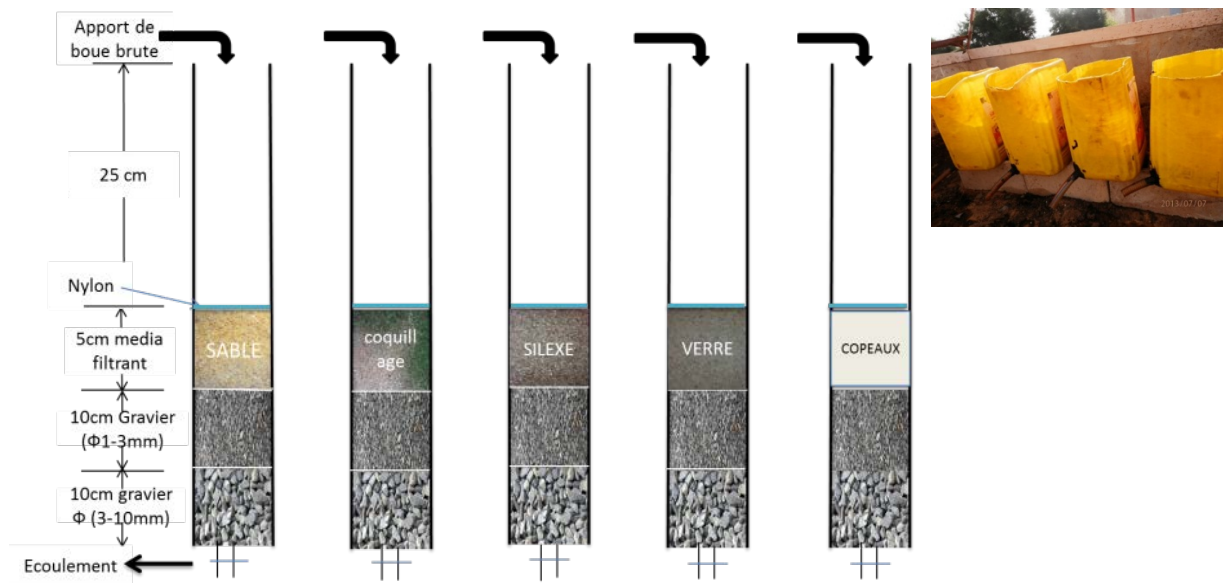


Figure 5.1: Schéma descriptif des barils bio-filtrant

5.2.2. Mise en œuvre du protocole expérimental

Les boues utilisées dans cette étude ont été collectées des fosses septiques de certains quartiers de Dakar par des camions de vidange et acheminées directement à la station expérimentale de Cambérène. La boue brute est versée dans un bassin de 18m³ et y séjourne pendant de 7 jours. Puisque les boues de Dakar sont naturellement très liquide, et ce séjour dans le bassin d'épaississeur de faire une première séparation solide liquide avec la production d'une boue très dense au fond du bassin. Cette partie concentrée de la boue tapie au fond du bassin a été extraite par une pompe mobile plongée et transférée dans le second bassin de stockage muni d'un agitateur où elle est homogénéisée pendant 20 minutes avant d'être appliquée dans les barils (Figure). Puisque les expériences ont été effectuées aussi en saison pluvieuse qu'en saison sèche, les barils ont été placés sous serre comme recommandé par Seck et al. (Submitted).

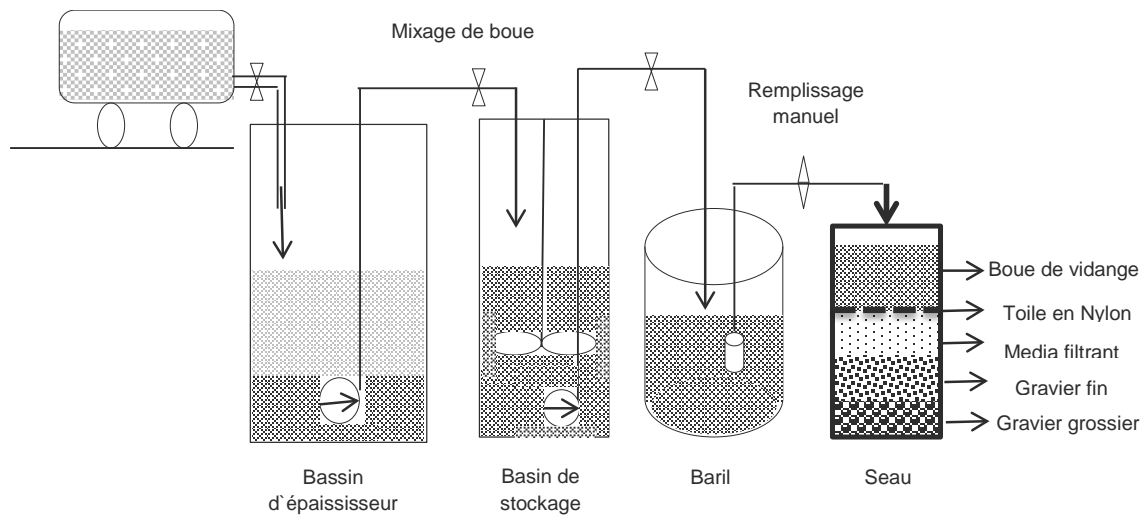


Figure 5.2: schéma descriptive de la chaîne de boue: collecte, stockage, mixage et traitement

Le travail expérimental va durer huit (8) mois car s'étendant de la période de juillet 2013 à Février 2014 (une saison pluvieuse et une saison sèche). La hauteur des boues appliquées sur lit de séchage est de <30cm, en conformité avec (Heinss et al., 1998 -a). La volume de boue à appliquer pour chaque expérience a été faite manuellement avec des seaux de 10 litres et est calculé selon la formule ci-après :

$$\text{Volume à appliquer (l)} = \frac{C1 * 1000}{C2} * \frac{2}{52} * S$$

Avec:

C1: Charge nominale (kg/m²*an)

C2: Concentration en MS des boues à appliquer (g/l)

52: Nombre de semaines dans un an

2: Durée de la campagne (en semaine)

S: Surface du baril (m²)

Les détails du protocole sont présentés au Tableau 5.1.

Tableau 5.1: Résumé des différents tests

Tests	Filtres	Maille des filtres	Charge appliquée	Mixage de
-------	---------	--------------------	------------------	-----------

			mm		kg TS/m ² *an		la surface
	Sable	3-FD1	3-FD2	150			Non
1 à 3: Impact du media filtrant	Silex	3-FD1	3-FD2	150			Non
	Coquillage	3-FD1	3-FD2	150			Non
	Verre	3-FD1	3-FD2	150			Non
	Copeaux	3-FD1	3-FD2	150			Non
	Sable	3-FD1	3-FD2	150			Oui
4 à 5: Influence du retournement	Silex	3-FD1	3-FD2	150			Oui
	Coquillage	3-FD1	3-FD2	150			Oui
	Verre	3-FD1	3-FD2	150			Oui
	Copeaux	3-FD1	3-FD2	150			Oui
6 à 8: Influence de la charge	Sable	3-FD1	3-FD2	150	300	450	Oui
	Silex	3-FD1	3-FD2	150	300	450	Oui
	Coquillage	3-FD1	3-FD2	150	300	450	Oui
	Verre	3-FD1	3-FD2	150	300	450	Oui

5.2.3. Méthodes d'échantillonnage

Quantification du percolât

Le percolât est collecté par un bidon connecté au baril et son volume est mesuré quotidiennement jusqu'à l'arrêt définitif de la percolation.

Caractéristiques physico-chimiques du percolât

Un dixième (1/5^{ème}) du volume de percolât collecté quotidiennement et stocké dans des flacon en plastique à 4°C dans un réfrigérateur a servi de faire un composite (pour chaque baril)

auquel le pouvoir épuratoire est testé. Tous les échantillons sont analysés au laboratoire pour déterminer les paramètres tels que les matières sèches (MS), les matières volatiles sèches (MVS), les matières en suspension (MES), la demande chimique en oxygène (COD), la demande biochimique en oxygène (DBO), l'azote total (N) et les nitrates (NO₃-N).

Détermination du séchage des BV

L'évolution du séchage est faite par mesure de la teneur en matière sèche (MS) sur un échantillon composites (une prise au milieu du lit et deux prises au hasard) pour chaque baril. L'intervalle de temps variant entre 3 et 5 jours a été respecté pour toute collecte d'échantillon jusqu'à atteindre 90 %MS.

Evaluation du flux financier

La méthodologie consiste à évaluer le prix d'achat des différents matériaux de construction des pilots (baril, gravier, filtres, raccord, toile nylon, colles), le transport, et la main d'œuvre (concassage des filtres et construction des barils). Le taux d'échange de 500 FCFA à 1 unité de Dollar Américain (USD) a été considéré (P. H. Dodane et al., 2012).

5.2.4. Méthode d'analyse

Le pH, la conductivité (CE), la salinité et la température ont été mesurés directement dans les boues brutes et les percolats par l'intermédiaire des sondes spécifiques pH-conductimètre multifonctions Hach HQ 40d. Les MS, les MVS, les MES, la DCO, l'azote et les nitrates sont analysés en triplet à travers des méthodes conventionnelles conformément aux procédures indiquées dans le Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (Eaton A.D et al., 2005).

La concentration en MS est obtenue par pesée différentielle après séchage à l'étuve à 105 °C pendant 24 heures. Les MVS qui représentent les matières organiques constituent la fraction des MS pouvant être volatilisée à 550 °C. Elles sont déterminées par pesée différentielle après la combustion à 550 °C des creusets utilisés pour les mesures des MS pendant 3 heures. Pour déterminer les MES, un échantillon de percolât (100 ml) a été filtré à travers un filtre sans cendre de 1,2 µm. Pour déterminer la MES de la boue brute, un échantillon de 10 ml a été centrifugé à 5000 tr/s pendant 15 minutes, et le surnageant a été filtré. Le filtre ayant retenu les résidus est placé seul sur des capsules en aluminium (cas du percolât) et ou mis avec le culot récupéré avec de l'eau distillée (cas de la boue) et est séché à un poids constant entre

103 à 105 °C (généralement 24 heures). La quantité de MES est ensuite déterminée par pesée différentielle. La DCO a été mesurée selon le Standard Méthode en utilisant des tubes à DCO de marque Hach. Dans chaque tube, 2 ml d'un mélange en proportions variables de l'échantillon et d'eau distillée sont faits. Pour les lixiviats, des dilutions de 1/2 (1 ml de lixiviat et 1 ml d'eau déminéralisée) ont été effectuées. Pour les boues brutes les dilutions sont variables (1/10, 1/20, 1/50 ou 1/100) suivant la consistance et la salinité des boues brutes. L'azote total et la nitrate ont été analysés par des kits de marque Hach, par dilution de l'échantillon dans les proportions 1/10 au 1/100. Les lectures de la DCO, du NT et des nitrates ont été faites par spectrophotomètre DR 5000. Les rendements épuratoires ont été évalués pour les paramètres physico-chimiques (MS, MVS, MES, DCO, NT, NO₃-N).

$$\text{Rendement épuratoire (\%)} = \frac{(C_{\text{entrant}} * V_{\text{entrant}}) - (C_{\text{sortant}} * V_{\text{sortant}})}{(C_{\text{entrant}} * V_{\text{entrant}})} * 100$$

Avec:

C: concentration en mg/l

V: volume en litre

5.3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

5.3.1. Caractéristiques des boues utilisées dans l'étude

Les résultats de la caractérisation des boues de vidanges appliquées sur des seaux sont présentés dans le tableau 5.2. Les résultats de ces analyses confirment celles de Seck et al. (Submitted) indiquent que ces concentrations sont 10-100 fois plus concentrées que celles des eaux usées (Strauss et al., 1997b). Selon Kuffour et al. (2009), le traitement de boues à fortes teneur en contaminant posent problème. Les fortes concentrations de MS trouvées dans cette étude sont dues à l'effet d'épaississement dont a subi les boues dans le décanteur. En effet, les travaux faits sur les boues de Dakar montrent que la MS dans les boues est de 4.5 g/l (Vonwiller, 2007). Le pourcentage de la MVS (57 %MS) illustre que la stabilisation partielle se produit dans la bassin et dans les fosses, mais une importante quantité de dégradation de matière organique restent encore, nécessitant ainsi une stabilisation avant son utilisation

ultérieur. La relative faible rapport DCO/DBO (4.3) montrent que les matières organiques peuvent être facilement biodégradable (Heinss et al., 1999). Le pH obtenu au cours des différentes expériences compris dans l'intervalle (6.5-9) est approprié pour une dégradation biologique des matières organiques par les micro-organismes (Veenstra et al., 1997).

Tableau 5.2: Caractéristiques physiques, chimiques et biologiques des boues de vidange utilisées dans cette étude.

Paramètres	pH	CE	Salinité	MS	MVS	MES	DCO	DBO ₅	DCO/DBO ₅	NTK	NO ₃
		[mS/cm]	[g/l]	[g/l]	[%TS]	g/l	[g/l]	[g/l]		[g/l]	[°C]
Moyenne	7.4	3.6	1.8	69.3	57.4%	55.3	70.7	17.0	4.3	2.3	0.8
Ecartype	0.5	0.7	0.4	29.5	5.3%	1.6	19.8	6.0	1.0	0.8	0.4
Répétition	7.0	7.0	7.0	8.0	8.0	1.0	8.0	8.0	8.0	3.0	3.0

5.3.2. Quantification du percolât

5.3.2.1 Influence de la maille sur la percolation

L'influence de la variabilité de maille et type de filtre sur la quantité et les pourcentage d'élimination du percolât sont représentés par les Figure et Figure . Les volumes de percolât récupéré Figure sont comparés à la charge hydraulique pour tous les filtres (sable, silex, coquillage, brisure de verre et copeaux de bois). Les données relatives au pourcentage de récupération du percolât au niveau des différents filtres au cours des cinq campagnes avec une charge de LR1 sont représentées par la Figure .

La figure 5.3 représente les quantités de percolât récupéré au niveau des filtres de maille FD1 et FD2. Les quantités récupérées avec la maille FD1 sont (2.09±1.15) litre pour le sable, (1.90±1.11) litre pour le silex, (2.13±1.01) litre pour le coquillage, (1.56±0.44) litre pour les brisures de verre et le (2.36±1.69) litre copeaux de bois. Les écartype de ces différentes valeurs montrent que le sable et les filtres alternatifs percolent de la même façon. Les quantités de percolât recueillies avec la maille FD₂ sont (2.23±1.05) litres pour le sable, (1.96±0.83) litres pour le silex, (2.44±1.09) litres pour le coquillage, (1.55±0.11) litres pour le brisure de verre et (2.17±1.33) litres pour les copeaux de bois. Les tests effectués avec

ANOVA one way entre sur les quantités de percolât récupérées sur les FD1 et FD2 montrent qu'il existe des différences statistiquement significatives ($P = 0,040$).

La figure 5.4 montre les pourcentages de percolât récupérés pour les mailles FD1 et FD2. Par ailleurs les pourcentage moyennes de collecte obtenues avec FD1 sont 39.04%, 35.21 %, 40.84%, 30.81%, 42.6% respectivement pour le sable, le silix, le coquillage, les brisures de verre et les copeaux de bois. Les pourcentages obtenus avec FD₂ sont (42.35 ± 5.60) % pour le sable, (37.45 ± 3.41) % pour le silix, (46.55 ± 5.61) % pour le coquillage, pour les brisures de verre et (39.91 ± 10.85)% pour les copeaux de bois. Ces différents pourcentage obtenus sont comparables à la marge 39% à 79% de volume de boue appliquée obtenus par Cofie et al.(2006) lorsqu'il faisait ses expériences en saison sèche.

Cette différence apparente entre les mailles a été confirmée par les tests ANOVA avec un ($P = 0,040$). Par contre, les test ANOVA effectués sur la nature du filtre (sable, silix, coquillage, brisure de verre et copeaux de bois) montrent que lorsqu'on opère avec une même maille, aucune différence statistiquement significative n'est observée sur le pourcentage de percolât recueilli avec ($P = 0,784$) et ($P = 0,841$) respectivement pour FD1 et FD2.

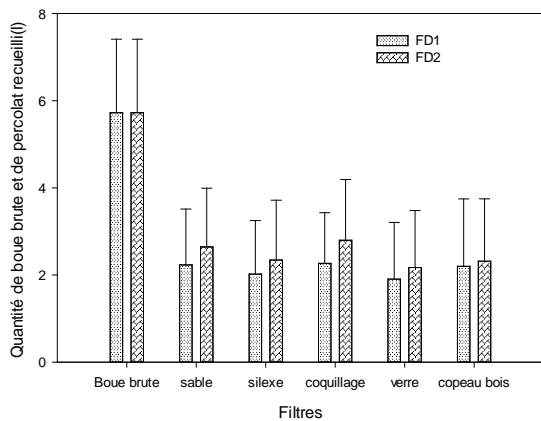


Figure 5.3: Quantité moyenne de percolât récupéré avec les bars d'erreurs pour LR1 appliquée sur FD1 et FD2.

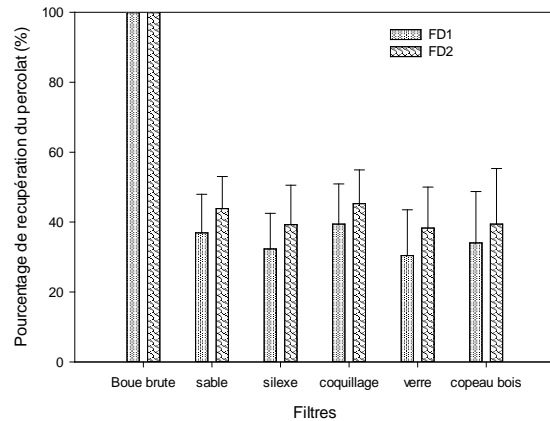


Figure 5.4: Pourcentage moyenne de percolât récupéré avec les bars d'erreurs pour LR1 appliqué sur FD1 et FD2

5.3.2.2. Influence de la charge sur la percolation

La Figure 5.5 représente les quantités de percolât récupéré au niveau des filtres FD1 et FD2. Les quantités de percolât collectées pour la charge LR₁ sont (3.83 ± 0.96) litres et (4.40 ± 0.91)

litres respectivement pour FD₁ et FD₂, les volumes collectés pour la charge LR₂ sont (7.85±2.77) litre et (8.76±3.08) litre respectivement pour FD₁ et FD₂ et enfin les volumes collectés pour la charge LR₃ sont (12.57±3.28) litres et (13.80±4.26) litres respectivement pour FD₁ et FD₂. L'intensité de la pression qu'effectue un liquide sur une surface drainage est liée à la hauteur de son volume appliqué pouvant influencer la quantité de liquide drainé par percolation. Ainsi, les fortes charges hydrauliques vont donner des volumes d'eau de drainage plus élevés (Stefanakis et al., 2011) comme le montre la Figure . Cette dernière montre qu'après l'application de volumes importants de boue, les quantités de percolât recueillies sont plus importantes. Ces valeurs confirment le fait que l'augmentation de la charge hydraulique entraîne un plus grand accès de l'eau aux pores (Ferro-García et al., 1990; Sharvelle et al., 2008). Nous avons constaté que le vitesse de percolation était plus rapide avec LR₃, suivi de LR₂ et enfin LR₁. La raison est que les hautes charges hydrauliques augmentent les vitesse d'infiltration et réduisent les échanges entre l'eau libre contenues dans les macropores et l'eau liée dans les micropores (Boller et al., 1993).

La Figure 5.6 représente les pourcentages de percolât collectés avec les trois différentes charges sur les filtres de mailles FD₁ et FD₂. Les pourcentage de collecte pour la charge LR₁ sont (46.92±2.42)% et (54.46±1.83)% respectivement pour FD₁ et FD₂, pour la charge LR₂ ils sont (47.23±7.79)% et (52.40±8.79)% respectivement pour FD₁ et FD₂ et enfin pour la charge LR₃, nous avons des pourcentages de (51.35±2.34)% et (55.82±6.51)% respectivement FD₁ et FD₂. Ces pourcentage obtenus sont en conformité avec les travaux de Heiness et al.(1998 -a) et Koottatep et al.(2001) qui affirment que 50% à 80% de la boue brute appliquée sur lits de séchage non plantés et dans les zones humides est récupérée respectivement par percolation.

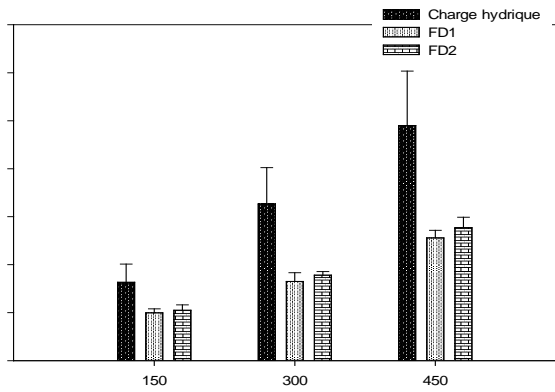


Figure 5.5: Quantité moyenne de percolât récupéré avec les bars d'erreurs suivant les charges appliquées sur FD1 et FD2

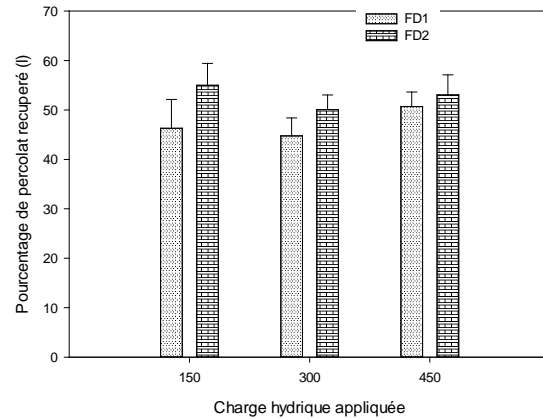


Figure 5.6: Pourcentage moyenne de percolât récupéré avec les bars d'erreurs suivant les charges appliquées sur FD1 et FD2

5.3.3 Durée de la percolation des charges LR1, LR2 et LR3 BV

La Figure 5.7 représente l'influence de la charge sur la durée de la percolation. En effet, la percolation dure de 4-6 jours pour la charge LR1, confirmant ainsi les 4 jours de durée de percolation que Kuffour et al. (2013) avait lorsqu'il appliquait 5 litres de boue $26.93 \pm 20.25 \text{g/l}$ de MS dans un cylindre de diamètre 0.175m. Par ailleurs, la percolation avec pour la charge LR2 était de 7 à 9 jours et pour la charge LR3, elle a duré 9 à 11 jours. Ces résultats confirment les travaux de Kuffour et al. (2009) lorsque des charges hydriques de 217-360 kg $\text{TS/m}^2 \cdot \text{an}$ appliquées sur filtre à sable de mailles (0.1-0.5) mm et (0.5-1.0) mm percolaient pendant 10 jours.

Aucun cas de colmatage n'a été observé dans cette étude car au terme de la percolation, il ne restait aucune quantité d'eau à la surface de la boue. Cependant, les particules de petites mailles permettent une large surface favorable à l'établissement du biofilm et de la surface chimique, et est très sujette du phénomène de colmatage (Langergraber et al., 2003; Wallace et al., 2006), contrairement aux particules de grande maille qui peuvent prévenir ou retarder le colmatage (Chazarenc et al., 2005; Zhao et al., 2004). Le non colmatage observé surtout avec FD1 peut être dû au fait qu'un temps de repos a été observé avant d'entamer une nouvelle expérience sur le même filtre, comme suggéré par beaucoup d'auteurs (Blazejewski et al., 1997; Langergraber G, 2002; Platzer et al., 1997). Par ailleurs les BV contiennent de fines

particules organiques qui s'incruster par drainage entre les mailles des filtres et peuvent la durée de percolation, et la destruction de ces fines particules favorise la réduction de la durée de percolation (Rudolfs et al., 1932).

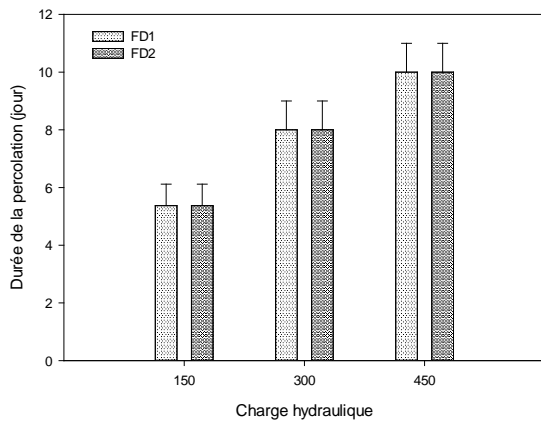


Figure 5.7: Durée de percolation suivant les charges LR1, LR2, LR3 appliquées sur FD1 et FD2

5.3.2.4 Vitesse de percolation

L'évolution de la vitesse de percolation en fonction de la charge est montrée aux Figure . Cette graphe montre une diminution progressive du volume collecté au cours du temps. Par ailleurs, la quantité collecté reste fortement corrélée au volume de boues initialement appliquée. En effet, le volume journalier collecté est plus important avec la charge 450 kg/m²*an, suivi de 300 kg/m²*an et enfin 150 kg/m²*an. En effet, l'élévation de la charge hydrique favorise l'humification de la surface et le pourcentage d'accès de l'eau aux pores, comme la suggéré certains auteurs (Ferro-García et al., 1990; Sharvelle et al., 2008). Les fortes charges augmentent aussi la vitesse d'infiltration et par ailleurs réduisent les échanges entre l'eau se trouvant dans les micropores et l'eau lié qui reste dans les micropores (Boller et al., 1993). La Figure montre l'évolution du percolât en fonction de maille du filtre à sable au cours du temps. La quantité journalière collecté est légèrement meilleure avec FD2.

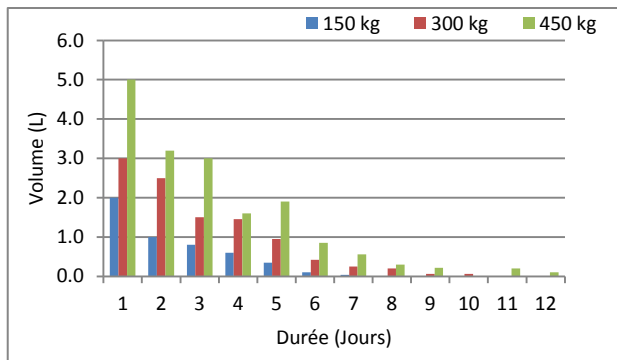


Figure 5.8 : Evolution journalière du percolât en fonction de la charge appliquée au cours du temps

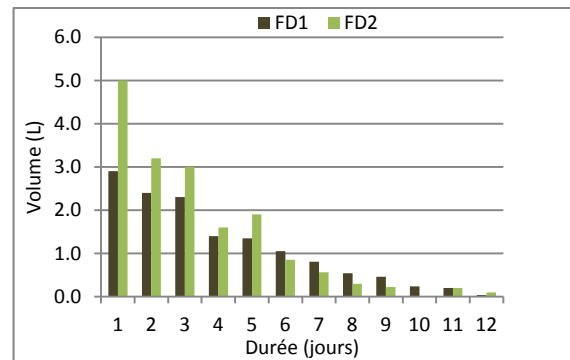


Figure 5.9: Evolution journalière du percolât en fonction de la maille du filtre au cours du temps

5.3.4. Efficacité des différents filtres sur l'élimination des polluants

5.3.4.1. Elimination des solides (MS, MES et MVS) et de la DCO

Le calcul des performances épuratoire est basé sur les différences entre les flux entrants et les flux sortants.

La Figure 5.10 représente le taux d'élimination MS par l'application de charge LR1 sur sable de maille FD1 et FD2. Les pourcentage d'élimination dans le percolât était de $(98.8 \pm 0.5)\%$ et $(98.8 \pm 0.3)\%$ respectivement pour FD1 et FD2 et sont largement supérieur à ceux trouvée par (Kuffour et al., 2009).

La Figure 5.11 représente le taux d'élimination MVS par l'application de charge LR1 sur sable de maille FD1 et FD2. Les pourcentages d'élimination avec leurs ecartype dans le percolât était de $(99.2 \pm 0.2)\%$ et $(99.3 \pm 0.1)\%$ respectivement pour FD1 et FD2. La MVS est fonction de la matière organique (Kierly, 1998), il s'accumule dans le media filtrant et devient un indicateur. Cela montre que, quelle que soit la charge, la matière organique est assez bien transformé par les microorganismes.

La Figure 5.10 représente le taux d'élimination MES par l'application de charge LR1 sur sable de maille FD1 et FD2. Les pourcentage d'élimination dans le percolât était de $(99.9 \pm 0.07)\%$ et $(99.8 \pm 0.11)\%$ respectivement pour FD1 et FD2. Ces pourcentage sont légèrement meilleur par rapport 95.1% pour (0.1-0.5)mm et 93.4% pour (0.5-1)mm trouvé par

Kuffour et al. (2009). L'élimination de MES semble dépendre de sa concentration dans les boues entrantes. Cette efficacité pourrait être due à la capacité des média filtrants à éliminer les solides contenus dans la boue (Kuffour et al., 2009). D'ailleurs plusieurs auteurs ont montré que le principal processus d'élimination de MES est la filtration physique par le massif filtrant en raison de la forte proportion d'éléments particulaires dans les boues (Rousseau et al., 2004; Wang et al., 2009). Les solides en suspension sont aussi éliminés par sédimentation et le piégeage (Kadlec, 2003).

La Figure 5.13 représente le taux d'élimination DCO par l'application de charge LR1 sur sable de maille FD1 et FD2. Les pourcentage d'élimination dans le percolât était de $(99.8 \pm 0.1)\%$ et $(99.8 \pm 0.1)\%$ respectivement pour FD1 et FD2. Ces importants pourcentages obtenus sur les lits peuvent être dus à la capacité des filtres d'éliminer les matières solides des BV et la disponibilité des matières dissoutes par l'action microbienne (Karim, 2005). Cela indique que l'élimination de la DCO est principalement due à des processus physiques, telles que la filtration par le substrat filtrant, plutôt que sur les processus biologiques (Wang et al., 2009). Cela est certainement lié au fait que la DCO est principalement sous forme particulaires dans les boues de vidange comme l'a montré Walker (2008). En effet, cet auteur a trouvé que la DCO particulaire représentait 93 % de la DCO totale dans les boues de vidange déposées à la dépositante de Rufisque (Dakar-Sénégal). La capacité de FD1 d'éliminer plus la DCO est le fait que ces particules présentent une large surface pour le développement microbienne contribuant ainsi à ses hautes performances.

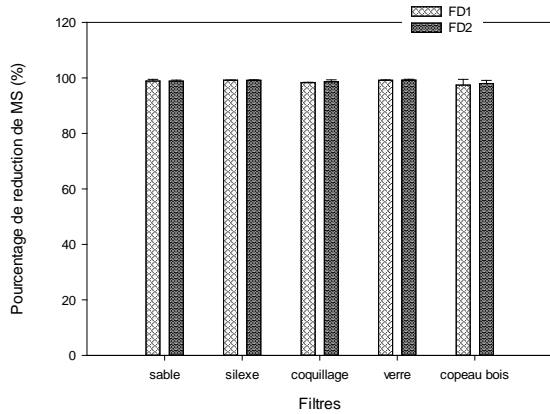


Figure 5.10: Pourcentage d'élimination de MS pour une charge LR1 de BV appliquée sur filtres de mailles FD1 et FD2

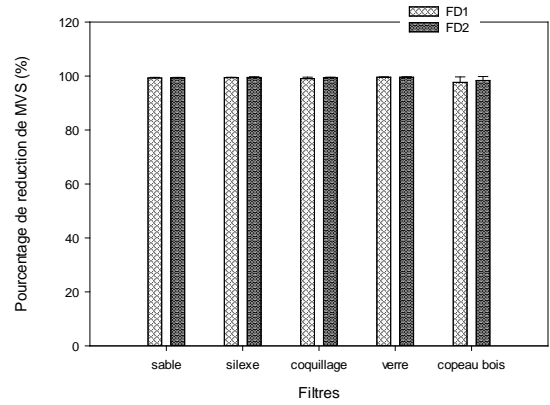


Figure 5.11: Pourcentage d'élimination de MVS pour une charge LR1 de BV appliquée sur filtres de mailles FD1 et FD2

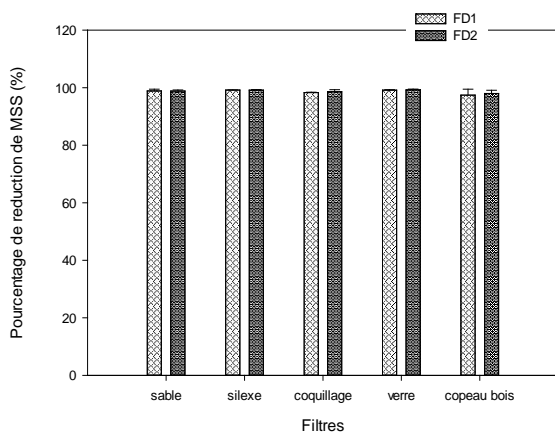


Figure 5.12: Pourcentage d'élimination de MES pour une charge LR1 de BV appliquée sur filtres de mailles FD1 et FD2

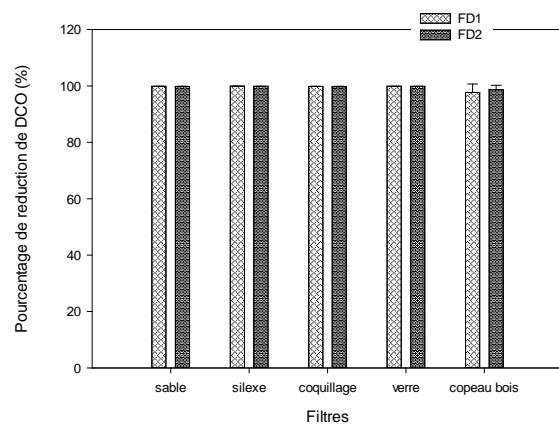


Figure 5.13: Pourcentage d'élimination de DCO pour une charge LR1 de BV appliquée sur filtres de mailles FD1 et FD2

5.3.4.2. Elimination des nutriment (NKT et NO₃-N)

Tous les filtres obtiennent des taux d'élimination de NKT et de NO₃-N très élevés comme représentées respectivement aux Figure et Figure .

Les pourcentage d'élimination NKT par le sable dans le percolât sont (99.7±0.0)% et (99.0±0.8)% respectivement pour FD1 et FD2. Cette efficacité d'élimination de l'azote par le

filtre peut être attribuée à la densité des biomasse des BV et de la haute surface spécifique (Nikhla G. et al., 2003). Concernant le NKT les rendements élevés peuvent être dus à des processus physiques comme la filtration et l'adsorption.

Les pourcentage d'élimination $\text{NO}_3\text{-N}$ sur sable dans le percolât sont $(98.9\pm 1.1)\%$ et $(99.3\pm 1.0)\%$ respectivement pour FD1 et FD2. Ceci peut être due au fait que la nitrate continue de se produire à travers la minéralisation de l'azote organique.

L'élimination de NKT et de $\text{NO}_3\text{-N}$ sont fortement corrélées à la concentration de ces polluants dans les boues entrantes.

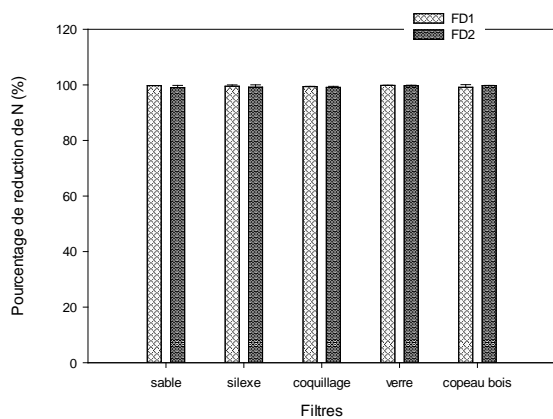


Figure 5.14: Pourcentage d'élimination de NKT pour une charge LR1 de BV appliquée sur filtres de mailles FD1 et FD2

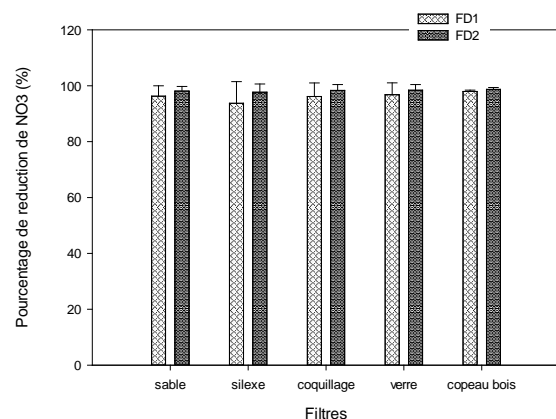


Figure 5.15: Pourcentage d'élimination de NO_3 pour une charge LR1 de BV appliquée sur filtres de mailles FD1 et FD2

5.3.4.3. Caractéristiques physico-chimique du percolât

Les concentrations des percolât récupérés sont consignés au Tableau 5.3 ci-dessous. Il s'agit de moyennes et d'écart-types calculés pour toutes les campagnes de l'étude. Ces résultats sont comparés avec les valeurs limites de la Norme Sénégalaise NS 05-061 relative au rejet des eaux usées dans les différents milieux récepteurs.

Tableau 5.3: Concentrations moyennes avec écarts types des percolât récupérés pour FD1 et FD2 en comparaison avec la norme NS 05-061

Par.	Maille	Sable	Silex	Coquillage	verre	Copeaux	NS
	(mm)						05-061
TS (g/l)	FD1	2.16±0.18	2.01±1.11	2.53±0.98	1.90±0.99	3.98±0.13	-
	FD2	2.20±0.55	2.20±1.59	2.65±0.99	2.54±0.89	3.94±0.99	-
TVS (g/l)	FD1	0.85±0.26	0.40±0.16	0.46±0.99	0.80±0.46	2.03±0.27	-
	FD2	0.93±0.99	0.85±0.79	0.78±0.20	0.83±0.35	1.48±0.48	-
TSS (g/l)	FD1	0.12±0.04	0.18±0.16	0.15±0.02	0.21±0.05	0.14±0.40	0,05
	FD2	0.16±0.15	0.20±0.06	0.20±0.02	0.25±0.00	0.28±0.20	
DCO (g/l)	FD1	0.282±0.032	0.132±0.024	0.273±0.059	0.276±0.002	2.781± 0.51	200-100
	FD2	0.342±0.082	0.276±0.014	0.391±0.027	0.460±0.010	3.168±0.98	
NKT (g/l)	FD1	0.012±0.002	0.023±0.021	0.026±0.002	0.014±0.009	0.030±0.027	30
	FD2	0.043±31,69	0.042±0.041	0.039±0.009	0.027±0.026	0.010±0.002	
NO3 (g/l)	FD1	0.050±0.045	0.092±0.109	0.038±0.043	0.044±0.054	0.027±0.007	-
	FD2	0.023±0.016	0.031±0.038	0.019±0.024	0.022±0.021	0.019±0.012	
pH	FD1	8.12±0.06	8.180.08	7.90±0.11	7.99±0.07	8.23±0.03	-
	FD2	8.35±0.20	8.05±0.13	8.12±0.11	6.430.21	6.370.20	
Cond. mS/cm	FD1	2.76±0.21	2.74±0.06	2.13±0.13	2.33±0.34	5.08±0.28	-
	FD2	5.47±0.06	2.59±0.09	3.51±0.74	3.10±1.02	2.77±0.11	
Salinité	FD1	1.20±0.00	1.27±0.06	0.93±0.06	1.03±0.21	1.13±0.25	-

g/l	FD2	1.17±0.15	1.23±0.06	1.33±0.06	1.43±0.55	1.27±0.06
	FD1	25.53±0.31	25.47±0.51	25.37±0.59	24.90±1.39	25.53±0.31
T (°C)	FD2	25.47±0.51	25.13±0.42	25.37±0.32	25.13±0.42	25.13±0.42

Le tableau 5.3 montre que les percolât présentent des charges assez faibles, aussi bien pour MS, MES, MVS, DCO, NKT et NO₃, ce qui entraîne des taux de dépollution élevés. Malgré cette relative concentration, on constate que les percolât présentent des écart-types très importants, et prouvent que les variabilités sont très élevées. Les concentrations MES, la DCO, le NTK obtenues dans les percolât sont au largement supérieure aux normes de rejet recommandées par la législation sénégalaise. La forte concentration dans les percolât de NKT peut être due à la forte concentration dans les boues appliquées sur le filtre et l'ammonification de l'azote organique (Eptein, 2003). Dans ce cas, il est nécessaire de soumettre ces eaux à un traitement supplémentaires pour respecter ces normes établies pour toute décharge d'eaux usées dans les milieux récepteurs.

5.3.5. Séchage des boues de vidange

5.3.5.1. Influence de la nature du filtre

La Figure et la Figure représentent les résultats de l'étude portant sur l'influence du media filtrant (sable, silex, brisure de verre, coquillage et copeaux de bois) de maille FD1 et FD2 sur l'évolution du séchage des BV.

La Figure 5.16 montre que le séchage atteint est en moyenne 58.3% MS pour le sable, 56.6%MS pour le silex, 60.9%MS pour le coquillage, 55.5%MS pour le verre et 48.9%MS pour les copeaux de bois. En tenant compte des ecartype moyens (4.1%, 4%, 5.9%, 3.8% et 1.7%) respectivement pour le sable, le silex, le coquillage, les brisures de verre et les copeaux de bois, nous pouvons affirmer que les pourcentages de siccité obtenus avec les différents filtres sont identiques avec la maille FD1. Ces résultats confirment les 60 %MS obtenus avec l'application d'une charge de 100 kg TS/m²*an sur sable de maille (0.2-0.6) mm Seck et al. (Submitted).

La Figure 5.17 fait état d'un niveau de siccité plus avancé par rapport à la FD1 (figure 3.14). En effet, après 14 jours de passé sur le filtre FD2, le niveau moyen de séchage est 86.7%MS

pour le sable, 91.5%MS pour le silex, 83.1%MS pour le coquillage, 86.3%MS pour le verre et 53.5%MS pour les copeaux de bois. Les écartype moyens (3.3%, 2.1%, 3.6%, 3.6% et 2.4%) obtenus avec le sable, le silex, le coquillage, les brisure de verre et les copeaux de bois montrent qu'à l'exception des copeaux de bois, le séchage est presque le même partout.

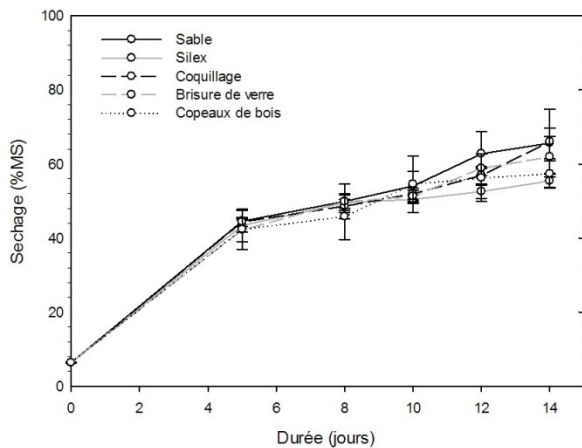


Figure 5.16: Séchage avec barres d'erreurs d'une charge de LR1 de BV sur sable, silex, coquillage, verre et copeau de bois avec une maille FD₁

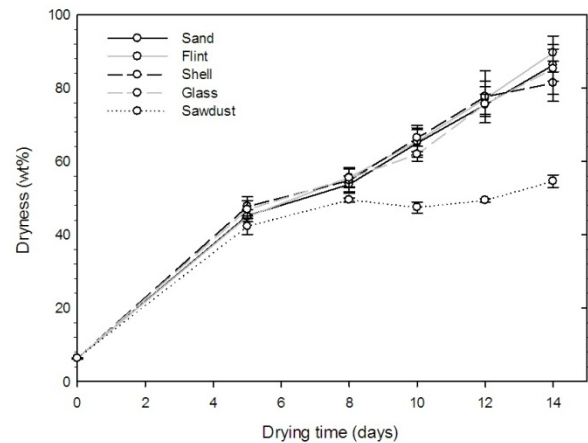


Figure 5.17: Séchage avec barres d'erreurs d'une charge de LR1 de BV sur sable, silex, coquillage, verre et copeau de bois avec une maille FD₂

A l'exception des copeaux de bois, tous les filtres évoluent de la même façon pour FD₁ et FD₂. Le comportement de ces filtres montre qu'ils ont des paramètres physiques similaires qui font que leur comportement ne change pas. Cette différence d'évolution de siccité entre FD₁ et FD₂ peut être corrélée par rapport à la quantité de percolat récupérée favorisée par l'importante porosité de FD₂ qui favorise plus la libération de l'eau libre. Les différences obtenues peuvent être dues soit à la nature de la boue, car la concentration traduit la teneur en eau et dont la libération en dépend fortement. L'âge (boue fraîche ou ancienne) de la boue peut jouer un rôle important dans la déshydratation des boues. Les conditions climatiques (température et humidité de l'air) peuvent affecter ces résultats. Le média filtrant, car une fois utilisé, les particules de la boue ont tendance à s'incruster au entre les grains du sable et peuvent ralentir la percolation et favoriser la longue période de rétention de l'eau dans le filtre.

5.3.5.2. Influence du retournement de la surface de boue sur le séchage

L'influence du retournement sur le séchage de charge LR1 de BV appliquée sur sable, silex, coquillage, verre et copeaux de bois avec les mailles FD1 et FD2 est présentée sur les Figure et Figure respectivement pour FD1 et FD2.

La Figure 5.18 montre que le séchage de la boue évolue quasiment de la même façon avec tous les filtres. En effet, après 11 jours de séjour sur filtres de maille FD₁, le séchage (91.4±2.3)%MS avec le sable, (90.1±2.3)%MS avec le silex, (88.9±5.5)%MS avec le coquillage, (86.2±7.8)%MS avec les brisures de verre et (89.8±1.4)%MS avec les copeaux de bois. Ces écartype montrent les différences obtenues ne sont pas significatives. La Figure montre que le séchage de la boue évolue quasiment de la même façon avec tous les filtres. En effet, après 11 jours de séjour sur filtres de maille FD₁, le séchage (90.7±1.7)%MS avec le sable, (91.9±0.8)%MS avec le silex, (91.5±1.0)%MS avec le coquillage, (88.8±1.9)%MS avec les brisures de verre et (90.3±0.8)%MS avec les copeaux de bois. Ces écartype montrent les différences obtenues ne sont pas significatives. Ces résultats sont comparable au 90 %MS obtenus par Seck et al. (Submitted). Cette baisse de durée de séchage impacte positivement sur la charge réelle qui devient maintenant 200kg/m²*an au lieu de 150 kg/m²*an prévue.

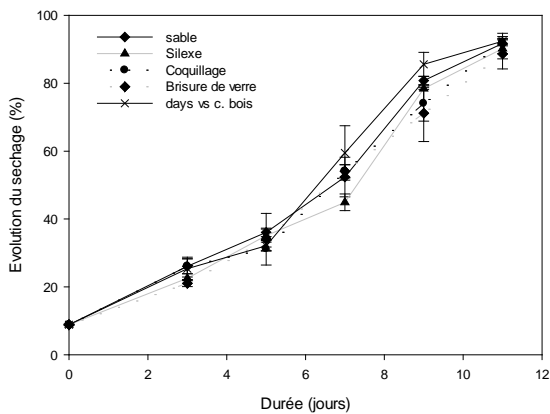


Figure 5.18: Séchage avec barres d'erreurs d'une charge LR1 de BV avec retournement sur coquillage avec une maille FD1

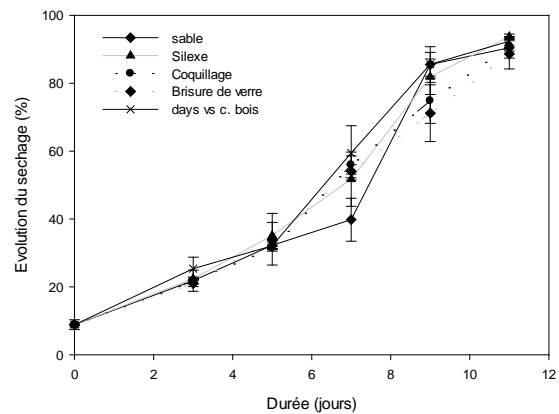


Figure 5.19: Séchage avec barres d'erreurs d'une charge LR1 de BV avec retournement sur coquillage avec une maille FD2

En effectuant le retournement, le séchage devient partout identique pour le sable et les filtres alternatives avec FD₁ et FD₂. En effet, le retournement permet de casser le contact prolongé de la phase par rapport au filtre, ce qui élimine l'impact qu'aurait le filtre humide sur le

séchage. Du fait que le séchage s'effectue de la surface vers le fond du matériau ce rend difficile le départ des molécules d'eau liée. Le retournement ou mixage de la couche de boue permet d'exposer la phase humide par rapport à l'air ambiant.

