



HAL
open science

Traitement des boues de vidange par lits de séchage sous climat soudano-sahélien

Tadjouwa Kouawa

► **To cite this version:**

Tadjouwa Kouawa. Traitement des boues de vidange par lits de séchage sous climat soudano-sahélien. Autre. Université de Strasbourg; Institut international d'ingénierie de l'eau et de l'environnement, 2016. Français. NNT : 2016STRAD018 . tel-01545056

HAL Id: tel-01545056

<https://theses.hal.science/tel-01545056v1>

Submitted on 22 Jun 2017

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

THESE DE DOCTORAT

Pour obtenir le grade de

Docteur de l'Université de Strasbourg

Ecole Doctorale : Mathématiques, Sciences de l'Information et de
l'Ingénieur

Spécialité : Hydraulique urbaine

Et

Docteur de l'Institut International d'Ingénierie de l'Eau et de
l'Environnement (2iE)

Ecole Doctorale : Sciences et Technologies de l'Eau, l'Energie et
l'Environnement

Spécialité : Eau

Présentée et soutenue publiquement le 13 juillet 2016

par

TADJOUWA KOUAWA

Traitement des boues de vidange par lits de séchage sous climat soudano-sahélien

JURY

M. Robert MOSE, ENGEES/Université de Strasbourg, France	Directeur de thèse
M. Amadou Hama MAÏGA, 2iE, Burkina Faso	Directeur de thèse
M. Florent CHAZARENC, Ecole des mines de Nantes, France	Rapporteur
M. Magloire KENGNE NOUMSI, Université de Yaoundé I, Cameroun	Rapporteur
M. Théophile GNAGNE, Université Nangui Abrogoua, Côte d'Ivoire	Examineur
M. Adrien WANKO, ENGEES/Université de Strasbourg, France	Examineur

Laboratoire Eau Dépollution Ecosystème et Santé - LEDES (2iE)

Laboratoire des sciences de l'ingénieur, de l'informatique et de l'imagerie – ICube (UDS)

Résumé

Le traitement des boues de vidange est le maillon faible de la gestion des boues de vidange en Afrique de l'Ouest. L'accroissement de l'accès à l'assainissement dans la sous-région par des ouvrages d'assainissement non collectif vient augmenter le gisement de boues à traiter. L'utilisation des lits de séchage plantés et non plantés pour le traitement des boues de vidange se multiplie malgré les variations de leurs performances en fonction du contexte et l'empirisme de son dimensionnement. Pour contribuer à l'accès aux performances épuratoires et à la prédiction des performances de déshydratation des lits de séchage plantés et non plantés, le suivi de lits de séchage expérimentaux et le développement de modèle numérique ont été réalisés. Des paramètres de pollution (pH, Cond, Eh, MS, MES, MV, DCO, N-NH₄⁺, N-NO₃⁻, N-NO₂⁻, PT, P-PO₃⁴⁻, Coliformes fécaux, Streptocoques fécaux, œufs d'helminthes) ont été suivis dans les boues alimentant 13 lits expérimentaux et dans les percolâts issus de ceux-ci. Les paramètres allométriques des plantes ont été suivis sur les lits de séchage plantés de 3 espèces fourragères locales (*Oryza longistaminata*, *Sporobolus pyramidalis*, *Cyperus alopecuroïdes*). L'humidité des boues résiduelles a été évaluée sur les lits de séchage non plantés. Un modèle numérique de déshydratation des boues sur lit de séchage a été développé selon 2 approches : l'approche 1 avec le coefficient de consolidation constant et l'approche 2 avec le coefficient de consolidation variable. Sur la base de l'équation de consolidation de Terzaghi, ce modèle permet de simuler l'humidité volumique des boues résiduelles sur les lits de séchage. Les résultats montrent des performances épuratoires mitigées. L'élimination globale des MES est supérieure à 85%, celle de la DCO varie entre 35% et 74%. L'élimination globale de l'azote ammoniacal varie entre 17% et 80% et celle du phosphore total entre 21% et 73%. Pour l'ensemble des paramètres physico-chimiques étudiés, des rendements épuratoires journaliers négatifs ont été obtenus. L'élimination globale des bactéries est restée inférieure à 1 ulog. Les rendements globaux et journaliers de l'abattement des helminthes sont supérieurs à 80%. Dans les conditions expérimentales de l'étude, les résultats montrent que les espèces *Oryza longistaminata*, *Sporobolus pyramidalis* et *Cyperus alopecuroïdes* ne peuvent pas être utilisés dans les lits de séchage plantés pour le traitement des BV de Ouagadougou. Durant les travaux, les plantes des trois espèces ont toutes flétries et/ou sont mortes. La corrélation entre les caractéristiques physico-chimiques des BV et les indices de croissance ont montré des liens entre l'augmentation des teneurs en DCO, N-NH₄⁺, P-PO₄³⁻ et la conductivité des BV d'une part et

l'impact négatif sur le score visuel, la densité des plantes et la hauteur de la pousse des plantes d'autre part, notamment pour l'espèce *Oryza longistaminata*. Les résultats des simulations numériques avec le modèle selon l'approche 1 fait ressortir des erreurs absolues relatives en dessous de 15%. L'approche 2, moins satisfaisante, produit des erreurs qui peuvent être jusqu'à 19 fois supérieures à celles obtenus avec l'approche 1. Cependant, l'approche 2 a l'avantage de reproduire les tendances de l'évolution, dans la couche de boue, des coefficients de consolidation et la perméabilité en fonction de la profondeur et en fonction du temps.