5.3.5.3. Influence de la charge hydrique sur le séchage

Séchage de 300 kg MS/m²*a

Les expériences avec retournement quotidien de 300 kg MS/m²*an, montrent que 90 %MS sont atteints après 18 jours de séchage comme attesté aux Figure et Figure . Le calcul de la charge est basée sur un temps de séchage de 14 jours. La charge réelle devient alors 228±10 kg TS/m²*an et est causée par le retard de 4 jours constaté pour atteindre 90 %MS. Aussi bien pour FD1 et FD2, la durée de séchage est partout identique pour tous les filtres.

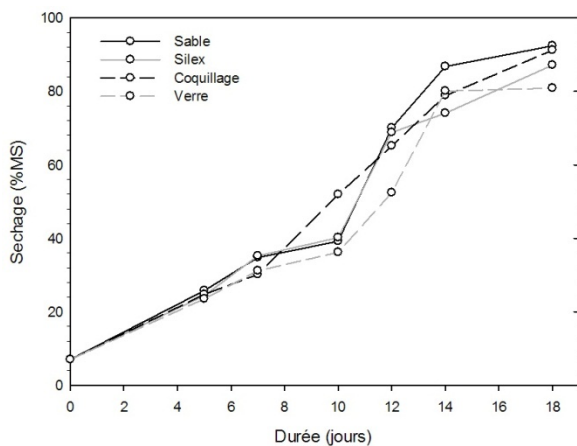


Figure 5.20: Séchage LR2 de BV avec retournement sur sable, silex, coquillage et brisure de verre avec FD1

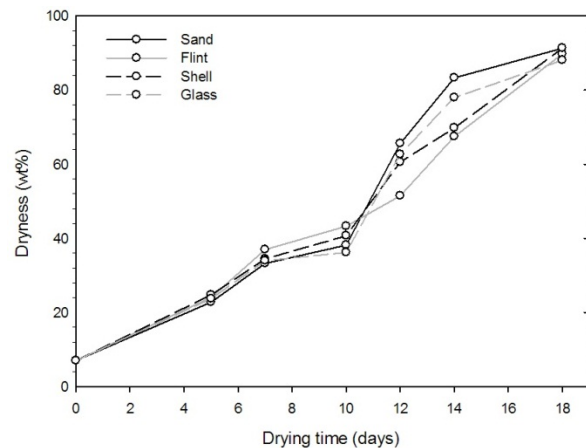


Figure 5.21: Séchage LR2 de BV avec retournement sur sable, silex, coquillage et brisure de verre avec FD2

Séchage de 450 kg MS/m²*an

La Figure 5.22 et la Figure 5.23 montrent l'évolution du séchage des boues de vidange avec retournement journalier d'une charge de 450 kg MS/m²*an. Initialement prévu pour 14 jours, les 90 %MS sont atteints dans l'intervalle compris entre 23 et 25 jours. Ce retard entraîne une charge réelle de 260±7 kg/m²*an. Par ailleurs, le séchage évolue de la même façon au niveau de tous les filtres. Les taux de séchage obtenus sont partout identiques aussi bien pour FD1 et FD2.

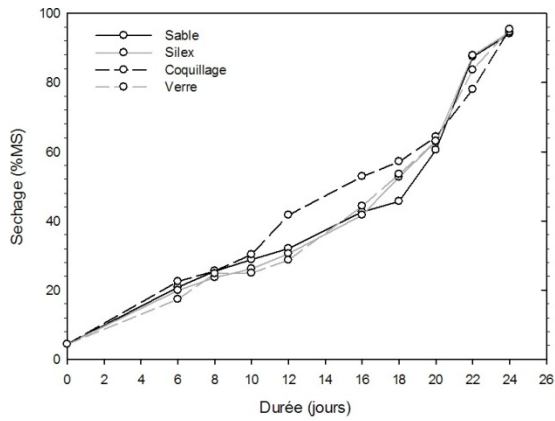


Figure 5.22: Séchage LR₃ de BV avec retournement sur sable, silice, coquillage et brisure de verre avec FD1

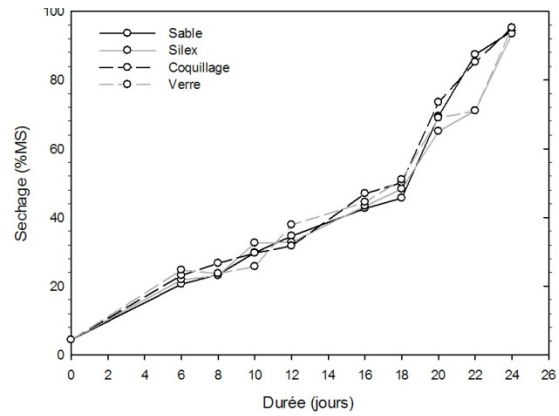


Figure 5.23: Séchage LR₃ de BV avec retournement sur sable, silice, coquillage et brisure de verre avec FD2

Etude comparative des différentes charges

Les résultats présentés aux Figure et Figure montrent que le séchage atteint plus de 90% en (10 à 12) jours , 18 jours et (23 à 25) jours respectivement pour les charges LR₁, LR₂ et LR₃. L'augmentation de la charge hydraulique prolonge la durée de séchage. Bien que plus de 50% de l'eau contenue dans la boue entrante est récupérée par percolation avec toutes les charges, la quantité d'eau restant devant être libérée est proportionnelle à la charge. Près de la moitié de l'eau contenu dans cet échantillon de boue est constitué d'eau liée qui ne peut pas être drainé par la filtre, mais plutôt par évaporation. C'est pour cela, les fortes charges emmagasinant une plus grande quantité de ce type d'eau verront le séchage de ses boues évoluer lentement. Étant donné que la quantité d'eau liée est partout identique, les échantillons retenant moins d'eau vont finir leur stock au moment où les autres continueront le processus de libération de ses eaux. Ce processus d'élimination par évaporation est fortement influencer par les conditions climatiques, de même que le drainage au niveau du percolât sur le filtre de séchage.

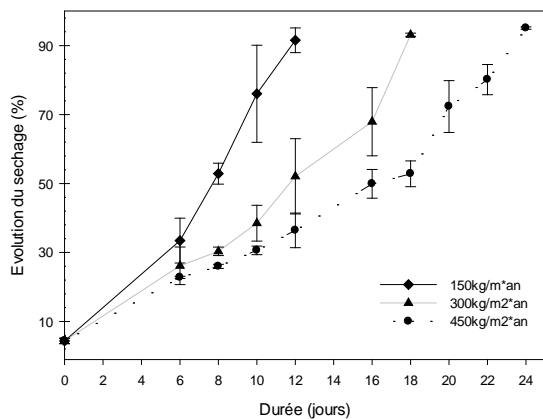


Figure 5.24: Séchage de LR₁, LR₂, LR₃ de BV avec retournement sur sable avec mailles FD1

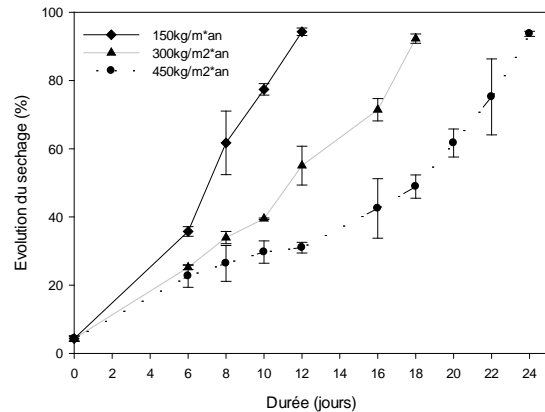


Figure 5.25: Séchage de LR₁, LR₂, LR₃ de BV avec retournement sur brisure de verre avec barres d'erreurs

5.4. Prix de baril pilote en fonction du media filtrant

La Figure montrent les prix de mise en place d'un pilote complet avec le sable, le silex, le coquillage, les brisures de verre et les copeaux de bois. Les résultats montrent que les pilotes coûtent 8.91\$, 8.91\$, 8.91\$, 19.33\$ et 8.98\$ respectivement pour le sable, silex, coquillage, brisure de verre et copeaux de bois. Il apparaît clairement dans cette étude que la mise en place d'un processus avec brisure de verre coûterait deux (2) fois plus que tous les autres filtres (dont les valeurs sont presque identiques). Cette différence est liée aux frais au concassage et de transport dont seul le verre a fait l'objet. Il est à préciser que tous les filtres et les graviers ont été acquis gratuitement.

Ces valeurs peuvent être revu à la hausse si :

- On intègre les prix de tous les filtres et gravier
- On tient compte des frais de transport pour tous les filtres
- On achète des supports pour les barils

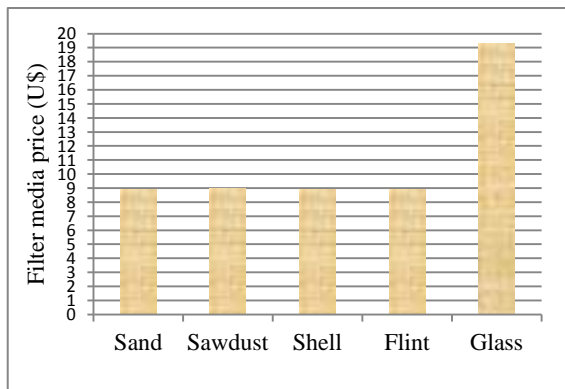


Figure 5.26: Coût de mise en place de lits pilote sur baril avec sable, silex, coquillage, brisure de verre et copeaux de bois.

5.5. CONCLUSION

Au terme de cette étude, nous pouvons conclure que :

1. Aucun cas de colmatage n'a été signalé après 8 expériences sur les mêmes filtres. Par ailleurs, le volume de percolât collecté sont plus important avec FD2 (environ 55%) contre (47%) pour la FD1. Le pourcentage de percolât collecté avec LR1, LR2 et LR3 sont statiquement sans différence majeure.
2. A l'exception des copeaux de bois, les pourcentage de dépollution des MS, MVS, MES, DCO, NKT et de NO_3 atteignent plus de 97% mais les concentrations restent toujours supérieures aux normes sénégalaises de rejet.
3. A l'exception des copeaux de bois, la nature du filtre n'influe pas sur le processus de séchage. Le séchage d'une charge LR1 atteint 60 et 90%MS respectivement pour FD1 et FD2. Par ailleurs, le retournement de la boue entraine une accélération du séchage aussi bien avec FD1 et FD2 de 30%. La séchage est aussi prolongé par la charge appliquée sur les lits de séchage. En effet, l'objectif d'atteindre 90 %MS de 12 ± 1 jours, 18 ± 0 jours et 23 ± 1 jours respectivement pour les charges LR1, LR2 et LR3 sont atteint.
4. Le prix d'un pilot avec sable, silex, coquillage et copeaux de bois est environ 9\$, contrairement au 19\$ pour un pilote avec brisure de verre.



**CHAPITRE 6 INFLUENCE DE FILTRES ALTERNATIFS AU SABLE
ET CHARGE HYDRAULIQUE SUR LA
DÉSHYDRATATION DES BOUES DE VIDANGE**

6.1. INTRODUCTION

Les eaux usées causent de sérieux problème d'environnement, y compris l'eutrophisation et ses effets toxiques, lorsqu'elles sont rejetées de manière dans l'écosystème aquatique (Cohen Y., 2001). Puisque les système de traitement conventionnel sont très cher et ou difficile à installer et à faire fonctionner dans les pays en développement, les eaux usées sont généralement déchargées dans les écosystèmes aquatiques rural et les marigot des communautés péri-urbaine et des micro industries. Par conséquent, des techniques de développement appropriées et innovantes, y compris des stations le traitement des eaux usées facile à utilisés, nécessitant peu d'investissement et de maintenance, et ayant un faible cout d'exploitation sont à développer.

6.2. MATERIELS ET METHODES

6.2.1 Bassins de décantation et d'épaississement

La boue utilisée dans cette étude provenant des fosses septiques de certains quartiers de Dakar séjourne dans le bassin d'épaississeur d'un volume de dix-huit (18) mètres cube. Du fait que les boues de Dakar sont très liquide, la sédimentation dans le bassin permet d'avoir des boues très concentrées.

6.2.2 Dispositif expérimental

Pour comprendre l'influence de la nature du filtre et de la charge sur les capacités de déshydratation des lits de séchage non plantés, nous avons mis en place un dispositif expérimental composé de sept (7) colonnes identiques de diamètre 11 cm avec une hauteur 140 cm comme indiqué à la figure 5.1. Le dispositif expérimental est construit avec des tuyaux PVC et replis de la façon suivante :

- Une couche de gravier grossier de diamètre 7 à 15 mm, d'une épaisseur de 10 cm, est placée au fond du filtre et servira de support de la maille filtrante et facilitera aussi le drainage du lixiviat.

- Une seconde couche de gravier fin de diamètre 3 à 7 mm, d'une épaisseur de 10 cm est placée sur la première couche pour éviter la migration du sable vers le fond de la baril.
- Une couche de matière filtrante (sable, silex, coquillage ou brisure de verre) de diamètres (0.2-0.6) mm est disposée sur le massif filtrant sur à laquelle est appliquée la couche de boue.

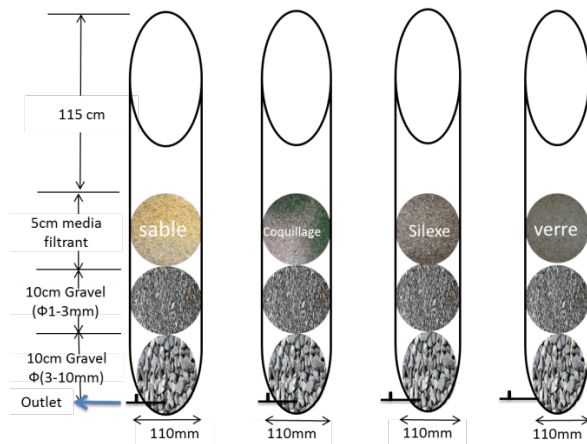


Figure 6.1 : Schéma descriptif des colonnes bio-filtrant

Par ailleurs, l'estimation de la charge appliquée sur les colonnes test a été fondée sur la quantité de matière sèche qu'on applique par mètre carré (MS/m^2). Un résumé détaillé de toutes les procédures est consigné dans le tableau 6.1.

Tableau 6.1 : Détails des différentes expériences

Tests	Filtres			Charges appliquées		
	Type	Nombre	(mm)	kg/m^2		
Influence de la nature du filtre	Silex	1	(0.2-0.6)	10		
	Coquillage	1		10		
	Verre	1		10		
Témoin	Sable	1		10		
Influence de la charge	Sable	3		15	20	25

6.2.3 Mise en œuvre du protocole expérimental

Le travail expérimental a duré quatre (4) mois car s'étend de Février au Juin 2014. La boue utilisée dans cette étude est collectée des fosses septiques de certains quartiers de Dakar par des camions et acheminées directement à notre station expérimentale. Pour chaque expérience, un camion de boue est versé dans le bassin d'épaississement et y séjournera pendant 3 à 4 jours. Cette phase d'épaississement permettra d'avoir une boue à forte teneur en matière sèche. Une pompe mobile est plongée au fond du bassin pour extraire cette boue épaissie et la transférée dans le bassin de stockage. Les barils colonnes sont placés dans une chambre.

La boue est appliquée avec une burette graduée de un (1) litre. Le volume appliqué pour chaque alimentation est calculé selon la formule ci-après :

$$\text{Volume à appliquer (litre)} = \frac{C1 * 1000}{C2} * S$$

Avec:

C1: Charge nominale (kg/m²)

C2: Concentration en MS des boues à appliquer (g/l)

S: Surface de colonne (m²)



Figure 6.2 : Dispositif expérimental

6.2.4 Capacité de drainage des lits

Le suivi des paramètres de drainage a été effectué par la collecte du percolât avec des pots de 1 litre placé sous chaque colonne. Le percolât est collecté et mesuré deux fois par jours (tous les 8H et 18H) et gardé dans le réfrigérateur. Dix mesures sont faites par chaque expérience correspondent à cinq (5) jours de la durée de l'expérience.

6.2.5 Evaluation des performances épuratoires

L'analyse du pouvoir épuratoires est fait sur l'échantillon composite c'est à dire la totalité de l'échantillon collecte durant les cinq (5) jours. Tous les échantillons sont analysés au laboratoire pour déterminer les paramètres tels que les matières sèches (MS), les matières volatiles sèches (MVS), les matières en suspension (MES), la demande chimique en oxygène (COD), la demande biochimique en oxygène (DBO).

Le pH, la conductivité, la salinité et la température ont été mesurés directement dans les boues brutes et les percolats par l'intermédiaire des sondes spécifiques pH-conductimètre multifonctions Hach HQ 40d.

Les MS, les MVS, les MES et la DCO sont analysés en triplet à travers des méthodes conventionnelles conformément aux procédures indiquées dans le Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (Eaton A.D et al., 2005).

La concentration en MS est obtenue par pesée différentielle après séchage à l'étuve à 105 °C pendant 12 heures ou plus. Les MVS qui représentent les matières organiques constituent la fraction des MS pouvant être volatilisée à 550 °C. Elles sont déterminées par pesée différentielle après la combustion à 550 °C des creusets utilisés pour les mesures des MS. Pour déterminer les MES, un échantillon bien mélangé de boues brutes (10 ml) est centrifugé pendant 20 minutes pour 5000 tours. Après centrifugation, le surnageant est filtré à travers d'un filtre sans cendre et le culot est collecté avec de l'eau distillée et l'ensemble mis dans une porcelaine. Pour le percolât, la MES est évalué par filtration de 50 à 100ml à travers un filtre sans cendre de 1,2 µm. Le filtre ayant retenu les résidus est placé dans une porcelaine en aluminium et séché à un poids constant entre 103 à 105 °C (généralement 2 à 3 heures). La

quantité de MES est ensuite déterminée par pesée différentielle. La DCO a été mesurée selon le Standard Méthode en utilisant des tubes à DCO de marque Hach. Dans chaque tube, 2 ml d'un mélange en proportions variables de l'échantillon et d'eau distillée sont faits. Pour les percolats, aucune dilution n'a été effectuée. Pour les boues brutes les dilutions sont variables (1/50 ou 1/100) suivant la consistance et la salinité des boues brutes. Les lectures de la DCO, a été faite au spectrophotomètre DR 4000. Les rendements épuratoires ont été évalués pour les paramètres physico-chimiques (MS, MVS, MES, DCO).

$$\text{Rendement épuratoire (\%)} = \frac{(C_{\text{entrant}} * V_{\text{entrant}}) - (C_{\text{sortant}} * V_{\text{sortant}})}{(C_{\text{entrant}} * V_{\text{entrant}})} * 100$$

Avec:

C: concentration en mg/l

V: volume en litre

6.2.6 Détermination du pourcentage de MS au terme des 5 jours

La détermination du pourcentage de la siccité au terme des cinq jours passés sur le filtre est faite pour chaque colonne sur un échantillon pris après mixage de la totalité de la boue restante et analysé le même jour au laboratoire.

6.2.7 Paramètres suivis dans la boue et le percolât

Tableau 6.2 : Résumé des différentes phases de suivi du percolât et de la hauteur de boue dans les colonnes

Paramètres	Boue brute	Percolât					Biosolides
		1	2	3	4	5	
Jour	1	1	2	3	4	5	5
Volume (litre)	x	x-x	x-x	x-x	x-x	x-x	
MS (g/l)	x					x	x
MVS (g/l)	x					x	x
MES (g/l)	x					x	
DCO (g/l)	x					x	
DBO (g/l)	x					x	
pH	x					x	
Cd (mS/cm)	x					x	

Salinité (g/l)	x	x
T (°C)	x	x

6.3 RÉSULTATS ET DISCUSSION

6.3.1. Caractéristiques des boues utilisées dans l'étude

Les boues analysées ont des concentrations très élevées en MS, MVS, MES, DCO, DBO, (Tableau 6.3). Ces concentrations sont 10-100 fois plus concentrées que celles des eaux usées (Strauss et al., 1997b). De telles boues avec de fortes charges contaminant, posent des défis pour le traitement des boues de vidange.

Tableau 6.3 : Caractéristiques physiques, chimiques et biochimiques des boues de vidange traitées dans la station de Cambérène

Test	pH	EC	Salinité	MS	MS	MVS	DCO	DBO ₅
	-	mS/cm	mg/l	g/l	g/l	g/l	g/l	g/l
1	7,14	3,82	1,90	75,78	70,50	50,38	76,47	15,67
2	7,14	4,00	2,00	90,36	84,02	51,70	100,03	17,00
3	7,12	3,70	1,90	103,46	95,72	60,21	108,58	11,83
4	7,27	4,43	2,30	67,67	62,97	43,96	94,25	13,67
5	7,34	4,20	2,20	67,60	62,65	46,47	87,50	12,83
6	7,34	3,92	2,00	80,45	74,73	46,21	91,30	12,83
7	7,16	2,55	1,20	77,85	74,22	43,43	90,57	15,00
8	7,26	2,66	1,20	54,76	47,83	34,64	62,38	13,33
9	7,13	3,66	1,90	64,17	54,51	39,12	63,23	16,33

10	7,49	4,24	2,20	38,79	34,82	24,36	42,57	9,83
11	7,23	3,70	1,90	45,23	41,69	28,46	52,62	19,33
12	7,21	3,58	1,80	67,71	61,68	41,75	67,70	10,17
13	7,54	10,95	6,30	36,01	31,71	26,70	49,17	12,83
14	7,52	7,16	4,10	45,46	42,30	31,50	59,47	

6.3.2. Quantification du percolât

6.3.2.1. Influence de la nature du filtre sur la quantité de percolât

Les figure 6.3 et figure 6.4 montrent que la quantité de percolât collecté est proportionnelle au volume de boue appliqué sur les colonnes. Ceci stipule que ce volume croit avec le volume de boue. Cette étude a montré qu'à l'exception du silice qui commence à montrer des signes de colmatage, tous les filtres continuent de fonctionner correctement.

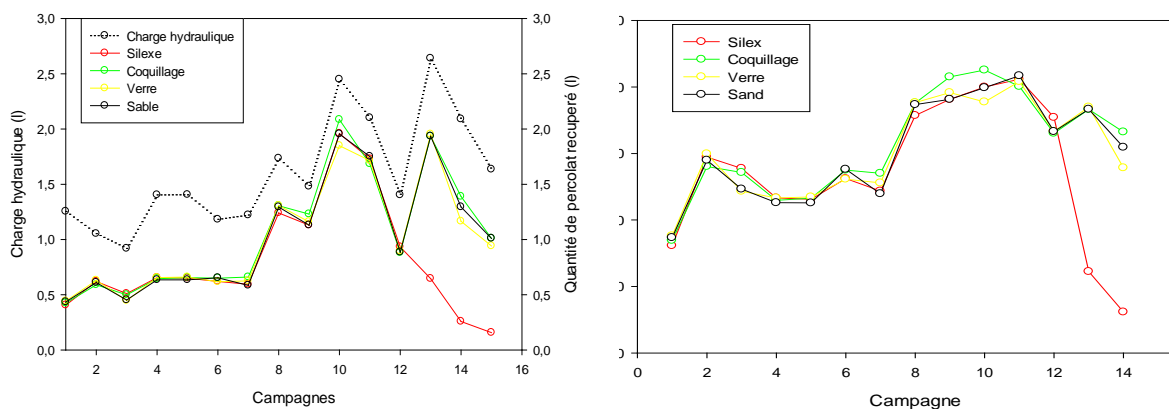


Figure 6.3: Quantité moyenne de percolât récupéré suivant 10kg/m²*a appliquée pour les quatre filtres utilisés

Figure 6.4: Pourcentage moyen de percolât récupéré suivant 10kg/m²*a appliquée pour les quatre filtres utilisés

6.3.2.2. Influence de la charge sur le drainage du percolât

La quantité de percolât collecté est proportionnelle à la charge appliquée. En d'autres termes, plus la charge est élevée, plus l'est aussi la quantité de percolât. Les signes de colmatage constatés sont fortement corrélés aux charges appliquées. Par conséquent, toutes les charges à l'exception de 10kg/m² connaissent des signes de colmatage au 4^e, 6^e et 13^e expérience respectivement pour 25, 20 et 15 kg/m² (figure 6.5 et figure 6.6)

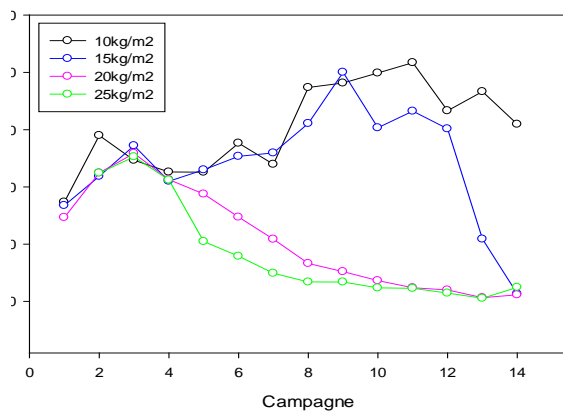
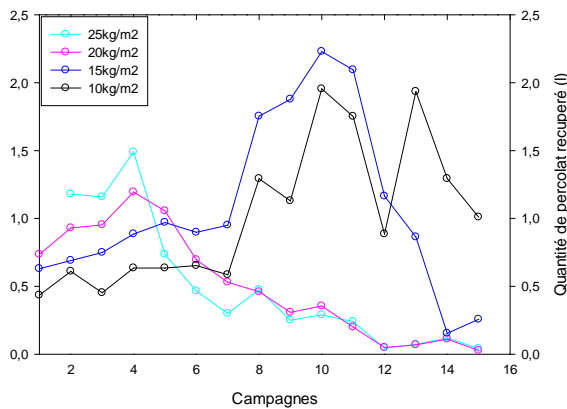


Figure 6.5: Quantité moyenne de percolât récupéré suivant le sable pour quatre charges appliquées.

Figure 6.6: Pourcentage moyen de percolât récupéré suivant le sable pour quatre charges appliquées.

L'intensité de la pression qu'exerce un liquide sur une surface de drainage est liée à la hauteur de son volume appliqué pouvant influencer la quantité du liquide drainé. Ainsi, les fortes charges hydrauliques vont donner des volumes d'eau de drainage plus élevés (Stefanakis et al., 2011) comme le montre la figure 4.5. Cette dernière montre qu'après l'application de volumes importants de boue, les quantités de lixiviat recueillies sont proportionnelles aux charges appliquées.

6.3.3. Elimination des polluants par les filtres

6.3.3.1 Elimination des matières sèches (MS)

L'évolution de la teneur en matières sèches dans les percolâts récupérés sont représentés dans les figure 6.7, figure 4.8, figure 6.9 et figure 6.10. Les faibles concentration de MS dans les percolâts entraînent les forts taux de dépollution. Les lits sont alors relativement résistants aux choc de charges.

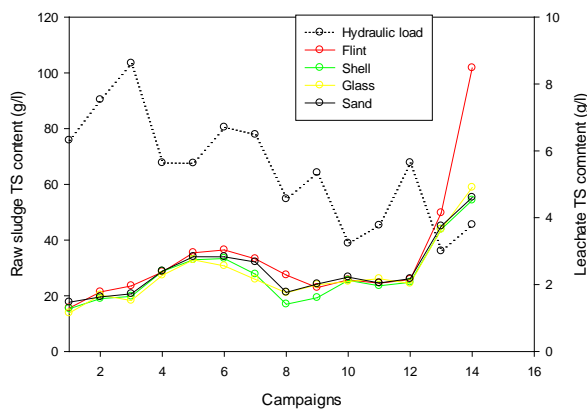


Figure 6.7: Elimination de la MS suivant 10kg/m2 appliqué pour les filtres

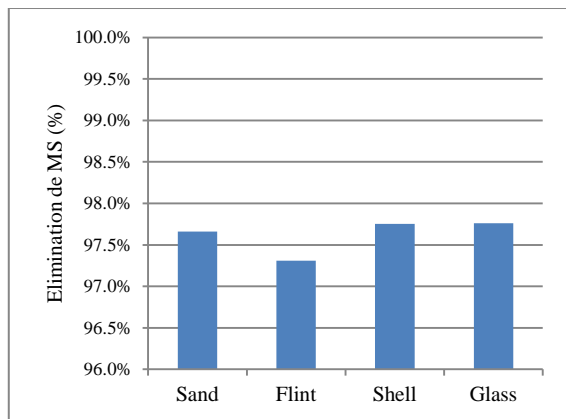


Figure 6.8: Pourcentage d'élimination de la MS suivant 10kg/m2 appliqué pour les filtres

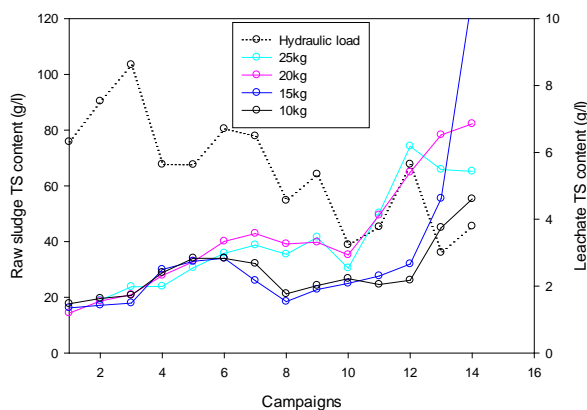


Figure 6.9: Elimination de la MS suivant sable pour les charges appliquées

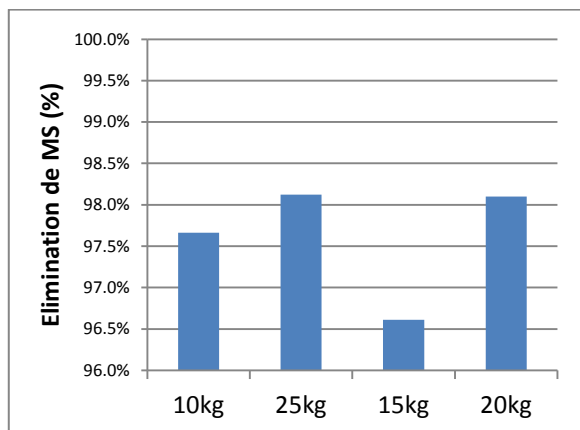


Figure 6.10: Pourcentage d'élimination de la MS suivant sable pour les charges appliquées

6.3.3.2. Elimination des matières volatiles sèche (MVS)

L'élimination élevée de la MVS montrée par les Figure 6.11, figure 6.12, figure 6.13 et figure 6.14, autour de 99% ne semble pas dépendre de la concentration de ce polluant dans les boues entrantes. Cela montre que, quelle que soit la charge, la matière organique est assez bien transformé par les microorganismes.

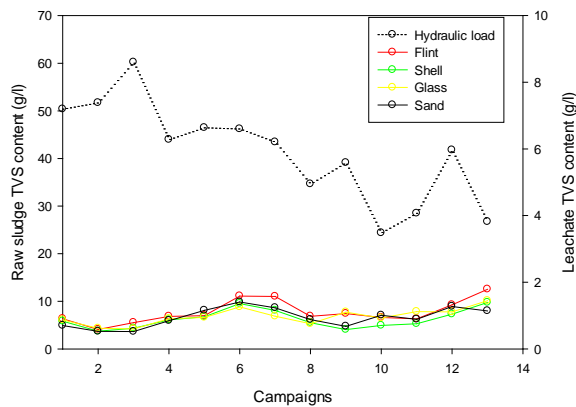


Figure 6.11: Elimination de la MVS suivant 10kg/m2 appliqué pour les filtres

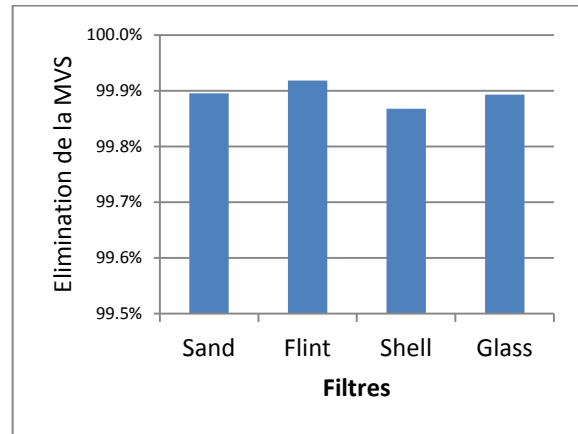


Figure 6.12: Pourcentage d'élimination de la MVS suivant 10kg/m2 appliqué pour les filtres

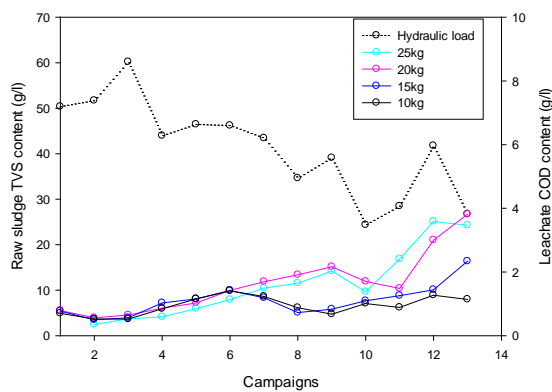


Figure 6.13: Elimination de la MVS suivant sable pour les charges appliquées

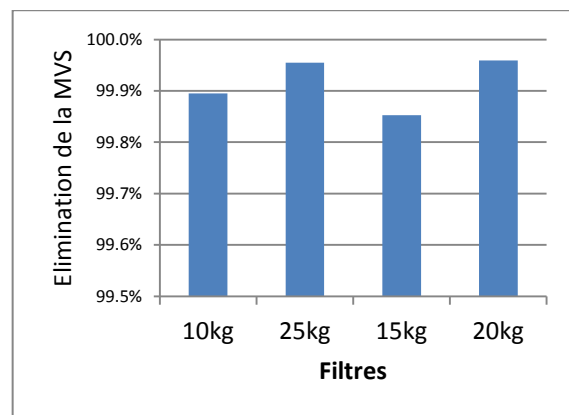


Figure 6.14: Pourcentage d'élimination de la MVS suivant sable pour les charges appliquées

6.3.3.3. Evolution de la teneur en matière en suspension (MES) dans le percolât

L'efficacité d'élimination de matière en suspension pourrait être due à la capacité des média filtrants d'éliminer les solides contenus dans la boue (Kuffour et al. 2009). D'ailleurs

plusieurs auteurs ont montré que le principal processus d'élimination de MES est la filtration physique par le massif filtrant en raison de la forte proportion d'éléments particuliers dans les boues (Rousseau et al. 2004; Wang et al. 2009). Les solides en suspension sont aussi éliminés par sédimentation et le piégeage (Kadlec 2003).

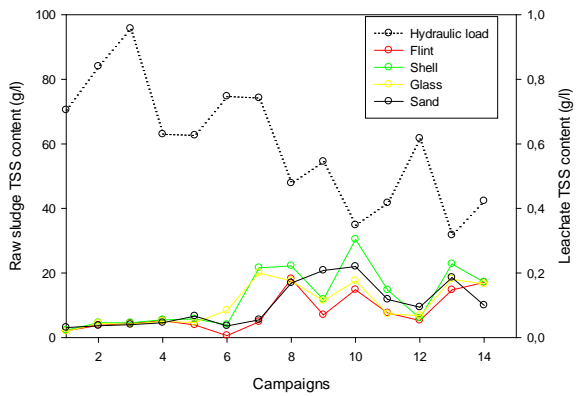


Figure 6.15: Elimination de la MES suivant 10kg/m2 appliqué pour les filtres

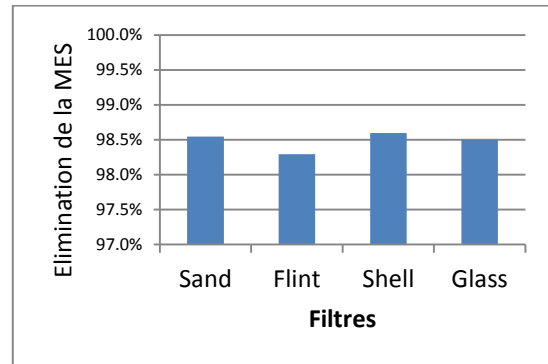


Figure 6.16: Pourcentage d'élimination de la MES suivant 10kg/m2 appliqué pour les filtres

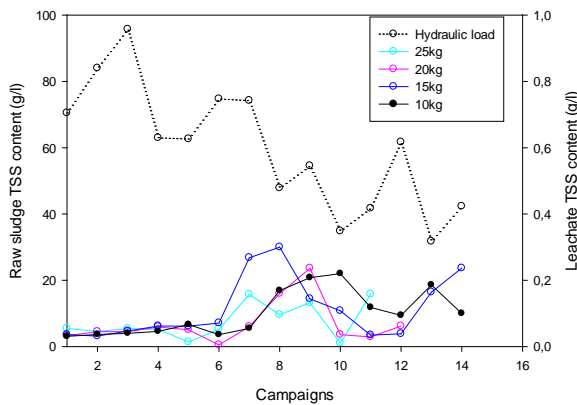


Figure 6.17: Elimination de la MES suivant sable pour les charges appliquées

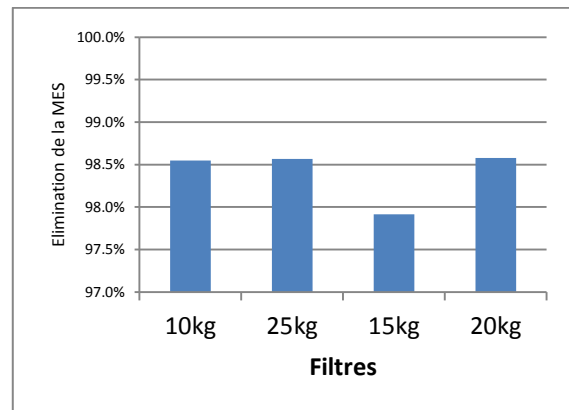


Figure 6.18: Pourcentage d'élimination de la MES suivant sable pour les charges appliquées

6.3.3.5. Evolution de la Demande Chimique en Oxygène (DCO) dans le percolât

Cette efficacité pourrait être due à la capacité des média filtrants d'éliminer les solides contenus dans la boue (Kuffour et al. 2009). Ainsi l'élimination de la DCO semble être

largement associée à la filtration de MES comme l'ont stipulés Kuffour et al. (2009). Cela indique que l'élimination de la DCO est principalement due à des processus physiques, telles que la filtration par le substrat filtrant, plutôt que sur les processus biologiques (Wang et al. 2009). Cela est certainement lié au fait que la DCO est principalement sous forme particulaire dans les boues de vidange comme l'a montré Walker (2008). En effet, cet auteur a trouvé que la DCO particulaire représentait 93 % de la DCO totale dans les boues de vidange déposées à la dépositante de Rufisque (Dakar-Sénégal).

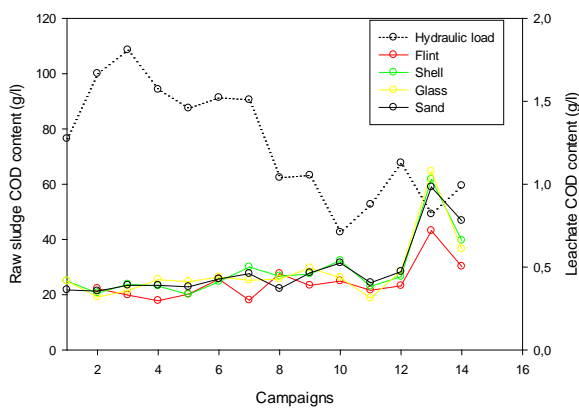


Figure 6.19: Elimination de la DCO suivant $10\text{kg}/\text{m}^2$ appliqué pour les filtres

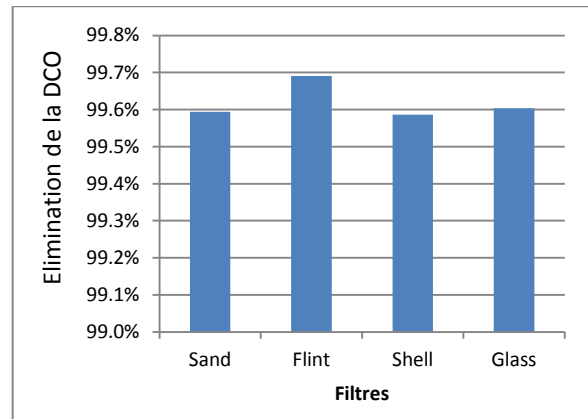


Figure 6.20: Pourcentage d'élimination de la DCO suivant $10\text{kg}/\text{m}^2$ appliqué pour les filtres

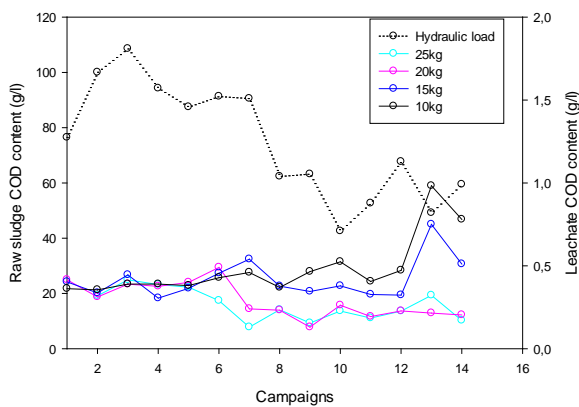


Figure 6.21: Elimination de la DCO suivant sable pour les charges appliquées

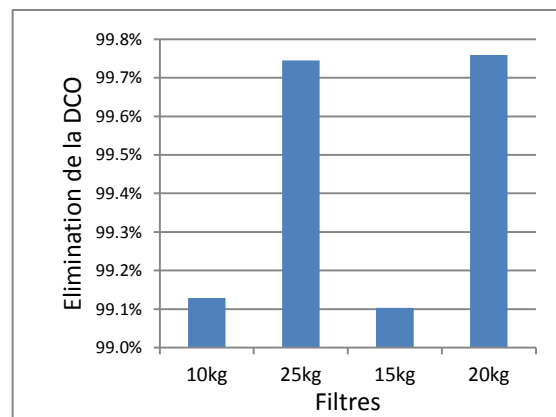


Figure 6.22: Pourcentage d'élimination de la DCO suivant sable pour les charges appliquées

5.3.3.5 Evolution de la Demande Biochimique en Oxygène (DBO) dans le percolât

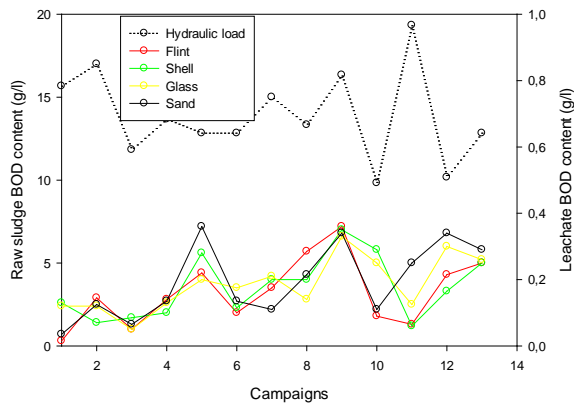


Figure 6.23: Elimination de la DBO suivant 10kg/m2 appliqué pour les filtres

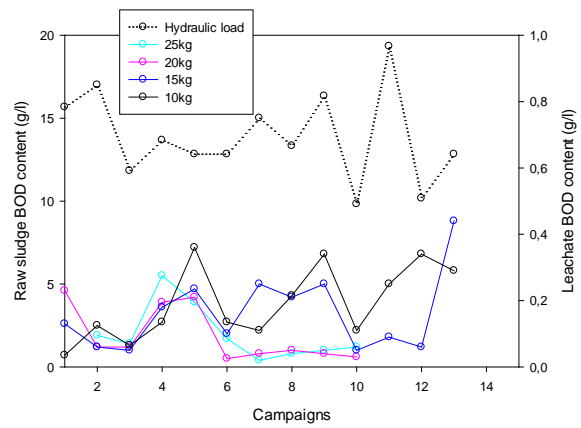


Figure 6.24: Elimination de la DBO suivant sable pour les charges appliquées

5.3.3.6 Evolution du pH dans le percolât

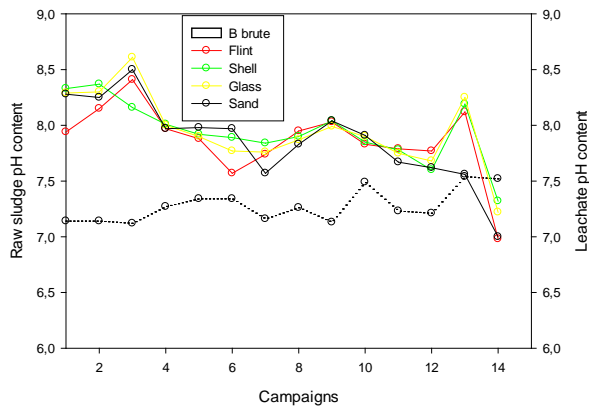


Figure 6.25: Elimination de la pH suivant 10kg/m2 appliqué pour les filtres

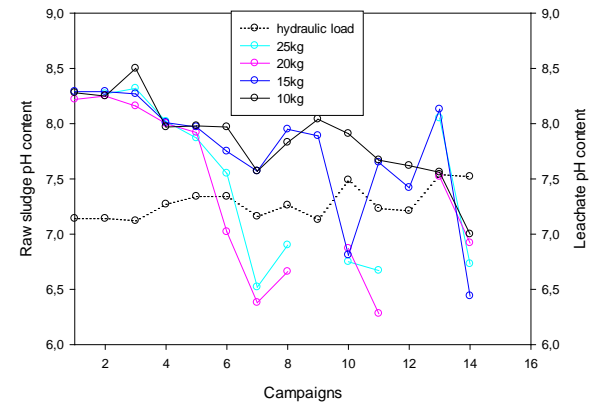


Figure 6.26: Elimination de la pH suivant sable pour les charges appliquées

6.3.3.7 Evolution de la conductivité (EC) dans le percolât

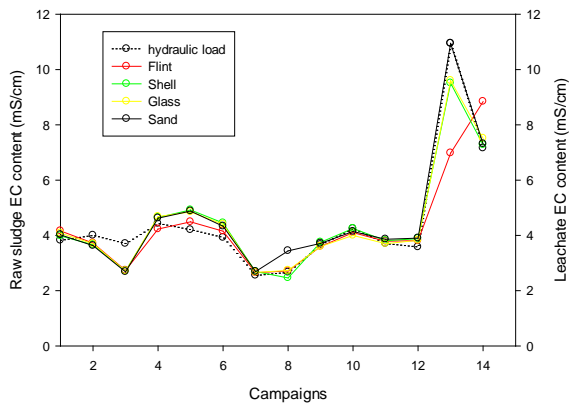


Figure 6.27: Elimination de la EC suivant 10kg/m2 appliqué pour les filtres

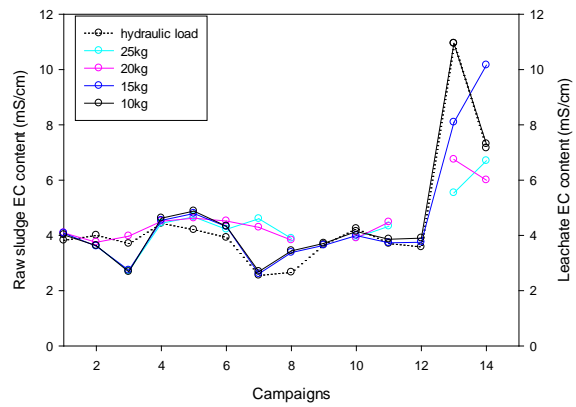


Figure 6.28: Elimination de la EC suivant sable pour les charges appliquées

6.3.3.8 Evolution de la Salinité dans le percolât

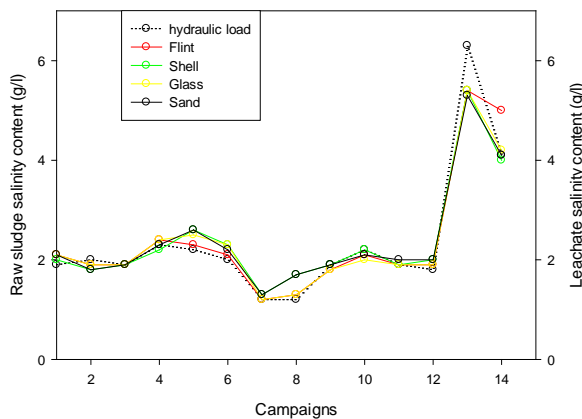


Figure 6.29: Elimination de la salinité suivant 10kg/m2 appliqué pour les filtres

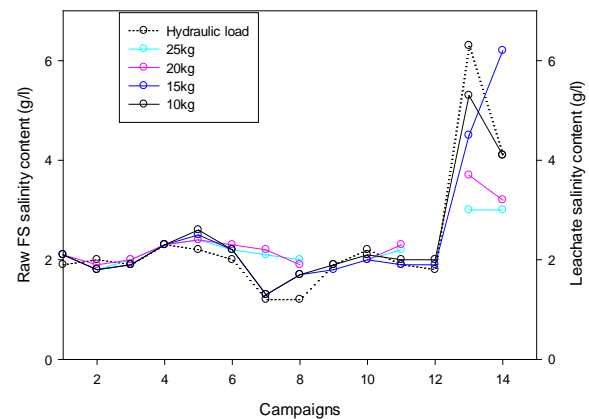


Figure 6.30: Elimination de la salinité suivant sable pour les charges appliquées

6.4 CONCLUSION

Cette étude a pu montrer que:

1. Pour l'application de 10 kg/m^2 , le sable et le coquillage continuent de percoler convenable. Par contre, le silice et verre connaissent respectivement des signes de colmatage le 13^e et 15^e expérience.
2. Pour un sable de maille 0.2-0.6mm, des signes de colmatage ont été notés avec toutes les charges 25, 20 et 15 kg/m^2 respectivement au 4^e, 6^e et 13^e expérience.
3. Les taux de dépollution sont largement supérieur à 95% pour les MS, MVS, MES, DCO.