Mots clés : Filtre planté, lit de séchage, boues de vidange, *Oryza longistaminata*, *Sporobolus pyramidalis*, *Cyperus alopecuroides*, déshydratation, modèle numérique, équation de consolidation de Terzaghi.

Abstract

The treatment of faecal sludge is the main weakness of the faecal sludge management in West Africa. The increase of the proportion of the population having access to an improved sanitation system, by on-site sanitation, rises the quantity of faecal sludge to treat. Despite the bad performances sometimes obtained according to the context and the empirical method of design, the sludge drying beds (planted and not planted) are used and planned to be used for treatment of faecal sludge. To access to treatment performances in local context, and to contribute to prediction of dewatering performance, the monitoring of experimental drying beds and the development of a numerical model were done. Electrical conductivity (EC), pH, Total Solid (TS), Total Suspended Solid (TSS), Volatile Solid (VS), COD, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$, $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$, TP, Faecal Coliform, Intestinal Streptococci and Helminth eggs concentrations were evaluated both in raw faecal sludge and in leachates. The allometric parameters of plants on sludge drying planted beds planted with 3 local plants species were also monitored. The moisture of sludge deposit was evaluated on unplanted drying bed. A numerical model of dewatering of sludge on drying bed was developed according to two approaches: the approach 1 with a constant consolidation coefficient and approach 2 with a variable consolidation coefficient. Based on the Terzaghi consolidation equation, this model can simulate volumetric moisture of sludge on drying beds. Regarding removal efficiency, the performances of treatment of sludge on drying beds (planted and unplanted) were mitigated. Results obtained showed that the system performed well for solid-liquid separation with more than 80% of removal efficiency. Results obtained showed that the system performed well for solid-liquid separation with more than 80% of global removal efficiency for TSS. Global removal efficiency varied between 35% and 74% for COD, between 17% and 80% for ammonia, and between 21% and 73% for total phosphorus. However, for all the parameters, some daily removal efficiencies obtained were negative. The global removal of bacteria remained below 1 uLog. The Global and daily removal of helminths were above 80%. Considering the experimental conditions, the results demonstrate that *Oryza longistaminata*, *Sporobolus pyramidalis* and *Cyperus alopecuroïdes* cannot be used in sludge drying planted beds for the treatment of FS. Along the experiment, the plants have all withered and/or died, for the three species. The correlation between faecal sludge physicochemical characteristics and Relative Growth Indexes have shown links between the increase in the level of COD, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ and conductivity of faecal sludge and the

negative impact on the visual score, the density of plants and the shoot's height of plants mainly for *Oryza longistaminata*. The results of numerical modeling with the model in the approach 1 highlights the absolute relative errors below 15%. The Approach 2, less satisfactory, produces errors that can be up to 19 times higher than those obtained with the approach 1. However, the approach 2 has the advantage of reproduce the trends of volumetric moisture in the layer of sludge deposit, the trends of consolidation coefficient and permeability as a function of depth and as a function of time.

Keywords : Sludge treatment reed bed system, drying bed, Faecal sludge, *Oryza longistaminata*, *Sporobolus pyramidalis*, *Cyperus alopecuroides*, dewatering, numerical modeling, Terzaghi consolidation equation.

Remerciements

Je remercie le Seigneur Dieu Tout Puissant pour l'Amour, les Grâces et les bienfaits dont Il me comble. Que sa volonté soit faite.

Je remercie la Direction Générale de 2iE et celle de l'ENGEES pour le financement de mes travaux de recherche à travers l'USAID et La Région Alsace. Je remercie également la DAAD qui a participé à ce financement.

Je remercie :

- Pr Robert MOSE, pour ses orientations scientifiques, sa disponibilité, ses conseils et sa grande patience ;
- Dr Amadou Hama MAÏGA, pour ses conseils scientifiques et son encadrement tout au long de la thèse, sa grande disponibilité malgré ses responsabilités administratives de premier rang, ses encouragements et de la confiance qu'il m'a accordée ;
- Dr Adrien WANKO, pour son accompagnement sans faille, sur tous les plans, depuis l'idée de projet de thèse jusqu'à l'instant où ses mots sont écrits et sûrement au-delà ;
- Dr Christian BECK, pour ses conseils pratiques, sa disponibilité, ses encouragements et ses relectures.