**PARTIE D OPTIMISATION DE LA SEPARATION SOLIDE-
LIQUIDE PAR USAGE DE COAGULANTS**



**CHAPITRE 7 INFLUENCE DE COAGULANTS NATURELS SUR LA
DESHYDRATATION DES BOUES DE VIDANGE**

7.1 INTRODUCTION

Les questions relatives à l'eau et à l'assainissement sont au centre des préoccupations majeures internationales de ces dernières décennies. L'eau et l'assainissement sont au cœur des politiques de développement durable et constituent de ce fait des problématiques qui ont contribué et qui contribuent encore à regrouper les dirigeants du monde entier. En effet après la conférence sur l'eau de Mar Del Plata (Argentine) en 1977 qui a amené les Nations Unies à déclarer la décennie 1981-1990 comme celle de l'eau et de l'assainissement, la conférence de Rio de Janeiro de 1992 a réaffirmé l'importance de l'eau. En Juin 1990, la Charte de Montréal sur l'eau potable et l'assainissement proclamait que le droit à l'eau et à l'assainissement est indissociable des autres droits de la personne. Les rencontres internationales sur l'eau et l'assainissement se succèdent ainsi avec pour objectif que tous les êtres humains disposent, d'une eau potable en quantité et en qualité suffisante, ainsi que des structures d'assainissement de base.

Ainsi en 2000, cet objectif sera encore solennellement réaffirmé dans le cadre des Objectifs du millénaire pour le développement qui vise dans son objectif 7, une division par deux d'ici 2015 du nombre de personnes sans eau potable et sans assainissement, réaffirmant l'objectif de l'accès universel à l'horizon 2025. Dans ce cadre, 2003 sera déclarée année internationale de l'eau potable, et 2008 année internationale de l'assainissement.

Un des principaux indicateurs des progrès accomplis dans la réalisation de l'objectif 7 des OMD est l'évaluation de la proportion de la population urbaine ayant accès à un système d'assainissement amélioré. Or le rapport d'évaluation mondiale de l'approvisionnement en eau et de l'assainissement, publié par l'OMS et l'UNICEF en 2002 a estimé que 1,1 milliard de personnes n'ont pas de système d'approvisionnement en eau et 2,4 milliards n'ont pas de service d'assainissement. Actuellement, 2,6 milliards d'êtres humains n'ont ainsi pas accès à domicile à des installations d'assainissement dites «améliorées», c'est-à-dire garantissant une séparation hygiénique des excréta de tout contact humain (OMS et UNICEF, 2006). Ce déficit est notoire dans les pays en voie de développement où seul 153 millions de personnes sur une population urbaine de 238 millions (64%), ont accès à un système d'approvisionnement en eau potable contre 55% qui bénéficient d'un système d'assainissement adéquat (OMS, 2000).

Dans la course à l'atteinte des OMD, un intérêt particulier est de plus en plus accordé au problème de l'assainissement au niveau des pays de l'Afrique subsaharienne qui ont vu leur taux d'assainissement passé de 26 % en 1990 à 31 % en 2006 (U.N., 2008).

Cette augmentation du taux d'assainissement est due à une multitude de politiques d'assainissement initiées par les pouvoirs publics de chaque pays avec le soutien des partenaires au développement. C'est dans cette lancée que le Sénégal, à travers l'ONAS, a mis en place, dans le cadre du Projet Eau à Long Terme (PELT), le Programme d'Assainissement des Quartiers Péri Urbains de Dakar (PAQPUD). Ce projet financé par la Banque Mondiale pour améliorer le cadre de vie des populations a permis de couvrir 32 collectivités locales de la zone périurbaine et de toucher 22% des ménages non desservis par l'assainissement collectif.

A la suite du PELT, le Programme national d'Eau Potable et d'Assainissement du Millénaire (PEPAM 2005-2015), l'instrument par lequel le gouvernement du Sénégal compte d'ici 2015 atteindre les OMD en matière d'eau potable et d'assainissement en milieu urbain et rural s'est fixé comme objectifs de faire passer le taux d'accès à l'assainissement de 17 % en 2004 à 59 % en 2015 en milieu rural et de 56,7 % en 2002 à 78 % en 2015 en milieu urbain (CSE, 2010).

Dans ces différentes politiques d'assainissement, l'accent est mis sur l'assainissement autonome longtemps laissé en rade par les décideurs. Ce système d'assainissement concerne 92% de la population Sénégalaise (Strauss et al, 2006) et plus de la moitié utilise la vidange manuelle. Les nouveaux ouvrages construits vont entraîner une forte augmentation du taux de couverture de l'assainissement autonome permettant ainsi une bonne prise en charge des rejets liquides au niveau des concessions. Malheureusement, les OMD défendent la nécessité d'étendre la couverture de l'amélioration de l'assainissement, mais omettent de reconnaître l'importance de l'entretien des ouvrages pour avoir de bonnes conditions sanitaires (Parkinson and Quader, 2008). En effet si l'accès à l'assainissement (toilettes, fosses...) représente un enjeu important qui a été pris en compte par les OMD, la filière en aval de l'assainissement autonome c'est-à-dire la gestion des boues de vidange incluant leur transport, leur évacuation et leur traitement sont souvent négligés.

Or, la bonne couverture en matière d'assainissement autonome a comme conséquence la production de grandes quantités de boues augmentant graduellement chaque année. En 2006 la production de boues de Dakar était estimée à 172 445 m³ (ONAS, 2006). En 2013, pour un

déversement mensuel de 840 camions pour le mois de Février 2012, le registre donne 1783 camions pour le mois de Novembre 2013 correspondant à 15550m³ pour ce mois de Novembre.

Dans le cadre du projet Programme de Structuration du Marché des Boues de Vidange (PSMBV) dans les départements de Pikine et Guédiawaye, initié par l'ONAS et financé par la Fondation Bill et Melinda Gates, des études ont bien montré que la production de boues vidangées mécaniquement augmente progressivement en raison de l'augmentation et de la densification de la population. Ceci est résumé dans le tableau suivant :

Tableau 7.1 : Evolution de la production de boues à Pikine et Guédiawaye (m³/jour)

Année	2012	2013	2014
Guédiawaye	249	254	259
Pikine	738	753	769
Total	987	1007	1028

Cette étude va même jusqu'à une prévision d'un total de 1050m³/jour pour 2015 soit 265m³/j pour Guédiawaye et 785m³/j pour Pikine (Boues mag, N°02 Magazine trimestriel du programme de boues de vidange).

Contrairement à la gestion des eaux usées, le développement de stratégies adaptées aux conditions prévalant dans les pays en développement, pour faire face aux boues fécales, a longtemps été négligé. Or, l'évacuation des excréta est probablement l'aspect le plus important de l'assainissement au niveau domestique. La mauvaise gestion des boues fécales est une source importante de maladies et de gêne dans la vie quotidienne. Les boues fécales recueillies par ces systèmes sont généralement rejetées sans traitement dans les zones urbaines et périurbaines, ce qui pose de grands risques pour les ressources en eau et la santé publique (Ingallinella et al., 2002).

Selon l'OMS, 80% des maladies qui affectent les populations de la planète sont liées, en partie, à l'insuffisance de systèmes d'évacuation des matières fécales et au manque d'approvisionnement en eau potable.

La ville de Dakar avec un taux d'accès à l'assainissement en fin 2007 de près de 64% dont seulement 25% d'assainissement collectif (CSE, 2010), n'échappe pas à cette réalité. L'assainissement autonome y est aujourd'hui 70% d'après les travaux de Dodane et al., 2012. Frauduleusement, les boues soutirées des fosses sont quotidiennement déversées dans des zones de dépotage sauvages, dans le réseau d'évacuation des eaux usées urbaines via les regards, dans la mer ou bien dans des trous forés dans la rue ou dans la cours des maisons avec la vidange manuelle.

Ces pratiques clandestines peuvent avoir, du fait des différentes formes de pollution contenues dans les boues, des conséquences néfastes sur l'environnement et la santé des populations.

Dans la recherche de solutions à ce sérieux problème environnemental, des systèmes de traitement naturel, tels que les filtres plantés (Koottatep et al., 2005) et les filtres non plantés (Kuffour et al., 2009) sont jugés pratiques pour le traitement et la déshydratation des boues.

Cette technologie, étendue aujourd'hui au séchage des boues de vidange, combine à la fois les mécanismes d'évaporation naturelle et de drainage de l'eau libre à travers une couche filtrante de sable et de gravier.

Ces lits de séchage, systèmes de traitement adaptés aux conditions des pays en développement nécessitent cependant l'utilisation de grandes superficies de terres qui sont une ressource rare avec l'industrialisation croissante et l'urbanisation selon Muyibi, S. A et al., 2001 et le temps de séchage peut s'étendre entre 2 à 4 semaines selon le type de sol et le climat (Aalbers, H. 1999). Ces contraintes rend moins attractif le système de traitement par lits de séchage. L'espace et le temps étant précieux, une méthode de traitement des boues de vidange prenant moins de temps et d'espace serait une aubaine.

L'ajout de coagulants optimisateurs du temps de séparation solide/liquide, serait un moyen pour lever les contraintes espace/temps.

Les coagulants chimiques sont non biodégradables, relativement chers pour les pays en développement et entraînant des risques environnementaux (Pritchard et al., 2010 ; Tat et al., 2009 et Tat et al., 2010) . En plus de la cherté et des risques environnementaux, ces coagulants chimiques sont source de production finale de grande quantité de boues non biodégradables qui posent encore un problème d'élimination conduisant à une augmentation du coût de traitement (Tat et al., 2009 ; Ndabigengesere et Narasiah, 1998). Ce dernier désavantage rejoint celui de l'utilisation de grande superficie des lits de séchage. il se crée un

besoin urgent de trouver des solutions alternatives pour le traitement des eaux (Pritchard, M et al., 2010)

Plusieurs études ont ainsi été réalisées pour introduire les coagulants naturels d'origine animale ou végétale dans le but de surmonter ces problèmes. Ce serait un avantage si un matériel local pouvait être utilisé comme un conditionneur de boue pour soulager ces problèmes.

Des études antérieures (Ndabigengesere, A et al, 1995; Pritchard. M et al, 2010 et Wai.K.T et al, 2009) ont recommandé des plantes de zones tropicales telles que *Moringa oleifera*, *Jatropha curcas*, Guar gum, *Strychnos potatorum*, *Hibiscus sabdarifia*, *Calotropis procera* et *Clidemia angustifolia*. Ces plantes non-toxiques et biodégradables peuvent être utilisées comme coagulant dans les pays en développement. Toutes ces études ont cependant été réalisées dans le traitement des eaux usées et de l'eau potable. Aucune littérature traitant de ce sujet n'est disponible.

Dans l'optique de recherche de moyen d'optimisation du système de traitement par filtres non plantés des boues fécales, système utilisé au Sénégal, ce présent travail se propose comme objectif principal l'amélioration du processus de séparation solide/liquide des boues de vidange en utilisant des coagulants naturels afin de minimiser le temps de séchage des boues sur les lits.

Pour atteindre ce but, nous nous proposons de fixer les objectifs spécifiques suivants :

- Détermination de la dose qui permet une meilleure séparation solide/liquide.
- Détermination du coagulant permettant une meilleure séparation solide/liquide.
- Détermination de l'accessibilité et de la rentabilité économique des coagulants pour une utilisation à grande échelle.

Au cours de cette étude, nous tenterons de vérifier les hypothèses suivantes :

- Les coagulants déjà efficaces dans le traitement des eaux usées peuvent aussi être utilisés dans le traitement des boues de vidange.

- Les coagulants peuvent améliorer la décantation et la filtration des boues conditionnées.

1 Définition des concepts

7.1.1.1. Boue de vidange (BV)

La boue de vidange est définie par Strande et al., (2014) comme de la boue provenant de technologies d'assainissement sur place (fosses septiques, latrines à fosse améliorée ou latrines traditionnelles), et n'ayant pas été transporté à travers un égout. Elle est brute ou partiellement digérée en suspension ou semi-solide, et résulte de la collecte, du stockage ou du traitement de combinaisons d'excréments et d'eaux noires, avec ou sans eaux grises.

Les BV montrent une grande variabilité dans la consistance et la concentration d'un endroit à l'autre, en fonction de la température, de l'âge des boues (durée de stockage), de la technologie de collecte des boues, de l'apport en eaux grises ou d'autres déchets (par exemple des déchets solides) selon Heinss et al., 1999. Elles sont composées essentiellement de matières fécales solides flottantes ou sédimentées ainsi que de matières non fécales (Strauss et al., 1998). La composition des boues de vidange détermine le type de traitement envisageable et les possibilités d'utilisation finale. Mais en général, les BV peuvent être classés selon l'âge et la concentration des boues en deux groupes.

Selon Heinss et al., (1998), on distingue :

- Les BV de type A : elles sont très concentrées, stockées pendant quelques jours ou quelques semaines. Biochimiquement instables, elles proviennent des toilettes publiques ou de grandes surfaces (hôtel, hôpitaux...).
- Les BV de type B : elles sont faiblement concentrées, stockées depuis plusieurs années partiellement stables (car partiellement minéralisées par digestion anaérobie partielle) et provenant des dispositifs d'assainissement individuel des ménages (latrines, fosse septique...).

Les boues de vidange contiennent d'énormes montants d'eau et de la matière en suspension. Pour atteindre le but ultime d'une élimination des boues de l'environnement, la gestion des boues passe par une séparation de l'eau et de la matière en suspension impliquant le plus souvent une coagulation, une floculation, une décantation et une filtration

7.1.1.2 Coagulation/floculation

Pour libérer et faciliter l'enlèvement de cette eau libre ou liée et permettre l'agglomération des solides, un stage de conditionnement préliminaire est requis avant le processus de filtration. Ce conditionnement se fait par ajout de coagulant. En fait, une coagulation/floculation, première étape d'une bonne clarification est réellement nécessaire. La coagulation, largement utilisée dans le traitement des eaux usées et des eaux de boisson améliore la réduction de la turbidité et la performance des installations de sédimentation primaire (Ndabigengesere et al, 1998). C'est un processus par lequel les petites particules sont reliées les unes aux autres formant des floccs de taille suffisante pour être séparées de la solution en un laps de temps (Meyssami et Kasaeian, 2004).

En effet, dans un premier temps, la coagulation permet de supprimer les répulsions inter-colloïdales : les cations se lient aux colloïdes et les neutralisent.

Dans un second temps, la floculation, processus physico-chimique au cours duquel des matières en suspension s'agglomèrent pour former des particules plus grosses, permet de s'attaquer au problème du faible diamètre des colloïdes. Le véritable souci étant en fait la masse, qui ne permet pas une sédimentation naturelle et exploitable dans le cadre d'un traitement, la solution exploitée par la floculation est de provoquer, grâce à l'ajout de flocculant, une agglomération des particules colloïdales. Par la suite, cet agglomérat de colloïdes appelé floccs dispose d'une masse suffisante pour pouvoir se décanter. Les floccs sédimentent généralement beaucoup plus rapidement que les particules primaires dont ils sont formés. La floculation peut avoir lieu naturellement ou peut être accélérée par l'ajout d'un flocculant. Le flocculant ajouté est généralement un polymère, qu'il soit organique ou naturel, qui va jouer le rôle de colle entre les colloïdes.

Plusieurs coagulants sont largement utilisés dans le processus conventionnel de traitement des eaux et peuvent être classés en coagulants inorganiques, polymères organiques synthétiques et coagulants naturels.

- Les flocculants inorganiques (sulfate d'alumine, chlorure de polyaluminium, chlorure ferrique et sulfate ferrique);
- Les flocculants synthétiques organiques (les dérivés polyacrylamides et polyéthylèneimine);

- Les flocculants d'origine naturel (chitosan, alginate de sodium et Moringa).

Cependant la coagulation /floculation est complexe et dépend, d'une grande manière des propriétés colloïdales, de la taille, du nombre et de la forme des particules mais aussi de la surface de charge, des interactions entre particules et des interactions entre particules et solvants (hydrophobes, hydrophiles et d'association). La surface de charge et les interactions entre particules constituent les deux principaux facteurs selon Tchobanoglous et al., (2003).

La quantité de coagulant et les conditions de mélange influent sur la performance du conditionnement. En effet la floculation est un processus complexe et son efficacité dépend non seulement de l'utilisation du coagulant approprié mais de la façon dont il est appliqué (Tasdemir, T. et Tasdemir, A). Ainsi pour une bonne réduction des colloïdales, la dose augmente généralement proportionnellement à la concentration des particules. Avec une grande quantité de flocculant le colloïde redevient stable et ne floccule plus. Aussi un mélange trop long ou intensif entrainera la cassure des floccs formés (Crittenden et al., 2012; Tchobanoglous et al., 2003).

La coagulation/floculation est souvent utilisée comme système de traitement tertiaire. Ce procédé de coagulation/floculation est un prétraitement à la décantation.

7.1.1.2.Décantation

La décantation est une opération unitaire, parmi les techniques de séparation liquide-solide basées sur le phénomène de sédimentation, qui consiste à séparer d'un liquide les particules en suspension en utilisant les forces gravitaires (Blazy, 2007). Opération de séparation mécanique, la décantation ou sédimentation est l'enlèvement des particules en suspension qui sont plus lourdes que l'eau. Si on laisse reposer un liquide contenant des particules en suspension, on observe que sous l'action de la gravitation et de la poussée d'Archimède les particules tombent vers le fond ou remontent à la surface selon leur densité et leur diamètre. On appelle alors généralement le liquide « surnageant » et les particules solides déposées au fond du récipient « dépôt ». Dans le cadre du traitement des eaux usées, cette technique est largement utilisée dans les stations d'épuration (Step) où les eaux usées ainsi traitées donneront une phase liquide et des boues sèches qui iront chacune sur une chaîne de traitement particulière (épuration pour la phase aqueuses et valorisation pour les boues). Dans ces stations, la décantation/épaississement dans les bassins est habituellement utilisée comme

prétraitement pour d'autres systèmes comme les lits de séchage. Elle permet en effet la réduction de la surface requise (Strande et al., 2014).

Pour améliorer et accélérer le processus de décantation dont la vitesse de chute des particules est proportionnelle à leur diamètre et masse volumique, des produits visant à agglomérer et alourdir les particules en suspension sont ajoutés lors du prétraitement.

Les objectifs recherchés par les techniques de séparation solide/liquide peuvent être :

soit une simple clarification, c'est à dire l'obtention d'un liquide complètement (ou quasi complètement) débarrassé de particules solides (ou liquides non miscibles) par une décantation statique ou une décantation accélérée ;

soit un épaissement ou une déshydratation, c'est à dire l'obtention d'une boue contenant la totalité des solides avec le minimum possible de liquide ;

soit simultanément clarification et épaissement à la fois (ADEME, 2006).

Comme dans Dème (2008), c'est le dernier objectif c'est-à-dire l'obtention d'une boue épaissie et d'un surnageant débarrassé de la grande majorité de ses matières en suspension qui est visé dans cette étude.

7.1.1.4. Filtration

Dans le processus global de traitement des boues, la déshydratation des boues est l'une des étapes les plus importantes dans la réduction du volume des boues et a un impact dans le coût total de traitement des boues. Cette déshydratation se fait par la filtration.

Cette filtration est un procédé de réduction de la teneur en humidité des boues en enlevant l'eau libre. Il est réalisé en utilisant des dispositifs de déshydratation tels que la centrifugation ou le filtre presse ou des lits de séchage, sur la base de la percolation et de l'évaporation (Crittenden et al., 2012; Tchobanoglous et al., 2003). Comme la boue contient principalement de l'eau et ensuite un certain montant de matière organique, l'infiltration permettra le transfert de l'eau à travers les couches superficielles du sol. Ce principe naturel est aujourd'hui reproduit sur des lits dans le cadre de l'épuration des eaux usées surtout de la rétention de MES. Selon la dimension des MES, leur rétention peut se faire par tamisage mécanique à la surface du filtre ou par accrochage à l'intérieur de la masse poreuse. Dans le premier cas, la filtration est dite en surface ou en gâteau ou encore en support et en volume ou en profondeur ou encore sur lit filtrant dans le second cas (Degrémont, 1978).

Le principal but du conditionnement des boues est d'augmenter et d'optimiser l'efficacité de la filtration. La boue doit être filtrée ainsi le gâteau de boue résultant peut être assez séché pour être manipulé facilement et économiquement (Tat et al., 2009).

7.1.2. Situation de la gestion de l'assainissement autonome et boues de vidange

La gestion des boues de vidange (GBV) constitue aujourd'hui une nouvelle problématique pour l'assainissement au Sénégal. Du point de vue institutionnel, elle est dévolue au service de l'Assainissement Autonome (Direction des Études et des Travaux) et à la Direction Commerciale, l'Office Nationale de l'Assainissement du Sénégal.

Ces institutions étatiques côtoient, dans le secteur des boues de vidange, les sociétés de vidange et les vidangeurs manuels (« bayes pelles »). Dans tous les cas, toutes ces institutions opèrent dans un cadre juridique très flou concernant la GBV. En effet, l'étude du cadre juridique a révélé l'absence de textes de loi spécifique à la GBV. Au niveau national, on trouve des textes relatifs à l'hygiène, à l'eau, à l'urbanisme et à l'environnement. Dans tous ces textes, seule la gestion de l'eau et des eaux usées est abordée de manière directe ou indirecte. Au niveau communal, il n'existe pas d'arrêté municipal relatif à la gestion de l'assainissement sous toutes ces formes.

Dans la recherche de solution pour rétrécir ce gap de l'absence de texte de loi, la loi n° 2009-24 du 8 juillet 2009 portant Code de l'Assainissement a été promulguée

Au chapitre II du décret 2011-245 du 17 février 2011 portant application du Code de l'assainissement, en son article. R 2, l'Etat est responsable de la planification, de la réalisation, de la maintenance et de l'entretien des ouvrages destinés à la gestion des eaux usées, des excréta et des boues de vidange.

Toutefois, il peut, au moyen d'une délégation de service, confier certaines de ses compétences à des personnes morales de droit public ou privé, dans les conditions fixées par la loi sur le service public de l'eau et de l'assainissement collectif.

Cette délégation de service lui a permis de se rapprocher des sociétés de vidanges assurant une place importante dans la collecte et le transport des BV où elles côtoient les camions délégués par le ministère de l'assainissement.

En effet, ces sociétés de vidange sont gérées par des individuels ou des entreprises de petite taille indépendamment du secteur public. Le parc automobile des sociétés de vidange regroupe près de 96 véhicules recensés composés en majorité de camions pompeurs (83% des véhicules), de camions hydrocureurs et de quelques tonnes à lisier qui sont gérées par les communes (Diongue, 2006).

Si ces vidangeurs formels sont bien connus car regroupés en association, un autre groupe de vidangeurs, les vidangeurs manuels sont, quant à eux, peu connus et opèrent dans la clandestinité. En zone rurale, où la densité de la population est relativement faible, la pratique la plus courante est la fermeture d'une latrine et l'ouverture d'une nouvelle adjacente. Par contre en zone urbaine, où la croissance démographique ainsi que la densité des habitations sont élevées, ces pratiques ne peuvent se faire ; les ouvrages d'assainissement sont par conséquent plus durables et doivent nécessairement être vidangés (Bolomey, 2003).

En effet, avec une moyenne d'environ 15,2 utilisateurs par fosse (Callignon, 2002), une vidange régulière des ouvrages devient incontournable. Ce qui est parfois irréalisable par voie mécanique car le coût de la vidange est élevé. La vidange mécanisée étant en moyenne facturée à 25 000 FCFA alors que les coûts de la vidange manuelle qui concerne 32 % des ménages, varient entre 8 000 et 20 000 FCFA (Diongue, 2006), ce soutirage manuel des boues est parfois la seule voie qui s'offre à certains ménages dans plusieurs quartiers de Dakar. En plus de ces raisons d'ordre économique, selon Ndiouck et Baldé (2002), la prédominance de la vidange manuelle est liée, soit à l'inaccessibilité de ces quartiers par les camions du fait de l'ensablement ou à l'étroitesse des rues mais aussi au besoin d'extraction des boues décantées au fond des ouvrages que les engins mécaniques n'arrivent pas à soustraire.

Les boues extraites des fosses, dans le cas cette vidange manuelle, sont déversées dans un trou foré dans la cour de la maison ou dans la rue. Dans le cas de la vidange mécanisée, les boues sont acheminées vers les différentes dépositaires de Dakar. Cependant, une quantité non négligeable de ces boues n'arrive pas aux stations et est déversée clandestinement dans la nature ou dans le réseau d'égouts, via les regards. Cette méthode de déversement ainsi que la vidange manuelle sont pourtant condamnées par le décret 2011-245 du 17 février 2011 portant application du Code de l'assainissement, en son article 31 du chapitre III portant sur les dispositions applicables aux boues de vidange.

La production de BV journalière étant estimée à environ 6000m³ par jour à Dakar (Diener et al, 2014), seulement 1500m³ arrivent dans les stations de traitement. Le déversement clandestin dans la nature à des conséquences diverses sur l'Environnement et la Santé des populations

Ces conséquences sont liées aux différentes formes de pollution contenues dans les boues de vidange et sont d'ordre sanitaire, écologique et esthétique.

7.2. MATERIEL ET METHODES

7.2.1 Description de la zone expérimentale

L'étude s'est déroulée dans la Station d'épuration des eaux usées (Step) de Cambérène qui est la plus grande station que compte la région de Dakar devant celles des Niayes et de Rufisque. La Step de Cambérène compte une Station Expérimentale de Traitement des Boues de Vidange (SETBV) et une station de traitement des eaux usées. La SETBV reçoit des boues brutes provenant des systèmes d'assainissement autonomes de Dakar, systèmes utilisés par 70% de sa population.

7.2.2. Matériel biologique

7.2.2.1. Boue de vidange

Les BV utilisées lors de cette étude sont des boues issues des ouvrages d'assainissement autonome tels que les fosses septiques et les latrines et qui arrivent à la Step de Cambérène. Dans les travaux de Sonko (2008), on voit que les boues qui arrivent à Cambérène montrent une grande variabilité avec des valeurs très éloignées entre le maximum et le minimum pour tous les paramètres (MS, MES, NH₄, DCO et NT) d'une étude à une autre. Ainsi un échantillon composite a été réalisé tout au long de l'étude.

7.2.2.2. Coagulants

Pour cette étude, trois coagulants naturels ont été sélectionnés : *Moringa oleifera*, *Jatropha curcas* et *Calotropis procera*. La non disponibilité de littérature sur l'utilisation de ces

coagulants dans le traitement des BV fait que leur sélection est principalement basée sur leur efficacité déjà prouvée dans le traitement de diverses eaux usées et sur leur accessibilité.

7.2.2.3. *Moringa oleifera*

Moringa oleifera est un arbre à feuilles caduques, très répandue dans certaines régions d'Afrique, de la famille des Moringaceae. Il est l'une des espèces de plantes à propagation les plus larges qui pousse rapidement à basse altitude dans toute la ceinture tropicale, y compris zones arides (Ali. E. N et al, 2009). Il peut généralement mesurer jusqu'à 10m de haut et est facile à cultiver. C'est un arbre national utile et est habituellement cultivé pour l'ornement. Les feuilles sont utilisées pour l'alimentation et les racines et les graines sont généralement utilisées dans la phytothérapie (figure 7.1).



Figure 7.1 : Arbre, gousses et graines de *Moringa oleifera*

La graine est sur une capsule et contient un agent actif qui peut être utilisé comme coagulant naturel selon Okuda. T et al (2001) et Wai K.T et al (2010). Cet agent actif agit par adsorption et neutralisation des charges (Ndabigengesere et al, 1995).

Moringa. oleifera a ainsi montré une capacité d'élimination suffisante de la turbidité pour encourager son utilisation pour le traitement des eaux troubles dans les pays en développement (Pritchard, M et al, 2010).

Ali, E.N et al (2009) trouve que *M. oleifera* est le meilleur coagulant naturel encore découvert, qui peut remplacer le sulfate d'aluminium qui est largement utilisé partout dans le monde mais qui est néfaste à la santé et à l'environnement.

7.2.2.4. *Jatropha curcas*

Jatropha curcas est un arbuste de la famille des Euphorbiaceae qui pousse en climat tropical à sub-tropical. Il peut atteindre 8m de haut avec des fleurs de couleur rouge. Par ses racines fortes et profondes, ainsi que son tronc à caudex qui constitue un réservoir d'eau, *Jatropha* est capable de résister à des périodes de sécheresse prolongée. C'est un arbuste qui peut aller de 2 à 6m de hauteur, à tronc droit, feuilles alternes, pentagonales, cordées à la base et acuminées au sommet (figure 7.2).



Figure 7.1 : Arbuste et fruits de *Jatropha curcas*

On le retrouve dans toutes les régions tropicales. Au Sénégal, il est cultivé dans les zones rurales où il sert de haies vives. Il est capable de travailler à gamme de turbidité élevée ; ce qui reflète sa polyvalence pour le traitement de diverses eaux usées d'après les travaux de Abidina, Z.Z et al (2013).

7.2.2.5. *Calotropis procera*

Calotropis procera est un arbuste de la famille des Apocynaceae qui très est commun dans les régions arides d'Afrique (figure 7.3). Il atteint fréquemment plus de 2mètres de haut avec une hauteur maximale de 6 mètres. Le tronc est généralement simple, sans branches inférieures, recouvert d'une écorce jaunâtre crevassée. Les feuilles sont grandes, pouvant atteindre jusqu'à 30 centimètres. De couleur verte, plus claire sur le dessous, elles sont opposées, simples, subsessiles, cordées à la base, portant un duvet blanc quand elles sont jeunes. Toutes les parties de la plante exsudent un latex blanc à la cassure. Il est résistant à la sécheresse et tolérant au sel. Ses graines se répandent très rapidement, transportées par le vent et les animaux.



Figure 7.1 : Arbustes de *Calotropis procera*

L'arbuste se rencontre fréquemment sur les sols dégradés, en particulier les anciennes cultures et pâtures gagnées par le sable. Il a une altitude : de 0 à 1 300 mètres. Et fleurit surtout pendant la saison sèche. Il a déjà été utilisé dans le traitement des eaux usées par Binayke, MS.R.A et al (2013). Les résultats de Shittu, B.O et al (2004) montrent également que les feuilles de *C. procera* ont un potentiel flocculant pour le traitement des échantillons d'eau.

7.2.3. Méthodologie

7.2.3.1. Échantillonnage des boues

Un échantillon composite a été réalisé en remplissant un baril de 200 ml avec 7 bidons de 20l issus de 7 camions de vidange différents choisis au hasard pour pallier à des résultats erronés faute de boue comparable. Les bidons sont remplis à mi décharge des camions pour avoir une boue qui ne sera ni trop liquide, ni trop concentrée. Cet échantillon composite a été conservé dans un réfrigérateur à 4° pour un maximum de 6 jours (APHA 1998). Il a été réalisé chaque semaine tout au long de l'étude. Et c'est à partir du baril de 200ml que les échantillons pour les analyses ont été prélevés (figure 7.4). Un bâton en bois a toujours servi à bien mélanger la boue dans le baril avant tout prélèvement. Des bouteilles en plastique de 1L ont ensuite été remplies à l'aide d'un seau. Pour amener les échantillons à la température ambiante, les bouteilles ont été plongées dans de l'eau de robinet pendant environ une heure.



Figure 7.1 : Collecte et échantillonnage des boues

7.2.3.2 Conditionnement des coagulants

Après l'achat des graines de *Moringa oleifera* et de *Jatropha curcas* au marché Tilène de Dakar et la récolte des feuilles de *Calotropis procera* à COMICO Yeumbeul et dans l'enceinte de la STEP, les graines et les feuilles ont subi un processus pour donner le coagulant final utilisable pour le traitement des boues. Pour tous les trois coagulants, la poudre dissoute dans de l'eau distillée sera utilisée pour voir leur influence dans le processus de séparation solide/liquide.

7.2.3.2. Préparation de la poudre

Les graines de *M. oleifera* et *J. curcas* ont été décortiquées manuellement et celles de bonne qualité ont été sélectionnées comme montré à la figure 7.5. Séchées à l'étuve pendant 48h à 45°C selon Tat et al (2010), elles ont été broyées en poudre fine à l'aide d'un mixeur (Ndabigengesere, A et al. 1998;).

Pour la préparation de la poudre de *C. procera*, les feuilles, selon le procédé de Shwetha et al (2013) ont été séchées au soleil pour une semaine et à l'étuve pour une heure à 60°C, puis broyées à l'aide d'un mixeur.



Figure 7.5 : Feuilles de *Calotropis Procera* (gauche), graines de *Moringa oleifera* (milieu) et graines de *Jatropha curcas* (droit)

7.3.3.4. Extraction de l'agent actif des coagulants

La méthode d'extraction conventionnelle consiste à dissoudre 10 g de la poudre sèche de coagulant (*M.oleifera*, *J.curcas* et *C. procera*) dans 200ml d'eau distillée (Wai, T.K et al. 2010, J. Beltra'n-Heredia et al. 2009 ; Renuka et al, 2013et Abidin, Z.Z et al. 2009). La dissolution de la poudre dans le solvant (eau distillée) s'est faite à l'aide d'un agitateur magnétique pendant 20mn pour *C. procera* comme décrite par Renuka et al. 2013 et à l'aide d'un mixeur pendant une minute et deux minutes respectivement pour *M.oleifera* (Wai, K.T et al. 2010) et *J. curcas* (Abidin, Z.Z et al. 2013).

7.3.3.5. Détermination de la dose permettant une meilleure séparation solide/liquide

L'étude de la dose donnant la meilleure séparation solide-liquide a été faite en testant pour chaque coagulant une gamme de concentration.

Les gammes de concentration ont été choisies en se référant avec extrapolation aux travaux effectués sur les eaux usées avec ces mêmes coagulants (Ndabigengesere, A et al., 1995; Pritchard, M et al., 2010; Wai, K.T et al., 2009; Wai, T.K et al., 2010, J. Beltra'n-Heredia et al., 2009 ; Renuka et al., 2013et Abidin, Z.Z et al., 2009;...). Cependant, vue la grande variabilité des boues, le dosage s'est fait par gramme de Matières Sèches (MS).

Une bonne séparation solide/liquide nécessitant une bonne décantation et une bonne filtration, l'étude de l'effet des coagulants (*M. oleifera*, *J. curcas* et *C. procera*) sur ces deux paramètres importants de la séparation solide/liquide a été réalisée.

L'utilisation de la dose optimale pourrait procurer une boue très filtrable et une haute qualité de gâteau correspondant (Ademiluyi, 1988).

Ainsi le choix de la dose optimale dépendra donc :

- ❖ de la capacité du coagulant à bien flocculer et à donner une bonne décantation c'est dire à donner une élimination raisonnable de la teneur en MES dans le surnageant et un volume de boue décantée consistant.

Notre objectif étant d'obtenir après conditionnement une quantité de boue épaissie consistante et un surnageant débarrassé de la grande majorité de ses Matières En Suspension (MES), l'évaluation d'une bonne décantation s'est faite par un suivi de :

- ✓ La réduction de la teneur en MES dans le surnageant:

La sédimentation naturelle dans les bassins de décantation-épaississement donnant une réduction de 80% des MES (Heinss et al., 1998) dans le surnageant des boues non conditionnées par rapport aux boues d'entrée, la dose optimale donnant une bonne décantation de la boue conditionnée a été définie comme la dose entraînant une réduction des MES $\geq 95\%$ par rapport à la boue d'entrée

- ✓ l'Indice de Boue (IB) qui témoigne de la qualité du dépôt :

Selon la subdivision de Gaveleau (1998), notre dose optimale sera celle qui permettra d'obtenir $IB < 100$ ml/g de MES: condition idéale de décantation, indicateur d'un bon taux de minéralisation de la boue ($MVS < 65\%$). Plus IB s'approche de 100, plus la boue est bonne. En-dessous de 100, les boues sont lourdes et le taux de boue faible, les floccs ne sont pas suffisamment formés.

La réduction moyenne de la teneur en MES dans le surnageant par rapport à la teneur en MES de la boue brute associée aux IB moyens obtenues en fonction des doses nous permettra d'identifier la bonne dose en les corrélant. Le tableau suivant permettra de faire la corrélation.

Tableau 7.18 : Critères de valeurs pour le classement de la décantation

Indicateurs d'une bonne décantation	Valeurs seuils (Moyenne réduction MES en % par rapport à la boue brute)	Appréciations
Réduction MES par rapport à la BB	Réduction ≥ 95	Bonne réduction
	$90 \leq \text{MES} < 95$	Moyenne réduction
	$85 < \text{Réduction} < 90$	Mauvaise réduction
IB (mL/g)	$75 \leq \text{IB} < 100$	Bon décantât
	$50 < \text{IB} < 75$	Décantât moyen
	$\text{IB} \leq 50$	Mauvais décantât

- ❖ De la capacité du coagulant à donner une bonne filtration c'est-à-dire une faible Résistance Spécifique à la Filtration (RSF) qui permettra une rapide élimination du liquide restant dans la boue décantée.

Les Résistance Spécifique à la Filtration effectuées sur des boues épaissies d'eaux usées normales ou d'eaux usées synthétiques ayant subi un conditionnement ont donné une réduction significative de la résistance pouvant aller de 80 à 95% de réduction de la RSF du témoin (Tat et al., 2009 ; Tat et al., 2010 et Ghebremichael et Hultman., 2004).

La dose optimale pour ce paramètre sera donc considérée comme celle permettant d'obtenir une $RSF \leq 10\%$ de celle du témoin. Le tableau 7.3 récapitule les critères de classement de la filtrabilité.

Tableau 7.3 : Critères de valeurs de classement de la filtrabilité

Indicateur de la filtrabilité	Valeurs de la RSF en % de la RSF du décantât de la boue non conditionnée	Appréciations
RSF	$RSF \leq 10$	Bonne Filtration
	$10 < RSF < 20$	Moyenne Filtration
	$RSF \geq 20$	Mauvaise filtration

Les tests ont été faits en trois répétitions avec trois BV différentes pendant trois semaines.

7.3.3.6. Coagulation/Floculation

Les différents types des coagulants ont été utilisés pour voir leurs influences dans le processus de coagulation/floculation en variant les doses. Ainsi tout au long de ce test, on a eu un mélange de boue brute (BB) avec l'extrait de coagulant dans l'eau distillée et une BB non conditionnée qui servait de témoin.

Le Jar test, méthode la plus largement utilisée pour l'évaluation et l'optimisation du processus de coagulation/floculation (Ndabigengesere, A et al. 1998 et Wai, K.T et al. 2009) a été utilisée pour ce test (figure 7.6).

Ce jar test consiste en une rangée de six béciers alignés sous un appareillage équipé d'un dispositif d'éclairage permettant de tous les agiter à la même vitesse. Cet appareil a permis à des béciers remplis de BB + coagulant et un bécier témoin rempli de BB seul d'être agités

simultanément à 200tr/s pour 2mn à l'ajout du coagulant d'après les travaux de Ndabigengesere et al, 1995 et Abidin.Z.Z et al, 2011. Les béchers de 1000ml sont remplis de 800ml de boues pour éviter le déversement lors du mixage. Cette étape de coagulation/floculation est suivie d'une étape de décantation.



Figure 7.6 : Dispositif de coagulation/floculation : Jar test

7.2.3.6. Décantation

Après conditionnement, tous les échantillons ont été vidés dans des cônes Imhof et laissés à décanter pendant une heure (figure 7.7). Le volume de dépôt a été noté après 30mn et après une heure de sédimentation intercalé à 45mn par une légère agitation des bords du cône pour éviter l'effet de bord. Cette décantation permet de voir la vitesse de sédimentation des différents mélanges boue + coagulant et la séparation de la phase solide de la phase liquide.

Le surnageant a été séparé du gâteau de boue déposé au fond du cône Imhoff à l'aide d'un siphon. Chacune de ces deux parties a subi ensuite une série d'analyses.

Ainsi, pour une éventuelle réutilisation, les paramètres tels que la température, les Matières Solides (MS), les Matières En Suspension (MES), les Matières Volatiles en Suspension (MVS), le pH, la conductivité, la salinité, la Demande Chimique en Oxygène (DCO) ont été testés dans le surnageant stocké dans un réfrigérateur (APHA. 1998).

Sur le gâteau, notre matériel principal, la Résistance Spécifique à la Filtration (RSF) est étudiée.

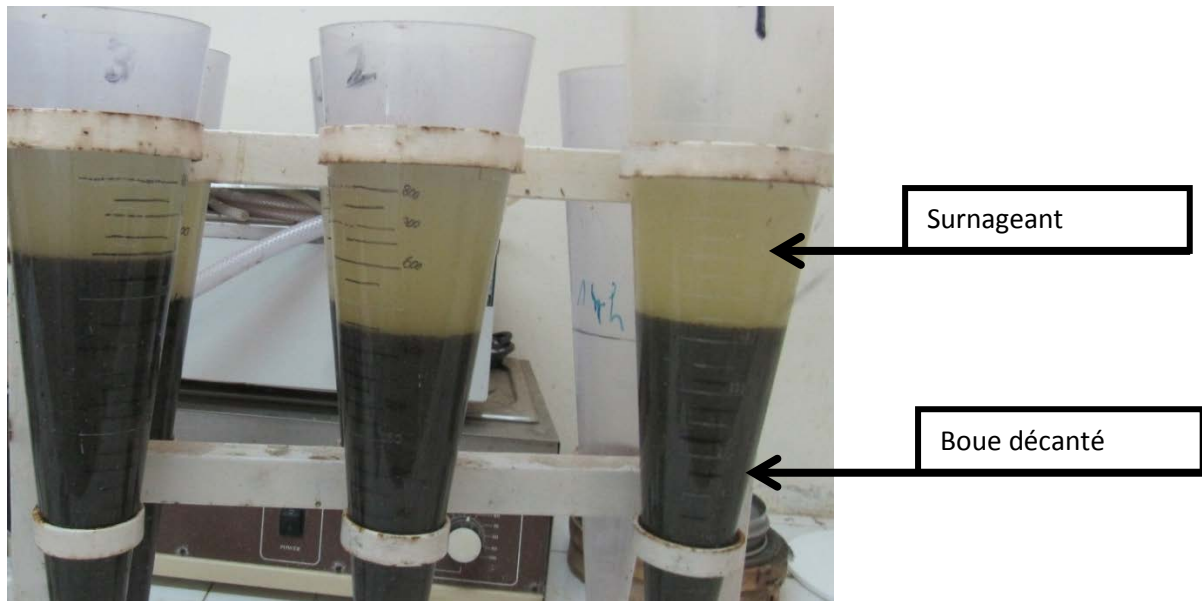


Figure 7.7 : Dispositif de décantation dans cônes Imhoff

7.2.3.7. Résistance Spécifique à la filtration

La Résistance spécifique à la filtration est le paramètre qui permet d'évaluer la capacité des boues à être filtrées (figure 7.8). La RSF a été évaluée selon la méthodologie de la norme DIN (DIN 2013). Cent ml de SS (ou tout SS si moins de 100 ml ont été recueillis) ont été filtrés sous vide 50 kpa. Le vide a été créé à l'aide d'une pompe (N816.1.2kT.18, KNFLab, LABOPORT) et a été mesurée avec un manomètre. L'appareil de filtration est illustré sur la figure 2.

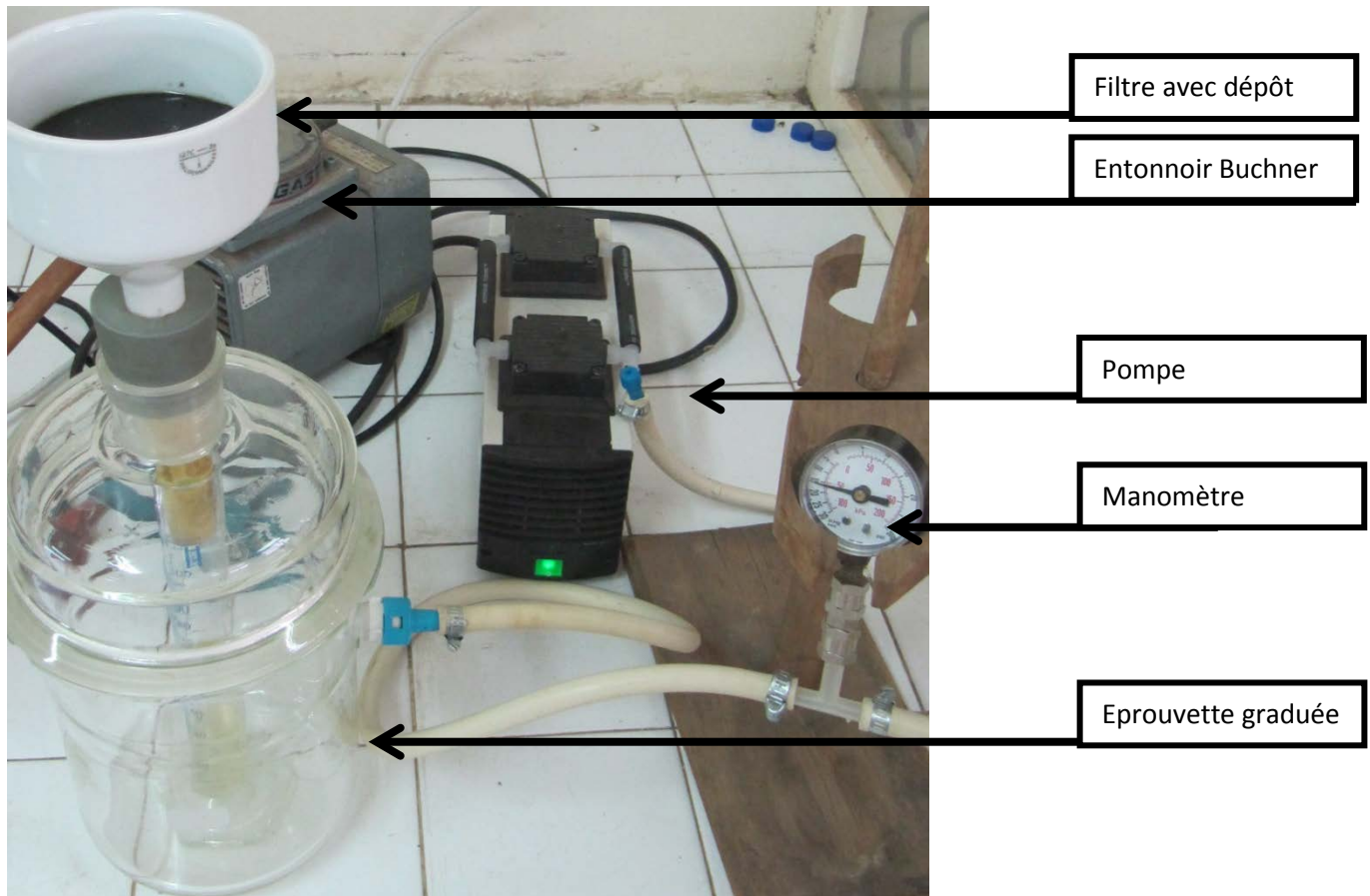


Figure 7.8 : Dispositif pour la Résistance Spécifique à la Filtration

La boue décantée a été versé dans un entonnoir de Büchner en porcelaine contenant un papier filtre de 90 mm de diamètre (Whatman TM, cat n ° 1001-090). Le volume de filtrat a été enregistré en fonction du temps. Si tout le volume à filtrer est obtenu avant que la pression n'arrive à 50kPa, la RSF est nulle. Elle est arrêtée si après une heure tout le volume n'a toujours pas filtré (DIN. 2013). La RSF est calculée à partir de l'équation suivante :

Équation 1: Formule de la Résistance Spécifique à la Filtration

$$RSF = \frac{2 * \Delta p * A^2 * b}{\mu * m}$$

RSF= Résistance Spécifique à la Filtration en m/kg

Δp = Pression exercée sur le filtre en Pa

A^2 = Surface de l'entonnoir en m^2

b= coefficient directeur de la courbe obtenue en traçant t/v sur V

μ = Viscosité du filtrat (hypothèse : viscosité de l'eau que l'eau) en Pa.s

m= Masse de matières solides déposées sur le filtre par unité de volume du filtrat [kg/m³]

7.2.3. Suivi des paramètres

7.2.4.1. Paramètres physiques

Les paramètres physiques suivis au cours de l'étude ont été : la température (T°), le pH, la conductivité, les Matières Sèches (MS), les Matières En Suspension (MES), les Matières Volatiles en Suspension (MVS), l'Indice de Boue (IB). Les paramètres ont été analysés selon les méthodes standards (APHA, 1998) et Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (2005).

❖ Température et pH

La température (T°) et le pH ont été relevés en même temps à l'aide d'un portable multimodal dans les boues brutes et les effluents.

La Température exprimée en degré Celsius (°C) participe à la détermination des conditions environnementales lors des tests. Elle joue un rôle essentiel dans la solubilité des sels et surtout des gaz, dans la dissociation des sels et donc sur la conductivité électrique et dans la détermination du pH.

Ce dernier permet de déterminer le caractère acide ou basique des échantillons.

❖ Electro-conductivité (EC) et salinité

L'électro-conductivité de l'eau est une mesure de sa capacité à conduire un courant électrique. Étant donné que le courant électrique est transporté par les ions en solution, la conductivité augmente avec l'augmentation de la concentration des ions. En effet, la valeur mesurée de l'EC est utilisée comme mesure de substitution de la concentration des solides totaux dissous. À l'heure actuelle, l'EC d'une eau est l'un des paramètres importants utilisés pour déterminer l'aptitude d'une eau pour l'irrigation. La salinité de l'eau usée traitée pour être utilisée pour l'irrigation est estimée par la mesure de sa conductivité électrique (Wastewater Engineering-Treatment and reuse). Elles ont été mesurées en même temps à l'aide d'un portable multimodal dans les boues brutes et les effluents.

❖ Matières Sèches

Paramètre le plus mesuré dans les boues, la concentration en MS est le critère de base du dimensionnement des lits de séchage. Après un séchage de l'échantillon à l'étuve à 105°C pendant 3 heures ou plus, La concentration en MS de la boue est obtenue par pesée différentielle. Cette fraction est déterminée en mg/l ou en %.

❖ Matières en suspension (MES)

Ce paramètre correspond à la pollution solide. Ce sont les matières organiques ou minérales en suspension dans l'eau. Il est déterminé par filtration à l'aide de filtre millipores. La fraction en MES est exprimée en mg/l.

❖ Matières volatiles en suspension (MVS)

Elles représentent la fraction des matières en suspension susceptible d'être volatilisée à 550°C. Les MVS sont généralement assimilées aux matières organiques en suspension. Elles sont mesurées dans les boues et les effluents des lits de séchage. Les MVS s'expriment en mg/l

❖ Indice de Boue (IB) ou Sludge Volume Index (SVI)

L'indice de Boue (IB) est utilisé pour voir les caractéristiques de sédimentation de la boue. Il permet d'apprécier l'aptitude de la boue à la décantation, de suivre son aptitude à décanter lors d'un traitement spécifique et de prévenir d'éventuelles pertes de boues liées au dépassement des capacités hydrauliques. C'est le volume en ml occupé par un gramme de matières en suspension après 30mn de décantation statique dans une éprouvette d'un litre à paroi transparente graduée. Elle exprimé en ml/g de MES, il est défini par la formule suivante :

Équation 2 : Indice de Boue

$$\text{Indice de Boue (IB)}[\text{mL/g}] = \frac{\text{Volume de boue décanté en 30 minutes } [\text{mL/L}]}{\text{Concentration en Matières En Suspension } [\text{g/L}]}$$

Selon Graveleau (2005) les subdivisions suivantes présentent les différentes situations pour l'aptitude à la décantation d'une boue.

- IB < 100 ml/g de MES: condition idéale de décantation, indicateur d'un bon taux de minéralisation de la boue (MVS<65%).
- 100 < IB < 150 ml/g de MES: condition acceptable pour des installations fonctionnant dans le domaine de la faible charge massique (aération prolongée).
- IB > 150 ml/g de MES: difficultés de décantation possibles, liées au développement de bactéries filamenteuses. (Graveleau, 2005).

7.2.3.7. Paramètres chimiques

Pour ces paramètres, seule la Demande Chimique en Oxygène (DCO) a été suivie.

La Demande Chimique en Oxygène exprime la quantité d'oxygène dissoute nécessaire pour oxyder par voie chimique toutes les substances oxydables. C'est un paramètre que l'on utilise pour déterminer la concentration des polluants principaux. C'est une mesure globale des matières organiques et de certains sels minéraux oxydables. Cette pollution organique totale a été mesurée dans les boues brutes et leurs effluents selon le mode d'analyse du Standard Method. Elle est exprimée en milligramme d'oxygène par litre (mg O₂/l).

7.2.5. Détermination du coagulant permettant une meilleure séparation solide/liquide.

La détermination du coagulant permettant une meilleure séparation solide liquide s'est faite par étude comparative des capacités de séparation solide/liquide des différents coagulants utilisés.

7.2.6. Détermination de la disponibilité et de la rentabilité économique des coagulants pour une utilisation à grande échelle

L'initiative d'une utilisation à grande échelle des coagulants utilisés dans cette étude ne peut grandir sans étude de certains facteurs en rapport avec ces coagulants mais aussi aux coûts d'exploitation qui en résultent.

L'étude des facteurs en rapport avec chaque coagulant s'est faite en répondant aux questions suivantes à travers la littérature, des visites de terrain et de marchés :

Tableau 7.4 : Questionnaire sur les coagulants

Types de coagulants	Disponibilité	Culture	Autres usages
- Moringa oleifera	- Accessibilité sur le marché	- Type de sol	- Médecine
- Jatropha curcas	- Circuit de vente	- Période de floraison	- Alimentation
- Calotropis procera	- Prix de vente	- Productivité	- Agriculture (engrais)
		- Propagation	- Combustible

L'étude de l'accessibilité et de la rentabilité s'est faite surtout sur une estimation de production de quantité de graines de Moringa nécessaire pour le traitement annuelle des boues de vidange de la station.

7.3. RESULTATS ET DISCUSSION

7.3.1. Caractérisation des boues

Les caractéristiques des BV utilisées lors des trois répétitions de cette étude sont consignées dans le tableau ci-dessous. La teneur moyenne en MS qui est de 8,622 est en accord avec les résultats de Dayer (2014) qui montrent une MS moyenne de 8,7g/l avec l'utilisation de trois boues différentes mais aussi avec ceux de Sonko et al (soumis) qui donnent une MS moyenne de 8,521g/l pour des concentrations en MS variant de 2,1 à 21,5g/l .Les boues qui arrivent à la STEP de Cambérène montrent toujours de grandes variabilités d'un échantillon à l'autre. En effet à l'exception du pH, tous les paramètres des boues varient considérablement (Dayer, 2014 ; Dème, 2008 ; Diocou. 2014 ; Sonko, 2008; Sonko et al, 2014 ; Tine, 2009) avec de forte variabilité d'une étude à l'autre. Cette variabilité des BV est due selon Ingallinella et al. (2002) à l'intrusion des eaux de la nappe dans les fosses septiques, aux performances des fosses septiques, aux technologies et aux engins de vidange.

Tableau 7.5 : Caractéristiques des boues brutes utilisées

	Boue 1	Boue 2	Boue 3
MS (g/L)	11,498	4,921	9,447
MES (g/L)	9,431	3,458	6,621
MVS (g/L)	7,592	2,804	5,444
MVS (%MS)	66,024	56,987	57,628
DCO (g O ₂ /L)	10,800	4,875	6,170
pH	7,85	8	7,9
EC (mS/cm)	4,3	4,49	3,4
Salinité (g/L)	2,2	2,4	1,8
T°C	27, 3	29,4	25,1

L'invasion des fosses septiques par les eaux de la nappe est due selon Mbégué (2002) à un défaut d'étanchéité de celles-ci.

Selon Diongue (2006), la majorité des véhicules de vidange est composée de camions pompes qui ne peuvent soutirer des fosses que la partie liquide.

Aussi selon Sonko (2008), la variabilité des boues étant fortement liée au type d'habitat, les boues provenant des quartiers populaires comme Grand Yoff, Pikine, Guédiawaye, sont constatées plus chargées que celles des quartiers résidentiels comme Ngor, Almadies, etc.

Les valeurs moyennes des paramètres DCO, MVS, MES trouvées dans cette étude sont aussi confirmées par la littérature (Dayer, 2014 ; Seck et al., 2014 ; Sonko, 2008 ; Sonko et al., 2014 et Vonwiller, 2007).

7.3.2. Séparation solide/liquide de la boue non conditionnée

La décantation et la filtrabilité de la boue non conditionnée ont été testées pour servir de témoin aussi bien pour l'étude de la décantation des boues conditionnées que pour l'étude de la filtrabilité.

7.3.2.1. Décantation de la boue non conditionnée

La décantation de la boue non conditionnée a donné une réduction moyenne de 85,60% des MES dans le surnageant par rapport à la boue brute (BB). En effet pour des MES allant de 3,458 à 9,431g/l pour la BB, la décantation a donné une teneur variant de 0,03 à 2,05g/l dans le surnageant soit une teneur moyenne de 15% en MES par rapport à la boue brute. Ceci est en accord avec les résultats de Heinss et al., 1998) qui montraient une réduction de 80% des MES dans le surnageant des bassins de décantation-épaississement et avec ceux de Dayer (2014) où elle trouvait une réduction de 83-85% des MES dans le surnageant de la boue non conditionnée.

Il y a aussi une réduction de la DCO qui passait d'une moyenne de 7,28g O₂/L dans la BB à 2,38 dans le surnageant.

7.3.2.2. Filtrabilité de la boue non conditionnée

La Résistance Spécifique à la Filtration de la boue non conditionnée variait de 12,8.10¹² m/kg à 29,1.10¹² m/kg. Le test pour la RSF a montré une grande variabilité même lorsqu'il est

répété trois fois. Ainsi pour une boue, l'étude la RSF a donné successivement $17,2 \cdot 10^{12}$ m/Kg ; $17,6 \cdot 10^{12}$ m/Kg et $12,8 \cdot 10^{12}$ m/Kg.

Des RSF mesurées sur les boues dans d'autres études montraient cette variabilité des valeurs de la SRF. En effet, Dayer (2014) montre des RSF variant entre $11 \cdot 10^{12}$ et $45 \cdot 10^{12}$ m/kg pour la boue non conditionnée. Avec de la boue activée Tat et al., 2009 et Tat et al., 2010 trouvent une variation de SRF respectivement de $6,5 \cdot 10^{10}$ à $1 \cdot 10^{11}$ et $3,55 \cdot 10^{12}$ à $5,1 \cdot 10^{12}$ m/kg .

7.3.2.3. Détermination de la dose permettant une meilleure séparation solide/liquide

Les analyses effectuées pour la détermination de la dose permettant une meilleure séparation solide/liquide ont montré que la bonne dose permettant d'avoir une bonne décantation ne correspondait pas toujours à la dose permettant d'obtenir une bonne déshydratation. Ainsi aux suivis de la réduction des MES dans le surnageant, du volume de boue décanté (Indice de Boue) et de la réduction de la RSF, ont été associées des observations visuelles (appréciation de la turbidité du surnageant et de la formation de floccs par exemple) pour trouver la dose répondant aux critères de bonne décantation et bonne filtration.

L'analyse de résultats s'est faite avec la moyenne des paramètres pour les trois boues. La tendance des paramètres pour les boues corrélée à la moyenne est présentée dans les annexes.

7.4. Séparation solide/liquide avec *Moringa oleifera*

7.4.1. Décantation de la boue conditionnée avec *Moringa oleifera*

7.4.1.1. Suivi de la réduction de la teneur en MES dans le surnageant

La boue conditionnée avec *Moringa oleifera* donnait une bonne réduction de la teneur en MES dans le surnageant (figure 7.9). Le surnageant devient de plus en plus clair avec l'augmentation de la dose.



Figure 7.9 : Surnageant après décantation des boues conditionnées avec *Moringa oleifera*

Il a été observé que pour une même dose, le conditionnement avec *M. oleifera* donnait un surnageant plus clair avec une boue brute de MES plus élevée.

Ceci est confirmé par Ndagengesere and Narasiah, 1998 ; Muyibi and Evison, 1995 ; Ali et al., 2009 et Sanchez-Martin et al., 2010 qui ont démontré que *M.oleifera* était plus efficace pour les eaux de forte turbidité que pour les eaux de faible turbidité. Une forte activité de coagulation était toujours corrélée à des eaux de turbidité élevée. Son activité de coagulation est faible pour les eaux de basse turbidité (Muyibi and Evison, 1995).

La figure 7.10 ci- dessous montre que d'une concentration moyenne de 0,76g/L dans le surnageant de la boue non conditionnée, le conditionnement avec *M.oleifera* permettait d'arriver une teneur minimale de 0,08g/ L et maximale moyenne de 0,25g/L dans le surnageant des boues conditionnées.

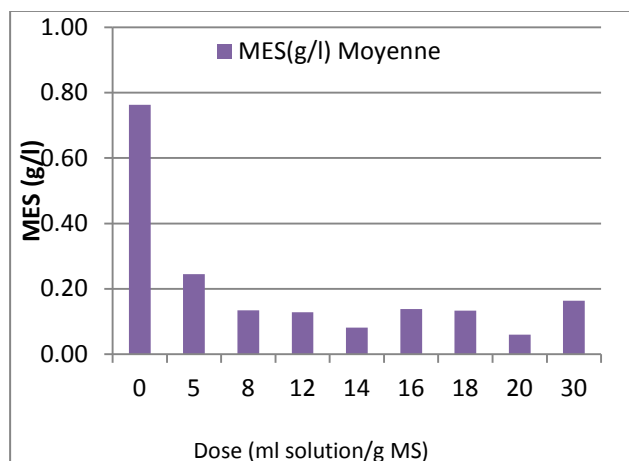


Figure 7.10 : Concentration en Matières En Suspension (g/L) en fonction de la dose du surnageant de la boue conditionnée avec *Moringa oleifera*

Cette réduction de la teneur en MES a été calculée par rapport à la teneur en MES de la boue brute mais aussi par rapport à la teneur en MES du surnageant de la boue non conditionnée obtenu après sédimentation de la boue brute dans les cônes Imhoff.

Le figure 7.11 ci-dessous présente l'évolution de la concentration en MES (exprimées par rapport à la concentration en MES de la boue brute : voir équation) en fonction de la dose de solution.

Équation 3: Calcul de la teneur en MES du surnageant de la boue conditionnée par rapport à la teneur en MES de la boue brute

$$\text{MES [\% MES boue brute]} = \frac{\text{MES surnageant boue conditionnée [g/L]}}{\text{MES boue brute [g/L]}} * 100$$

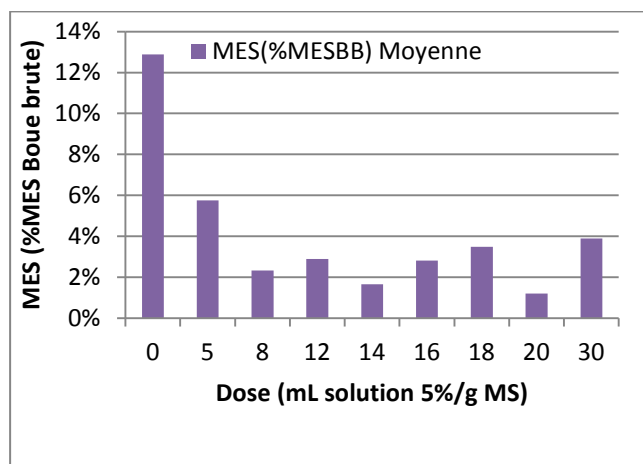


Figure 7.11 : Evolution de la teneur en MES (%) du surnageant par rapport à la boue teneur en MES de la boue brute en fonction de la dose

L'évolution de la teneur en MES dans le surnageant par rapport à la boue brute a montré une bonne réduction des MES dans le surnageant. En effet, l'ajout de *M.oleifera* permettait d'accéder à une teneur minimale de 2% de MES dans le surnageant des boues conditionnées. Ainsi, une réduction de 98% en moyenne des MES a pu être obtenue dans les boues conditionnées par rapport à la teneur en MES de la boue brute.

En définitive, d'une réduction de 85,60% des MES de la boue brute dans le surnageant de la boue non conditionnée, une réduction de plus de 95% pouvait être obtenue dans le surnageant des boues conditionnées avec *M.oleifera*. La littérature (Narasiah, 1998 ; Muyibi and Evison, 1995 ; Okuda et al., 2001 ; Ali et al., 2009 ; Sanchez-Martin et al., 2010 ; Tat at al., 2010...) a montré une efficacité de *Moringa* pour l'enlèvement de la turbidité pouvant varier de 92 à 99% de réduction de la turbidité dans le traitement des eaux usées ; ce qui confirme les résultats de cet analyse.

En plus de cette figure 7.11, la figure 7.12 ci-dessous présente l'évolution de la concentration en MES (exprimée cette fois-ci par rapport à la concentration en MES dans le surnageant de la boue brute : voir équation) en fonction de la dose de solution.

Équation 4 : Calcul de la teneur en MES du surnageant de la boue conditionnée par rapport à la teneur en MES du surnageant de la boue non conditionnée

$$\text{MES [\% MES surnageant boue brute]} = \frac{\text{MES surnageant boue conditionnée [g/L]}}{\text{MES surnageant boue non conditionnée [g/L]}} * 100$$

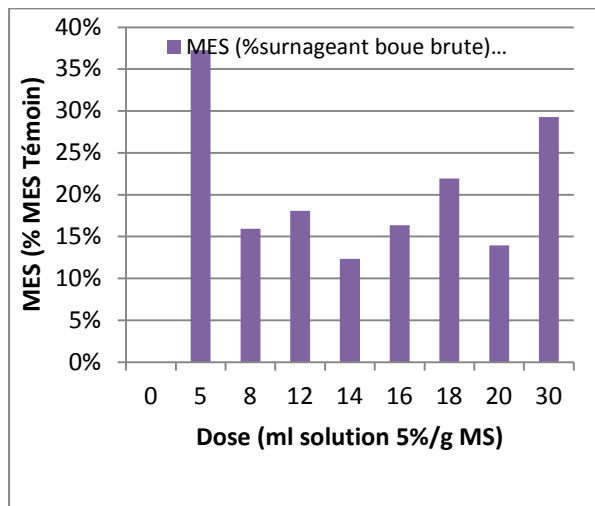


Figure 7.12 : Evolution de la teneur en MES (%) du surnageant de la boue conditionnée par rapport à la teneur en MES du surnageant de la boue non conditionnée en fonction de la dose

Le conditionnement avec *M.oleifera*, a permis d'atteindre en moyenne une réduction maximale de 88% des MES du surnageant comparé au témoin (boue non conditionnée). En effet d'une concentration moyenne de 0,76g/l dans le surnageant de la boue non conditionnée, une concentration minimale de 0,08 g/L en moyenne dans le surnageant de la boue conditionnée a pu être obtenue.

7.4.1.2 Suive de l'Indice de boue

En dehors de la dose 30ml/g MS toutes les doses donnent un IB moyen inférieur à 100ml/g (figure 7.13), indicateur d'une bonne décantation selon, Graveleau (2005).

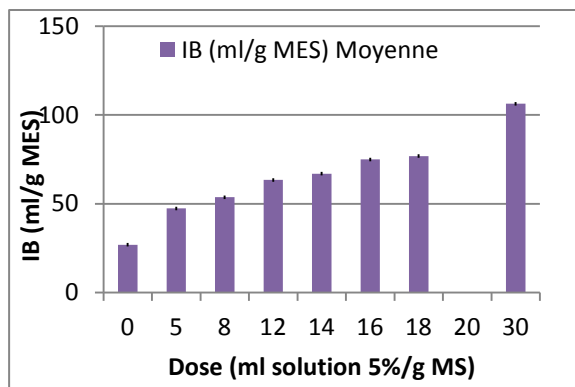


Figure 7.13 : Evolution de l'Indice de Boue en fonction de la dose

L'étude de la décantation par gravité effectuée par Muyibi et al., 2001 en utilisant *M. oleifera* a montré que l'augmentation de la dose de *M. oleifera* conduisait à une réduction de l'augmentation du volume de boue comparé au contrôle. Cette même tendance a été observée dans cette étude où la plus grande dose a conduit à un volume décanté dont l'IB dépassait 100ml/g c'est-à-dire correspondant à une mauvaise décantation.

7.4.1.3. Tableau de classement

Afin de pouvoir classer les doses en fonction de leur effet à la fois sur l'Indice de boue et la réduction en Matières En Suspension dans le surnageant, le tableau 7.6 résume le comportement des doses pour les critères de valeurs qui ont été fixés :

Tableau 7.6 : Classement des doses en fonction des indicateurs d'une bonne décantation

Indicateurs d'une bonne décantation	Valeurs seuil (Moyenne réduction MES en % par rapport à la boue brute)	Appréciations	Doses (mL/g MS)
Réduction MES par rapport à la BB	Réduction $\geq 95\%$	Bonne réduction des MES	8 ; 12 ; 14 ; 16 ; 18 ; 20 ; 30
	$90\% \leq \text{Réduction} < 95\%$	Moyenne réduction des MES	5
	$85 < \text{Réduction} < 90$	Mauvaise réduction des MES	ND
Indice de Boue	$75 \leq \text{IB} < 100$	Bon décantât	16 ; 18 ; 20

[mL/g]			
	50<IB<75	Décantât moyen	8 ; 12 ; 14
	IB≤50	Mauvais décantât	5

Si l'on se concentre sur les MES, presque toutes les doses avaient donné en moyenne une réduction supérieure à 95%. Seule la dose 5mL/g MS donne une réduction de 94% en moyenne.

Alors que si l'on regarde l'IB, seule la dose égale à 5mL/g MS ne permettait pas d'obtenir un bon décantât et la dose de 30 mL/g MS est à exclure puisque son décantât est caractérisé comme mauvais, car dépassant la limite de 100mL/g de Graveleau.

Ce tableau a permis de conclure que plusieurs doses permettent une bonne décantation.

Une bonne réduction des MES étant primordiale pour une utilisation ultérieure du surnageant dans l'agriculture, les doses 16 ; 18 et 20 mL/g MS sont considérées comme entraînant une bonne décantation. Cependant les doses 8 ; 12 et 14mL/g MS peuvent aussi être source de bonne décantation selon la quantité de boue voulu car ayant une bonne capacité de réduction des MES et un décantât moyen.

Cependant, malgré ce bon taux d'enlèvement de la MES dans le surnageant, ce dernier montre une augmentation de la DCO avec l'augmentation de la dose. D'une réduction moyenne de la DCO de 36% et 42% respectivement pour les doses 5 et 8mL/g MS, une diminution du pourcentage de réduction est notée avec l'augmentation de la dose. Ceci est en rapport avec les résultats de Vieira et al., 2010 qui note une diminution de l'efficacité de réduction de la DCO avec l'application de Moringa dans des eaux usées de l'industrie laitière à pH 9.

Sanchez-Martin et al., 2010 aussi trouve que la DCO finale dans l'eau traitée avait tendance à diminuer pour la dose minimal par rapport au témoin mais augmentait avec l'augmentation de la dose. Ce fait révélait selon ces auteurs, l'efficacité des faibles doses d'extrait de Moringa. L'élévation de la DCO résiduelle était due d'après ces travaux à un excès de la protéine coagulante et d'autres composés organique induit par application de doses élevées de Moringa pour l'élimination de la turbidité et de la DCO.

Cette augmentation de la DCO n'a cependant atteint celui du surnageant de la boue non conditionnée que pour la dose 30mL/g MS. La dose ayant donnée la meilleure réduction des MES du surnageant correspondait à la dose qui montrait le plus faible pourcentage de réduction de la DCO en dehors de la dose 30mL/g MS.

Beaucoup de travaux sur l'utilisation de *M. oleifera* comme conditionneur dans le traitement des eaux et des eaux usées (Okuda et al., 2001 ; Ndabigengesere et al., 1998,...) ont montré cependant une augmentation de la DCO par rapport au témoin dès l'ajout de leur dose minimale. Cette augmentation de résidu de carbone dissous observée aussi par Dayer (2014) avec l'utilisation de *M. oleifera* comme flocculant dans les boues de vidange, serait due à la présence de particules organiques dissouts dans la solution préparée avec la poudre de graines de *M. oleifera*. Une filtration de la solution pourrait néanmoins amoindrir ce désavantage.

Cette différence sur l'évolution de la DCO de cette étude par rapport à ces études pourrait résulter de la finesse de la poudre de Moringa utilisée. En effet, bien que la poudre n'est pas été tamisée ni la solution filtrée, les graines ont été moulue pendant 20 à 30 mn jusqu'à l'obtention d'une poudre totalement dépourvue de tout résidu de graines palpable.

7.4.1.4. Filtrabilité de boue conditionnée avec *Moringa oleifera*

L'évolution de la Résistance Spécifique à la filtration est représentée par la figure 7.14 ci-dessous.

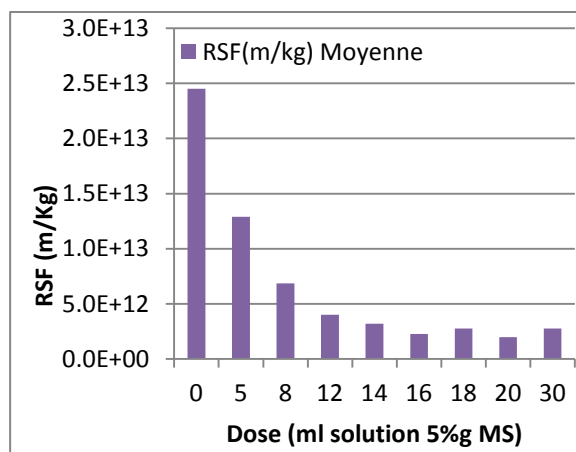


Figure 7.14 : Evolution de la Résistance Spécifique à la Filtration en fonction de la dose

Cette figure montre que toutes les doses de *Moringa oleifera* entraînaient une réduction de la RSF.

Le conditionnement des boues avec *Moringa oleifera* a permis d'atteindre des RSF largement inférieures à la RSF du témoin en fonction de la dose appliquée. Ceci est en accord avec la littérature (Tat et al., 2009 ; Tat et al., 2010 ;Muyibi et al., 2001 et Ghebremichael et al., 2004).

L'ajout de *M.oleifera* pouvait entrainer une réduction de plus de 90% de la RSF du décantât de la boue non conditionné qui a servi de témoin (figure 7.15).

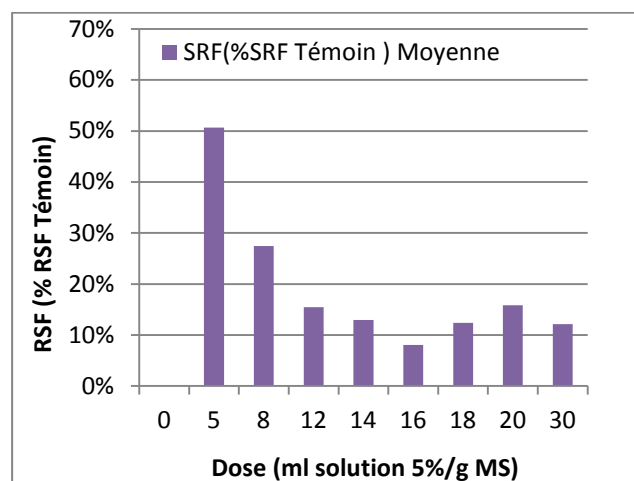


Figure 7.15 : Evolution de la Résistance Spécifique à la Filtration par rapport au témoin en fonction de la dose

La dose donnant en moyenne la plus faible RSF en pourcent du témoin correspondait à la dose 16 mL/g MS. Une plus grande réduction de la RSF n'a plus été obtenue au-delà de cette dose. Cette dose correspondrait à 0,80 g de poudre de *M.oleifera* par gramme de MS et au regard de la teneur en MS moyenne de notre étude à 6,90g de poudre par litre de boue.

Tableau 7.7 : Classement des doses en fonction des indicateurs de la filtrabilité

Indicateur de la filtrabilité	Valeurs de la RSF en % de la SRF du décantât de la boue non conditionnée	Appréciations	Doses (ml/g MS)
RSF	$RSF \leq 10$	Bonne Filtration	16
	$10 < RSF < 20$	Moyenne Filtration	12 ; 14 ; 18 ; 20 ; 30
	$RSF \geq 20$	Mauvaise filtration	5. 8

Cette dose optimale s'approche de celle de Tat et al., 2009 qui donnaient, pour des boues épaissies de MES et IB moyens respectifs de 7,705g/l et 130g/ml, une dose optimale de 4g/l. Tat et al., 2010 trouvaient aussi que pour des caractéristiques de boue activée de 5,530g/l pour la MES et 196g/ml pour l'IB, une dose optimale de 4,695g/l. Dayer (2014), qui a utilisé des boues presque identiques aux boues de ce travail, a trouvé dans ses travaux avec *M.oleifera* qu'à environ 20mL/g MS, elle obtenait une déshydratation maximale avec une MS moyenne de 8,7g/L. Une amélioration significative de cette déshydratation n'était plus obtenue au-delà de cette dose. Cette dose correspondait à environ 1g de poudre de *M.oleifera* par gramme de MS ; ceci confirmant notre résultat.

7.4.1.5. Détermination de la dose permettant une bonne séparation solide/liquide

La dose optimale étant définie comme la dose conduisant à une bonne décantation et à une bonne filtration, la dose optimale de *M. oleifera* entraînant une bonne séparation solide liquide est la dose 16ml/g MS.

Cependant les doses 18 et 20 mL/g MS donnant une bonne décantation et une filtration moyenne peuvent aussi entraîner une séparation solide/liquide acceptable.

7.4.5 Séparation solide/liquide avec *Jatropha curcas*

7.4.5.1. Décantation de la boue conditionnée avec *Jatropha curcas*

7.4.5.2. Suivi de la réduction de la teneur en MES dans le surnageant

Le conditionnement de la boue avec *Jatropha curcas* n'a pas montré une bonne réduction de la teneur en MES dans le surnageant (figure 7.16). En effet l'observation du surnageant fait état d'un surnageant sombre à plus ou moins laiteux.



Figure 7.16 : Surnageant après décantation des boues conditionnées avec *Jatropha curcas*

La figure 7.17 ci-dessous montre une augmentation dans la teneur en MES dans le surnageant avec l'augmentation de la dose.

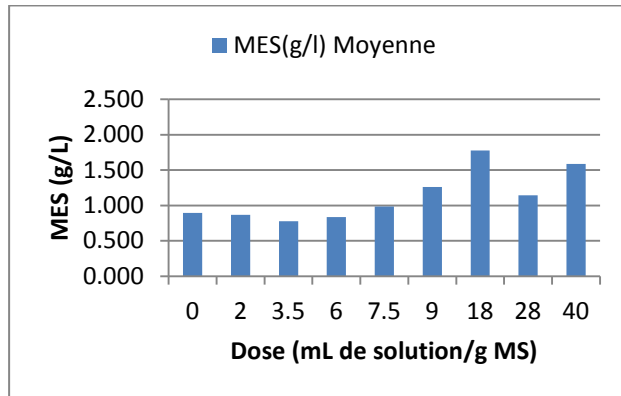


Figure 7.17 : Concentration en Matière En Suspension (g/L) en fonction de la dose du surnageant de la boue conditionnée avec *Jatropha curcas*

Sur cette figure, pour une concentration moyenne de 0,895g/L dans le surnageant de la boue non conditionnée, le surnageant des boues conditionnées montre une concentration moyenne en MES entre 0,779g/L et 1,776g/L.

Les figures 7.18 ci-dessous montrent respectivement le pourcentage de teneur en MES dans le surnageant de la boue conditionnée par rapport à la teneur en MES boue brute en fonction de la dose et par rapport à la teneur en MES du surnageant de la boue non conditionnée.

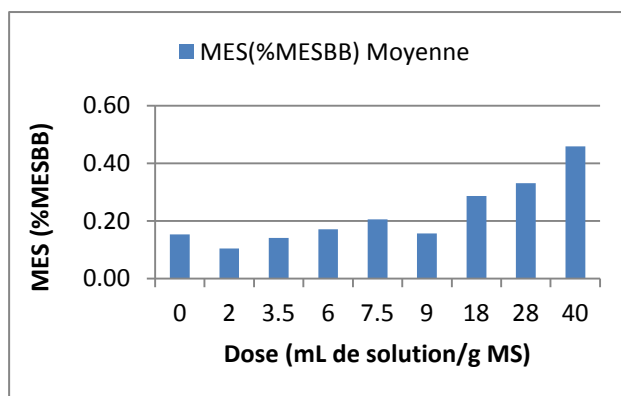


Figure 7.18 : Evolution de la teneur en MES du surnageant de la boue conditionnée par rapport à la teneur en MES de la boue brute en fonction de la dose

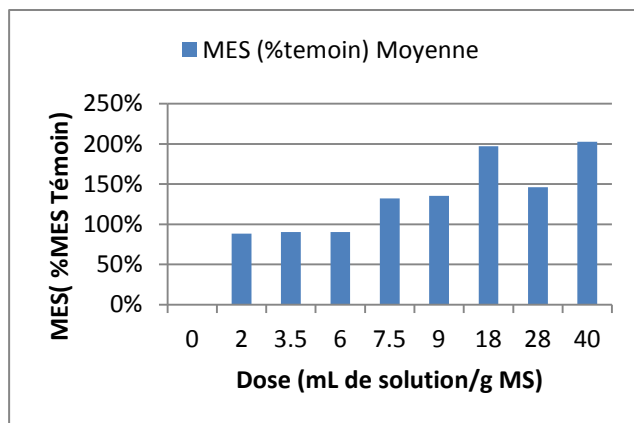


Figure 7.19 : Evolution de la teneur en Matières En Suspension du surnageant de la boue conditionnée par rapport à la teneur en MES du surnageant de la boue non conditionnée en fonction de la dose

Sur la première figure, l'ajout de solution de *Jatropha curcas* a fait passer la teneur en MES dans le surnageant de la boue conditionnée d'une moyenne minimale de 10% à une moyenne maximale de 46 % par rapport à la teneur en MES de la boue d'entrée. Ceci correspond à une réduction de de 64 à 90% de la teneur en MES dans le surnageant par rapport à celle de la boue brute. Cette réduction ne peut être considérée bonne au regard de la réduction des MES dans le surnageant de la boue non conditionnée qui atteint 85% par rapport à la boue brute.

La seconde figure montre que *J. curcas* a fait accroître la teneur en MES dans le surnageant des boues conditionnées par rapport au surnageant de la boue non conditionnée. Cette teneur en MES dans le surnageant des boues conditionnées pouvait même être le double de la teneur en MES du surnageant de la boue non conditionnée

Cette mauvaise performance de *J. curcas* dans la réduction de la turbidité pourrait être due à la valeur du pH. En effet dans cette étude le pH de la boue brute variait entre 7,85 et 8 alors que dans les études sur l'utilisation de *J. curcas* comme flocculant dans le traitement des eaux usées, il a été trouvé qu'il entraînait 99% d'enlèvement de la turbidité à pH 1 à 3 et 97% à pH 11 (Abidin et al., 2011 et Abidin et al., 2013). Khodapanah et al., (2013) montrait que la réduction de la turbidité était maximale à pH 4 et moindre à pH 9 où il donnait 66% de réduction. Le pourcentage de réduction de la turbidité de *J. curcas* de cette présente étude, correspond au moindre pourcentage de réduction de la turbidité de Khodapanah et al., (2013), d'où cette forte probabilité de l'effet du pH.

De ces travaux, découlait que *J. curcas* est considéré efficace dans les eaux fortement acide et fortement basique avec une meilleure performance dans les eaux acides (Abidin et al., 2011 ; Abidin et al., 2013 et Khodapanah et al., 2013).

L'ajout d'un acide fort (HCl) ou d'une base (NaOH) pour ajuster le pH pourrait améliorer la capacité flocculant de *J. curcas* jugé approprié pour la réduction de la turbidité des eaux et des eaux usées industrielles avec une large gamme de couverture de turbidité initiale (Abidin et al., 2011).

7.4.5.3. Suivi de l'Indice de Boue

La figure 7.20 ci-dessous montre que toutes les doses utilisées dans cette étude donnaient un Indice de Boue répondant au critère de bonne décantation de Graveleau (2005) c'est-à-dire $IB < 100 \text{ ml/g}$.

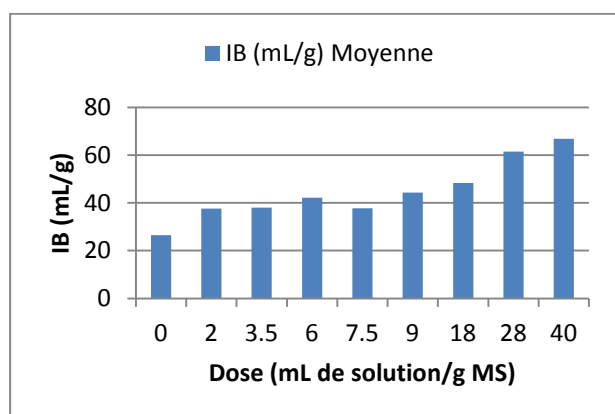


Figure 7.20 : Evolution de l'Indice de Boue en fonction de la dose

7.4.5.2. Tableau de classement

Le tableau ci-dessous résume la capacité de décantation des boues conditionnées avec *Jatropha curcas* :

Tableau 7.8 : Classement des doses en fonction des indices d'une bonne décantation

Indicateurs d'une bonne décantation	Valeurs seuil (Moyenne réduction MES en % par rapport à la boue brute)	Appréciations	Doses (mL/g MS)
Réduction MES par	Réduction $\geq 95\%$	Bonne réduction des	ND

rapport à la BB		MES	
	$90\% \leq \text{Réduction} < 95\%$	Moyenne réduction des MES	ND
	$85 < \text{Réduction} < 90$	Mauvaise réduction des MES	2 ; 3,5 ; 6 ; 7,5 ; 9 ; 18 et 40
Indice de Boue [mL/g]	$75 \leq \text{IB} < 100$	Bon décantât	ND
	$50 < \text{IB} < 75$	Décantât moyen	18 et 28
	$\text{IB} \leq 50$	Mauvais décantât	2 ; 3,5 ; 6 ; 7,5 ; 9 et 18

Il montre que le conditionnement avec *J. curcas* n'a pas permis une bonne décantation mais pouvait permettre d'obtenir un volume gâteau moyen avec les doses 18 et 28 mL/g MS.

Au vu de cette faible performance *J. curcas* pour l'optimisation de la décantation, une dose optimale correspondant à ce paramètre n'a pu être déterminée.

7.4.5.3. Filtrabilité de la boue conditionnée avec *Jatropha curcas*

L'évolution de la Résistance Spécifique à la Filtration est montrée par la figure 7.21 suivante.

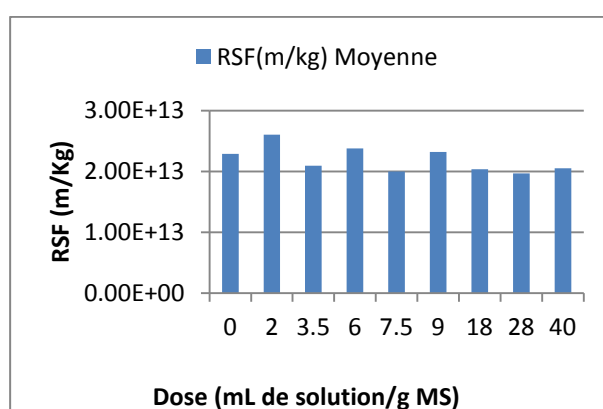


Figure 7.21 : Evolution de la Résistance Spécifique à la Filtration en fonction de la dose

L'application de *Jatropha curcas* dans le traitement des boues de vidange n'étant encore jamais faite, il n'y a pas de moyen de comparer ces résultats. La seule comparaison est

possible avec son utilisation comme coagulant dans le traitement des eaux usées et là aussi, aucune étude ne porte sur la Résistance Spécifique à la Filtration des boues conditionnées avec *J. curcas*.

Ainsi la figure 7.22 suivant portant sur l'évolution de la RSF des boues conditionnées avec ce coagulant par rapport à la RSF de la boue non conditionnée a permis d'avoir un jugement plus clair.

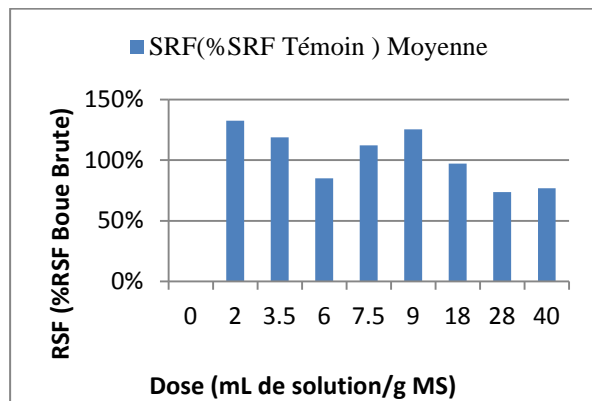


Figure 7.21 : Evolution de la RSF des boues conditionnées par rapport à la boue non conditionnée en fonction de la dose

Cette figure montre un comportement de la RSF variable avec l'augmentation de la dose. D'une augmentation de la RSF au-delà de la RSF de la boue non conditionnée pour les doses 2 et 3,5mL/g MS, une réduction de 15% a pu être obtenue avec la dose 6mL/g MS. Cette réduction, loin du pourcentage de réduction de la RSF de coagulants naturels comme Moringa ou chimiques comme le sulfate d'alumine (Alum), tendait à diminuer et même à s'annuler avec l'augmentation de la dose. Ceci pourrait faire penser un effet d'overdose, cependant il a été encore noté une tendance à la réduction.

Tableau 7.9 : Classement des doses en fonction des indices de filtrabilité

Indicateur de la filtrabilité	Valeurs de la RSF en % de la SRF du décantât de la boue non conditionnée	Appréciations	Doses (ml/ g MS)
RSF	$RSF \leq 10$	Bonne Filtration	ND
	$10 < RSF < 20$	Moyenne Filtration	ND
	$RSF \geq 20$	Mauvaise filtration	2 ; 3,5 ; 6 ; 7,5 ; 9 ; 18 et 40

Le tableau ci-dessus résumant la filtrabilité de la boue conditionnée avec *J. curcas* montre qu'aucune dose ne peut être jugée conduire à une bonne filtrabilité de la boue conditionnée.

Ce comportement du décantât à la filtration pourrait être inculqué à la présence de résidus de graines de *J. curcas*. En effet, lors des expériences, les graines de *J. curcas* ne donnaient pas une poudre aussi fine que pour *Moringa* même avec un temps de broyage plus prolongé.

Ceci se reflète même sur l'apparence du décantât où des résidus de graines de *Jatropha curcas* se retrouvaient directement. Ce phénomène est visible sur la figure 7.23 ci-dessous : les points blancs sont les résidus retrouvés dans le décantât.



Figure 7.23 : Présence de résidus de graines de *Jatropha curcas* dans le décantât (à gauche) et sur le gâteau après SRF (à droite)

Cette présence de ces résidus de graines pourrait donc expliquer la mauvaise performance de *J. curcas* pour la réduction de la SRF de la boue conditionnée par rapport à la boue non conditionnée. Un tamisage de la poudre avant la dissolution et/ou une filtration de la solution pourrait améliorer le rendement.

7.3.1. Détermination de la dose permettant une meilleure séparation solide/liquide

Au vu de la performance médiocre de *Jatropha curcas* aussi bien pour la décantation que pour la filtrabilité de la boue conditionnée, une dose permettant une meilleure séparation solide/liquide n'a pu être définie.

Cette performance pourrait être optimisée avec l'ajout d'un acide ou d'une base comme cité antérieurement pour rendre le pH fortement acide ou fortement basique, par tamisage de la poudre et/ou filtration mais aussi par séchage des graine avant décorticage comme dans l'étude de Khodapanah et al., 2013 ou non séchage comme dans les travaux de Abidin et al., 2011 et abidin et al., 2013.

L'âge de graines et à la nature du solvant pourraient aussi être incriminés pour expliquer ce comportement de *J. curcas* dans cette étude. En effet dans les études de Pritchard et al., 2010 sur les paramètres affectant l'efficacité de *Moringa oleifera*, il a été noté que l'âge des graines avait un impact sur la performance de réduction de la turbidité.

Il est a noté que lors d'une étude préliminaire à ces travaux, *J. curcas* avait montré une performance de réduction de la MES dans le surnageant qui n'a jamais pu être observée au courant de cette étude. La figure 7.24 ci-dessous montre les résultats obtenus durant cette étude préliminaire :



Figure 7.14 : Résultats des études préliminaires avec *Jatropha curcas*

7.4.6. Séparation solide/liquide avec *Calotropis procera*

7.4.6.1. Décantation de la boue conditionnée avec *Calotropis procera*

7.4.6.2. Suivi de la réduction de la teneur en MES dans le surnageant

Le conditionnement avec *Calotropis procera* n'a pas conduit à un enlèvement de la turbidité dans le surnageant. Sur les photos ci-dessous il est visualisé que le surnageant est sombre :



Figure 7.25 : Surnageant de Calotropis procera

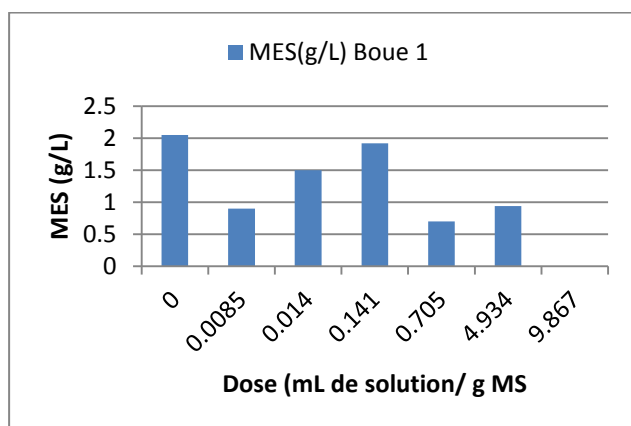


Figure 7.26 : Concentration en Matière En Suspension (g/L) en fonction de la dose du surnageant de la boue conditionnée avec Calotropis procera

Malgré une tendance à l'augmentation de la teneur en MES dans le surnageant, une réduction pouvait être observée. En effet, avec les doses $8,5 \cdot 10^{-3}$ et $0,705 \text{ mL/g MS}$ une réduction moyenne de 24% et 22% respectivement a été obtenue.

L'analyse des figures 7.27 et 7.28 suivantes correspondant respectivement à l'évolution de la teneur en MES du surnageant de la boue conditionnée en fonction de la dose par rapport à la teneur en MES de la boue brute et par rapport à la teneur en MES du surnageant de la boue conditionnée a permis de noter que seule la dose $8,5 \cdot 10^{-3} \text{ mL/g MS}$ entraîné une réduction de la MES. Cette dose a entraîné une réduction moyenne de 87% de la teneur en MES de la boue brute mais seulement 13% par rapport au surnageant de la boue non conditionnée.

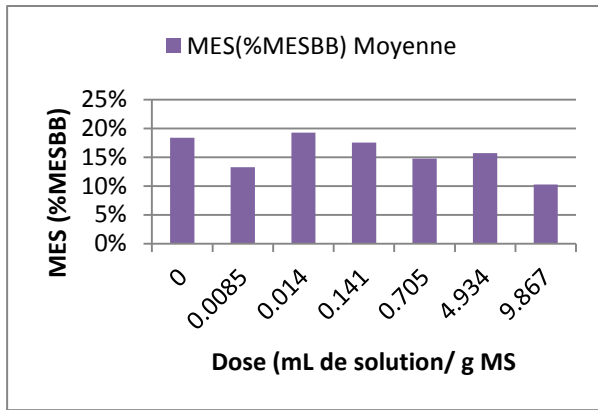


Figure 7.27 : Evolution de la teneur en MES du surnageant des boues conditionnées par rapport à la teneur en MES de la boue brute en fonction de la dose

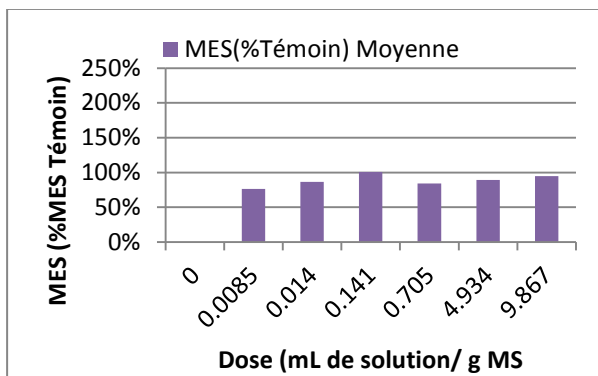


Figure 7.28 : Evolution de la teneur en MES du surnageant des boues conditionnées par rapport à la teneur en MES du surnageant de la boue non conditionnée en fonction de la dose

Ce pourcentage de réduction de la teneur en MES du surnageant par rapport à la boue brute est en rapport avec celui trouvé par Binayke et Jadhav (2013). Ces derniers montrent une efficacité maximale de réduction de la turbidité égale à 86,8% par rapport à la turbidité initiale.

7.4.5.3. Suive de l'Indice de Boue

Le conditionnement avec Calotropis procera a montré une mauvaise décantation selon de la décantation basé uniquement sur le suivi de l'Indice de Boue. Aucune dose ne permettait d'avoir un bon volume de gâteau.

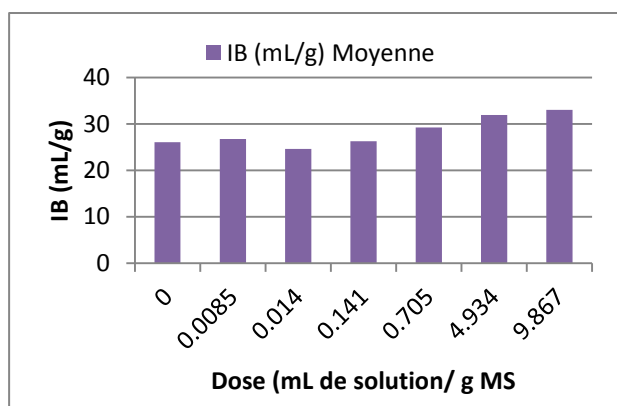


Figure 7.29 : Evolution de l'Indice de Boue en fonction de la dose

Les volumes obtenus sont inférieurs à 50mL/g signe d'une absence totale de floculation.

7.4.5.4. Tableau de classement

Tableau 7.10: Classement des doses en fonction des indicateurs de bonne décantation

Indicateurs d'une bonne décantation	Valeurs seuil (Moyenne réduction MES en % par rapport à la boue brute)	Appréciations	Doses (mL/g MS)
Réduction MES par rapport à la BB	Réduction $\geq 95\%$	Bonne réduction des MES	ND
	$90\% \leq \text{Réduction} < 95\%$	Moyenne réduction des MES	ND
	$85 < \text{Réduction} < 90$	Mauvaise réduction des MES	0,0085 ; 0,014 ; 0,141 ; 0,705 ; 4,934
Indice de Boue [mL/g]	$75 \leq \text{IB} < 100$	Bon décantât	ND
	$50 < \text{IB} < 75$	Décantât moyen	ND
	$\text{IB} \leq 50$	Mauvais décantât	0,0085 ; 0,014 ; 0,141 ; 0,705 ; 4,934

L'analyse de ce tableau de classement ne conduit pas à la détermination d'une dose conduisant à une bonne décantation au regard de la presque nulle performance de purification du surnageant et de restitution de bonne boue décantée avec le conditionnement par *C. procer*.

7.4.5.5. Filtrabilité de la boue conditionnée avec *Calotropis procer*

L'analyse conjointe de la courbe de l'évolution de la Résistance Spécifique à la Filtration de la boue conditionnée (fig. 31) et de celle de l'évolution de la RSF de cette boue conditionnée par rapport à la RSF de la boue non conditionnée en fonction de la dose (figure 7.30) a montré que le conditionnement avec *Calotropis procer* n'a fait qu'augmenter la RSF.

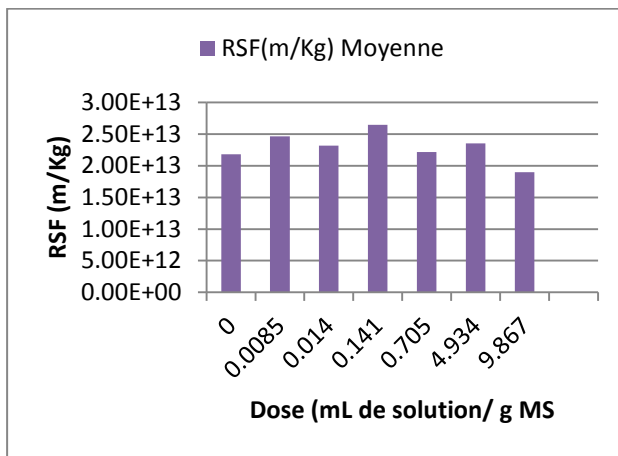


Figure 7.30 : Evolution de la RSF de la boue conditionnée en fonction de la dose

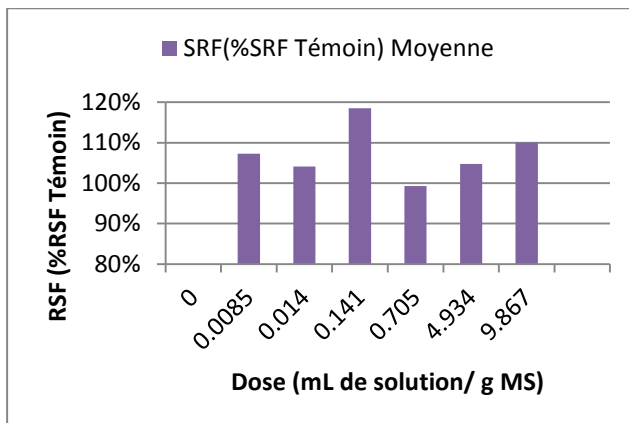


Figure 7.31 : Evolution de la RSF de la boue conditionnée par rapport à la RSF de la boue non conditionnée en fonction de la dose

Calotropis procera n'a pas pu induire une réduction de la RSF sûrement à cause de la présence de résidus de feuilles dans le décantât (figure 7.32) qui auraient colmaté le filtre.

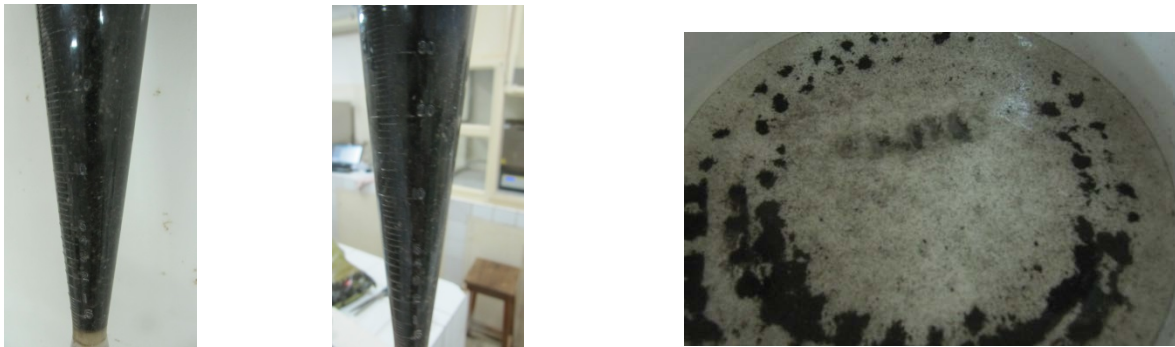


Figure 7.12 : Présence de résidus de feuilles de Calotropis procera dans le décantât (gauche) et sur la filtre (droite)

La présence de ces résidus de feuilles qui rendait difficile même le pipetage de la solution pourrait être évitée par un tamisage de la poudre et/une filtration de la solution.

7.4.5.6. Détermination de la dose permettant une meilleure séparation solide/liquide

Une dose permettant une meilleure séparation solide/liquide n'a peut être déterminée, au vu de l'inefficacité du conditionnement avec *C. procera* pour une bonne séparation solide/liquide/liquide.

La rareté de littérature sur l'utilisation de *C. procera* comme coagulant ne permet pas de bien statuer ses limites mais une révision de la méthode d'extraction pourrait peut-être conduire à son efficacité dans le traitement des boues de vidange.

En effet une pression directe de la feuille sans séchage au soleil, un conditionnement avec une boue à pH 5 et à température élevée (procédé utilisé dans pour le caillage du lait avec *C. procera* par Raheem et al., 2007) ou une combinaison avec d'autres coagulant (Renuka et al., 2013) pourraient être des alternatives pour booster le pouvoir coagulant de *C. procera*. Ce coagulant a en effet déjà dévoilé un bon potentiel de purification de l'eau.

L'utilisation du latex directement pourrait aussi être une éventualité pour faire apparaître sa capacité de coagulation.

Cette plante disponible et gratuite sur toute l'étendue du territoire mériterait de plus amples recherches car elle contient une protéase lui conférant une capacité de coagulation. Cet

enzyme est même utilisé pour le caillage du lait dans la fabrication traditionnelle du fromage au Nigéria (Aworth et al., 1994 et Raheem et al., 2007).

7.4.5.7. Détermination du coagulant permettant une meilleure séparation solide/liquide

La récapitulation de l'évaluation du conditionnement des boues avec les coagulants *Moringa oleifera*, *Jatropha curcas* et *Calotropis procera* pour une meilleure séparation solide/liquide a mené au fait que *Moringa oleifera* a montré la plus grande efficacité dans l'enlèvement de la turbidité et la filtrabilité de la boue. Ainsi donc, de ses trois coagulants, *M. oleifera* est celui qui a permis la meilleure séparation solide/liquide.

Cependant malgré son efficacité dans la séparation solide/liquide, *M. oleifera*, la teneur minimale en MES dans le surnageant de la boue conditionnée reste toujours au dessous de la teneur de 0.05 g/l fixée par les normes sénégalaises de rejet (ISN, 2001). La DCO aussi ne respecte pas les normes de rejet.

7.4.5.8. Détermination de l'accessibilité et de la rentabilité économique des coagulants pour une utilisation à grande échelle

L'étude de certains facteurs en rapport avec ces coagulants nous a permis à travers des questionnaires et la littérature de dresser le tableau suivant :

Tableau 7.11 : Accessibilité des plantes utilisées comme coagulants dans cette étude

Plantes	<i>Moringa oleifera</i>	<i>Jatropha curcas</i>	<i>Calotropis procera</i>
Famille	Moringaceae	Euphorbiaceae	Apocynaceae
Nom local	Nebeday	Tabanani	Poftan
Conditions climatiques	Zones chaudes de faible altitude zones très arides Climats semi-tropicaux humides	Tropicales et subtropicales	Zones arides
Types de sol	Tous types de sols mais surtout sol sableux alluviales	Sols arides ou semi-arides	Sols arides
Période de	Saison des pluies	Saison des pluies	Saison sèche

floraison			
Productivité	2000graines/arbre/an	2 à 6kg de graines/arbre/an	Non déterminée
Propagation	Semis Bouturage Repiquage	Rapide par Semi ou bouturage	Par dispersion de graines
Partie utilisée dans cette étude	Graines	Graines	Feuilles
Autres parties utilisées de la plante	Feuilles Racines Ecorce	Feuilles Racines	Racines
Autres usages	Médecine traditionnelle Alimentation Parfumerie Fourrage	Médecine traditionnelle Combustible Savonnerie Alimentation du bétail	Médecine traditionnelle
Prix de vente	6500 FCFA/Kg de graines	50 FCFA/graine 77000/Kg	Non vendu
Disponibilité	Sur toute l'étendue du territoire sénégalaise et partout en Afrique	Disponible	Sur toute l'étendue du territoire
Remarques de l'enquête sur la littérature	Abondante littérature Un des meilleurs coagulants végétaux connus Utilisé dans la purification des eaux de boisson et dans le traitement des eaux usées	Littérature moyenne Bon coagulant Utilisé dans la purification des eaux de boisson et dans le traitement des eaux usées	Peu de travaux disponibles Utilisé dans la purification des eaux de boisson, dans le traitement des eaux usées et parfois dans l'industrie alimentaire

Limite	ND	Graines toxiques	Toxiques dans toutes ses parties par son latex
---------------	----	------------------	--

ND : Non Déterminé

L'étude de l'accessibilité et de la rentabilité économique pour une utilisation à grande échelle a porté sur une estimation de production de graines de *Moringa oleifera* pour une station d'épuration comme Cambéréne.

En effet pour cette station qui reçoit 400 m³/jour de boue de vidange (BMGF, 2011), une importante quantité de graines par jour est nécessaire pour le traitement de ses boues.

Or *Moringa* est facile à cultiver et est très répandue sur l'étendue du territoire. L'acquisition de graines peut se faire par achat dans les marchés locaux mais une production de graines par le solliciteur est bien possible. .

Au regard de la teneur moyenne en MS des boues qui arrive à Cambéréne variant entre 3 et 12g/L (Dayer, 2014 ; Dème, 2008 ; Diocou. 2014 ; Sonko, 2008; Sonko et al, 2014 ; Seck, et al., 2014 ; Tine, 2009 ; Ndiaye (2005) et Vonwiller(2007) une quantité de 96.10⁴ à 384.10⁴ grammes de poudre de *Moringa* est nécessaire par jour pour le traitement des 400m³ de boues que reçoit par jour la SStep.

Il a été noté au courant de l'étude que 1Kg de graines non décortiquées donnait en moyenne 640g de graines décortiquées et une perte moyenne de 2g lors de la mise en poudre. Ainsi, 1kg de graines non décortiquées de *Moringa* procure 638g de poudre.

Par déduction, une quantité de 154,5.10⁴ à 602.10⁴g/jour de graines non décortiquées est à prévoir soit 5,64.10⁸ à 2,2.10⁹g/an.

Dans une étude effectuée au Tanzanie basée sur les travaux de (Makkar et Becker, 1997), un arbre pouvait produire entre 15000 et 25000 graines par an et chaque graine pesait 0,3g. Notre a révélé que 1Kg de graines non décortiqué correspondait à 3035 graines et que chaque graine pesait 0,33g, ce qui conformé avec le poids de cet étude.

Ainsi les 5,64.10⁸ à 2,2.10⁹g/an résulteraient de 2,68.10⁹ à 1,5.10¹⁰graines par an.

Cette demande en graines par an, correspondrait à la production annuelle de 1,79.10⁵ à - 6,98.10⁵ arbres.

Dans cette même étude, 1100 arbres/ha ont été plantés. Ce fait rapporté à cette présente étude, entraîne un besoin de 163 à 635ha pour une production annuelle de graines répondant au besoin de traitement de la station.

Au vu de la superficie, une auto production de graines pourrait s'avérer onéreux mais il n'en est rien.

En effet la culture de Moringa ne génère pas de perte. Appelé « l'arbre qui ne meurt jamais » ou « l'arbre de vie », Moringa est une qui sert dans toutes ses parties. C'est l'une des plantes les plus utiles et les plus polyvalentes qui existent sur terre.

Facile et rapide à planter à partir des boutures de ses branches, Moringa prend vie sans trop de soins. Surtout s'il est planté en début de la saison des pluies ou à une période où le climat est suffisamment doux (www.afriquespoir.com). Ses boutures peuvent être facilement obtenues et à moindre cout (main-d'œuvre pour la coupe des branche et transport). Les boutures de 45 à 100 cm de long et de 4 à 10 cm de diamètre doivent être prélevées des parties ligneuses des branches ayant un an selon Price (1985). Elles peuvent être laissées à l'ombre trois jours de temps. Cependant, il faut noter que les racines des arbres plantés par bouture sont beaucoup plus superficielles. Il est de toute évidence préférable d'utiliser des graines lorsque l'on veut que les arbres contribuent à la stabilisation du sol ou accèdent à l'eau enfouie profondément dans le sol.

C'est un arbre à croissance très rapide : jusqu'à 1 mètre par mois.

En plus de son pouvoir de purification de l'eau, Moringa a divers usages dans tous ses organes.

Tableau 7.12: Utilisation des différents organes de Moringa

Partie de la plante	Usages
Feuilles	Alimentaire, fourrage, biomasse, hormone de croissance végétale, médicinal
Fleurs	Alimentaire, médicinal, miel Fruit Alimentaire, médicinal Racines Médicinal
Graines	Cosmétiques, alimentaire, médicinal
Bois	Papier, production d'alcool, alimentation animale (jeunes pousses),

	médicinal
Ecorces	Corde, teinture, gomme pour tannage, médicinal

Son reboisement en masse contribue également à la préservation de l'environnement et cet arbre se révèle un pare-feu efficace.

La culture de Moringa ne peut donc constituer une perte.

7.5. CONCLUSION

Le but de ce travail était l'utilisation de coagulants naturels pour optimiser la séparation solide/liquide des boues de vidanges afin de minimiser le temps de séchage des boues sur les lits non plantés.

Les coagulants étudiés ont de toute évidence des capacités de coagulation, mais appliqués aux BV, n'ont pas tous montré un potentiel d'optimisation de la séparation solide/liquide. Ainsi, les conclusions suivantes peuvent être tirées de l'étude :

- ❖ *Moringa oleifera* est un efficace coagulant avec une grande capacité de réduction des Matières En Suspension dans le surnageant et la production d'une boue épaissie facilement filtrable. La dose conduisant à une meilleure séparation solide/liquide a été défini comme étant la dose 16mL/g MS. Un dosage à partir de 12mL/g MS peut entraîner une bonne séparation solide liquide avec production d'une boue facilement filtrable. Néanmoins il est a noté que plus le dose est grande et plus le surnageant se charge en matières organique. Ainsi pour éviter cet effet mais aussi pour des raisons économiques une dose entre 12 et 16mL/g MS est jugé suffisant.
- ❖ *Jatropha curcas*, malgré son efficacité dans le traitement des eaux usées s'est révélé inefficace dans la séparation solide/liquide des boues.
- ❖ *Calotropis procera*, moins efficace que *Jatropha curcas*, n'a montré aucun pouvoir d'optimisation de la séparation solide/liquide, l'empirant même quelques soit la dose.
- ❖ *Moringa oleifera* qui a montré un fort potentiel d'optimisation de la séparation solide/liquide peut être un produit facilement disponible et à moindre coût.

De ce travail, peuvent découler les recommandations suivantes :

- ❖ Elargissement des tests à plus de trois types de boues.
- ❖ Essai d'autres types de solvant (NaCl, NaOH...) pour l'extraction des agents actifs des coagulants.
- ❖ Test avec différentes formes des coagulants : application directe de la poudre, filtration des solutions.
- ❖ Etude plus approfondie des facteurs qui influencent l'efficacité des coagulants (effet du pH, de la température, de la vitesse de mixage...).
- ❖ Essai de combinaison de différents coagulants.

- ❖ Amplifier la liste de coagulants en testant d'autres plantes disponibles et supposées détenir un pouvoir floculant : Hibiscus sabdarifa, Azhadiracta indica ou Guar gum...
- ❖ Passage d'une étude de laboratoire à une étude pilote.
- ❖ Etude approfondie de coût-bénéfice du traitement avec application de coagulant.

**CHAPITRE 8 EVALUATION TECHNIQUE ET FINANCIERE DU
CONDITIONNEMENT POUR AMELIORER LA SEPARATION
SOLIDE LIQUIDE DES BOUES DE VIDANGE DE DAKAR,
SENEGAL**

8.1 INTRODUCTION

Les bassins de décantation et d'épaisseurs et les lits de séchage sont souvent utilisés pour la séparation solide-liquide, car sont moins coûteux et faciles à manipuler. Le conditionnement est connu comme un principe permettant d'accélérer le processus de déshydratation des boues activées ou des boues provenant des usines, mais très peu d'études ont été menées sur le conditionnement des boues de vidange et aucune littérature n'existe dans ce domaine. Dans cette étude le potentiel de huit (8) coagulants pour accélérer la décantation et la déshydratation des boues de vidange a été évalué, basée sur l'efficacité du traitement, les coûts d'exploitation et les considérations d'ordre pratiques. Cette étude a été réalisée à la station de traitement des boues de vidange de Cambérène. Les deux étapes de traitement des BV dans Cambérène sont la décantation et l'épaississement dans le bassin de stockage suivi de la déshydratation des boues décantées sur des lits de séchage.

Cette étude a été menée pour répondre aux recherches suivantes : Quels sont les effets des différents coagulants sélectionnés sur le conditionnement des boues de vidange ? Comment le conditionnement affecte les caractéristiques de sédimentation et de déshydratation des boues de vidange ? Quelles sont les doses nécessaires pour atteindre la décantation et de déshydratation optimale ? Combien les coûts d'exploitation augmenteraient ? Quel coagulant a le plus grand potentiel de mise à l'échelle ?

Trois étapes ont été suivies pour répondre à ces questions. Tout d'abord, des doses conduisant à des performances de décantation et de déshydratation optimales ont été déterminées par des tests de laboratoire. Pour chaque coagulant, les boues de vidange ont été conditionnées avec des dosages différents. Pour chaque dosage, les performances de décantation ont été mesurées à travers des expériences dans des cônes Imhoff et des performances de déshydratation par la mesure de la résistance spécifique à la filtration (SRF). Les doses optimales ont été définies en considérant aussi bien les résultats expérimentaux mais aussi les observations visuelles de comportement de décantation. Ces deux phénomènes sont appropriés pour comparer les coagulants et déterminer les doses, mais ne peuvent pas être utilisés comme indicateurs pour évaluer les performances des bassins de décantation-épaississement à l'échelle réelle des lits de séchage.

Dans une deuxième partie, les tests faits sur des colonnes ont ainsi été menés avec quatre coagulants pour permettre une évaluation réaliste de la performance de boues de vidange

conditionné à l'échelle de l'usine. Les doses optimales définies dans la première partie ont été utilisés pour conditionner BV. Les performances de conditionnement des BV dans les bassins de décantation-épaississement ont ensuite été évaluées en utilisant des colonnes de décantation graduées.

Dans une dernière étape, nous avons estimé l'évolution des coûts d'exploitation. Les différents conditionneurs ont ensuite été comparés sur la base de performances techniques obtenues avec les tests faites sur colonne, l'analyse des coûts et d'autres considérations pratiques.

8.2 MATÉRIELS ET MÉTHODES

8.2.1 Site de l'étude

Cette étude a été réalisée à l'usine de traitement des boues de vidange et des eaux usées (STEP) de Cambérène à Dakar, Sénégal. Dakar a trois stations de traitement des boues de vidange (Cambérène, des Niayes et Rufisque), parmi lesquelles Cambérène a la plus grande capacité de traitement. La station de Cambérène a été conçue pour recevoir $100 \text{ m}^3 / \text{jour}$, mais actuellement cette station est surchargée car elle reçoit en moyenne $400 \text{ m}^3 / \text{jour}$ (BMGF, 2011). A la STEP, les BV traversent un dégrilleur pour éliminer les déchets avant qu'elle ne soit sédimenté et décanté dans les deux bassins qui fonctionnent alternativement. La fraction liquide, ou surnageant, est co-traitée avec des eaux usées à la station d'épuration et les boues décantées sont traitées sur des lits de séchage non plantés (Vonwiller, 2007).

8.2.2 Plan de l'étude

L'évaluation technique et financier de l'utilisation des coagulant de boues pour améliorer les performances de séparation solide-liquide a été fait en trois étapes:

- Définition de la dose optimale pour huit coagulants présélectionnés
- Évaluation de l'évolution de la décantation et de déshydratation par le biais de tests effectués sur colonne pour quatre coagulants sélectionnés parmi les huit présélectionnés

- Comparaison des coagulants basée sur l'amélioration de la performance des Station de Traitement des Boues de Vidange (STBV), les coûts d'exploitation et d'autres observations

8.2.2.1 Présélection des coagulants

Huit coagulants ont été choisis pour cette étude. Cinq polyélectrolytes synthétiques ont été sélectionnés sur la base des connaissances spécialisées dans le conditionnement des eaux usées et de la digestion aérobie des boues sur les stations d'épuration en Suisse. Chitosane et grains de *Moringa Oleifera* ont été choisis, car ils ont déjà été expérimenté avec succès sur les boues activées (Li et al., 2003; Muyibi et al., 2001; Tat et al., 2009) et pourraient être disponibles localement. Lime a également été testé en raison de ses propriétés de désinfection.

8.2.2.2 Echantillonnage des boues de vidange

Les BV traitées à la STBV de Cambérène montrent une grande variabilité dans la concentration des MS et le degré de stabilisation (Dème N. et al., 2009). Pour faire un échantillon représentatif avec moins de variabilité pour permettre la comparaison, un échantillon composite a été recueilli de cinq à sept camions de vidange. Un échantillon de BV de 20 litre a été recueilli à partir de camions choisis au hasard. L'échantillonnage a été effectué au milieu de la décharge des camions, car des observations ont montré que les BV au début et à la fin de la décharge sont plus et moins concentrées respectivement (Bassan et al., 2013). On a préparé un échantillon composite dans un baril de 200 litres. L'échantillon de BV a été conservé dans un réfrigérateur à 4 ° C pendant un maximum de 6 jours afin d'éviter une stabilisation biologique (APHA, 1998). Un nouvel échantillon composite a été faite chaque semaine. Pour chaque expérience, un échantillon composite de la BV a été effectué dans une baril de 200 litres. Le baril a été homogénéisé avec un bâton de bois avant l'échantillonnage. Une tasse fixé au bâton a été utilisé pour la collecte des échantillons de laboratoire. La BV a été versée dans les bouteilles en plastique et immergées dans l'eau pendant environ une heure pour amener les échantillons à température ambiante.

8.2.2.3 Préparation des coagulants

Polyélectrolytes organiques synthétiques

Les coagulants organiques synthétiques Flonex AG et Ensola AG ont été testés. Ils sont tous des polymères cationiques. Les trois produits de Flonex sont CP313, CP314 et CP317. Ils ont tous une structure réticulée, mais varient dans la force de la charge de surface. Plus le nombre est élevé, plus la concentration de la charge plus élevée. Les coagulants ont été dilués avec l'eau distillée à 0.5vol% de solution, tel que recommandé par le fabricant. Deux produits de Ensola ont été testés: 8561 et C2064. Le 8561 a une structure de mélange de chaînes polymères linéaires et réticulés et C2064 a une structure linéaire. Le 8561 contient composé plus actif que C2064. Tous deux ont été dilués avec de l'eau distillée. Le 8561 a été distillé à une 0.25vol% de solution en raison de sa viscosité élevée et de la difficulté à diluer le coagulant dans l'eau distillée à des concentrations plus élevées. Des expériences préliminaires ont montré que conditionné avec C2064 besoin d'une dose plus élevée. Pour réduire le volume dosé, un 1% en volume de solution a été préparé.

En raison de la viscosité élevée des produits, les dilutions ont été effectuées en pondérant le conditionneur avec une balance électronique standard de laboratoire et de dosage avec l'eau distillée à la dilution nécessaire. Les densités données par le fabricant sont égales à la densité de l'eau. La solution a été mélangée avec un flocculateur (Velp Scientifica, FC6S flocculation Tester) à la vitesse la plus élevée (200 tr/m) jusqu'à ce que tous coagulants aient été en dessous de l'eau distillée et qu'il ait plus d'autres morceaux visibles. Le Flonex n'a donné aucune indication compte tenu de la dose optimale. La dose prescrite par Ensola sont de 10-20 mg / g MS pour les deux produits. Considérant une solution de 0.25vol% pour 8561 et une solution de 1vol% pour C2064, les doses prescrites sont 4-8 ml / g MS pour 8561 et 1-2 ml / g MS pour C2064.

Coagulants organique naturelle

La solution de chitosane est préparée en utilisant la solution industrielle de Heppix BioLog GmbH. La solution proposée a été diluée par pondération de la quantité nécessaire de Heppix et remplissage avec de l'eau distillée pour obtenir une solution de 0.5vol%. La solution a été mélangée avec un agitateur magnétique pendant quelques minutes jusqu'à ce que tout le coagulant soit dissous dans l'eau distillée. Le fabricant a indiqué une dose de 0,2 ml 0.5vol% de solution / GTS.

Coagulants inorganiques

La chaux vive (CaO) a été administrée sous forme de poudre, contenant 93,5% de CaO (Heidelberg Cement AG, ip 410 Weissfeinkalk.). La quantité dosée de poudre a été pondérée dans un creuset en aluminium avant d'être conditionnée.

8.2.2.4 Conditionnement des boues de vidange

Les échantillons de BV ont été homogénéisés par agitation de la bouteille en plastique contenant la boue avant de verser 800 ml dans un bécher en verre. Les solutions de conditionnement ont été préparées quotidiennement et ajoutées dans le bécher avec une pipette graduée. Les coagulants ont été mélangés avec des échantillons de BV à 200 tr/m pendant 2 minutes par un flocculateur. Les posologies et les conditions de mélange peuvent affecter les performances de conditionnement, et nécessite donc une optimisation pour atteindre les performances optimales (Tchobanoglous et al., 2003). Dans cette étude, la dose optimale a été évaluée, en gardant constant des conditions de mélange. Les conditions de mélange ont été choisies en fonction des conseils des différents fabricants et les sources trouvées de la littérature (Ghebremichael et al., 2004; Hu et al., 2013 ; Huang et al., 1996; Lo et al., 2001; Okuda et al., 2001; Tat et al., 2009; Wen, 1997). Aucun mélange lent n'a été réalisé comme suggéré par certaines publications, car les observations visuelles de la turbidité du surnageant lors des tests préliminaires n'ont pas montré une amélioration par mélange lent a été menée mais aussi les instructions données par les fabricants n'ont pas tenu compte des mélange lent.

8.2.3 Définition de la dose optimal des coagulants

Les huit coagulants ont été testés avec différentes doses afin de déterminer la dose qui conduit à des résultats optimaux, compte tenu de la décantation et des propriétés de déshydratation. L'amélioration de la décantation a été évaluée avec des tests expérimentaux dans les cônes Imhof et la déshydratation des boues constante avec des tests de la Résistance Spécifique à la Filtration (SRF). Des expériences ont également été menées sans coagulant comme une base de comparaison. Les deux expériences ont été réalisées en triplet, avec trois répétitions différent pour chaque échantillons de BV. La dosage optimale a été défini compte tenu des résultats des deux expériences et des observations visuelles. Les photos des deux expériences sont présentées dans la figure 8.1.

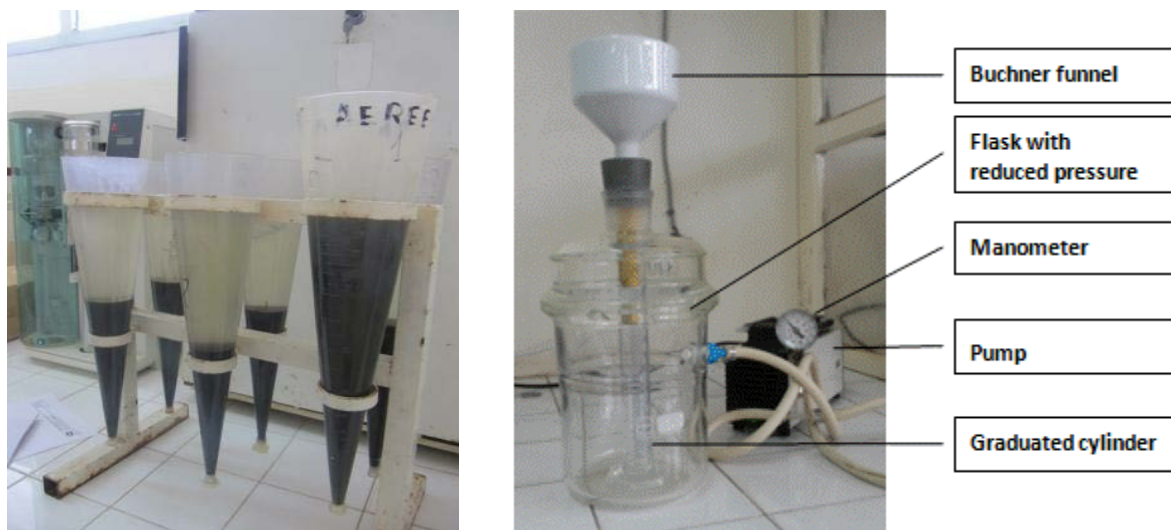


Figure 8.1: Expérience sur cônes Imhof (à gauche) et l'expérience de la Résistance Spécifique à de Filtration (à droite).

8.2.3.1 Expérience de décantation dans les cônes Imhoff

Les cônes Imhof sont souvent utilisés pour analyser la décantation des boues activées. Les mesures typiquement utilisées sont l'Indice du Volume de Boues (IVB) et les matières décantables (APHA, 1998). Une amélioration de la séparation solide-liquide peut donner lieu à un volume de boue décantée très faible. Cela conduirait à une aggravation de la IVB, même si la performance a été améliorée. Ainsi, la IVB n'a pas été utilisé comme une mesure des caractéristiques de sédimentation. Les caractéristiques de décantation des boues ont été évaluées uniquement à l'aide des observations visuelles. Les solides décantables sont défini comme les matières en suspension qui se déposent pour une durée donnée (Tchobanoglous et al., 2003), la solides non décantables sont les matières en suspension et ne sont pas décantées à la même période de temps, c'est à dire la MES du surnageant. Les solides non décantables est un bon indicateur car il peut être directement mesurée. Il a été utilisé en tant que métrique de décantation potentiel dans des cuves de décantation-épaississants. Les échantillons ont été directement versés dans un litre de cône Imhof après conditionnement. Le volume décanté a été enregistré après 30 minutes et une heure. Après 45 minutes, les bords des cônes ont été doucement agités avec un bâtonnet pour réduire les effets de paroi. Après une heure, un échantillon de surnageant a été prélevé dans le centre du cône avec une seringue et stockée dans le réfrigérateur pour d'autres analyses (APHA, 1998). Le reste du surnageant a été retiré

avec une seringue. La boue décantée est versée dans un bûcher en verre pour l'analyse de la RSF.

8.2.3.2 Expérience de Résistance Spécifique à la Filtration

L'expérience de la RSF est utilisée pour quantifier l'aptitude des boues à déshydrater par filtration. C'est l'utilisation comme une mesure de la performance de déshydratation potentielle sur des lits de séchage. Il permet d'estimer la performance de la boue à filtrer sur les dispositifs à grande échelle et de comparer la filtrabilité des différentes boues (DIN, 2013). La RSF de la boue décantée recueillie dans les cônes Imhof a été évaluée selon la norme DIN méthodologie (DIN, 2013). La quantité de boues décantées collectées varie avec les MS du coagulant de BV, le type et la dose du coagulant utilisés et la qualité de la décantation. Si disponibles, 100 ml de boues décantées ont été utilisées pour l'expérience et au cas contraire tout le volume de la boue a été recueilli et utilisé. La boue a été filtrée à travers un papier filtre de 90 mm (Whatman TM, cat n° 1001-090) sous un vide de 50 kPa. Le vide a été créé à l'aide d'une pompe (KNF Lab, LABOPORT, N816.1.2kT.18) et mesurée avec un manomètre. Le montage expérimental est représenté sur la figure 2 et le gâteau de filtre a été analysé pour la MS. Si tous les filtrats étaient recueillis avant que le vide n'atteigne 50 kPa et / ou avant qu'une mesure soit faite, (soit moins de 10-20 s), la RSF a été considérée comme nulle (0). La RSF a été calculée en utilisant l'équation 1.

Équation 1: Résistance spécifique à la filtration.

$$RSF = (2 \cdot \Delta P \cdot A^2 \cdot b) / (m \cdot \mu)$$

où	RSF	Résistance Spécifique à la Filtration [m / kg]
	ΔP	La chute de pression à travers le filtre [Pa]
	A	Surface de filtration [m ²]
	b	Pente de la partie linéaire de la courbe obtenue en traçant t / V vs V [s / m ⁶]
	μ	Viscosité du filtrat (hypothèse: même que la viscosité de l'eau) [Pa / s]
	m	Masse de matière solide déposée sur le filtre par unité de volume du filtrat [kg / m ³]

8.2.3.3 Critères pour le dosage de conditionnement optimal

Des tests préliminaires ont montré que la MES minimale dans le surnageant (bassin métrique de décantation-épaississement) et la RSF minimale (lits de séchage métrique) n'ont pas été nécessairement pour atteindre la même dose. Pour chaque coagulant, deux doses optimales ont été définies, l'un pour la MES minimale et l'autre pour la RSF minimale. Un compromis entre ces deux dosages et les propriétés de décantation observées visuellement ont été trouvés. Le choix de la dose optimale est justifiée pour chaque coagulant.

8.2.4 Tests sur colonnes

Pour avoir une idée claire de la performance des BV conditionnées, des tests de colonne ont été effectués. La petite échelle de cônes Imhof ne permet pas une bonne observation des caractéristiques de décantation, mais aussi la vitesse de sédimentation ne pouvait pas être quantifiés. En outre, des expériences de décantation dans des cônes Imhof sont soumis aux effets de bord pouvant affecter les résultats (Tchobanoglous et al., 2003). L'expérience de RSF peut être utilisée comme une mesure de potentielle de performances de déshydratation, mais ne doit pas être utilisée pour une mise en échelle directe, comme une gravité réelle non une force de pression conduit le procédé (Dominiak et al., 2011). Quatre coagulants sur les huit expérimentés ont été sélectionnés pour évaluer l'amélioration du traitement des BV reçues à la station de Cambérène. Pour chaque coagulant sélectionné, la dose optimale définie précédemment a été dosé pour poursuivre les expériences. Les colonnes à décantation ont été utilisés comme mesure pour la décantation-épaississement. La boue décantée a été recueillie et appliquée sur des colonnes de séchage, comme métrique pour les lits de séchage. Comme l'influence de chaque coagulant sur la performance globale STBV a été évaluée, la même quantité de BV a subi un conditionnement, une décantation et une déshydratation. Les boues inconditionnée subi une décantation et de déshydratation en tant que témoin pour permettre une bonne comparaison. L'expérience a été menée à nouveau en trois exemplaires, sur trois répétitions avec différents échantillons de BV.

8.2.4.1 Sélection des coagulants pour tests sur colonne

Quatre coagulant sur les huit ont été sélectionnées pour poursuivre l'expérimentation par tests sur colonnes en fonction de leur performances dans les cônes Imhof, des expériences RSF et

pour des raisons pratiques. Les quatre coagulants choisis étaient CP314, C2064, chitosane et de la chaux.

8.2.4.2 Colonnes de décantation

La décantation a été évaluée à l'aide de trois colonnes graduées en verre acrylique de 10 cm de diamètre et d'une capacité chacun de cinq litres. Pour chaque colonne, six gobelets de 800 ml FS ont été conditionnés avec la dose optimale et versé, en même temps dans les colonnes de décantation. En cas de sédimentation entravée, la position de la séparation solide-liquide interface a été enregistré contre le temps d'évaluer de la vitesse de sédimentation. Si aucune interface était visible, le volume constant a été enregistré contre le temps. Un échantillon composite du surnageant a été préparé à partir des trois colonnes de décantation et stocké dans le réfrigérateur pour d'autres analyses. Le surnageant a été vidé à l'aide d'un tuyau d'irrigation et un système de siphon. La boue décantée restante a été recueillie dans un récipient en verre pour l'expérience, dans les colonnes de filtration.

8.2.4.3 Colonnes de séchage

La boue décantée recueillies dans les colonnes de décantation a été versé dans les colonnes de séchage. Les colonnes de filtration ont un diamètre de 10,4 cm et une hauteur de 1,4 m. Ils ont été remplis avec 10 cm de gravier grossier (7-15 mm), 10 cm de gravier fin (3-7 mm) et 5 cm de sable (0,2-0,6 mm). Les matériaux filtrants ont été soigneusement lavés avec l'eau de robinet. Les graviers ont été séchés avant les expériences, mais le sable était encore humide avant que la boue n'ait été appliquée. Le percolât drainée à travers la colonne est recueillie en bas dans un bûcher. Le volume a été mesuré et enlevé au moins deux fois par jour. Il a été stocké dans le réfrigérateur pour d'autres analyses. L'intervalle de mesure est adaptée à la vitesse de lixiviation. Chaque colonne est toujours remplie de boue conditionnée avec le même conditionneur. Après six jours, la boue décantée a été retirée de la colonne de séchage pour analyse. Les colonnes se trouvaient à dans une chambre pour éliminer les effets du soleil et du vent sur l'évaporation. La charge appliquée varie entre les applications, en fonction des performances de la décantation dans colonnes. La totalité des boues recueillies dans les colonnes de décantation a été appliquée sur des colonnes de séchage, résultant des charges 3-8 kg MS / m² pour des BV conditionnées avec CP314, C2064 et chitosane et de 11-15 kg MS / m² avec la chaux.

8.2.5 Comparaison des coagulants

Les coagulants ont été ensuite comparées à l'aide d'une matrice de comparaison. A côté de la performance de traitement, une estimation des coûts d'exploitation et d'autres aspects pratiques ont été utilisés comme critères de comparaison. Les quatre coagulants testés sur les colonnes ont été comparées en utilisant une matrice de comparaison. Les critères ont été déterminées sur la base de discussions avec des experts à Dakar qui sont familiers avec le traitement des BV et le contexte local. Pour chaque critère, les performances des coagulant ont été classées qualitativement dans un trois classes: faible, moyen et bon. Les méthodes utilisées pour évaluer les coûts sont présentés ci-dessous.

Analyse financière

La viabilité financière de l'utilisation des coagulants pour le traitement de BV est un paramètre important qui influe sur les possibilités de mise à l'échelle, en particulier dans les pays à faible revenu. Une simple analyse financière a été faite, afin d'estimer l'impact économique de la mise en œuvre de cette nouvelle technologie. Tout d'abord, la situation financière actuelle de STBV a été évaluée en comparant deux sources: Dodane et al. (2012) et BMGF (2011). Ils ont tous deux flux financiers analysés sur la thématique de sécurité alimentaire de Cambérène. Dans une deuxième étape, les coûts résultant de l'utilisation de chaque conditionneur ont été identifiés et quantifiés, sur la base de deux publications et à l'aide des fabricants.

8.2.6 Analyse de sensibilité

Les incertitudes liées aux méthodes de conditionnement, l'expérience de RSF et les matières solides et analyse chimique des paramètres ont été évalués pour répondre aux préoccupations concernant les méthodes.

8.2.6.1 Effets des conditions de mélange

Le choix des conditions de mélange était basé sur la littérature et les conseils des fabricants. Les conditions de mélange pourraient avoir une influence déterminante sur les résultats (Fitria et al., 2013). Trop peu de temps de mélange ou trop faible énergie de mélange peut conduire à un contact insuffisant entre le coagulant et les particules colloïdales. Si ces contacts sont trop élevés, les flocons peuvent être brisés (Crittenden et al., 2012). Pour évaluer l'effet des différentes conditions de mélange, la BV a été conditionnée avec le chitosane, CP314 et

C2064 en utilisant la dose optimale déterminée. Les expériences de décantation dans des cônes Imhof et l'expérience de RSF sont ensuite été réalisées. Les paramètres de conditionnement suivant ont été variés:

- Vitesse de mélange (45 tr/min, 90 tr/min, 150 tr/min, 200 tr/min). Pour des raisons pratiques, toutes les vitesses testées ne dépassent pas une rotation de 200 tr/min
- Le temps de mélange (30 sec, 1 min, 2 min, 4 min)
- La dilution de la solution (deux fois plus concentré et deux fois plus diluée)

8.2.6.2 La reproductibilité de l'expérience de la résistance spécifique à la filtration

Différents facteurs peuvent influencer les résultats de l'expérience de la RSF. Puisque dans cette étude l'expérience de la RSF a été menée plusieurs fois, l'évaluation de l'erreur liée à cette RSF est capitale. Ainsi, la reproductibilité de RSF a été testé en effectuant les expériences en triplets avec la boue conditionnée avec les deux coagulants cités au-dessus.

8.2.7 Analyse

8.2.7.1 Préparation des échantillons au laboratoire

En ce qui concerne les BV non conditionnées, les paramètres physico-chimique des surnageant et des percolâts provenant des colonnes ont été analysés. La BV décantée n'a pas été analysée, car elle était très hétérogène et ne garantissant pas un échantillon représentatif. L'augmentation de l'homogénéisation par mixage ou blindage de la BV décanté n'était pas une bonne option puisqu'il allait détruire les floccs et diminuer la coagulation.

La boue non conditionnée a été homogénéisée dans un mélangeur de cuisine jusqu'à ce qu'un échantillon homogène soit obtenu. La boue homogénéisée a été mélangé avec un agitateur magnétique pour obtenir des échantillons de laboratoire.

Les petites particules de boue, de fibres et poils bouchent souvent la pipette lors de l'échantillonnage. Le volume ne pourrait donc pas être directement mesuré. L'échantillon a été mesuré et le poids a été transformé en volume supposant densité de l'eau. Une étude non publiée menée par Sandec / Eawag à Kampala a montré que la différence de densité entre BV et l'eau est faible.

8.2.7.2 Paramètres des solides

Les concentrations de matières solides ont été analysées selon les méthodes standard (APHA, 1998). Les Matières Solides (MS) et MVS ont été mesurées par gravimétrie par séchage à l'étuve à 105 ° C et 550 ° C. Pour une analyse de MES, les échantillons boues et des surnageant trouble ont été centrifugés à 5000 tr/m pendant 20 minutes (Hettich Zentrifugen, Universal 320 R). Le surnageant a été filtré à travers un filtre de 1,2 µm sans cendres et les solides déposés ont été séchés. Les filtres utilisés pour la mesure de la MES sont des celluloses de filtres nitrés (Sartorius Stedim Biotech GmbH, 11303- 47 ----- N filtres) ou microfibrilles de verre (Munktell Filter AB, MGC, N ° 3.1103.050). Ils ont tous deux la même taille des pores, mais la comparaison entre les filtres ont montré que les filtres Sartorius retenant près de 80% de MES que les filtres Munktell. Les matières solides dissoutes (MSD) sont définies comme des solides passant à travers le filtre et sont déterminé en soustrayant MES des MS.

Pour l'expérience déterminant de la dose optimale, la MS de la boue décantée a été reçue par l'ajout de solides séchés mesurées sur papier filtre et le filtrat dans de la RSF. Dans les essais en colonne, les MS des boues décantées ont été calculées pour faire un bilan de masse des solides sur les colonnes de décantation.

8.2.7.3 Paramètres chimiques

Des kits Hach ont été utilisés selon les instructions du fabricant pour mesurer la COD (LCK 014), la NH₄ + N (LCK 305), la NO₃ N (LCK 339) et la capacité de l'acide (LCK 362). Des tubes de DCO ont été chauffés avec Hach DRB 200 et quantifiés avec un spectrophotomètre Lasa50. Les échantillons ont été dilués de sorte qu'ils soient en conformité avec la gamme prescrite par le fabricant. Se basant sur la disponibilité, les kits Hach NT ont été utilisés pour certains échantillons. La conductivité électrique (CE), la salinité, le pH et la température ont été mesurées avec un P4 WTW MultiLine et HANNA HI 9124.

8.3 RÉSULTATS ET DISCUSSION

8.3.1 Caractéristiques des boues de vidange

Les BV collectées des camions de vidange ont montré une grande variabilité comme on peut le voir dans le tableau 1. La valeur moyenne de la concentration de MS était de 8,7 g / l, avec des valeurs variant entre 2,7 et 19,1 g / l. Les valeurs moyennes de la DCO, de la $\text{NH}_4^+\text{-N}$, de la $\text{NO}_3\text{-N}$, de l'alcalinité, de la EC et de la salinité varient fortement d'un échantillon à un autre, avec un écart type de 36 à 65%. Seul le pH est stable, avec une valeur de l'ordre de 7,8. La concentration de la MES était de 58 à 86% MS. Le rapport $\text{NH}_4^+\text{-N} / \text{NO}_3\text{-N}$ et le ratio MVS / MS sont des indicateurs de stabilisation (Brady et al., 2002). Le rapport MVS / MS était relativement compatible avec les valeurs autour de 44 à 66% MS. Le rapport de $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ a montré une forte variabilité, avec des valeurs comprises entre 4,4 et 19,7.

Une forte variabilité entre les échantillons est commun pour les BV. Cette variabilité peut être expliquée par exemple par la différence de sources de la boue, du type de camions utilisés pour la collecte des BV, la quantité d'eau grise et le degré de stabilisation (Heinss et al., 1999). Les données obtenues avec d'autres études menées à la STBV de Cambérène ont montré des résultats similaires. Sonko et al. (submitted) ont obtenues une MS moyenne de 8,2 g / l, avec des valeurs comprises entre 2,1 et 21,5 g / l. Une autre étude interne a mesuré une concentration moyenne de MS de 11,9 g / l, avec des valeurs variant de 1,6- 47,5 g / l. Seck et al. (Submitted) et (Vonwiller, 2007) ont des résultats similaires à la STBV de Cambérène. Ces études ont montré respectivement une moyenne de MS de 5,5 g / l et 4,5 g / l lors de l'échantillonnage direct dans un bassin de stockage. Une explication de ces faibles valeurs pourrait être due aux différentes de méthodes d'échantillonnage utilisées. Lors de l'échantillonnage le bassin de stockage, les matières solides les plus lourds se décantent rapidement et puisque l'échantillonnage se fasse à la surface, ces solides ont forte chance de ne pas être représentés dans l'échantillon. Se basant sur ces études, 10 g / l de MS semble être une concentration légale représentant les BV livrées à la STBV de Cambérène, Dakar. Toutes ces études mentionnées ci-dessus ont montré une MVS comprise entre 55 à 70% MS et une DCO compris entre 7.1 et 11.7 g/l, confirmant ainsi les résultats des analyses de cette étude. Les caractéristiques des BV mesurée au Ghana, en Thaïlande, aux Philippines et aux Etats Unis d'Amérique ont aussi montré une grande variabilité. La concentration de MS entre 11.9 et 72 g/l ont été obtenues, avec une DCO variant entre 7.8 à 49 g/l. Cependant, la MVS était

dans les mêmes marges, compris entre 60-76% MS (Heinss et al., 1999). Comparé à ces valeurs, les BV de Dakar ont montré une faible concentration en DCO.

Table 8.1: Paramètres des Boues de vidanges non conditionnées

	Détermination du dosage	SA			Test sur colonne			MO	EC		
		R1	R2	R3	R1	R2	R3				
MS	[g/l]	19.1	6.8	9.3	2.7	5.1	5.8	2.9	8.7	6.4	74%
MES	[g/l]	16.5	5.1	7.6	2.0	3.7	3.9	1.7	6.9	5.8	83%
MES	[%MS]	86%	75%	82%	71%	73%	68%	58%	75%	9%	12%
MSD	[g/l]	2.7	1.7	1.7	0.8	1.5	1.9	1.2	1.8	0.7	40%
MVS	[g/l]	11.6	3.9	6.0	1.7	2.7	3.8	1.3	5.2	4.0	76%
MVS	[%MS]	60%	58%	65%	62%	54%	66%	44%	59%	7%	12%
DCO	[g/l]	18.1	7.7	13.1	3.1	4.9	6.2	2.4	8.4	5.5	65%
NH ₄ ⁺ N	[mg/l]	422	216	576	86	346	526	154	332	210	63%
NO ₃ -N	[mg/l]	61	28	38	19	22	27	11	29	18	62%
NH ₄ /NO ₃		6.9	7.8	15.1	4.4	15.7	19.7	14.4	10.8	6.3	58%
Alcalinité		7.5	2.9	5.3		2.8	3.7	1.6	4.0	2.1	53%
pH		7.9	7.8	7.7	7.3	7.9	7.9	7.8	7.7	0.2	3%
EC	[mS/cm]	3.9	2.7	6.0	2.5	4.1	5.6	2.6	3.9	1.4	36%
Salinité	[g/l]	2.0	1.3	3.2	1.2	2.1	3.0	1.2	2.0	0.8	42%

SA : sensibilité de l'analyse ; **R** : répétition ; **EC** : Ecartype

Le suivi de l'évolution de l'échantillon maintenu dans un réfrigérateur a montré une légère diminution de la DCO et du rapport NH₄⁺ / NO₃⁻. La forte réduction de la DCO est attestée par les concentrations de 18,1 g / l et 14,0 g / l obtenues respectivement au premier et cinquième jour . Par ailleurs la réduction du rapport NH₄⁺ / NO₃⁻ est attestée par 15,1 et 7,8 obtenue respectivement au premier et sixième jours. Cette baisse du rapport de NH₄⁺ / NO₃⁻ indique que la BV a subi une digestion aérobie et la nitrification est produite au cours du stockage.

8.3.1 Détermination de la dose optimale de coagulant

Avant d'étudier l'effet des BV conditionnées sur les performances STBV peut être évaluée, une dose optimisant la décantation et de déshydratation doit être déterminé. Les tests de

décantation dans les cônes Imhof et des expériences de RSF étaient respectivement menées pour évaluer la décantation et les performances de déshydratation des BV conditionnées. Les huit coagulants suivants ont été expérimentés: CP313, CP314, CP317, C2064, 8561, chitosane, les graines de Moringa Oleifera et de chaux. Les boues inconditionnées ont subi deux expériences en tant que témoin. Pour chaque coagulant, une dose optimale pour la décantation, entraînant la plus faible concentration de MES dans le surnageant, une dose optimale pour la déshydratation, conduisant aussi à la plus faible RSF boues décantées ont été définis. Comme les deux dosages optimaux ne coïncident pas, un dosage optimal a été déterminé compte tenu des concentrations de MES dans le surnageant, la RSF de la boue décantée et d'autres observations, telles que les propriétés de décantation ou l'augmentation de la MS dans le surnageant. Le tableau 2 et le Tableau 3 résument les résultats des deux expériences, avec les dosages optimaux correspondants, des observations visuelles et les doses optimales déterminées.

Les résultats de l'expérience RSF sur les différents échantillons de BV ont montré une meilleure corrélation lorsqu'elles se rapportent à la RSF mesurée dans la BV inconditionnée correspondant. Cela signifie que la diminution de la RSF dépendait des caractéristiques des boues fécales non conditionnés. Ainsi, la RSF mesurée ont été divisés par la RSF de la boue inconditionnée correspondante et les résultats ont été donné en % RSF dans les boues de vidange non inconditionnées.

Tableau 8.2: Les doses optimales pour le chitosane, les graines Moringa Oleifera et de la chaux et atteint une performances de décantation et de déshydratation pour les boues de vidange non conditionnées et conditionnées.

	Témoin	Chitosane	Moringa Oleifera	Lime
Concentration solution		0.5vol%	5wt%	-
Dosage optimale				
Dosage		0.5 ml/g MS	10 ml/g MS	1 g/g MS
MS atteinte [g/l]		1.2-2.3	1.5-2.3	2.5-4.0
MES atteinte [g/l]		0.8-1.0	<0.1	0.1-0.2
Déshydratation optimale				
Dosage		≥ 1.5 ml/g MS	≥ 20 ml/g MS	2 g/g MS
RSF atteinte [%-RSF non conditionnée BV]		5-20%	5%*	1-2%*

Effets de sur dose				
Dosage		≥ 1.5 ml/g TS	No	No
Dosage optimale		1 ml/g TS	10 ml/g TS	1 g/g TS
MS atteinte [g/l]	1.9-3.0	1.2-2.3	1.5-2.3	
MES atteinte [g/l]	0.8-2.0	0.1-0.25	<0.1	0.1-0.2
RSF atteinte [%-RSF non cond. FS]	11-45	20%	15%*	2%*
	10 ¹² m/kg			

* Ne pouvant pas être comparés avec les performances d'autres coagulants en raison de l'augmentation de masse de boues

Tableau 8.3: Les doses optimales pour les polyélectrolytes synthétiques CP313, CP314, CP314, C2064 et 8561 et les performances de décantation et de déshydratation atteintes.

	Flonex				Ensola
	CP313	CP314	CP317	C2064	8561
Concentration solution	0.5vol%	0.5vol%	0.5vol%	1vol%	0.25vol%
Dosage optimale					
Dosage	125 ml	125 ml	125 ml	60 ml	125 ml
MS atteinte [g/l]	1.1-2.1	0.9-1.7	1.0-1.8	1.2-2.0	1.0-1.8
MES atteinte [g/l]	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
Déshydratation optimale					
Dosage	≥ 15 ml/g MS	≥ 10 ml/g MS	≥ 10 ml/g MS	≥ 7 ml/g MS	≥ 10 ml/g MS
RSF atteinte [%-RSF non cond. BV]	0	0	0	0	0
Effets de sur dose					
Dosage	≥ 10 ml/g MS	≥ 8 ml/g MS	≥ 5 ml/g MS	≥ 5 ml/g MS	≥ 8 ml/g MS
Dosage optimale	7 ml/g MS	4 ml/g MS	4 ml/g MS	4 ml/g MS	4 ml/g MS
MS atteinte [g/l]	1.3-2.3	1.1-2.2	1.0-2.1	1.3-2.1	1.2-2.0
MES atteinte [g/l]	<0.1-0.2	<0.1-0.2	<0.1-0.2	<0.1	<0.1-0.2
RSF atteinte [%-RSF non cond. BV]	10%/2*10 ¹²	10%	10%	10%	10%

8.3.1.1 Boues de vidange non conditionnées

Décantation dans cônes Imhof

Les paramètres solides mesurés après une heure de décantation dans des cônes Imhof ont montré que la décantation peut éliminer la plupart de MES. L'efficacité de la séparation de MES dans le surnageant a atteint 83-85%, et une baisse de 5,1 - 14,0 g / l à 0,8 - 2,0 g / l. La DCO dans le surnageant est diminuée de 6,8 g / l à 2,0 g / l. le pH, la EC et la salinité ne sont pas touchés par cette décantation. Les rendements de séparation observés sont légèrement meilleures de 60-80% de l'élimination de la MES que celle observée dans les bassins de décantation-épaississement (Heinss et al., 1998 -a). Une explication possible est que les expériences ont été faites dans des conditions de laboratoire sans perturbation hydraulique. Dans les bassins de décantation-épaississements à grande échelle, l'afflux de la BV peut perturber le processus de décantation.

Déshydratation

La RSF de BV non conditionnée variait de $11 \cdot 10^{12}$ m / kg à $45 \cdot 10^{12}$ m / kg. Les analyses de dupliquées du même échantillon de BV ont montré des écart-type de plus de 100%.

DIN (2013) ne voulait pas considérer de la BV non conditionnée comme filtrable en utilisant une infrastructure de déshydratation mécanique, comme filtre-presse. Pour cette application, RSF doit être supérieure à $5 \cdot 10^{12}$ m / kg à 50 kPa. La RSF mesurée dans d'autres études sur les boues activées était 3.5 à $5.1 \cdot 10^{12}$ m / kg (Tat et al., 2010), 08.06 à $09.03 \cdot 10^{12}$ m / kg (Ghebremichael et al., 2004) $20 \cdot 1,012$ m / kg (Liu et al., 2012) sont dans la même gamme.

8.3.1.2 Polyélectrolytes synthétiques

Décantation dans des cônes Imhof

La séparation solide-liquide a été considérablement améliorée par l'utilisation de polyélectrolytes synthétiques. Tous les tests polyélectrolytes ont montré des performances similaires. La figure 8.2 présente les résultats de CP314 provenant de Flonex et de C2064 provenant de Ensola. La concentration de MES dans le surnageant a diminué avec l'augmentation de la dose (Figure 8.2). Elle a chuté de 0,8 - 2,0 g / l dans surnageant non

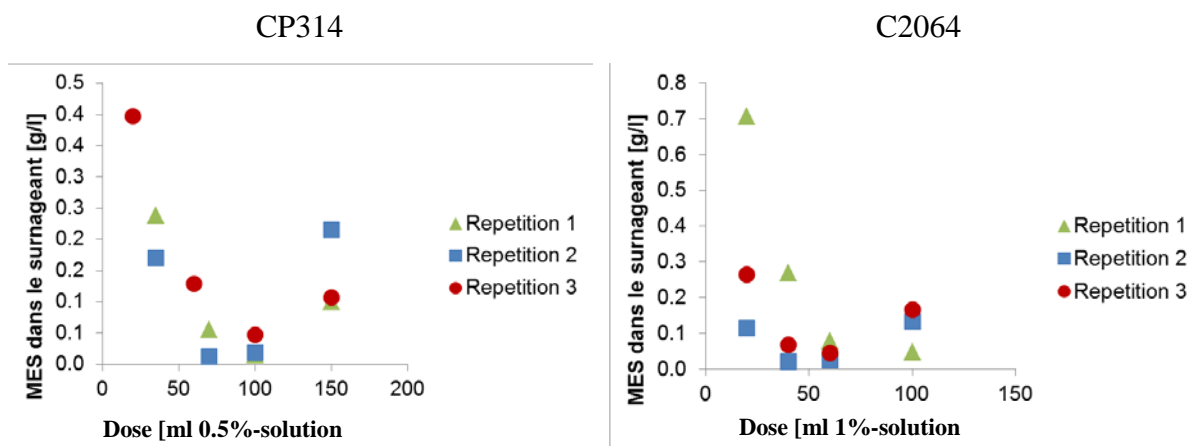
conditionné à moins de 0,1 g / l pour tous les polyélectrolytes synthétiques (tableau 3). La dose optimale en fonction de la concentration minimale de la MES était d'environ 125 ml pour le produit de Flonex CP313, CP314 et CP317 et le produit de Ensola 8561. Avec C2064 de Ensola, la dose conduisant à la MES minimale était d'environ 60 ml. Aucune influence ou une petite augmentation de la TDS par rapport au surnageant inconditionnée a été observée. La DCO dans le surnageant a diminué avec l'utilisation de coagulant de 1,9 g / l pour les BV non conditionné de 0,5 à 1 g / l. Il n'existe pas d'influence significative sur le pH, la salinité et EC.

Les observations visuelles ont montré que avec l'augmentation de la dose, la taille des floccs et l'augmentation de la stabilité et la décantation diminuée. Les surnageant deviennent turbide et les floccs très collant ne peuvent pas se décantent. Dans ce travail, cet effet est en outre appelé "effet overdose". Cet effet était responsable de l'augmentation de MES mesurée à des doses élevées (figure 8.2). Les dosage peuvent être classés en trois catégories, selon le niveau de l'effet de surdosage:

- ✓ Aucun effet de surdosage: il n'y a pas d'influence sur la décantation de floccs
- ✓ Effet surdosage modéré: les floccs se deviennent collante et décantation impossible. Le surnageant devient plus trouble.
- ✓ Effet de surdosage forte: floccs ne peuvent plus se décantent et collent à la paroi des cônes Imhoff.

Le surnageant est trouble

Cette classification basée sur des observations visuelles et les limitations des dosages de chaque catégorie sont approximatives.



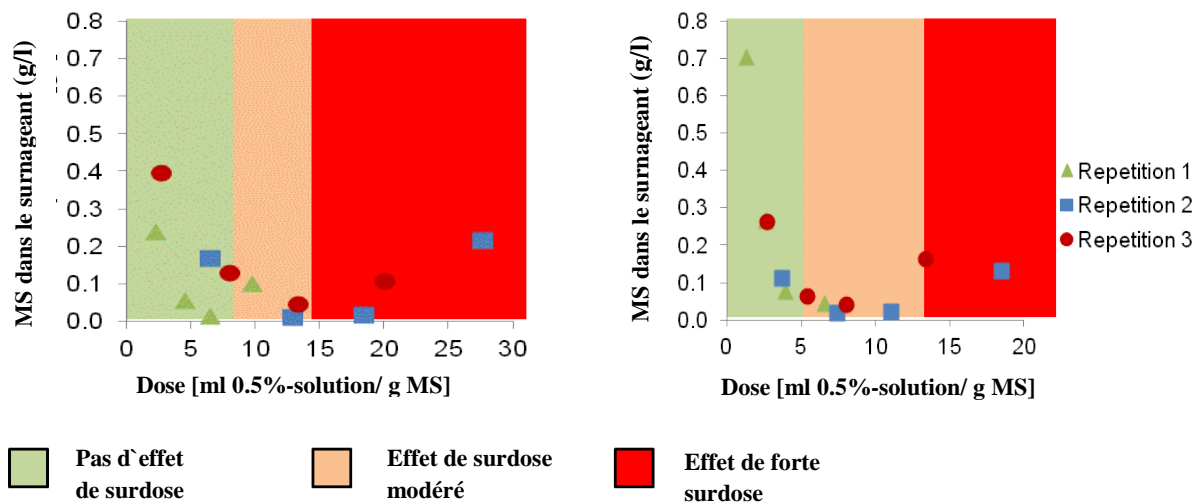


Figure 8.2: Matières en suspension dans le surnageant et les effets de surdosage avec différentes doses de CP314 et C2064.

Des concentrations minimales de MES ont été obtenues lorsqu'en dosant avec le même volume de coagulant, indépendamment de la teneur en MS dans les BV. Ceci peut être dû à la façon dont les particules se sont formées. Même si les charges sont neutralisées par un faible volume de coagulant, un certain nombre de chaînes de polymère, ainsi qu'un certain volume de coagulant, est nécessaire pour lier les particules et leur permettre de se couler. Un mélange lent après le rapide mélange peut augmenter la probabilité de collision et de réduire la nécessité de chaînes polymères, et donc la nécessité de coagulant. L'effet de surdosage est probablement dû à la re-étabilisation des particules en raison de la forte charge positive de particules (Crittenden et al., 2012; Hu et al., 2013 ; Tchobanoglous et al., 2003). Cela dépend de la teneur en MS contenues dans les BV conditionnées et le type de coagulant. Il apparaît des doses d'environ 5-10 ml / g TS (Tableau 3). Les BV avec de faibles concentrations de MS peuvent être considérés comme ayant une faible concentration en particules, et ainsi une faible concentration de charge, que la BV avec de fortes concentrations de MS. Ainsi, une dose plus faible est nécessaire pour surmonter ces charges négatives (Crittenden et al., 2012; Tchobanoglous et al., 2003). Le volume du coagulant nécessaire pour provoquer une surdosage varie entre les échantillons analysés puisque la teneur en MS est différente entre différents échantillons.

Selon les fabricants, les polyélectrolytes utilisés sont conçus pour produire de grands et stables flocons par centrifugation. Les observations visuelles ont montré que ces gros flocons n'ont pas été bien décantés. La dose optimale pour l'application en combinaison avec des

bassins de décantation-épaississement est inférieure à la dose ont été conçues et conduire à des petites et fragiles floes. Wen (1997) a également montré que les floes augmentent en augmentant la dose.

Déshydratation

La RSF a considérablement diminué avec l'augmentation de la dose de polyélectrolytes (figure 8.3). Les seuls doses qui n'ont introduit aucun effet de forte surdosage ont été analysés pour RSF, puisque aucune boues décantées pourraient être recueillies dans des échantillons avec un fort effet de surdosage. La meilleur déshydratation a été atteinte avec les doses suivantes: 15 ml / g MS pour CP313, 10 ml / g de MS CP314 et CP317, 7 ml / g pour 8561 MS et 10 ml / g de MS C2064 (tableau 3).

Les floes avec une faible stabilité se brisaient facilement quand les boues décantées étaient mixées ou transférées pour l'analyse de RSF et réduisant ainsi la déshydratation. L'accroissance de la RSF de 0 à $90 \cdot 1,0^{12}$ m / kg lorsque l'échantillon était mixte. Cela peut expliquer la valeur aberrante vu sur la figure 4.

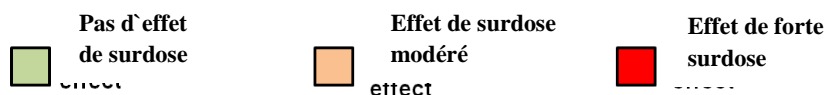
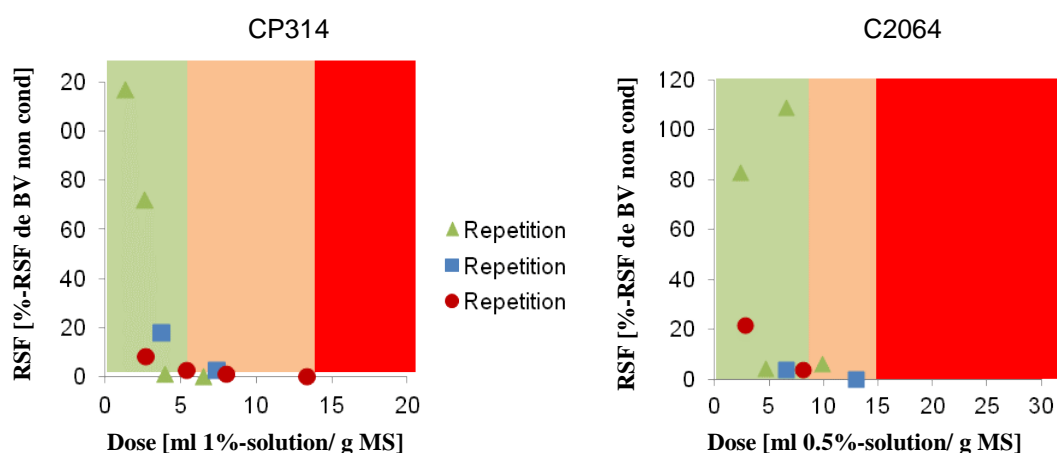


Figure 8.3: Résistance spécifique à la filtration et l'effet de surdosage avec différentes doses de CP314 et C2064.

La déshydratation des BV conditionnées avec ces polyélectrolytes est fonction de la teneur de MS de la BV, puisque les résultats des différents échantillons de BV sont en corrélation avec le volume de coagulant par g MS. Ceci peut être expliqué de nouveau par la neutralisation de

charges. Plus la teneur en MS est élevée, plus le nombre de charges nécessaire pour être neutralisées pour améliorer la formation des floccs, et donc plus le volume de coagulant est nécessaire.

Wen (1997) a montré que des doses plus élevées que la valeur optimale peut induire une diminution de la déshydratation. Une raison possible suggérée était les excès de doses de polyélectrolytes qui pourraient bloquer les pores de gâteau. Wen (1997) a conclu que les floccs formés avec des polyélectrolytes synthétiques sont brisés lorsqu'ils sont soumis à la résistance au cisaillement et expliqué ce phénomène par la faible résistance intra flocc. Des observations similaires ont été faites par Ghebremichael (2004).

Dose optimale

La plus faible MES dans le surnageant et la meilleur déshydratation ont été atteints par dosages lorsque la boue a montré un effet de surdosage (Tableau 3, Figure 3 et Figure 4). Un effet de surdose à l'échelle de l'usine pourrait avoir de graves conséquences. La boue se tiendrait à la paroi de la cuve décantation épaissement, la boue ne pouvant plus se décanter et peut même obstruer les pompes. Par conséquent, des doses plus faibles qui empêchent surdosage devait être choisie. Cela a été fait qualitativement, par équilibrage entre la accroissement de la déshydratation, les concentrations de MES dans le surnageant et les effets de surdose observés. Les critères suivants ont été définis: le dosage optimal par polyélectrolytes est la dose conduisant à un RSF de 10% de la valeur mesurée de boues décantée non conditionnée. Les dosages optimaux étaient de 7 ml / g MS pour CP313 et 4 ml / g MS pour tous les autres coagulants (tableau 3). Les doses déterminées avec ce critère conduit à des concentrations de MES de <0,1-0,2 g / l, ce qui représente une amélioration par rapport comparé à la MES de 0,8-2,0 g / l dans le surnageant non conditionné. Ils étaient également plus faible que la limite estimée pour les effets de surdosage (Tableau 3). Les floccs formés à ces doses étaient grand d'environ 0,5 cm.

Aucune dose est prescrite par le fabricant pour CP313, CP314 et CP317. Pour 8561, la posologie optimale de 4 ml / g MS correspond au 4-8 ml / g MS prescrite par le constructeur pour une solution de la même concentration. Pour C2064, la dose optimale est de deux à quatre fois plus élevée que 1-2 ml / g TS donné par le fabricant pour la même concentration de solution. Une explication possible peut être la différence dans la structure entre les deux produits. Les chaînes de polymère dans 8561 sont linéaires et réticulées, tandis que les

chaînes de polymère en C2064 ne sont linéaires. L'effet de la structure est inconnue, mais peut avoir un effet sur la performance du coagulant sur la BV. En outre, il n'est pas clair si la concentration de la solution choisie a un impact sur les résultats.

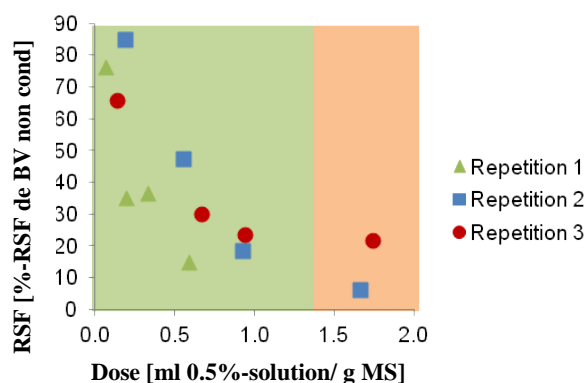
8.3.1.3 Le chitosane

Décantation dans des cônes Imhoff

Le chitosane a permis une concentrations de MES à baisser de 0,8 à 2,0 g / l dans le surnageant non conditionnée à 0,8-1,0 g / l. La MES dans le surnageant a été minimale pour les doses de 0,5 ml / g MS (figure 8.4, tableau 4). Le chitosane a induit une claire augmentation des solides dissous de 100 à 155% par rapport à la concentration mesurée dans surnageant conditionnée. La DCO décroît de 1,95 g / l, à 0,5-1 g / l. Le chitosane n'avait pas une influence majeure sur le pH, la EC et la salinité.

Les observations visuelles ont montré que la taille des flocons augmente avec l'augmentation de la dose. Cependant, la taille maximal des flocons observée sur la moitié de la taille des flocons est observée avec polyélectrolytes. Le surnageant a obtenu plus de turbidité, et la décantation diminue avec des doses supérieures à 1,5 ml / g MS. Cet effet est comparable à l'effet de surdosage observé avec les polyélectrolytes synthétiques, même si les effets ont été plus faibles.

Décantation dans des cônes Imhoff



Déshydratation

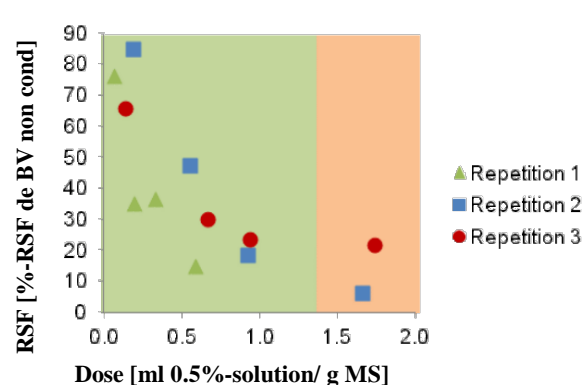


Figure 8.4: Matières en suspension dans le surnageant et la résistance spécifique à la filtration à différentes doses de chitosane.

Déshydratation

Les doses de chitosane testées réduisent la déshydratation d'environ 5 à 20% des valeurs mesurées dans BV conditionnés non décantés (figure 5, tableau 2). La déshydratation était optimale à une dose de plus de 1,5 ml / g MS. Il est pas claire si les fortes doses auraient amélioré la déshydratation, puisque les résultats n'ont pas clairement montré un aplatissement. Il a été observé que des flocons de chitosane étaient enclin à se briser, même si cette tendance était plus petit par rapport aux polyélectrolytes synthétiques.

Dose optimale

Puisque les faibles RSF ont été obtenues avec des doses conduisant à un effet de surdosage, un équilibre doit être trouvé entre la déshydratation, la teneur de la MES dans le surnageant et l'effet de surdosage. La dose optimale a été définie de façon similaire comme pour les polyélectrolytes synthétiques. Puisque la RSF n'était pas aussi faible que pour la BV conditionnée avec polyélectrolytes, la dose optimale a été déterminée comme celle conduisant à une RSF de 20% de la boues décantée non conditionnée, et pas une valeur 10% comme ce fut le cas pour les polyélectrolytes. Par conséquent, la dose optimale est de 1 ml / g MS. Les concentrations de MES dans le surnageant avec ce dosage étaient de 0,1 - 0,3 g / l (Figure 5).

Comme on le voit sur la figure 3, la corrélation entre les différents échantillons est moins clair qu'avec les tests polyélectrolytes, reflétant peut-être un mécanisme de coagulation plus complexe. La dose optimale est cinq fois supérieure que celle indiquée par le fabricant. La dose recommandée est donnée à titre indicatif pour l'eau potable, des eaux usées ou des boues activées. Aucun littérature n'était disponible pour permettre la comparaison.

8.3.1.4 Moringa Oleifera

Décantation dans les cônes Imhoff

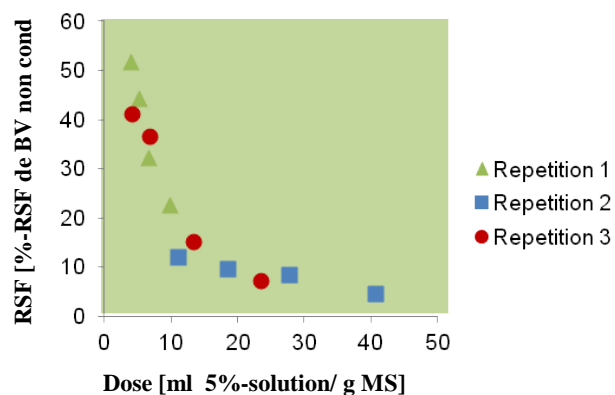
Le conditionnement avec Moringa Oleifera produit une concentration en MES minimale de moins de 0,1 g / l MS pour une dose de 10 ml / g MS (tableau 2, figure 6). Cette augmentation est fonction de la quantité d'agent de coagulant ajouté. Aucun effet de surdosage n'a été observé. On a observé uniquement une légère augmentation de la MES de moins de 0,1 g / l (figure 6), mais la décantation des floccs n'a pas été affectée. Le conditionnement des graines de Moringa Oleifera a eu deux effets sur la MS: d'une part, le conditionnement diminue la MS (comme la MES a diminué), d'autre part, le conditionnement induit une augmente en raison de concentrations élevées de MDS. Les deux effets se combinent et leur influence est difficile à

prédire. Pour la dose de 10 ml / g MS, MDS était plus de 230 % de la valeur de surnageant non conditionné. La DCO croit proportionnellement au volume de la solution ajoutée et atteint des valeurs de l'ordre de 2 g / l pour 100 ml et une solution de 3 g / l pour 200 ml.

Les floccs formés avec des graines de *Moringa Oleifera* étaient de petite taille (<1 mm) et se remettent facilement en suspension si on les dérange. Leur taille n'a pas augmenté et la BV n'a pas colle pas sur les parois avec les fortes doses. Les graines particules qui ne sont pas dissoute dans le surnageant ont été remarqué dans la boue décantée, ce qui conduit à une augmentation de la masse des boues. La vitesse de sédimentation n'a pas été mesurée avec l'expérience cônes Imhof, mais la comparaison qualitative avec d' autres coagulant de décantation avec *Moringa* était plus lent. Une interface solide-liquide très clair était visible pendant la décantation, indiquant les entraves de la sédimentation.

La raison de l'augmentation de la DCO et de MDS est probablement due à la solution préparée des particules des graines de *Moringa Oleifera* dissoutes qui ne sont pas décantés. Une augmentation de la DCO a également été observée par Ndabigengesere (1995) lorsqu'il testait les grains de *Moringa Oleifera* sur les eaux usées. La filtration de la solution peut aider à réduire l'augmentation de masse. Puisque le volume nécessaire est proportionnelle à la teneur en MS, l'augmentation sera supérieur à avec les BV les plus concentrées. La vitesse de sédimentation inférieure ne peut être expliquée que par la taille des plus petits floccs et la forte sédimentation (Tchobanoglous et al., 2003). L'absence d'effet de surdosage confirme la hypothèse de Okuda (2001) sur le fonctionnement du mécanisme de *Moringa Oleifera* conditionné par l'enchevêtrement plutôt que la neutralisation de la charge.

Décantation dans cônes Imhoff



Déshydratation

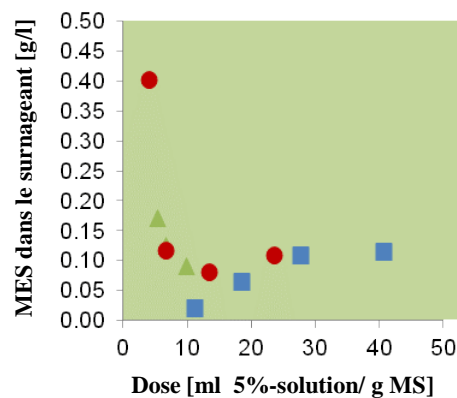


Figure 8.5: Matières solides en suspension dans le surnageant et résistance spécifique à la filtration à différentes doses de grains de Moringa Oleifera.

Déshydratation

Le conditionnement avec des grains de Moringa Oleifera a atteint une valeur de RSF inférieur à 10 % de la boue non conditionnée, comme représenté sur la figure 6. Puisque la valeur de RSF est fonction de la masse du gâteau (équation 1), la mesure de la RSF ne peut être comparée aux valeurs de BV non conditionnées et à la performance des autres coagulants. Comme la courbe s'aplatit à environ 20 ml / g MS, cela a été considéré comme la dose optimale pour accroître la déshydratation. Une nouvelle augmentation de la dose ne conduirait pas à une amélioration significative de la déshydratation.

Dose optimale

Le conditionnement avec des graines de Moringa Oleifera n'a pas montré un effet de surdose, mais les concentration de la DCO, de la MSD et de la MS ont connu une croissance avec l'augmentation la dose, au-dessus de la valeur mesurée dans les boues non conditionnées. La dose optimale était 10 ml / g MS. Puisque la concentration de la solution initiale était de 5 wt%, ce qui correspond à 0,5 g de graines Moringa Oleifera par g MS. Cette dosage a permis d'atteindre des concentrations de MES dans le surnageant d'environ 0,1 g / l. Considérant la courbe de déshydratation, une forte dose ne permettrait pas une amélioration significative de la déshydratation. A cette dose, la concentration de la MS était plus faible que dans le surnageant non conditionnée, avec des valeurs comprise entre 1,5-2,3 g / l, contre 1,85 - 3,05 g / l pour surnageant non conditionné. Avec 1,0 g / l, la DCO était également plus faible dans le surnageant non conditionné (1,95 g / l). Les doses de 2,75 à 4,7 g / l trouvées dans la littérature de boues activées. La comparaison n'est possible qu'avec Tat et al (2010), puisque les autres publications ne donnent pas d'indications sur la teneur en matières solides des boues activées utilisées. Cette étude a conduit à une dose optimale de 4,7 g / l de boues activées avec des MES moyenne de 5,5 g / l. Cela a conduit à une dose de 0,75 g / g MS. Considérant les différentes méthodes utilisées, la dose optimale de 0,5 g / g MS peuvent être considérés comme étant en phase avec la littérature.

8.3.1.5 Coagulants inorganiques

Décantation dans cônes Imhoff

Les concentrations de l'ordre de 0,1 - 0,2 MES g / l ont été obtenues avec un dose de chaux environ 1 g / g MS (tableau 2, Figure 8.6). Les MSD ont été plus élevés par rapport à la concentration dans le surnageant non conditionné et ont augmenté avec la forte dose. Les concentrations de MSD et MS ont montré une grande variabilité entre les échantillons et une forte dépendance de la dose. Les concentrations de MS 103 à 132% de la valeur de surnageant non conditionné étaient mesuré pour des doses de 1 g / g MS. Pour des doses de 1,5 g / g MS, les concentrations de MS ont augmenté de 160 à 227 % dans le surnageant non conditionné. Pour les mêmes doses, l'augmentation de MSD était de 160 à 409%, et 274 à 363% respectivement. Le volume de boues décantées augmente avec les doses les plus élevées. La CE et la salinité étaient tous deux considérablement plus élevés que dans le surnageant non conditionné. La EC et la salinité maximales dans le surnageant étaient respectivement 12,7 mS / cm et 7,3 g / l, pour une dose de 12g, ou 0,8 g / g MS. En comparaison, dans le surnageant non conditionné, la EC était de 3,9 mS / cm et la salinité de 1,9 g / l. Le pH pourrait augmenter jusqu'à 12 ou plus dans la boue décantée, en fonction de la dose. Le pH est resté supérieur à 12 pendant au moins 22 h dans des échantillons de nuit. Le pH du surnageant ainsi augmentée, à environ 9-12, en fonction du dosage et de l'échantillon de BV. La température a augmenté de 1 à 2 ° C. La DCO dans le surnageant a été plus faible que dans le surnageant non conditionné et avec une diminution des doses plus élevées de 1,95 g / l de 0,5 à 1 g / l. Les floes formés par la chaux ont été similaires à ceux formé avec des graines de *Moringa Oleifera*. Ils ont également été remis en facilement en suspension si on les dérange, bien que les boues décantées étaient plus stable que lorsqu'elle est déterminée avec des graines de *Moringa Oleifera*. Pas d'effet de surdosage n'a été observé, confirmant que la chaux ne fonctionne pas avec la neutralisation de la charge (Tchobanoglous et al., 2003).

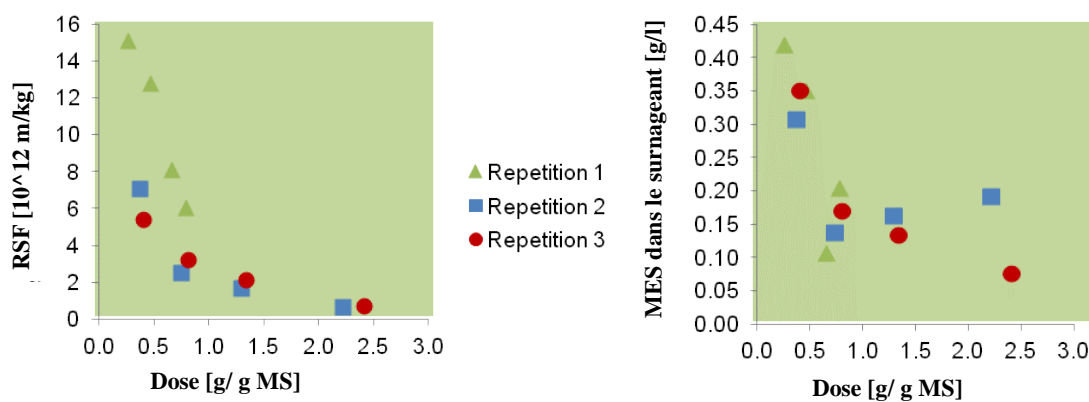


Figure 8.6: Matières solides en suspension dans le surnageant et la résistance spécifique à la filtration à différentes doses de chaux.

Aucune corrélation claire n'a été observée entre MSD, MS, EC, la salinité ou l'augmentation du pH et les doses de chaux. Différents facteurs influent sur le processus de coagulation et la fraction de chaux trouvée dans le surnageant et de la boue décantée après la coagulation varient entre les échantillons. Comme pour les autres coagulants testés, le mécanisme de travail dépend de la teneur en MS des BV non conditionnées. En ce qui concerne chitosane, la corrélation n'est pas aussi claire avec les polyélectrolytes synthétiques et les graines de *Moringa Oleifera*. Ceci peut être expliqué par la complexité de la réaction entre la chaux et les divers composants de BV. Tullander (1982) n'a pas observé une augmentation de la température lorsqu'il conditionnait la boue non déshydratée, mais aussi mesuré une augmentation du pH.

Déshydratation

La chaux a amélioré considérablement la déshydratation des boues. La déshydratation était meilleure à des doses de l'ordre de 2 g / g MS (figure 7). Il est difficile de savoir si une augmentation de la dose conduirait à une nouvelle baisse de la RSF. La corrélation entre le RSF et la dose mesurée est plus claire que la séparation solide-liquide.

Dose optimale

La dose optimale était de 1 g / g TS. Il permet d'optimiser la séparation solide-liquide et correspond au point où la courbe de déshydratation s'aplatit. Une augmentation de la MSD, la MS, la EC et la salinité dans le surnageant supérieur aux valeurs obtenues sans conditionnement est prévu à cette dose, mais cette augmentation est difficile à quantifier. Considérant le pH mesuré, cette dose doit également garantir un pH suffisamment élevé (supérieur à 12). Tullander (1982) propose une dose de chaux de 0.2-0.3g / g MS de boue pour avoir un pH au-dessus de 12. Les études effectuées sur des boues activées ont montré que la quantité de 0,75 g de $\text{Ca}(\text{OH})_2$ / g TS a été nécessaire pour maintenir le pH supérieur à 12 pendant 8 jours (Jamal et al., 2011), ce qui correspond à 0,55 g CaO / g MS. Il est bien clair si le dosage de $\text{Ca}(\text{OH})_2$ et CaO aboutissent à la même performance. Les deux dosages ont été faibles par rapport à la valeur optimale définie. Comme la chaux réagit avec différents composés dans l'eau (2.3.3), les effets peuvent varier avec la composition de BV et d'autres expériences doivent être effectuées afin de mieux définir le dosage. De plus, la chaux a

augmenté le pH de le surnageant plus de 12 lorsqu'il est administré à la dose optimale. Puisque la croissance bactérienne peut être inhibée par un pH plus élevé de 9,5 (Tchobanoglous et al., 2003), le traitement du surnageant dans la station d'épuration peut être un problème. Un avantage de conditionnement à la chaux est le pH élevé atteint, qui peut permettre la destruction des agents pathogènes. En outre, de fortes métaux peuvent précipiter (Strande et al., 2014). Les principaux inconvénients sont le pH élevé du surnageant et l'augmentation de la masse de boue.

8.3.1.5 Résumé des expériences sur cônes Imhof et résistance spécifique à la filtration

Les boues décantées non conditionnées a montré une mauvaise déshydratation, mais le conditionnement des boues a amélioré fortement la séparation solide-liquide et la déshydratation. La MES dans le surnageant et la déshydratation des boues décantées diminue avec l'augmentation de la dose (figure 3 à la figure 7). Les coagulants expérimentés peuvent être classés en deux catégories compte tenu des flocs formés et les propriétés de décantation. Premièrement, les polyélectrolytes synthétiques et chitosane, le travail par neutralisation de charge, la production de gros flocons et sensibles à une surdose. Le chitosane a montré une plus faible effet de surdosage les polyélectrolytes synthétiques. La deuxième catégorie comprend les graines de Moringa Oleifera et chitosane, qui ne sont pas censés de travailler par neutralisation de la charge et former de petits flocons. Aucun effet de surdosage s'est produit avec ces coagulants, mais il y avait une augmentation de MSD, et donc MS, dans le surnageant. Tous les deux induisent des flocons de moins de 1 mm qui se remettent facilement en suspension si on les dérange.

La dose conduisant à une concentration minimale de MES dans le surnageant était différente de la dose conduisant à une RSF minimale pour tous coagulants expérimentés. Une dose optimale a été définie compte tenu de la diminution de MES dans le surnageant, la diminution de la RSF et d'autres observations, comme effet de surdosage ou MSD augmente dans le surnageant. Les mêmes critères ne peuvent pas être appliquées à tous les coagulants et le choix de la dose optimale était justifiée pour chaque coagulant. La MES minimale atteinte par conditionnement avec polyélectrolytes synthétiques, graines de Moringa Oleifera et chaux sont similaires, avec des concentrations inférieures à 0,2 g / l. La MES minimale atteint avec le chitosane étaient plus élevées, avec des valeurs de 0.8-1.0 g / l.

Lorsqu'on considère la déshydratation optimale, le chitosane, les graines de *Moringa Oleifera* et chaux ne réussissent pas aussi bien que les polyélectrolytes synthétiques. Les meilleures performances n'ont pas atteint des valeurs de RSF de zéro et n'ont été donc pas aussi bon que les polyélectrolytes synthétiques (tableau 2 et tableau 3). Dans l'ensemble, les polyélectrolytes synthétiques font mieux que les autres coagulants. Cependant, un dosage précis est d'une importance capitale pour prévenir un effet de surdosage et une nouvelle stabilisation des particules colloïdales (Hu et al., 2013 ; Tchobanoglous et al., 2003). Les études sur les boues activées ont montré des résultats similaires. Les boues activées conditionnées avec des polyélectrolytes organiques généralement ont eu un petit RSF et une faible turbidité résiduelle que la boue conditionnée avec des produits inorganiques (Chen et al., 2003; Ghebremichael et al., 2004; Li et al., 2003; Lo et al., 2001), dans lequel les polyélectrolytes synthétiques ont montré de meilleurs résultats que le chitosane et les graines de *Moringa de Oleifera* (Ghebremichael et al., 2004; Li et al., 2003). La meilleur déshydratation a été expliquée par Lo et al. (2001) avec des résultats qu'ils produisent des flocons. Les gros flocons sont moins denses que les petits flocons induits par les produits inorganiques, laissant plus d'espace entre les flocons pour le drainage de l'eau libre.

En définissant avec des doses optimales, la MES dans le surnageant est moins de 0,1 g / l pour les C2064 et pour les graines de *Moringa Oleifera*, et moins de 0,2 g / l pour les coagulants Flonex, 8561 et Lime, et inférieure à 0,3 g / l pour le chitosane ont été atteinte (tableau 2 et tableau 3). En comparaison, la MES dans le surnageant conditionnée était de 0,8 à 2,0 g / l. En comparaison avec les normes sénégalaises pour la décharge dans l'environnement (ISN., 2001), aucun des coagulants n'a assuré une réduction suffisante de la MES pour respecter les normes de 0,05 g / l. La RSF conclu avec la dose optimale défini était inférieure à 20% des valeurs mesurées dans des boues décantées non conditionnée.

8.3.2 Tests sur colonne

La performance des quatre coagulants sélectionnés a été évaluée par des tests de colonne. Les colonnes de décantations ont été utilisées comme un indicateur pour les bassins de décantation-épaississement et de colonnes de séchage en tant que métrique pour les lits de séchage. Les résultats des deux essais de colonne sont présentés ci-dessous, et les coagulants sont comparées avec une matrice de comparaison. L'expérience a été menée trois fois sur différents échantillons de BV. D'autres filtres ont été utilisés pour les mesures de MES, de

sorte que les MES présentées dans cette section ne peuvent pas être directement comparées avec d'autres valeurs de MES dans cette étude.

8.3.2.1 Sélection des coagulants pour les tests de colonne

Quatre coagulants ont été choisis pour les tests en colonne. Tous les polyélectrolytes synthétiques ont montré des résultats similaires (Tableau 3). Il a été choisi pour sélectionner une de polyélectrolytes et une Flonex de Ensola, comme de la chaîne polymère d'avoir des structures différentes. Les produits sont Flonex réticulée, tandis que les produits de Ensola sont partiellement linéaire. Les trois produits de Flonex (CP313, CP314 et CP317) tout exécuté à parts égales lors de l'examen de la MES dans le surnageant et la RSF à dose optimale (tableau 3). Puisque la dose pour atteindre la valeur optimale de déshydratation était plus élevée pour CP313, il a été exclu. Les dosages optimaux étaient égaux pour CP314 et CP317, mais l'effet produit par un surdosage avec des doses plus faibles CP317, de sorte que le risque de provoquer une surdosage a été élevée. Ce produit a également été rejeté et CP314 a été sélectionné. Les deux produits de Ensola également ont atteint des performances similaires lors de conditionnement avec des doses optimales (tableau 3). C2064 a été choisi, car il entraîné une baisse légère des concentrations de MES dans le surnageant, et pour des raisons pratiques. Il peut être dilué dans quelques minutes dans l'eau distillée. A l'opposé, quelques heures de mélange ont été nécessaires pour dissoudre 8561. Les graines de Moringa Oleifera n'ont pas été testés en outre le conditionnement manuel des graines prenait trop de temps a été exigé. En outre, le potentiel de mise à l'échelle dans un avenir proche est faible, comme l'absence de marché pour de grandes quantités de Moringa Oleifera pourrait être trouvé au Sénégal. La chaux et le chitosane ont été conservés à la fois pour les essais en colonne, car les deux a montré une bonne décantation et les performances de déshydratation (tableau 2) et pourraient être localement disponibles.

8.3.2.2 Colonnes de décantation

Quatre coagulants ont été évalués en trois exemplaires, en utilisant trois colonnes de décantation. Il était bonne réplique des résultats à travers les trois exemplaires. Le tableau 4 résume les résultats pour les BV non conditionnées et BV conditionnées avec les quatre coagulants sélectionnés, à savoir CP314, C2064, chitosane et de chaux.

Les différentes types de décantation (2.4.1) ont été observées entre les BV non conditionnées et conditionnée. Avec les BV non conditionnés, la sédimentation des particules a été

observée, où les granules ont coulé séparément, et n'a pas d'interface solide-liquide clair entre boues décantées et le surnageant n'a été observée. Après environ 20 minutes, le volume décanté était maximale et une phase de compactage a commencé. En l'absence de mise en place de sédimentation, la vitesse de sédimentation de l'interphase solide-liquide n'a pas été déterminée pour les boues non conditionnées. Par contre, floculant et entravé de décantation ont été observées dans les cinq à dix premières minutes pour tous les échantillons de BV conditionnées. La compression de la décantation a eu lieu par la suite. Les vitesses de sédimentation étaient 12-16 cm / min pour CP314, chitosane et de chaux. Une plus grande vitesse de 25 cm / min a été mesurée pour C2064 (tableau 4).

Pour la boue conditionnée avec la chaux, la MS était encore beaucoup plus élevée, avec 1.5-6.0 g / l contre 1.3-2.0 g / l dans surnageant non conditionné (tableau 4), de sorte que la MSD de chaux conditionnant le surnageant a varié de 1,3 g / l à 5,8 g / l. La MES dans le surnageant de CP314, C2064 et de chaux, variant entre <0,1-0,2 g / l étaient inférieurs avec des BV non conditionnées, qui avaient de MES de 0,3-0,6 g / l. En conditionnant avec chitosane n'a diminué à la MES de 0,3 - 0,6 g / l à 0,2 - 0,4 g / l. La DCO dans le surnageant a diminué de 1,1 g / l à 0,3-0,5 g / l pour CP314, C2064 et chaux. Aucune diminution de la DCO n'a été mesurée pour le chitosane.

Les BV conditionnées avec les polyélectrolytes synthétiques et chitosane ont été légèrement moins dense que les BV conditionnées, avec des concentrations de MS 30-42 g / l contre 39-48 g / l pour les boues non conditionnées. La chaux conditionnant les BV ont conduit à une boue décantées de haute densité, avec une concentration de MS 45-103 g / l. L'augmentation du volume par rapport à boues décantées non conditionnée est supérieur avec la chaux que les trois autres coagulants, avec une augmentation de 38-79 vol% et 4-57vol% respectivement. Ainsi, le conditionnement avec la chaux conduit à un volume plus élevé et plus dense que la boue décantée avec CP314, C2064 et chitosane. Ils produisent des volumes de boues élevées, mais moins dense que les BV non conditionnées.

Tableau 8.4: Les propriétés de décantation des boues conditionnées et non conditionnées

	Témoin	CP314	C2064	chitosane	Lime
Concentration solution	0.5vol%	0.5vol%	1vol%	0.5vol%	-
Vitesse de décantation	Non déterminé	15-16	25	12-15	11-13

Surnageant

MS [g/l]	1.3-2.0	1.1-2.2	1.1-2.0	1.1-2.2	1.5-6.0
MES [g/l]	0.3-0.6	0.2-0.2	<0.1-0.2	0.2-0.4	0.2
DCO [g/l]	1.1	0.5	0.4	1.0	0.3
Boue décantée					
MS [g/l]	39-48	34-41	34-42	30-40	45-103
Augmentation volume [vol %]		4-39	13-43	19-57	38-79

Les comportements de la décantation observés sont en phase avec les études précédentes et celles trouvées dans la littérature. Vonwiller (2007) a observé des comportements similaires sur la décantation des BV conditionnées. Le mélange de flocculant et la sédimentation entravée est un comportement commun pour les boues à forte concentration de matières en suspension (Tchobanoglous et al., 2003). La phase de compression a été estimée à plus de deux à trois heures. Heiness et al. (1998 -a) ont également examiné que le processus de décantation des BV conditionnées peut se produire au-delà de deux heures. Une compression plus élevée peut être atteinte si la décantation aurait été observée pendant une période de temps plus longue, mais la compression supplémentaire est supposée être négligeable. Heiness (1999) a fait des tests de décantation dans un cylindre avec FS non conditionnées et a montré que le volume de BV décantée est resté constant après 9 jours seulement. La vitesse de décantation donne une indication sur la rétention du temps hydraulique minimal. Il s'agit d'un paramètre important lors de la conception d'un décanteur-épaississeur (Tchobanoglous et al., 2003). Dans un bassin de deux mètres de profondeur, des particules à des vitesses de décantation de 12-16 cm / min aurait besoin d'environ 15 min à décanter. Les particules avec une vitesse de décantation de 25 cm / min, mettraient seulement huit minutes. Ceci est valable pour un cas idéal, où la décantation est perturbée.

Les MES similaires ont été obtenues dans les surnageant provenant des tests sur colonnes (tableau 4) avec les dosages optimaux dans des cônes Imhof (tableau 2 et tableau 3).

Les valeurs de MES ont été mesurées en utilisant différents filtres, de sorte qu'aucune comparaison directe ne peut être faite avec l'analyse préalable. Cependant, la BV conditionnée avec le chitosane avait également des concentrations plus élevées en MES que les BV conditionnées avec CP314, C2064 ou de la chaux dans les expériences dans cône Imhof (tableau 2 et tableau 3). Pour le conditionnement avec la chaux, les fortes teneurs en MS dans la boue décantée peuvent être expliquées par la masse de matières solides ajoutée. Comme

remarqué au cours d'expérience sur cônes Imhof, la fraction de chaux dissous dans le liquide surnageant et la fraction décantée avec la boues sont variables entre les différents échantillons de BV. Les échantillons où la forte MSD était mesurée semble présenter une concentration en matières solides inférieure à la boue, et vice versa. la réaction semble dépendre de la composition des BV.

La faible densité de BV conditionnées avec CP314, C2064 et chitosane peut être expliquée par les floccs formés qui sont plus gros que les particules de BV non conditionnées et deviennent moins dense (Lo et al., 2001). L'augmentation du volume peut être expliquée d'une part par l'augmentation de la masse des solides décantés, et d'autre part par des concentrations plus faibles de la MS des boues décantées. Le volume de boues décantées est important quand la conception d'un bassin de décantation-épaississement, car il influe sur les fréquences de vidange des bassins (Heinss et al., 1998 -a; Tchobanoglous et al., 2003).

8.3.2.3 Colonnes de séchage

En suivant la séparation solide-liquide dans les colonnes de décantation, la boue décantée a été appliquée sur des colonnes de séchage à évaluer le potentiel de déshydratation des boues sur des lits de séchage. Comme les tests sur colonnes de décantation, ce test a été effectué en trois exemplaires, avec des boues décantées à partir de trois échantillons de boues différentes. La vitesse d'écoulement du percolât a augmenté de la première à la troisième application de la boue sur les colonnes. La figure 8.7 illustre ce phénomène avec l'exemple de boues non conditionnée. Le même processus a été observé avec des BV conditionnées. Le volume total drainé ne peut être comparée entre les colonnes. Il est dépendant de la teneur de la boue de l'eau libre appliquée (Strande et al., 2014) et sur les performances de décantation qui est obtenue lors de l'essai de la colonne de décantation. Le conditionnement a amélioré le taux de percolation (Figure 8.7). Le débit de percolation était plus élevée au début et diminué rapidement. Après six jours, le débit de percolation était en dessous de 0,01 l / d pour toutes les colonnes, de sorte que la percolation soit considère comme étant complète.

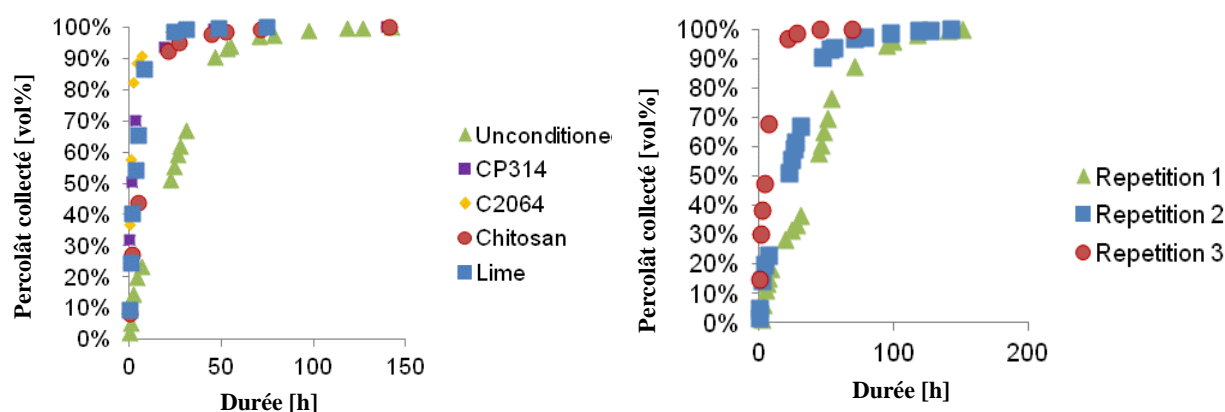


Figure 8.7: Evolution du volume de percolât en fonction du temps: comparaison des trois répétitions pour les BV non conditionnées pour la seconde répétition.

Quatre-vingt-dix pourcent du volume a drainé à travers les colonnes de 20 à 80 h après l'application de boues non conditionnée décantées et 2-35 h après l'application de boues décantées conditionnées, indiquant une amélioration du taux de percolation par conditionnement. La siccité du gâteau a été également améliorée, avec des valeurs de 31-54 wt% après conditionnement, contre 23-36wt% pour la boue non conditionnée. La fraction MVS était plus faible dans les boues conditionné que dans celles non conditionnées, avec des valeurs respectives de 43-61% MS et 16-49% MS. La boue conditionnée avec la chaux avait la plus faible fraction de MVS, avec seulement 16 -20 % de MS. Les concentrations de DCO ont été similaires dans les percolâts de toutes les colonnes avec des valeurs de 0,3 - 0,4 g / l, mais pour la chaux, où une plus grande valeur de 1 g / l a été mesurée (tableau 8.5).

Tableau 8.5: Les caractéristiques du percolât et des boues séchées pour les boues décantées sans conditionnement.

	Témoin	CP314	C2064	Chitosane	Chaux
Percolâts					
Volume [% appliqué]	61-87	73-86	58-88	62-95	60-74
Durée de collecter 100% du percolât [h]	45-140	23-46	21-45	28-90	20-48
Durée de collecter 90% du percolât [h]	20-80	5-35	2-7	15-35	3-7
DCO [g/l]	0.3	0.3	0.3	0.4	1
Boues séchées					
MS du gâteau [wt%]	23-36	33-43	31-47	40-54	31-43
MVS du gâteau [%MS]	43-61	36-42	28-49	27-36	16-20

Les performances des colonnes de séchage dépendent de charges volumiques et massiques appliquées (Heinss et al., 1998 -a). Des variations importantes ont été obtenues entre les deux aussi bien au niveau des deux coagulants mais aussi avec les trois répétitions. Comme toutes les boues décantées ont été appliquées, elles dépendaient fortement des performances de la colonne de décantation. Les comparaisons entre les coagulants ne pourraient être complétées que si on tenait compte tenu des performances de l'ensemble du chaîne de traitement, c'est à dire de la décantation jusqu'au séchage sur colonnes.

L'augmentation du débit de percolation entre les trois applications peut être due à l'humidification du lit: plus humide le lit est rapide, l'eau s'écouler plus vite. Cet phénomène peut être expliqué par les forces capillaires agissant sur les particules d'eau. Dans un sol humide, les molécules d'eau sont moins retenues par des forces d'attraction avec les particules contrairement au sol sec qui retient beaucoup de ces molécules d'eau. L'eau peut se déplacer plus librement dans un sol humide (Brady et al., 2002). Cette hypothèse est étayée par le faible volume de percolats libéré au cours de la première répétition de l'expérience. Il y a eu seulement 61-73 vol% du volume appliqué a été recueilli par percolation, contre 72-87 vol% et 74-95 vol% pour la deuxième et troisième répétitions. Le faible volume de percolats collecté dans la première répétition indique que le liquide a été probablement retenu dans la colonne de sable au cours de la première répétition.

Le C2064 et la chaux ont montré le plus grand débit de percolation. Les résultats des boues conditionnées connaissent des performances variables avec CP314, C2064, la chaux et chitosane. Cette variabilité ne peut pas être expliquée. Les plus faibles performances ont été obtenues avec le chitosane. Par ailleurs, en considérant la RSF, les expériences ont montré que qu'elle est un outil adéquat pour comparer les performances des coagulants. Ghebremichael et Hultman (2004) ont observé le débit de percolation de la boue de l'eau potable conditionnée avec un polyélectrolyte synthétique sur 3 cm de diamètre de sable sur colonnes. Les valeurs mesurées dans cette étude ont montré que un débit journalier 115 l / j dans les cinq premières minutes. A titre comparatif, le débit de percolation était environ 140 l / j dans les trois premiers des cinq minutes ont été mesurés avec le C2064.

L'amélioration du séchage des BV conditionnées reflète probablement la meilleure déshydratation, ce qui signifie une bonne capacité de libérer l'eau libre (2.4.2). La MVS de BV conditionnée était plus faible que la MVS des boues non conditionnées. Ceci peut être expliqué par le fait que une portion du sable contenue dans la colonne a été éliminée au

moment de l'enlèvement de la boue séchée (Seck et al., Submitted). Une autre raison peut être due au fait que les particules affectées par le conditionnement, et qui donc n'ont pas été contenue en boues décantées non conditionnée, étaient de nature minérale. La faible teneur en MVS de la BV conditionnée avec la chaux peuvent être expliquée par le fait que les particules de chaux se sont décantés dans les BV. Pour les BV non conditionnées, la teneur en MS des boues sèches de 23-36 wt% et de 43-61% en MVS sont en conformité avec les résultats obtenus par Seck et al. (Submitted) sur une étude également menée en Cambérène. Cette étude a mesuré une teneur en MS d'environ 30% en poids et une MVS de 41% MS après six jours lors d'une application de BV sur des lits de séchage. Heinss (1998 -a) a effectué des études similaires sur des lits de séchage. Cependant, les BV non décantées ont été appliquées sur des lits. Il a été montré que 50-80 % du volume de BV appliquée était recueilli par percolation, par ailleurs 75-95% du percolât était collecté dans les 120 heures (Heinss et al., 1998 -a). Puisque des différentes charges massiques et volumiques étaient appliquées, ces chiffres ne peuvent pas être directement comparés aux les valeurs mesurées dans cette étude. Cependant, on peut dire que la mesure 61-87vol% de la quantité appliquée est drainé de la même façon.

Les valeurs de MS, de MES et des MVS obtenues dans le surnageant et dans le percolâts n'étaient pas statistiquement significatives (tableau 4 et tableau 5). L'eau libre contenue dans les boues décantées peut donc être considéré comme étant un surnageant. Ghebremichael et Hultman (2004) ont montré des résultats similaires des boues conditionnées provenant d'une usine d'eau potable. Il a constaté que le conditionnement a augmenté le débit de percolation, mais il n'y a pas eu de volume drainé. Les fortes fractions de solides fixes de BV conditionnées avec le chaux peut être expliqué par la masse de chaux inorganique ajoutée.

Lors de l'enlèvement de la boue séchée sur les colonnes, nous avons remarqué que peu de particules avaient pénétré dans la couche de sable pour les BV conditionnées que pour les BV non conditionnées. La couleur de sable dans la colonne où la boue n'était pas conditionnée a été plus noire que celle des colonnes où la boue non conditionnée a été appliquée. Ainsi, le conditionnement peut aider à prévenir le colmatage lit.

8.3.2.4 Résumé des tests sur colonne et les implications pour une grande échelle

L'amélioration de la capacité de l'usine ne peut être quantifiée qu'avec les données recueillies dans cette étude, mais les BV conditionnées ont montré un bon potentiel pour améliorer la

séparation solide-liquide dans un bassin de décantation épaissement et la déshydratation sur des lits de séchage.

Bassins de décantation-épaississement

Le type changement discrets de particules décantés par floculation et ont empêché la décantation (2.4.1) à travers le conditionnement. Les vitesses de décantation de 12-25 cm / min ont été mesurés pour BV décantées, ce qui signifie que la durée théorique de rétention hydraulique minimale dans un bassin de deux mètres de profondeur était inférieure à 15 minutes. Cependant, le durée de rétention hydraulique utilisée pour la conception devrait être plus élevée, pour rendre compte des dérangements notés sur la décantation et les court-circuit hydrauliques. A titre comparative, Heinss et al. (1998) ont proposé une durée de rétention hydraulique de quatre heures pour les BV conditionnées. Pour un bassin de réservoir donné, une durée de rétention plus faible conduit à un minimum de capacité plus élevée. En outre, les BV conditionnées avec CP314, C2064 et chitosane ont été moins denses que les boues non conditionnées. La volume de boue décantée est passé de 4-79 vol%, en fonction de l'appareil de conditionnement et de la concentration de la MS des BV. Les volumes les plus élevés ont été enregistrés avec le conditionnement des BV avec le chaux, avec une augmentation de 38-79 vol%. Ainsi, les BV conditionnées pourraient réduire la théorique durée hydraulique minimale de rétention dans les bassin de décantation-épaississement, par ailleurs le bassin devrait probablement être vidés le plus souvent sans conditionnement, en raison de l'augmentation de la masse de boue.

Lits de séchage

Le débit de percolât dans les colonnes a été améliorée par le conditionnement, lequel 90 vol% du percolât était collecté dans une intervalle de 2 à 35 h avec la boue conditionnée, par contre 20 à 80 h ont été obtenues pour les BV non conditionnées. Le conditionnement a également conduit à l'augmentation de la siccité du gâteau de BV après 6 jours sur les colonnes. Ainsi, le conditionnement a amélioré la capacité de lits de séchage attesté par un débit de percolation très rapide et un séchage du gâteau élevés que les résultats obtenus avec des BV non conditionnées. Les données obtenues dans cette étude ne permettent pas de statuer sur l'effet de conditionnement dans l'évaporation. Cependant, une amélioration du débit de drainage se traduit probablement par une réduction de la durée de rétention nécessaire sur le lit, et donc une plus grande capacité pour un lit donné pour le traitement d'une quantité donnée de BV.

8.4 Analyse financière

Pour déterminer si l'utilisation des coagulants est économiquement viable, une analyse financière a été réalisée pour estimer l'évolution des coûts d'exploitation. En premier lieu, nous avons évalué les coûts annuels actuels de la STBV. Les coûts résultant du conditionnement des BV ont été ajoutés à ces coûts. Le tableau 8.6 résume les coûts qui en résultent pour les quatre coagulants sélectionnés. Les différents éléments pris en compte pour le calcul des coûts sont présentés ci-dessous.

Tableau 8.6: Estimation des coûts résultant du conditionnement des boues de vidange

	Témoin	CP314	C2064	Chitosane	Chaux
Coûts [USD / an]	229'107	297'926	358'634	260'404	1'042'435
Augmentation		30%	57%	14%	355%

Les coûts actuels (sans coagulant)

Pour déterminer le coût de fonctionnement actuel, les estimations sont fondées sur les travaux effectués par BMGF (2011) et Dodane (2012). Dodane (2012) ne considère que les coûts d'exploitation, par ailleurs BMGF (2011) prend non seulement les coûts d'investissement et de fonctionnement de la STEP, puis le surnageant des BV est traité là-bas. Lorsque seuls les coûts d'exploitation sont pris en compte, les résultats des deux études sont compatibles car 45'2565 USD / an ont été trouvés par Dodane (2012) et 50'249 USD / an par BMGF (2011). L'analyse financière proposée par BMGF (2011) a été utilisée comme base, comme il tenu compte des coûts d'investissement. La part des coûts annuels de la STEEP est l'élément le plus important avec 53% de les coûts totaux. Les coûts d'investissement représentent 25 % des coûts, répartis entre l'investissement de la station d'épuration (14,8%) et la thématique de sécurité alimentaire (10,3%). Le seul revenu est généré par les frais de dépotage et représente 18,2% des coûts, de sorte que le STEEP génère un déficit de 187'472 US / y. Ce déficit est couvert l'état du Sénégal par le biais de l'ONAS (Sénégal National de l'Assainissement) qui gère le fonctionnement des STEEP.

Coûts avec conditionnement

Pour estimer les coûts supplémentaires résultant du conditionnement, les coûts des coagulants, les coûts nécessaire de la nouvelle infrastructure, le salaire d'un exploitant de

l'installation supplémentaire et les coûts induits par la haute décantation du volume de BV ont été examinés. L'énergie supplémentaire nécessaire pour le mélange et le pompage des boues a été considéré comme négligeable (Dodane et al., 2009). Même si la capacité de l'usine sera augmentée par le conditionnement de BV, aucune augmentation de la quantité de BV traitée n'a été considérée. Le prix pour la quantité nécessaire a été demandé aux producteurs. Les coûts annuels des coagulants ont été fondées sur les dosages optimaux définis dans le tableau 2 et tableau 3), déposé sur un volume de 100'000 m³ / y (BMGF, 2011) et une concentration de 10 kg MS / m³. La STEEP doit être étendue pour permettre le conditionnement des boues. L'infrastructure nécessaire dépend de l'appareil et du coagulant choisi. Si le coagulant doit être dilué, le bassin doit être équipé d'un mixeur, d'un système de rajout d'eau et d'une pompe est nécessaire indépendamment d'un appareil de conditionnement. Les coûts du bassin de dilution ont été estimés à 20'000 USD et ceux pour l'infrastructure de mélange à 5'000 USD avec l'aide des fabricants. Les coûts annuels des infrastructures ont été évalués en utilisant l'amortissement linéaire. La durée de vie d'une STEEP est estimée à 25 ans, résultant des coûts d'investissement de 1'000 USD / an. Le salaire de l'exploitant de l'installation est estimée à 4'280 USD / an (P. H. Dodane et al., 2012). Les forts volumes des boues décantés ont été comptabilisée en multipliant le facteur de croissance de la boue (tableau 4) et le coût directement influencé par la quantité de boues de décantation, soit obtenue du pompage des boues décantées sur le bassin de décantation-épaississement et de l'élimination des boues séchées.

8.5 COMPARAISON DES COAGULANTS

Les quatre coagulants sélectionnés pour les tests sur colonne ont été comparés avec la matrice qui figure sur le tableau 8.7.

Les différentes critères sont détaillés ci-dessous.

Tableau 8.7: Matrice de comparaison pour CP314, C2064, chitosane et de la chaux.

	Polyélectrolytes synthétiques		Natural	Non organique
	CP314	C2064	Chitosane	Chaux
Concentration de la solution	0.5vol%	1vol%	0.5vol%	-
Dose optimale	4 ml /g MS	4 ml /g MS	1 ml /g MS	1 g/g MS

Performance du bassin de décantation épaissement				
MES dans le surnageant	Bon	Bon	Moyen	Bon
Augmentation du volume de boue	moyen	Moyen	Moyen	Pauvre
Epaississement	Moyen	Moyen	Moyen	Bon
Qualité du surnageant	Moyenne	Moyenne	Moyenne	Faible
Performance des lits de séchage				
Durée de collecte de 90% du percolât	Bon	Bon	Moyen	Bon
MS du gâteau	Moyen	Moyen	Bon	Moyen
La qualité de la boue séchée				
Utiliser comme combustible	Moyenne	Moyenne	Moyenne	Faible
Utiliser comme amendement de sol	Faible	Moyen	Bon	Bon
Avantage	Faible	Faible	Moyen	Bon
Disponibilité	Faible	Faible	Moyen	Bon
Critères financiers	Moyen	Moyen	Bon	Faible

8.5.1 Performances du décanteur-épaississeur

Les polyélectrolytes synthétiques (CP314 et C2064) et de chitosane ont des performances de décantation similaires. CP314 et C2064 ont conduit à des MES dans le surnageant environ 0,1 g / l inférieure à celle trouvée avec l'utilisation du chitosane. Tous les trois ont conduit à des performances de décantation similaires et n'influent pas le pH, la EC et la salinité du surnageant. Ces coagulants ne pouvaient pas réduire les MES et DCO au point que le percolât produit puisse respecter les exigences de décharge (ISN., 2001) et par conséquent, ce surnageant nécessite un traitement supplémentaire. Le coagulant chaux a produit une boue plus épaisse que les trois autres coagulants, mais avec un volume de boues plus élevé. L'inconvénient induite par les important volumes de boues sont pris en compte dans les critères financiers. En outre, le conditionnement avec la chaux augmente la MS, EC, la salinité et le pH dans le surnageant, entraînant ainsi des problèmes un traitement supplémentaire. Pour le cas de Cambérène, la chaux n'est pas adapté pour la STBV qui a déjà dépassé ses capacités et ne pourrait probablement pas gérer une importante augmentation du

volume des boues. En plus, le surnageant doit être traité dans la station de traitement des eaux usées. Même dilué avec des eaux usées, le pH élevé peut inhiber le traitement biologique. CP314, C2064 et Chitosane pourraient être envisagés.

8.5.2 Performance des lits de séchage

Les BV conditionnées avec C2064, CP317 et chaux ont montré de meilleurs taux de percolation que celle conditionnée avec le chitosane. Considérant utilisation finale, le chitosane a le meilleur potentiel, car il est biodégradable et a conduit à la plus haute siccité. Tous les coagulants ont conduit à des boues séchées avec une teneur en cendre. Le cendre est indésirable dans la réutilisation finale comme combustible, comme on peut réduire les performances de combustion (Seck et al., Submitted). Les CP314 et C2064 ne peuvent être utilisés comme amendement du sol, où elles ne sont pas biodégradable. Chitosane pourrait être utilisé comme conditionneur de sol, mais n'est pas recommandé en raison de possible contamination par des pathogènes (Strande et al., 2014). En fonction du pH atteint, la BV conditionnée avec la chaux peut être désinfecté et est donc sans danger pour l'épandage. Toutefois, en raison du pH élevé, la BV peut ne pas être adaptée à n'importe quel sol et la pertinence d'utiliser la BV comme amendement est à vérifier. Puisqu'il est moins performant que les autres coagulants en tenant compte du percolât, le chitosane est plus adapté pour Cambérène. Elle a conduit à une siccité plus élevée et est plus souple pour une réutilisation ultérieure.

8.5.3 Commodité

La BV conditionnée avec les polyélectrolytes synthétiques ont montré que l'effet de surdosage par des doses élevées, conduisant à des floes qui n'ont pas bien décantés. Par des doses les plus faibles, les floes formés ont montré de bonnes propriétés de décantation, mais cassé facilement lorsqu'ils sont soumis aux forces de dispersion. Les effets de surdosage observé avec chitosane étaient moins prononcée. Le CP314 et le C2064 ont été plus sensibles aux conditions de mélange que le chitosane. La chaux n'a pas montré aucun effet de surdosage, mais la boue décantée s'est remise facilement en suspension si le contenu est dérangé. Les polyélectrolytes ne sont pas pratique pour la STBV de Cambérène, comme une erreur dans le dosage pourrait avoir des conséquences considérables. Pour ce critère, le chaux semble être le coagulant mieux adaptée à la STBV de Cambérène. Le chitosane peut aussi être adapté, car il

a un faible effet de surdosage, de bonnes propriétés de décantation et est moins affectée par la variation des conditions de mélange.

8.5.4 Disponibilité

Les polyélectrolytes synthétiques CP314 et C2064 ne sont pas produits au Sénégal et doivent être importés à partir de Europe. Le chitosane pourrait être produite localement à partir de crevettes et coquilles de crabes à faible coût, mais il n'y a pas d'industrie actuellement qui le produit au Sénégal. La chaux est disponible localement, comme l'industrie du ciment est présent au Sénégal. Pour la STBV de Cambérène, la chaux est plus disponible suivie du chitosane.

8.5.5 Critères financiers

Puisque produit localement, le chitosane a conduit à une augmentation approximative des coûts de 14%. Les polyélectrolytes synthétiques ont conduit à une augmentation du prix de 30-57%. Les prix seraient de 355% plus élevé si la chaux serait utilisé. Concernant les coûts induits, le chitosane est le coagulant le plus approprié.

8.5.6 Sélection d'un coagulant

Sur la base des considérations ci-dessus, le chitosane est proposé comme la solution la mieux adaptée pour STBV de Cambérène. Il permet d'améliorer la séparation solide-liquide dans les bassins de décantation-épaississement et améliore la déshydratation sur les lits de séchage. En outre, il pourrait être produite localement et à l'augmentation des coûts d'exploitation sont faiblement estimées.

Le type de coagulant doit être déterminé en tenant compte des conditions locales. Le chitosane semble être la meilleur solution pouvant être adapté à Cambérène, mais n'est pas forcément le cas pour d'autres endroits. Par exemple, si la superficie est disponible, mais il n'existe pas de station d'épuration pour traiter le surnageant produit dans les bassin de décantation-épaississement, la un coagulant permettant une meilleure séparation solide-liquide par décantation peut être préférable, indépendamment de l'un de ses performances de décantation et la vitesse de déshydratation. L'amélioration de la rentabilité des bassins de décantation-épaississement et des lits de séchage ne jouerait pas un rôle dans ce cas.

8.6 ANALYSE DE SENSIBILITÉ

8.6.1 La reproductibilité de l'expérience de RSF

Une analyse de sensibilité a été réalisée pour évaluer l'exactitude et la pertinence de l'utilisation de la RSF comme une métrique de déshydratation. Une grande variabilité existe entre les trois répétitions de l'expérience de RSF, spécialement pour la boue conditionnée avec des polyélectrolytes (tableau 8.8).

Tableau 8.8: reproductibilité de l'expérience SRF

	Témoin	CP314	C2064	Chitosane
RSF [10^{12} m/kg]				
Moyenne	34	17	10	9
Ecartype	5	7	9	2

La variabilité est plus élevée pour FS coagulées avec le CP314 et C2064 que pour les BV non conditionnées ou FS conditionné avec le chitosane. Différents facteurs peuvent expliquer par ces différences. Tout d'abord, la variabilité de ces échantillons prélevés sur ces baril influence probablement la RSF. Ensuite, les flocons peuvent être légèrement casser lors du transfert dans des cônes pour l'expérience de RSF. Ghebremichal (2004) a mesuré une augmentation de la RSF quand boues non conditionnées ont été soumises au force de dispersion. En outre, le vide appliqué au cours de l'expérience de RSF pourrait également ne pas toujours être exactement et maintenue parfaitement constante. En outre, certains échantillons peuvent avoir une teneur en eau libre supérieure, en raison séparation de surnageant inexacte. Christensen (1985) ont également montré une dépendance de la RSF sur les concentrations de matières en suspension, ce qui confirme que surnageant restant dans l'échantillon filtré peut influencer les résultats.

Christensen (1985) et Tosun (1993) ont montré d'autres limites de l'expérience de RSF. Les incertitudes de la pression sur le gâteau affectant les résultats ont été lentement dépecées, les imprécisions sur la lecture de durée par le chronomètre ou de la lecture du volume, le volume du filtrat stocké dans le dispositif, la détermination de la masse du gâteau et le changement de la qualité de la boue à cause du retard des mesures. La fausse hypothèse selon laquelle la viscosité du filtrat peut être considérée comme similaire à la viscosité de l'eau a également été

montrée. La différence entre le filtrat de la boue conditionnée et celle de l'eau était comprise entre 3 et 23%.

L'expérience de la RSF a également été considérée comme dépendant du type de milieu filtrant et ne doit pas être utilisée pour tirer des conclusions quantitatives et de la mise à l'échelle directe (Tosun, 1993). L'imprécision du test et les différentes méthodologies utilisées dans le monde ne permettent pas une comparaison directe des valeurs de différentes campagnes de mesures (Christensen, 1985).

Toutefois, dans cette étude, les coagulants pour lesquels la faible SRF ont été mesurés, tels que le chitosane, ont montré de faibles performances sur les colonnes de séchage. Les expériences de RSF ont permis de comparer qualitativement différents coagulants, mais les résultats doivent toujours être mis en perspective avec les incertitudes liées à l'expérience. Ils peuvent être utilisés pour les essais préliminaires, car ils sont peu coûteux et demandent moins de temps que les essais en colonne. Puisque les expériences de la RSF ont été conduites sous pression et en fonction de la grande variabilité, les performances de conditionnement ont été évaluées avec les tests de colonne.

8.6.2 Effets des conditions de mélange

Les conditions de mélange ont été définies sur la base de la littérature et des conseils des fabricants. Les conditions optimales de mixage pour chaque coagulant sont inconnues. Les effets de la variation de l'énergie de mixage, le temps et la concentration des solutions de coagulants sur la décantation et de déshydratation ont été évalués à l'aide d'expériences faites sur des cônes Imhof et des expériences de RSF.

L'augmentation de la vitesse de mélange de 90 à 200 tours par minute a amélioré la séparation solide-liquide de l'ordre de 0,1 g / l, comme montré à la figure 8.8. Il a été observé que la vitesse de mixage de 45 tr / min n'a pas permis un bon mélange de polyélectrolytes synthétique et quelques morceaux de coagulant étaient encore présents. Les importantes vitesses de mixage ont tendance à améliorer la déshydratation, mais la variabilité de l'expérience de la RSF ne permet pas de statuer clairement sur cette affaire (Figure 8).

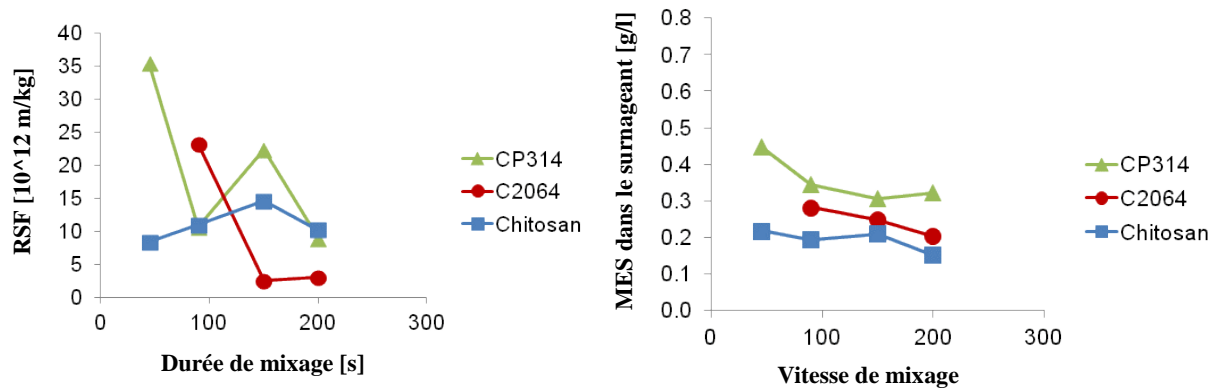


Figure 8.8: Effet de la vitesse de mixage sur la séparation solide-liquide et la déshydratation.

Comme montré à la figure 8.9, en augmentant le temps de mixage de 30 s à 4 min, la MES du surnageant a diminué d'environ 0,1 - 0,2 g / l pour le CP314 et C2064, cependant une augmentation de 30 s à 1 min a eu le plus influence. Aucune diminution significative n'a été observée pour le chitosane. La déshydratation de CP314 et du chitosane n'a pas influencé de façon significative l'augmentation du temps de mixage. Pour le C2064, une augmentation du temps de mélange de 30 s à 1 min, a diminué la déshydratation par un facteur de 18. Une augmentation supplémentaire n'impacte pas beaucoup sur la déshydratation (figure 10).

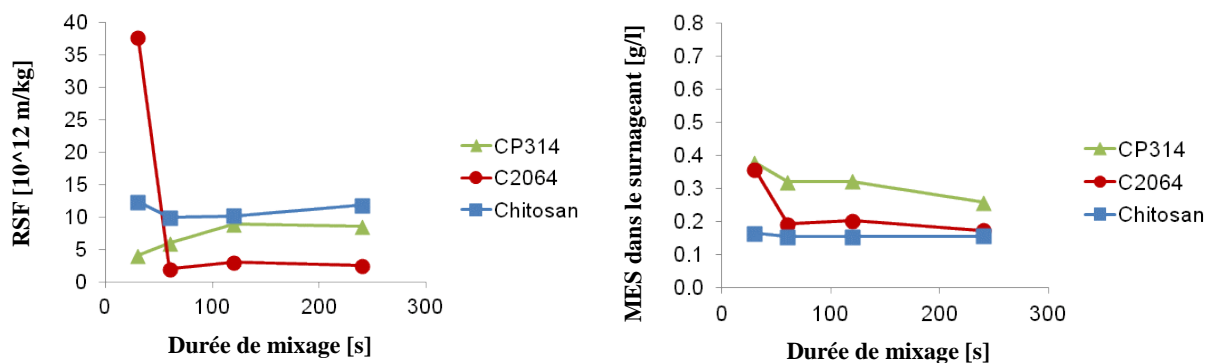


Figure 8.9: Effet du temps de mixage sur la séparation solide-liquide et la déshydratation.

L'effet de la dilution des solutions de coagulants est différente entre les produits. Pour CP314, une augmentation de la concentration de 0.25 vol% à 1 vol% améliore la séparation solide-liquide de 0,1 g / l et la déshydratation d'un facteur 8. Pour C2064, la même concentration en MES dans le surnageant était mesurée par une dilution de 0.5 vol% et 1 vol%. La déshydratation a été plus importante pour la dose la plus concentrée. Ce résultats doivent être considérés avec prudence, compte tenu des grandes variabilités constatées au cours des tests

de RSF. Pour le chitosane, la dilution n'a pas significativement affecté la séparation solide-liquide et de déshydratation.

Les conditions de mélange choisies de 200 tours par minute pendant deux minutes semblent être appropriées compte tenu de l'analyse de sensibilité. La vitesse de mixage a un impact plus important sur les résultats que le temps de mélange, et devrait être bien défini. Les vitesses de mixage élevées peuvent briser les floccs. Des résultats similaires ont été trouvés par Fitria (2013) sur les boues d'épuration. Les conditions de mélange n'ont eu aucune influence majeure sur la MES dans le surnageant. Les concentrations de MES étaient comprises entre 0,2 et 0,3 g / l pour les différentes conditions de mélange. Comparée à la valeur de 0,6 g / l dans le surnageant non conditionnée, ces variations ne sont pas considérables. Aucune conclusion générale ne peut être faite pour la concentration de la solution avec conditionnement. Le chitosane était fortement influencé par l'évolution des conditions de mixage, ce qu'il est un excellent coagulant. Des études supplémentaires en tenant en compte tous les coagulants et répétées à plusieurs reprises permettraient de dégager de meilleures conclusions.

8.7 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

Cette étude a montré que tous les coagulants testés ont améliorées la décantation et la déshydratation des BV. Les principaux facteurs affectant les performances des BV conditionnées ont été le type de coagulant utilisé, la quantité de dose et la concentration de MS des BV. Les performances sont généralement meilleur avec les fortes doses. Cependant, les fortes doses de polyélectrolytes synthétiques ou de chitosane conduisent souvent à une diminution de ces performances, car elles occasionnent des surdosages. Les dosages conduisant à une décantation optimale se sont révélés être différents de ceux conduisant à la déshydratation optimale, de telle sorte qu'une compromis devait être trouvé. Ainsi, les doses optimales ont été définies en tenant compte de l'amélioration de la décantation et de la déshydratation et les observations visuelles des caractéristiques de décantation. Les dosages optimaux étaient 7 ml 0,5% - solution / g MS pour CP313, 4 ml 0,5% -solution / g MS pour CP314 et CP317, 4 ml 1% -solution / g MS pour C2064, 4 ml 0,25% -solution / g MS pour 8561, 1 ml 0,5% -solution / g MS pour chitosane, 10 ml 5% -solution / g MS pour les graines de Moringa Oleifera et 1 g / g MS de la chaux. Considérant les séparations solide-liquide au cours de la décantation, le conditionnement des BV avec dosages optimaux ont permis d'avoir de MES dans le surnageant compris entre de 0,8 - 2,0 g / l dans le surnageant non conditionné de <0,1 - 0,3 g / l. La déshydratation a également été améliorée, avec une diminution de 10-20% de la RSF de la boue non conditionnée.

L'application de BV conditionnées avec les dosages optimaux sur les colonnes de décantation et de séchage a permis de quantifier l'influence du conditionnement sur les importantes paramètres de conception des bassins de décantation-épaississements et des lits de séchage. Des vitesses de décantation de 12 à 25 cm / min ont été mesurées, conduisant à un temps théorique minimal de rétention hydraulique d'environ 15 minutes pour un bassin de décantation-épaississement deux mètres de profondeur. L'augmentation de volume des boues était de 4 à 43 % du volume collecté sans conditionnement avec le CP314 et le C2064, 19-57% avec le chitosane et de 38 à 79% avec la chaux. Les résultats obtenus des boues décantées avec le CP314, le C2064 et le chitosane ont montré une densité faible comparée aux boues non conditionnées. Par contre, le conditionnement de BV avec la chaux a produit une boue décantée très dense. Le débit de percolation sur des lits de séchage a fortement augmenté, car avec les BV conditionnées 2 à 35 h ont été nécessaire pour collecter 90% du percolât, contre 20-80 h pour les BV non conditionnées. Les coagulants ont également

amélioré la siccité des boues car 23-36 wt% pour les BV conditionnées contre 31-54wt% pour les BV non conditionnées. Ainsi, les effets présumés de BV conditionnées sur la performance de la STBV sont:

- L'augmentation des capacités de traitement à travers le faible temps de rétention hydraulique minimale dans le bassin de décantation épaissement et la vitesse de percolation élevée sur les lits de séchage.
- Les fréquences de vidange rapide de vidage des bassins de décantation-épaississements en raison du volume élevé de boue décantée.
- L'augmentation de la siccité obtenue sur des lits de séchage.

Les coûts d'exploitation résultant de conditionnement des BV ont été estimés pour une croissance de 14% pour chitosane, 30% pour CP314, 57% pour les C2064 et 355% pour la chaux. Le chitosane a été choisi comme le meilleur coagulant adapté pour la STBV de Cambérène.

Cette étude a évalué les impacts techniques et financiers de la BV conditionnée à la STBV de Cambérène. Cependant, ni l'augmentation de la capacité, ni les coûts résultant des BV conditionnées pourraient être évalués précisément, puisqu'il s'agissait d'une étude de laboratoire et des informations plus détaillées sont nécessaires pour effectuer une évaluation plus réaliste. Tout d'abord, une meilleure connaissance des caractéristiques des BV, en particulier de la concentration en MS et de la quantité des BV est obligatoire. Les doses optimales ont été définies proportionnellement à la teneur en MS et les volumes de boues produits sont directement liés à la quantité de matières solides, et par conséquent au volume de BV et à la concentration des MS. Une meilleure évaluation de ces deux paramètres est nécessaire pour estimer la quantité des coagulants et l'augmentation de ses capacités.

En outre, les doses optimales définies dans cette étude sont basées sur trois répétitions d'une expérience, soit en considérant trois échantillons composites de BV. Puisque la BV a montré de grandes variabilités, beaucoup de répétitions doivent être faites pour confirmer ces résultats. Les coûts actuels de la STBV ont aussi été confirmés et une analyse plus détaillée des coûts-bénéfice doit être faite pour assurer la viabilité économique.

En outre, cette étude a porté seulement sur huit coagulants avec des BV moins concentrées. Une large variété de coagulants sont connus et donc il existe un fort potentiel d'amélioration des capacités de séparation solide-liquide. Les résultats de cette étude peuvent être utilisés pour

déterminer les coagulants les plus appropriés. En outre, une combinaison de deux agents coagulants peut permettre une amélioration de l'efficacité du conditionnement, comme c'était le cas de traitement de boues activées (Christensen et al., 1979). Des études ont montré des résultats meilleurs en combinant le chitosane et un polymère anionique (Li et al., 2003) ou des sels d'aluminium (Liu et al., 2012), (Hu et al., 2013) sur des boues activées. Pour des expérimentations supplémentaires, il sera nécessaire de procéder à des études pilotes avant de passer à l'application à grande échelle.

PARTIE E CONCLUSIONS GENERALES ET PERSPECTIVES

CHAPITRE 9

CONCLUSION GENERALE

9.1. Traitement des boues de vidange sur lits de séchage non plantes : valorisation énergétique des sous-produits

Les innovations adaptées aux technologies existant ont accru significativement les performances des lits de séchage, en réduisant leurs durées d'occupation et en rentabilisant les sous-produits des boues de vidange. Cette étude illustre l'importance d'adapter les innovations technologiques conditions climatiques locales. Cette étude a permis de démontrer, les serres ne permettent pas d'accélérer le processus de séchage des boues de vidange, mais elles servent plutôt à empêcher les entrées d'eaux de pluies dans les lits, ce qui est très bénéfique pour le séchage en saisons de pluies. Dans les régions tropicales, les serres permettraient de sécher les boues de vidange durant toutes les saison. Par ailleurs, il serait important d'effectuer d'autres expériences en explorant différents types de serre et modes de ventilation dans les conditions locales en Afrique sub-saharienne. Avec un retournement quotidien sur lits de séchage, les boues de Dakar ont atteint plus de 90% de siccité en deux et trois semaines respectivement pour les 100 et 150 kg MS/m²*an. Ceci a permis d'optimiser le temps d'utilisation des lits de séchage de 20 à 30 %. Le pouvoir calorifique des biosolides est moyenne 12.2 MJ /kg MS. Par conséquent, ces boues peuvent vendues aux industrielles comme sources d'énergie. L'argent gagné de cette vente peut permettre aux station de traitement de réduire les taxes de dépotages de camions de vidange et indirectement réduire les coûts de la vidange domestiques. Les teneurs en polluant trouvés dans les percolâts sont moins de 5 % comparées aux charges initialement appliquées, d'où une rétention massive de ces derniers à la surface du media filtrant.

9.2. Influence de filtres alternatifs au sable pour accélérer le processus de déshydratation des boues de vidange

Au terme de cette étude, nous pouvons conclure que :

- ✓ Aucun cas de colmatage n'a été signalé après 8 expériences sur les mêmes filtres. Par ailleurs, le volume de percolât collecté sont plus important avec FD2 (environ 55%) contre (47%) pour la FD1. Le pourcentage de percolât collecté avec LR1, LR2 et LR3 sont statiquement sans différence majeure.
- ✓ A l'exception des copeaux de bois, les pourcentage de dépollution des MS, MVS, MES, DCO, NKT et de NO₃ atteignent plus de 97% mais les concentrations restent toujours supérieures aux normes sénégalaises de rejet.

- ✓ A l'exception des copeaux de bois, la nature du filtre n'influe pas sur le processus de séchage. Le séchage d'une charge LR1 atteint 60 et 90%MS respectivement pour FD1 et FD2. Par ailleurs, le retournement de la boue entraîne une accélération du séchage aussi bien avec FD1 et FD2 de 30%. La séchage est aussi prolongé par la charge appliquée sur les lits de séchage. En effet, l'objectif d'atteindre 90 %MS de 12±1 jours, 18±0 jours et 23±1 jours respectivement pour les charges LR1, LR2 et LR3 sont atteint.
- ✓ Le prix d'un pilot avec sable, silex, coquillage et copeaux de bois est environ 9\$, contrairement au 19\$ pour un pilote avec brisure de verre.

9.3. Influence de filtres alternatifs au sable et charge hydraulique sur la déshydratation des boues de vidange

Cette étude a pu montrer que:

- ✓ Pour l'application de 10 kg/m², le sable et le coquillage continuent de percoler convenable. Par contre, le silex et verre connaissent respectivement des signes de colmatage le 13^e et 15^e expérience.
- ✓ Pour un sable de maille 0.2-0.6mm, des signes de colmatage ont été notés avec toutes les charges 25, 20 et 15 kg/m² respectivement au 4^e, 6^e et 13^e expérience.
- ✓ Les taux de dépollution sont largement supérieur à 95% pour les MS, MVS, MES, DCO.

9.4. Valorisation énergétique des boues de vidange

Cette étude a permis pour la première fois de suivre toute la chaîne de production, de collecte, de séchage et de combustion des boues de vidange de Dakar. Les importantes conclusion sont :

- Les variations observées sont statistiquement significative sur les caractéristiques des différents échantillons, ce qui n'est pas le cas entre les échantillons collectés en saison sèche et en saison des pluies.
- Le système d'assainissement individuel est constitué uniquement de fosses septiques non partagées avec d'autres maisons

- Le séchage a atteint plus de 90% entre 17 et 22 jours aussi bien en saison sèche et en saison des pluies.
- Les parasites sont fortement affectés par la baisse de l'humidité avec un taux abattement, après 90% de siccité, de 100% pour le genre *Trichuris*, *Ankylostoma* et plus de 99% pour le genre *ascaris* qui reste le plus résistant.
- La combustion des boues est possible sous différentes formes, une meilleure production obtenue avec la forme gâteau et les composite faite avec du charbon.
- La combustion a engendré la production d'une grande importante quantité de cendre attestant ainsi la forte teneur en matières inorganiques dans les boues.
- L'huile chauffée dans le serpentin n'a pas atteint la température de 360 °C. Par ailleurs, une température de plus de 200 °C a permis de chauffer l'huile contenu dans le serpentin
- La teneur de CO₂ obtenues dans les fumées lors de la combustion des différentes formes de combustibles sont 2 à 6 fois plus élevées que la valeurs mesurées dans l'air ambiant.

9.5. Influence de coagulants naturels sur la déshydratation des boues de vidange

- ❖ *Moringa oleifera* est un efficace coagulant avec une grande capacité de réduction des Matières En Suspension dans le surnageant et la production d'une boue épaissie facilement filtrable. La dose conduisant à une meilleure séparation solide/liquide a été défini comme étant la dose 16mL/g MS. Un dosage à partir de 12mL/g MS peut entrainer une bonne séparation solide liquide avec production d'une boue facilement filtrable. Néanmoins il est a noté que plus le dose est grande et plus le surnageant se charge en matières organique. Ainsi pour éviter cet effet mais aussi pour des raisons économiques une dose entre 12 et 16mL/g MS est jugé suffisant.
- ❖ *Jatropha curcas*, malgré son efficacité dans le traitement des eaux usées s'est révélé inefficace dans la séparation solide/liquide des boues.
- ❖ *Calotropis procera*, moins efficace que *Jatropha curcas*, n'a montré aucun pouvoir d'optimisation de la séparation solide/liquide, l'empirant même quelques soit la dose.
- ❖ *Moringa oleifera* qui a montré un fort potentiel d'optimisation de la séparation solide/liquide peut être un produit facilement disponible et à moindre coût.

9.6. Evaluation technique et financière du conditionnement pour améliorer la séparation solide liquide des boues de vidange de Dakar, Sénégal

Cette étude a montré que tous les coagulants testés ont améliorés la décantation et la déshydratation des BV. Les principaux facteurs affectant les performances des BV conditionnées ont été le type de coagulant utilisé, la quantité de dose et la concentration de MS des BV. Les performances sont généralement meilleur avec les fortes doses. Cependant, les fortes doses de polyélectrolytes synthétiques ou de chitosane conduisent souvent à une diminution de ces performances, car elles occasionnent des surdosages. Les dosages conduisant à une décantation optimale se sont révélés être différents de ceux conduisant à la déshydratation optimale, de telle sorte qu'une compromis devait être trouvé. Ainsi, les doses optimales ont été définies en tenant compte de l'amélioration de la décantation et de la déshydratation et les observations visuelles des caractéristiques de décantation. Les dosages optimaux étaient 7 ml 0,5% - solution / g MS pour CP313, 4 ml 0,5% -solution / g MS pour CP314 et CP317, 4 ml 1% -solution / g MS pour C2064, 4 ml 0,25% -solution / g MS pour 8561, 1 ml 0,5% -solution / g MS pour chitosane, 10 ml 5% -solution / g MS pour les graines de Moringa Oleifera et 1 g / g MS de la chaux. Considérant les séparations solide-liquide au cours de la décantation, le conditionnement des BV avec dosages optimaux ont permis d'avoir de MES dans le surnageant compris entre de 0,8 - 2,0 g / l dans le surnageant non conditionné de <0,1 - 0,3 g / l. La déshydratation a également été améliorée, avec une diminution de 10-20% de la RSF de la boue non conditionnée.

L'application de BV conditionnées avec les dosages optimaux sur les colonnes de décantation et de séchage a permis de quantifier l'influence du conditionnement sur les importantes paramètres de conception des bassins de décantation-épaississements et des lits de séchage. Des vitesses de décantation de 12 à 25 cm / min ont été mesurées, conduisant à un temps théorique minimal de rétention hydraulique d'environ 15 minutes pour un bassin de décantation-épaississement deux mètres de profondeur. L'augmentation de volume des boues était de 4 à 43 % du volume collecté sans conditionnement avec le CP314 et le C2064, 19-57% avec le chitosane et de 38 à 79% avec la chaux. Les résultats obtenus des boues décantées avec le CP314, le C2064 et le chitosane ont montré une densité faible comparée aux boues non conditionnées. Par contre, le conditionnement de BV avec la chaux a produit une boue décantée très dense. Le débit de percolation sur des lits de séchage a fortement augmenté, car avec les BV conditionnées 2 à 35 h ont été nécessaire pour collecter 90% du percolât, contre 20-80 h pour les BV non conditionnées. Les coagulants ont également

amélioré la siccité des boues car 23-36 wt% pour les BV conditionnées contre 31-54wt% pour les BV non conditionnées. Ainsi, les effets présumés de BV conditionnées sur la performance de la STBV sont:

- L'augmentation des capacités de traitement à travers le faible temps de rétention hydraulique minimale dans le bassin de décantation épaissement et la vitesse de percolation élevée sur les lits de séchage.
- Les fréquences de vidange rapide de vidage des bassins de décantation-épaississements en raison du volume élevé de boue décantée.
- L'augmentation de la siccité obtenue sur des lits de séchage.

Les coûts d'exploitation résultant de conditionnement des BV ont été estimés pour une croissance de 14% pour chitosane, 30% pour CP314, 57% pour les C2064 et 355% pour la chaux. Le chitosane a été choisi comme le meilleur coagulant adapté pour la STBV de Cambérène.

Cette étude a évalué les impacts techniques et financiers de la BV conditionnée à la STBV de Cambérène. Cependant, ni l'augmentation de la capacité, ni les coûts résultant des BV conditionnées pourraient être évalués précisément, puisqu'il s'agissait d'une étude de laboratoire et des informations plus détaillées sont nécessaires pour effectuer une évaluation plus réaliste. Tout d'abord, une meilleure connaissance des caractéristiques des BV, en particulier de la concentration en MS et de la quantité des BV est obligatoire. Les doses optimales ont été définies proportionnellement à la teneur en MS et les volumes de boues produits sont directement liés à la quantité de matières solides, et par conséquent au volume de BV et à la concentration des MS. Une meilleure évaluation de ces deux paramètres est nécessaire pour estimer la quantité des coagulants et l'augmentation de ses capacités.

En outre, les doses optimales définies dans cette étude sont basées sur trois répétitions d'une expérience, soit en considérant trois échantillons composites de BV. Puisque la BV a montré de grandes variabilités, beaucoup de répétitions doivent être faites pour confirmer ces résultats. Les coûts actuels de la STBV ont aussi été confirmés et une analyse plus détaillée des coûts-bénéfice doit être faite pour assurer la viabilité économique.

En outre, cette étude a porté seulement sur huit coagulants avec des BV moins concentrées. Une large variété de coagulants sont connus et donc il existe un fort potentiel d'amélioration des capacités de séparation solide-liquide. Les résultats de cette étude peuvent être utilisés pour

déterminer les coagulants les plus appropriés. En outre, une combinaison de deux agents coagulants peut permettre une amélioration de l'efficacité du conditionnement, comme c'était le cas de traitement de boues activées (Christensen et al., 1979). Des études ont montré des résultats meilleurs en combinant le chitosane et un polymère anionique (Li et al., 2003) ou des sels d'aluminium (Liu et al., 2012), (Hu et al., 2013) sur des boues activées. Pour des expérimentations supplémentaires, il sera nécessaire de procéder à des études pilotes avant de passer à l'application à grande échelle.

REFERENCES

- (NWSC), N. W. a. S. C. (2008). Kampala Sanitation Program (KSP) - Feasibility study for sanitation master in Kampala, Ugand.
- (USEPA), U. S. E. P. A. (1994). Guide to Septage Treatment and Disposal. Document EP/625/R-94/002. Washington D.C. 20460.
- Abbasi, T., & Abbasi, S. A. (2010). Biomass energy and the environmental impacts associated with its production and utilization. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, . 14(3), 919-937.
- Al-Sa'ed, R. M. Y., & Hithnawi, T. M. (2006). Domestic septage characteristics and co-treatment impacts of Albireh wastewater treatment plant efficiency. *Dirasat Engineering Sciences* 33(2), 187-197.
- Alouini, Z., & Jemli, M. (2001). Destruction of helminth eggs by photosensitized porphyrin. *Journal of Environmental Monitoring*, 3(5), 548-551.
- Anonyme 1. (2007). Résumé rapport Géo ville région de Dakar.
- Anonymous. (2000). HACH, spectrometer DR/4000, Méthodes d'Analyses. U.S.A: HACH compagny.
- ANSD, A. N. d. I. S. e. d. I. S. d. s. (2013). Rapport: Recensement Général de la population et de l'Habitat, de l'Agriculture et de l'Elevage du Senegal (RGPHAE).
- APHA, A. P. H. A. (1998). Standard methods for the examination of water and wastewater. 20 ed. . American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation Washington DC.
- APHA/AWWA/WEF. (2005). Standard Methods for the examination of water and wastewater. 21st Edition. American Public Health Association, American Water Works Association, and Water and Environment Federation Publication. Washington D.C., USA. ISBN 0-87553-047-8.
- Auwah, E. (2006). Pathogen Removal in Macrophyte and Algal Waste Stabilisation Ponds, PhD Dissertation, submitted the Academic Board of Wageningen University and the Academic Board of the UNESCO-IHE Institute for Water Education on 29th November 2006 in Delft, The Netherlands, pp. 1 - 106.
- Baba-Moussa, A. (1994). Etude de la pollution bactériologique de la nappe phréatique à partir d'une latrine en Afrique subtropicale. Thèse de doctorat n° 1276 Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne, Suisse, 252 p.
- Bassan, M. (2013). Characterization of faecal sludge during dry and rainy seasons in Ouagadougou, Burkina Faso

- Bassan, M., Mbeguere, M., Tchonda, T., Zabsonre, F., Strande, L., & Mbéguéré, M. (2013). Integrated faecal sludge management scheme for the cities of Burkina Faso. *Journal of Water, Sanitation and Hygiene For Development*, 3(2), 216-221.
- Bennamoun, L. (2012). Solar drying of wastewater sludge: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 16(1), 1061-1073.
- Berger, E. Y. (1960). Intestinal absorption and excretion. In: Comar C. L. and Bronner F. (eds). *Mineral Metabolism*,. Academic Press, New York., 249-286.
- Bill and Melinda Gates Foundation. (2011). *Landscape Analysis and Business Model in Faecal Sludge Management: Extraction and Transportation Model in Africa - Senegal*.
- Blazejewski, R., & Muratblazejewska, S. (1997). Soil clogging phenomena in constructed wetlands with subsurface flow. *Water Science and Technology*, 35(5), 183-188.
- Blazy, P. (2007). “Décantation aspects théoriques et Décantation Équipements et procédés Techniques de l’ingénieur, traités Génie des procédés”. 29 pages.
- BMGF, B. M. G. F., . (2011). *Landscape Analysis & Business Model Assessment in Fecal Sludge Management: Extraction & Transportation Models in Africa - Senegal 2011*. *Landscape Analysis & Business Model Assessment in Fecal Sludge Management: Extraction & Transportation Models in Africa - Senegal*.
- Boesch ME., & Hellweg S. (2010). Identifying improvement potetials in cement production with life cycle assessment. *Environmental Science and Technology*. 44(23), 9143-9149.
- Boller, M., Schwager, A., Eugster, J., & Mottier, V. (1993). Dynamic behavior of intermittent buried filters. *Water Science and Technology*, 28(10), 99-107.
- Bösch, A., & Schertenleib, R. (1985). Emptying on-site excreta disposal systems: Field tests with mechanized equipment in Gaborone (Botswana). IRCWD report n° 03/85.
- Bose, S., & Bhattacharyya, A. K. (2008). Heavy metal accumulation in wheat plant grown in soil amended with industrial sludge. . *Chemosphere* 70, 1264-1272.
- Brady, N. C., & Weil, R. R. (2002). *The Nature and Properties of Soils*, 13. Ed. Upper Saddle River, New Jersey, United-States: Prentice Hall.
- Cabaret, J., Geerts, S., Madeline, M., Ballandonne, C., & Barbier, D. (2002). The use of urban sewage sludge on pastures: The cysticercosis threat. *L'utilisation des boues d'épuration urbaine sur les pâturages: Le risque de cysticerose*, 33(5), 575-597.

- Capizzi-Banas, S., Deloge, M., Remy, M., & Schwartzbrod, J. (2004). Liming as an advanced treatment for sludge sanitisation: Helminth eggs elimination - Ascaris eggs as model. *Water Research*, 38(14-15), 3251-3258.
- Caron, A. L., & Mazzola, C. A. (1969). The effect of waste activated sludge addition on vacuum filtration of primary clarifier sludges. *Proc. 24th Ind. Waste Conf. Purdue Univ. Ext. Ser.* 850.
- Chazarenc, F., & Merlin, G. (2005). Influence of surface layer on hydrology and biology of gravel bed vertical flow constructed wetlands (Vol. 51, pp. 91-97).
- Chen, L., Chen, D., & Wu, C. (2003). Insight into Flocculation Mechanism of Chitosan. *Journal of Donghua University (Eng. Ed.)*, 20(1), 90-93.
- Christensen, G. L. (1985). Specific resistance measurements: Methods and procedures. *Journal of environmental engineering*, 111 (3), 258-271.
- Christensen, G. L., & Stulc, D. A. (1979). Chemical Reactions Affecting Filterability in Iron-Lime Sludge Conditioning. *Water Pollution Control Federation*, 51 (10), 2499-2512.
- Cissé G. (1997). Impact sanitaire de l'utilisation d'eaux polluées en agriculture urbaine, cas du maraîchage à Ouagadougou au Burkina Faso. Thèse de doctorat n° 1639 Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne, Suisse, 267 p.
- Cofie, O. O. (2003). Co-composting of Faecal Sludge and Municipal Organic Waste for Urban and Peri-Urban Agriculture in Kumasi, Ghana, Mid-term Report, IWMI, Kumasi, Ghana.
- Cofie, O. O., Agbottah, S., Strauss, M., Esseku, H., Montangero, A., Awuah, E., & Kone, D. (2006). Solid-liquid separation of faecal sludge using drying beds in Ghana: Implications for nutrient recycling in urban agriculture. *Water Research*, 40(1), 75-82.
- Cohen Y. (2001). Biofiltration-the treatment of fluids by microorganisms immobilized into the filter bedding materila. A review. *Bioresource Technology*, 77, 257-274.
- Collignon, B., & Vézina, M. (2000). Independent Water and Sanitation Providers in African Cities. UNDP-World Bank Water and Sanitation Program, Washington D.C.
- Collin, J. J., & Salem, G. (1989). "Pollution des eaux souterraines par les nitrates dans les banlieues non assainies des pays en développement, le cas de Pikine (Sénégal) ". *Symposium Internationale sur des solutions intégrées pour des problèmes de pollution de l'eau*, Lisbonne.

- Converse, J. C., & E., T. J. (2000). Wisconsin Mound Soil Absorption System: Siting, Design and Construction Manual. Small Scale Waste Management Project, 240 Agricultural Hall, University of Wisconsin-Madison, Madison, WI 53706.
- CREPA. (2002a). Projet de gestion des boues de vidange : Etat des lieux au Sénégal. Rapport de projet, 181 p.
- CREPA. (2002b). Projet de gestion des boues de vidange : Etat des lieux au Bénin. Rapport de projet, 88p.
- CREPA. (2002c). Projet de gestion des boues de vidange : Etat des lieux en Côte d'Ivoire. Rapport de projet, 27 p.
- CREPA. (2002d). Gestion des boues de vidange au Burkina Faso : cas de Ouagadougou. Rapport de projet.
- CREPA. (2004). Etude comparative des modes de gestion des boues de vidange en Afrique de l'Ouest : Analyse des problèmes et recommandations. Série Etudes et travaux. 48p.
- Crites, R., & Tchobanoglous, G. (1998). Small decentralised wastewater management systems. WCB. McGraw-Hill Inc. Boston, Massachusetts. Pp.703 - 760.
- Crittenden, J. C., Trussel, R. R., Hand, D. W., Howe, K. J., Tchobanoglous, G., & Borchardt, J. H. (2012). MWH's Water Treatment: Principles and Design, Third Edition. Hoboken, New Jersey: John Wiley & Sons, Inc.
- Cross, P. (1985). Health Aspects of Nightsoil and Sludge Use in Agriculture and Aquaculture - Part I: Existing Practices and Beliefs in the Utilisation of Human Excreta. International Reference Centre on Waste Disposal (now SANDEC), Duebendorf, Switzerland. Report no. 04/85.
- Darby, J., Tchobanoglous G., Asri Nor M., & D., M. (1996). Shallow intermittent sand filtration: Performance evaluation. Small Flows Journal 2(1): 3-15.
- Delmont J., & Assane K. (2013). Transition épidémiologique en Afrique: quelles réponses des systèmes de santé? 9ème congrès international de pathologie exotique. <http://www.pathexo.fr>.
- Dème, N. (2008). 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. . Mémoire de DEA en Sciences de l'Environnement, Faculté des Sciences et Techniques, Université Cheikh Anta Diop de Dakar: 102.

- Dème, N., Mbéguéré, M., & Koné, D. (2009). “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 ”. Papier présenté à la Gestion des Boues de Vidange (GBV) 2009, Dakar, Sénégal.
- Dème N., Mbéguéré M., & D., K. (2009). 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. Symposium international sur la gestion des boues de vidange (pp. 27-31).
- Diener, S., Semiyaga, S., Niwagaba, C. B., Muspratt, A. M., Gning, J. B., Mbéguéré, M., . . . Strande, L. (2014). A value proposition: Resource recovery from faecal sludge—Can it be the driver for improved sanitation? *Resources, Conservation and Recycling*, 88(0), 32-38. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2014.04.005>
- DIN, D. I. f. N. (2013). Characterisation of sludges Filtration properties - Part 2: Determination of the specific resistance to filtration, English version EN 14701-2 : 2013. Berlin, Germany: Beuth Verlag GmbH.
- Dodane, P.-H., Dodane, M., Mbéguéré, O., Sow, L., & Strande. (2012). Capital and Operating Costs of Full-Scale Fecal Sludge Management and Wastewater Treatment Systems in Dakar, Senegal. *Environmental science & technology*, 46(7), 3705-3711.
- Dodane, P.-H., Mbéguéré, M., & Koné, D. (2009). Technico-Financial Optimisation of Unplanted Drying Beds. *Sandec news*, 10, 6-7.
- Dodane, P. H., Mbéguéré, M., Sow, O., & Strande, L. (2012). Capital and operating costs of full-scale fecal sludge management and wastewater treatment systems in Dakar, Senegal. *Environmental Science and Technology*, 46(7), 3705-3711.
- Dominiak, D., Christensen, M., Keiding, K., & Nielsen, P. H. (2011). Gravity drainage of activated sludge: New experimental method and considerations of settling velocity, specific cake resistance and cake compressibility. *Water Research*, 45(5), 1941-1950.
- Droste, R. L. (1997). *Theory and Practice of Water and Wastewater Treatment*. John Wiley and Sons, Inc., New York, N.Y.
- E.U.C. (1986). Council Directive 86/278/EEC of 12 June 1986 on the protection of the environment, and in particular of soil, when sewage sludge is used in agriculture.
- Eaton A.D, Clesceri L.S, Rice E.W, & Greenberg, A. E. (2005). *Standards Methods for the examination of Water and wastewater 21st Edition*. Washington DC, USA.

- Egiarte, G., Corti, G., Pinto, M., Arostegui, J., Macías, F., Ruíz-Romero, E., & Camps Arbestain, M. (2009). Fractionation of Cu, Pb, Cr, and Zn in a soil column amended with an anaerobic municipal sewage sludge. *Water Air Soil Pollut* 198, 133-148.
- Eliasson, J. (2002). Sand media specifications. Rule Development Committee Issue Research Report. Draft; pp 1-10. Washington State Department of Health.
- Elliot, R. W. (2001). Evaluation of the use of crushed recycled glass as a filter medium: Part 1. *Water Engineering and Management*, 148(7), 13-18.
- EPA, U. S. E. P. A. (1995). Aguide to the biosolids risks assessment for the EPA Part 503 Rule.EPA832-B-93-005. Office of Wastewater Management, U. S. Environmental Protection Agency. Washington, DC. September 1995. (Online). Available: <http://www.epa.gov/owm/bio/503rule/index.htm>.
- EPA, U. S. E. P. A. (2002). Onsite wastewater treatment systems technology fact sheet 10. Intermittent Sand/Media Filters. In *Onsite wastewater treatment manual*. EPA/625/R-00/008., pp. TFS 53 -59.
- Eptein, E. (2003). Land application of sewage and biosolids. 30-34.
- Esrey, S. A., Gough, J., Rapaport, D., Sawyer, T., Simpson-Hébert, M., Vargas, J., & Winblad, U. (1998). *Ecological Sanitation*. SIDA, Swedish International Development Cooperation Agency, Stockholm.
- Everet, J. G. (1974). The effect of pH on the heat treatment of sewage sludges. *Water Res.* (GB), 8, 899.
- Feachem, R. G., Bradley, D. J., Garelick, H., & Mara, D. D. (1983). *Sanitation and Disease. Health aspects of excreta and wastewater management*. World Bank studies in water supply and sanitation. John Wiley and Sons. New York.
- Ferro-García, M. A., Carrasco-Marín, F., Rivera-Utrilla, J., Utrera-Hidalgo, E., & Moreno-Castilla, C. (1990). The use of activated carbon columns for the removal of ortho-phosphate ions from aqueous solutions. *Carbon*, 28(1), 91-95.
- Fitria, D., Scholz, M., & Swift, G. M. (2013). Impact of different shapes and types of mixers on sludge dewaterability. *Environmental Technology*, 34 (7), 931-936.
- Gale, R. S. (1972). Research in filtration of sewage sludges. *Filtration and Separation*, 9, 431.
- Gao, X. Z., Shen, T., Zheng, Y., Sun, X., Huang, S., Ren, Q., Zhang, X., Tian, Y., Luan, G. . (2002). *Practical manure handbook*. (In Chinese). Chinese Agricultural Publishing House. Beijing, China. In: WHO. 2006. Guidelines for the safe use of wastewater,

- excreta and greywater. Volume 4. Excreta and greywater use in agriculture. ISBN 92 4 154685 9.
- Gaspard, P., & Schwartzbrod, J. (1995). Helminth eggs in wastewater quantification technique. *Water Science and Technology* 31(5/6), 443-446.
- Ghebremichael, K. A., & Hultman, B. (2004). Alum sludge dewatering using *Moringa oleifera* as a conditioner. *Water, Air, and Soil Pollution*, 158(1), 153-167.
- Global Water Supply and Sanitation Assessment 2000 report. (2010). World Health Organization (WHO) and United Nations Children's Fund (UNICEF): New York.
- Guyton, A. C. (1992). *Human physiology and mechanisms of disease*. W. B. Saunders Co, Philadelphia, USA.
- Hatfield, J. (1969). The acidification of a raw sewage sludge. *Water Pollu. Control*, 68, 673.
- Heierli, U., Hartmann, A., Mürger, F., & Walther, P. (2004). Sanitation is a business: Approaches for demand-oriented policies.
- Heinss, U., Larmie, S. A., & Strauss, M. (1994). *Sedimentation Tank Sludge Accumulation Study*. EAWAG/SANDEC publications.
- Heinss, U., Larmie, S. A., & Strauss, M. (1998 -a). Solid separation and pond systems for the treatment of faecal sludges in the tropics: lessons learnt and recommendations for preliminary design In 05/98 (Ed.), SANDEC. Duebendorf, Switzerland.: EAWAG/SANDEC.
- Heinss, U., Larmie, S. A., & Strauss, M. (1998 -b). Solid separation and pond systems for the treatment of faecal sludges in the tropics: lessons learnt and recommendations for preliminary design In 05/98 (Ed.), SANDEC . . Duebendorf, Switzerland.: EAWAG/SANDEC.
- Heinss, U., Larmie, S. A., & Strauss, M. (1999). Characteristic of faecal sludges and their solids-liquid separation. EAWAG/SANDEC unpublished internal Report.
- Heywood, J. B. (1988). *Internal combustion engine fundamentals* (1st ed.)McGraw-Hill, New York
- Hu, C., Lo, S., Chang, C., Chen, F., Wu, Y., & Ma, J. (2013). Treatment of highly turbid water using chitosan and aluminium salts. *Separation and Purification Technology*, 104, 322-326.
- Huang, C., & Chen, Y. (1996). Coagulation of Colloidal Particles in Water by Chitosan. *Journal of chemical technology and biotechnology*, 66 (3), 227-232.
- Huisman, L., & Wood, W. E. (1974). *Slow sand filtration* (Vol. 16). World Health Organization, Geneva.

- Ingallinella, A. M., Sanguinetti, G., Koottatep, T., Montangero, A., & Strauss, M. (2002). The challenge of faecal sludge management in urban areas - Strategies, regulations and treatment options *Water Science and Technology* (Vol. 46, pp. 285-294).
- IPCC. (2007). *Climate Change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and 1. III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Core Writing Team, Pachauri, R.K and Reisinger, A. (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 104 pp.
- ISN., I. S. d. N. (2001). *Eaux usées: Normes de rejet*. Dakar, Sénégal.
- Jönsson, H., Baky, A., Jeppsoon, U., Hellström, D., & Kärrman, E. (2005 -a). Composition of urine, faeces, greywater and biowaste for utilization in the URWARE model. Urban water Report of the MISTRA Programme, Report 2005:6, . Chalmers University of Technology, Gothenburg, Sweden. Available at: www.urbanwater.org.
- Jönsson, H., Baky, A., Jeppsoon, U., Hellström, D., & Kärrman, E. (2005 -b). Composition of urine, faeces, greywater and biowaste for utilization in the URWARE model. Urban water Report of the MISTRA Programme, Report 2005:6, Chalmers University of Technology, Gothenburg, Sweden. Available at: www.urbanwater.org.
- Kadlec, R. H. (2003). Pond and wetland treatment. . *Water Science and Technology*, 48(5), 1-8.
- Kandpal, G., Ram, B., Srivastava, P. C., & Singh, S. K. (2004). Effect of metal spiking on different chemical pools and chemically extractable fractions of heavy metals in sewage sludge *J Hazard Mater* 106 133-137.
- Karim, K. (2005). Anaerobic digestion of animal waste: Waste strength versus impact of mixing. *Bioresource technology*, 96(16), 1771.
- Keffala C., Casimir Harerimana C., & Jean-Luc Vassel JL. (2012). OEufs d'helminthes dans les eaux usées et les boues de station d'épuration : enjeux sanitaires et intérêt du traitement par lagunage. . *Environnement, Risques & Santé.* , 11 (6), 511-520.
- Kengne, I. M., Akoa, A., Soh, E. K., Tsama, V., Ngoutane, M. M., Dodane, P. H., & Koné, D. (2008). Effects of faecal sludge application on growth characteristics and chemical composition of *Echinochloa pyramidalis* (Lam.) Hitch. and Chase and *Cyperus papyrus* L. . *Ecological Engineering* 34(3), 233-242.
- Kengne, I. M., Kengne, E. S., Akoa, A., Bemmo, N., Dodane, P. H., & Koné, D. (2011). Vertical-flow constructed wetlands as an emerging solution for faecal sludge

- dewatering in developing countries. *Journal of Water, Sanitation and Hygiene For Development*, 1(1), 13-19.
- Kierly, G. (1998). *Environmental Engineering*, 64-73.
- Kim, B. J., & Smith, E. D. (1997a). Evaluation of sludge dewatering reed beds: A niche for small systems (Vol. 35, pp. 21-28).
- Kim, B. J., & Smith, E. D. (1997b) Evaluation of sludge dewatering reed beds: A niche for small systems. Vol. 35 (pp. 21-28).
- Klass, D. L. (1998). *Biomass for Renewable Energy, . Fuels, and Chemicals*.
- Klingel F., Montangero A., Kone D., & Strauss, M. (2002). *Faecal sludge management in Developing countries - A planning Manual*. Eawag, Dübendorf, Switzerland.
- Klutsé, A., & Ahlgren, K. (2005). Inter-disciplinary research on Ecological sanitation in seven West African countries. Paper presented at the Ecosan conference, Durban, South Africa, 23-26 mai 2005.
- Koné, D. (2002). *Epuration des eaux usées par lagunage à microphytes et à macrophytes en Afrique de l'Ouest et du Centre : Etat des lieux, performances épuratoires et critères de dimensionnement*, Thèse de doctorat n° 2653, Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne, Suisse. 170 p.
- Koné, D. (2010). Making urban excreta and wastewater management contribute to cities' economic development: A paradigm shift. *Water Policy*, 12(4), 602-610.
- Koné, D., Cofie, O., Zurbrügg, C., Gallizzi, K., Moser, D., Drescher, S., & Strauss, M. (2007). Helminth eggs inactivation efficiency by faecal sludge dewatering and co-composting in tropical climates. *Water Research*, 41(19), 4397-4402.
- Koné, D., & Strauss, M. (2004). Low-cost Options for Treating Faecal Sludges (FS) in Developing Countries - Challenges and Performance. Paper presented to the 9th International IWA Specialist group conference on wetlands systems for water pollution control; and to the 6th International IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilisation Ponds, Avignon, France, 27th Sept. - 1st Oct. 2004.
- Koottatep, T., Polprasert, C., Oanh, N. T. K., Montangero, A., & Strauss, M. (2001). *Sludges from on-site sanitation: low-cost treatment alternatives*. Paper presented at the IWA Conference on Water & Wastewater Management for Developing Countries, 29-31 October 2001, Kuala Lumpur, Malaysia.
- Koottatep, T., Surinkul, N., POLTRASERT, c., Kamal, A. S. M., Koné, D., mONTangero A., . . . Strauss, M. (2005). Treatment of septage in constructed wetlands in tropical

- climate: lessons learnt from seven years of operation. *Water Science & Technology*, 51(9), 119-126.
- Koottatep, T., Surinkul, N., Polprasert, C., Kamal, A.S.M., Koné, D., Montangero, A., Heinss, U., Strauss, M. . (2005). Treatment of septage in constructed wetlands in tropical climate: lessons learnt from seven years of operation. *Water Science & Technology* 51(9), 119-126.
- Kopp, J., & Dichtl, N. (2001). *Characterization. Sludge into Biosolids - Processing, Disposal, Utilization*. Edited by L. Spinosa and P. A. Vesilind. IWA Publishing, United Kingdom.
- Król, D. (2012). Waste and fuels from waste. *Journal of Thermal Analysis and Calorimetry*, 109(2), 619.
- Kuffour A. R, Awuah E, Sarpong D, Anyemedu F.O.K, & D., K. (2013). Effects of Different Solid Loading Rates of Faecal Sludge on the Dewatering Performance of Unplanted Filter Bed. *Civil and Environmental Research*, 3(4), 39-48.
- Kuffour, A. R., Awuah, E., Anyemedu, F. O. K., Strauss, M., Koné, D., & Cofie, O. (2009). Effect of using different particle sizes of sand as filter media for dewatering faecal sludge. *Desalination*, 248(1-3), 308-314.
- Langergraber, G., Haberl, R., Laber, J., & Pressl, A. (2003). Evaluation of substrate clogging processes in vertical flow constructed wetlands (Vol. 48, pp. 25-34).
- Langergraber G, H. R., Laber J, Pressl A. . (2002). Evaluation of substrate clogging processes in vertical flow constructed wetlands. . Paper presented at the Proceedings of the Eighth International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Tanzania; Arusha.
- Larsen, T., & Guyer, W. (1996). Separate Management of Anthropogenic Nutrient Solutions (human urine). *Water Science & Technology*, 34, no. 3-4, 87-94.
- Lentner, C., & Wink, A. (1981). *Units of Measurement, Body Fluids, Composition of the Body, Nutrition*. Geigy Scientific Tables. CIBA-GEIGY Ltd, Basle, Switzerland. ISBN 0-914168-50-9.
- Li, B., Chen, L., Chen, D., & Zhang, Y. (2003). Application of Chitosan Flocculant to Conditioning Sludge. *Journal of Donghua University (Eng. Ed.)*, 20(2), 102-106.
- Liu, B., Song, H., & Li, Y. (2012). Effect of Chitosan/Polymeric Aluminium Composite Flocculant on Activated Sludge. *Advanced Materials Research*, 383-390, 3134-3139.

- Lo, I. M. C., Lai, K. C. K., & Chen, G. H. (2001). Salinity Effect on Mechanical Dewatering of Sludge with and without Chemical Conditioning. *Environmental science & technology*, 35 (23), 4691-4696.
- Magdziarz, A., & Wilk, M. (2013). Thermal characteristics of the combustion process of biomass and sewage sludge. *Journal of Thermal Analysis and Calorimetry*, 1-11.
- Maiga, A. H., Wéthé, J., Seidl, M., Mouchel, J. M., & A., D. (2002). Valorisation des sous-produits de l'épuration par lagunage en Afrique de l'Ouest et du Centre : Analyse comparative des pratiques dans six pays au Sud du Sahara. In proceeding 5ème conférence Envirowater, Ouagadougou, Burkina Faso, 5-8 Novembre 2002.
- Mara, D. (2004). Domestic wastewater treatment in developing countries. Earthscan Publication, London, xviii+293 p.
- Maya, C., Torner-Morales, F. J., Lucario, E. S., Hernández, E., & Jiménez, B. (2012). Viability of six species of larval and non-larval helminth eggs for different conditions of temperature, pH and dryness. *Water Research*, 46(15), 4770-4782.
- Mendiara, T., Abad, A., de Diego, L. F., García Labiano, F., Gayán, P., & Adánez, J. (2013). Biomass combustion in a CLC system using an iron ore as an oxygen carrier. *International journal of greenhouse gas control*, 19, 322-330.
- Metcalf, L., & Eddy, H. P. (2003). *Wastewater engineering: treatment, disposal, and reuse*, McGraw-Hill Publishing. Company Ltd. (fourth ed. ed.). New York.: , .
- Meysami, B., & Kasaeian, A. B. (2005). "Use of coagulants in treatment of olive oil wastewater model solutions by induced air flotation". *Bioresource Technology* 96:303-307.
- Molle, B., Brelle, F., Bessy, J., & Gatel, D. (2012). Which water quality for which uses? Overcoming over-zealous use of the precautionary principle to reclaim wastewater for appropriate irrigation uses. *Irrigation and Drainage*, 61(SUPPL.1), 87-94.
- Montgomery, J. M. (1985). *Water treatment principles and design*. . John Wiley and Sons, Inc., .
- Moodley, P., Archer, C., & Hawksworth, D. (2008). Standard Methods for the recovery and enumeration of helminth ova in wastewater, sludge, compost and urine diversion waste in South Africa. . A report of Water Research Commission, SA.
- Muspratt, A., Nakato, T., Niwagaba, C., Dione, H., Kang, J., Stupin, L., . . . Strande, L. (2014). Fuel potential of faecal sludge: calorific value results from Uganda, Ghana and Senegal. . *Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development*.

- Muyibi, S. A., Noor, M. J. M. M., Ong, D. T., & Kai, K. W. (2001). Moringa Oleifera seeds as a flocculant in waste sludge treatment. *International Journal of Environmental Studies*, 58(2), 185-195.
- Nakhla, G. (2003). Simultaneous nitrification–denitrification in slow sand filters. *Journal of hazardous materials*, 96(2), 291.
- Nakhla, G., & Farooq, S. (2003). Simultaneous nitrification-denitrification in slow sand filters. *Journal of hazardous materials*, 96(2-3), 291-303.
- National Small Flows Clearinghouse. (1997). In summer 1997 Pipeline: Sand filters provide quality, low maintenance treatment,. 8.(3), 1-8.
- Ndabigengesere, A., Narasiah, K. S., & Talbot, B. G. (1995). Active agents and mechanism of coagulation of turbid waters using Moringa Oleifera. *Water Resources*, 29 (2), 703-710.
- Ndiaye, M. L. (2005). “Impacts des eaux usées sur l’évolution chimique et microbiologique des sols: étude de cas à Pikine (Dakar-Sénégal)”. Diplôme d’étude en Sciences Naturelles de l’Environnement. Université de Genève.
- NEF. (2010). Biomass. <http://www.nef.org.uk/greenschool/documents/Biomass.pdf>; 2010 [accessed 25.03.10].
- Nikhla G., & Shaukat., F. (2003). Simultaneous Nitrification-denitrification in Slow Sand Filters. . *Journal of Harzardous Materials*,, B96 291-303.
- Niwagaba, C., Nalubega, M., Vinnerås, B., & Jönsson, H. (2006). Incineration of faecal matter for treatment and sanitation. . *Water Practice & Technology*, , 1(02).
- Nordin, A., Ottoson, J. R., & VinnerÅs, B. (2009). Sanitation of faeces from source-separating dry toilets using urea. *Journal of Applied Microbiology*, 107(5), 1579-1587.
- NRC, N. R. C. (1996). Use of reclaimed water and sludge in food crop production. Washington, DC. National Academy Press.
- Okuda, T., Baes, A. U., Nishijima, W., & Okada, M. (2001). Coagulation mechanism of salt solution-extracted active component in Moringa Oleifera. *Water Resources*, 35 (3), 830-834.
- Otterpohl, R. (2000). Design and First Experiences with Source Control and Reuse in Semi-Centralised urban Sanitation. EURO Summer School, DESAR Decentralised sanitation and reuse, June 18-23.

- Otterpohl, R., Albold A., & Oldenburg, M. (1999). Source Control in Urban Sanitation and Waste Management: 10 Options with Resource Management for Different Social and Geographic conditions (Part 2). *Water Science and Technology*, 37, No. 3/4.
- Otterpohl, R., Grottker, M., & Lange, J. (1997). Sustainable Water and Waste Management in Urban Areas (Part 1). *Water Science and Technology*, 35, No. 9, pp. 121-133.
- Pecson, B. M., Barrios, J. A., Jiménez, B. E., & Nelson, K. L. (2007). The effects of temperature, pH, and ammonia concentration on the inactivation of *Ascaris* eggs in sewage sludge. *Water Research*, 41(13), 2893-2902.
- Pescod, M. B. (1971). Sludge Handling and Disposal in Tropical Developing Countries. . *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 43(4), 555-570.
- Platzer, C., & Mauch, K. (1997). Soil clogging in vertical flow reed beds mechanisms, parameters, consequences and.....solutions? *Water Science and Technology*, 35(5), 175-181.
- R., K. (1981b). Sand-filter trenches for purification of septic tank effluent: III. The microflora. *J. env't. Qual.* 10, 361-364.
- Radoux, M. (1995). "La gestion intégrée des eaux usées urbaines dans les périphéries des grandes agglomérations, dans les périmètres touristiques et les zones rurales. Bilan des technologies". Institut Bruxelloise de Gestion de l'environnement.
- Rampton, S. (1998). Let them eat nutri-cake: Merriam-Webster thinks our 'biosolids' don't stink (how the word biosolid became a dictionary term). *Harper's Magazine*. November 1998.
- Rossi, L., Lienert, J., & Larsen, T. A. (2009). Real-life efficiency of urine source separation. . *Journal of Environmental Management*, 90, 1909-1917.
- Rousseau, D. P. L., Vanrolleghem, P. A., & De Pauw, N. (2004). Constructed wetlands in Flanders: A performance analysis. *Ecological Engineering* 23(3), 151.
- Roy, C., Auger, R., & Chenier, R. (1998). Use of nonwoven textile in intermittent filters. . *Water science and Technology*, 38(3), 159-166.
- Roy, M. M., Dutta, A., Corscadden, K., Havard, P., & Dickie, L. (2011). Review of biosolids management options and co-incineration of a biosolid-derived fuel. *Waste Management*, 31(11), 2228-2235.
- Rudolfs, W., & Baumgartner, W. H. (1932). Loss of volatile matter by drying sewage sludge before incineration. . *Water Works and Sewerage* 4, 199-201.

- Sagna P. (2005). Dynamique du climat et son évolution récente dans la partie ouest de l'Afrique occidentale. Thèse de doctorat d'Etat de Géographie, Université Cheikh Anta Diop, Dakar, 786 p.
- Sami, M., Annamalai, K., & Wooldridge, M. (2001). Co-firing of coal and biomass fuel blends. *Progress in Energy and Combustion Science*, 27(2), 171-214. .
- Schouw, N. L., Danteravanich, S., Mosbaek, H., & Tjell, J. C. (2002). Composition of human excreta - a case study from Southern Thailand. . *Science of the Total Environment Journal*, 286(1-3) 155-166.
- Seck, A., Gold, M., Niang, S., Mbéguéré, M., Diop C., & Strande, L. (Submitted). Resource recovery from faecal sludge: solid fuel production in Sub-Saharan Africa. *WashDev*.
- Sharvelle, S., McLamore, E., & Banks, M. K. (2008). Hydrodynamic characteristics in biotrickling filters as affected by packing material and hydraulic loading rate. *Journal of environmental engineering*, 134(5), 346-352.
- Siegrist, R. L., & Boyle, W. C. (1987). Wastewater-induced soil clogging development. *Journal of environmental engineering*, 113(3), 550-566.
- Sonko, E. M. (2008). Traitement des boues de vidange de systèmes autonomes d'assainissement à Dakar (Sénégal): évaluation de l'efficacité de la séparation solide/liquide de lits de séchage non plantés soumis à différentes charges de boues de vidange et à divers apports. Mémoire de DEA : Institut des Sciences de l'Environnement, UCAD. 73 p.
- Sonko, E. M., Mbéguéré, M., Diop, C., Niang, S., & Strande, L. (submitted). "Effect of hydraulic loading frequency and performance of planted drying beds for treatment of faecal sludge". *Journal of water, sanitation and hygiene for development* .
- Spellman, F. R. (1997). *Dewatering Biosolids*. Technomic Publishing, Lancaster, United States.
- Spychała, M., & Błazejewski, R. (2003). Sand filter clogging by septic tank effluent water. *Sci. Tech*, 48, 153-159.
- Stefanakis, A. I., & Tsihrintzis, V. A. (2011). Dewatering mechanisms in pilot-scale Sludge Drying Reed Beds: Effect of design and operational parameters *Chemical Engineering Journal* 172, 430-443.
- Still D.A. (2002). After the pit latrine is full...what then? Effective options for pit latrine management. Biennial Conference of the Water Institute of Southern Africa (WISA), Water Research Commission (WRC), Durban, South Africa (2002), p. 1.

- Strande, L., Ronteltap, M., & Brdjanovic, D., (Editors). (2014). *Faecal Sludge Management: System Approach for Implementation and Operation*: IWA Publishing, London.
- Strauss, M., Barreiro, W. C., Steiner, M., Mensah, M., Jeuland, M., Bolomey, S., . . . D., K. (2003). *Urban excreta management - situation, challenges, and promising solutions*. In proceedings of the IWA Asia-Pacific Regional conference Bangkok, Thaïlande, October 19-23, 2003.
- Strauss, M., Heinss, U., & Montangero, A. (2000). *On-Site Sanitation: When the Pits are Full - Planning for Resource Protection in Faecal Sludge Management*. In: Proceedings, Int. Conference, Bad Elster, 20-24 Nov. 1998. Schriftenreihe des Vereins fuer Wasser-, Boden- und Lufthygiene, 105: *Water, Sanitation & Health - Resolving Conflicts between Drinking - Water Demands and Pressures from Society's Wastes* (I.Chorus, U. Ringelband, G. Schlag, and O. Schmolli, eds.). IWA Publishing House and WHO Water Series. ISBN No. 3-932816-34-X.
- Strauss, M., Koné, D., Koanda, H., & Steiner, M. (2006). *Gestion des Matières Fécales Urbaines -Situation, Défis et Solutions Prometteuses*. Eawag - Sandec.
- Strauss, M., Larmie, S. A., & Heinss, U. (1997a). *Treatment of sludges from on-site sanitation - Low-cost options*, . 35, 129-136.
- Strauss, M., Larmie, S. A., & Heinss, U. (1997b). *Treatment of sludges from on-site sanitation - Low-cost options*, . 35(6), 129-136.
- Strauss, M., Larmie, S. A., & Heinss, U. (1997c). *Treatment of sludges from on-site sanitation — low-cost options*. *Water Science and Technology*, 35(6), 129-136. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/S0273-1223\(97\)00103-0](http://dx.doi.org/10.1016/S0273-1223(97)00103-0)
- Strauss, M., Larmie, S. A., Helnss, U., & Montangero, A. (2000). *Treating faecal sludges in ponds* *Water Science and Technology*, 42 (10-11), 283-290.
- Strauss, M., & Montangero, A. (2002). *Capacity building for effective decentralised wastewater management : FS management - review of practices, problems and initiatives*. EAWAG/SANDEC, GHK Engineering Knowledge and Research Project - R8056, 2003.
- Strauss M., & Montangero A. (2002). *FS Management - Review of Practices, Problems and Initiatives*. EAWAG/SANDEC.
- Sun, S., Zhao, Y., Ling, F., & Su, F. (2009). *Experimental research on air staged cyclone gasification of rice husk*. *Fuel processing technology*, 90(4), 465-471.

- Tat, W. K., Idris, A., Johari, M. M. N. M., Mohamed, T. A., Ghazali, A. H., & Muyibi, S. A. (2009). Evaluation on different forms of Moringa Oleifera seeds dosing on sewage sludge conditioning. . *Desalination and Water Treatment*, 10, 87-94.
- Tat, W. K., Idris, A., Noor, M. J. M. M., Mohamed, T. A., Ghazali, A. H., & Muyibi, S. A. (2010). Optimization study on sewage sludge conditioning using Moringa oleifera seeds. . *Desalination and Water Treatment*, 16(1-3), 402-410.
- Tchobanoglous, G., Burton, F. L., & Stensel, H. D. (2003). *Wastewater engineering : treatment and reuse*. . In t. ed. (Ed.), McGraw-Hill series in civil and environmental engineering. McGraw-Hill - Boston.
- Thye, Y., Templeton, M., & Ali, M. (2011). A Critical Review of Technologies for Pit Latrine Emptying in Developing Countries. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 41(20), 1793-1819.
- Thye, Y. P., Michael, R. T., & Ali, M. (2011). A critical review of technologies for pit latrine emptying in developing countries.
- Timmer, L., & Visker, C. (1998). Possibilities and impossibilities of the use of human excreta as fertiliser in agriculture in sub-Saharan Africa. Royal Tropical Institute and University of Amsterdam, Amsterdam, The Netherlands.
- Tock, J. Y., Lai, C. L., Lee, K. T., Tan, K. T., & Bhatia, S. (2010). Banana biomass as potential renewable energy resource: A Malaysian case study. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 14(2), 798-805.
- Tosun, I. (1993). Specific cake resistance: Myth or reality ? *Water science and technology*, 28 (1), 91-101.
- Toukara A. (2007). Nutrifcation of faecal sludge using pilot scale intermittent sand filter in Dakar, Senegal. Master of Science Thesis. UNESCO-IHE, The Neterlands; 2007.
- Trémolet, S. (2013). Sanitation economics: Understanding why sanitation markets fail and how they can improve. *Waterlines*, 32(4), 273-285.
- Tullander, V. (1982). Quicklime treatment of sludge. Paper presented at the Disinfection of Sewage Sludge: Technical, Economic and Microbiological Aspects, Zürich.
- UNICEF, W., & WSSCC. (2000). *Global water supply and sanitation assessment 2000 report*. Geneva, Switzerland, 80p.
- University, O. S. (1999). Sand bioreactors for wastewater treatment for Ohio communities. *Bulletin 876-99.*, pp 1 - 5.

- Veenstra, S., & C., P. (1997). Wastewater treatment - Part 1, Lecture notes IHE, Delft (EE01/97/1).
- Vinnerås, B., Palmquist, H., Balmér, P., Weglin, J., Jensen, A., Andersson, Å., & Jönsson, H. (2006). The characteristics of household wastewater and biodegradable waste - a proposal for new Swedish norms. *Urban Water* 3, p.3-11.
- Visker, C. (1998). Utilisation des excréta comme fertilisant dans l'agriculture en zones urbaines et péri-urbaines de Bamako, Mali. Royal Tropical Institute, Amsterdam and Cabinet d'Etudes Keita - Kala-Saba/UWEP-Mali, Bamako, Mali.
- Vonwiller, J. (2007). Monitoring of the faecal sludge treatment plant Cambéréne in Dakar. Eawag: Swiss Federal Institute of Aquatic Sciences and Technology. Dübendorf, Swizerland.
- Walker, M. (2008). Performances of the FSTP of Rufisque and its impact on the WSP Intership report Eawag/Sandec, Swiss Federal Institute of Technology, . (pp. 42). Zurich.
- Wallace, S., & R., K. (2006). Small-scale constructed wetland treatment systems: Feasibility, Design Criteria and O&M Requirements. Water Environment Research Foundation (WERF), Alexandria, USA
- Wang, R., Korboulewsky, N., Prudent, P., Baldy, V., & Bonin, G. (2009). Can vertical-flow wetland systems treat high concentrated sludge from a food industry? A mesocosm experiment testing three plant species. . *Ecological Engineering* 35 230-237.
- WBCSD. (2005). Guideline for selection and Use of Fuel and Raw Materials in the Cement Manufactured Process. World Business Council for Sustainable Development. 35.
- Wen, H. J. (1997). Size and density of flocculated sludge flocs. *Journal of environmental science and health. Part A, Toxic/hazardous substances & environmental engineering*, 32 (4), 1125-1137.
- Werther, J., & Ogada, T. (1999a). Sewage sludge combustion. *Progress in Energy and Combustion Science*, 25(1), 55-116. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/S0360-1285\(98\)00020-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0360-1285(98)00020-3)
- Werther, J., & Ogada, T. (1999b). Sewage sludge combustion. . *Progress in Energy and Combustion Science*, 25(1), 55-116.
- WHO. (2004). Evaluation of the cost and benefits of water and sanitation improvements at the global level. Geneva, Switzerland.
- WHO. (2005). Water for life: making it happen. Geneva, Switzerland. World Health Organisation 38p.

- WHO. (2006). Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater (Vol. 4). Geneva
- WHO/UNICEF. (2013 -a). Progress on sanitation and drinking-water - 2013 update.
- WHO/UNICEF. (2013 -b). Progress on sanitation and drinking-water - World Health Organization (WHO) and United Nations Children's Fund (UNICEF) update.
- Winblad, U. (1997). Towards an Ecological Approach to Sanitation. Publications on Water Resources No. 5. Department for Natural Resources and the Environment, Swedish International Development Authority (SIDA), Birger Jarlsgatan, S-10525 Stockholm, Sweden., 61.
- World Bank. (1999). Municipal solid waste incineration. In: Technical Guidance Report. World Bank, Washington, DC, USA, 1999. <http://www.worldbank.org/urban/solid_wm/erm/CWG_folder/Waste_Incineration.pdf> (accessed June 2013).
- Wzorek, M. (2012). Characterisation of the properties of alternative fuels containing sewage sludge. Fuel Processing Technology, 104, 80-89.
- Yen-Phi, V. T., Rechenburg, A., Vinnerås, B., Clemens, J., & Kistemann, T. (2010). Pathogens in septage in Vietnam. Science of the Total Environment 408 (9), 2050-2053.
- Yolande, N. (2013). Gestion des boues de vidanges de fosses septiques dans une ville côtière: efficacité des lits de séchages dans l'élimination des parasites à Dakar. (Master thesis), Université Cheikh Anta Diop de Dakar, Dakar.
- Youm, I., Sarr, J., Sall, M., & Kane, M. M. (2000). Renewable energy activities in Senegal: A review. Renewable & sustainable energy reviews, 4(1), 75-89.
- Zhao, Y. Q., Sun, G., & Allen, S. J. (2004). Anti-sized reed bed system for animal wastewater treatment: A comparative study. Water Research, 38(12), 2907-2917.