Je remercie également l'équipe d'encadrement du laboratoire LEDES de 2iE, notamment :

- Dr Yacouba KONATE responsable du laboratoire LEDES, pour ses conseils et son partage d'expérience ;
- Dr Anderson ANDRIANISA enseignant chercheur à 2iE pour ses orientations.

Je témoigne ma reconnaissance au Pr Harouna KARAMBIRI, Directeur de l'Ecole Doctorale de 2iE et à Dr Didier BELLEFLEUR responsable des relations extérieures à l'ENGEES.

J'adresse mes remerciements à Dr Joseph WETHE pour sa participation à la formulation du projet de thèse, pour ses encouragements et pour m'avoir gardé ses portes ouvertes.

Je voudrais également remercier Dr Florent CHAZARENC, Pr Magloire KENGNE NOUMSI et Pr Théophile GNAGNE qui m'ont fait l'honneur de participer au jury.

Plusieurs stagiaires, encadrés par moi-même et/ou par d'autres membres de LEDES et de ICube, se sont succédés sur le dispositif expérimental et dans les laboratoires au cours de ces années de recherche. Qu'ils soient tous ici remerciés pour les pierres apportées à l'édifice de la connaissance.

Je tiens à remercier particulièrement M. Pierre KABORE qui de jour comme de nuit, n'a cessé de m'appuyer dans la collecte de données et les analyses de laboratoire. Il a accepté de prendre le risque de se faire arroser quelques fois par les boues de vidange et les eaux usées.

Ces cinq années de thèse n'auraient pas été agréables sans la convivialité de mes collègues doctorants de bureau. Je pense notamment à Pascal, Malick, Ibrahim, Mounirou, Fowé, Daniel, Noellie, Stéphanie, Aïda, David, Eric,..., Alexandre, Maximilien, Milena, Mohammad.... Merci d'avoir su créer cette atmosphère qui installait la sérénité dans le bureau. Merci également aux secrétaires des deux écoles doctorales pour leur gentillesse et leur disponibilité.

J'adresse toute ma reconnaissance à mon épouse et à ma fille qui m'ont soutenu et qui ont été de multiples fois abandonnées.

Je remercie Mme TCHUENCHE CHEMGNIE qui a accepté m'accueillir dans sa maison à Strasbourg en attendant que je puisse avoir accès au logement universitaire ou avant mes départs pour Ouagadougou.

J'adresse également ma gratitude à ma grande sœur en France qui a été aux petits soins durant mes séjours à Strasbourg. Son époux, mes neveux et leurs amis m'ont également soutenu. Ils ont agrémenté mes moments de détente et m'ont permis de passer d'agréables moments en dehors du laboratoire.

Je terminerai enfin par mes parents qui ont su me donner ce qu'il me fallait. Vous avez été un grand soutien et je voudrais ici vous en remercier. Ma pensée va à l'endroit de mes sœurs et frère, mon épouse et ma fille qui m'ont toujours soutenu, un grand merci à vous tous. C'est grâce à vous que le point final de ce travail est mis.

Sommaire

Résumé.....	iii
Abstract	v
Remerciements.....	vii
Sommaire	ix
Liste des tableaux.....	xvi
Liste des figures	xix
Liste des abréviations et sigles.....	xxiii
1 Introduction générale.....	1
1.1 Contexte.....	1
1.2 Problématique.....	1
1.3 Objectif général	2
2 Synthèse bibliographique	5
2.1 Problématique des boues de vidange en Afrique de l’Ouest.....	5
2.1.1 Cadre organisationnel et réglementaire.....	5
2.1.2 Origine des boues de vidange.....	6
2.1.2.1 Latrines traditionnelles	6
2.1.2.2 Latrines VIP (Ventilated Improved Pit) et latrines dites améliorées.....	7
2.1.2.3 Fosses septiques.....	10
2.1.2.4 Puits d’infiltration.....	12
2.1.3 Maillons de la filière de gestion	12
2.1.3.1 Production des BV	12
2.1.3.2 Collecte et transport.....	13
2.1.3.3 Traitement des BV et élimination/valorisation des sous-produits.....	14
2.2 Caractérisation des boues de vidange et risques sanitaires et environnementaux	17

2.2.1	Méthodes de quantification	17
2.2.1.1	Méthode 1 : méthode de la production spécifique.....	17
2.2.1.2	Méthode 2 : méthode des volumes vidangés	18
2.2.1.3	Méthode 3 : méthode des chiffres d'affaires des entreprises de vidange	19
2.2.2	Quantité produites	19
2.2.3	Qualité des boues de vidange	21
2.2.3.1	Déchets solides	21
2.2.3.2	Variabilité et hétérogénéité qualitative des BV	22
2.2.3.3	Physico-bio-chimie des BV	22
2.2.3.4	Distribution particulière des BV	25
2.2.3.5	Micro-organisme et micropolluants issus des BV	25
2.2.4	Risques sanitaires et environnementaux	26
2.2.4.1	Impacts directs sur la santé humaine	27
2.2.4.2	Impacts sur le milieu récepteur	28
2.3	Traitement des boues de vidange.....	30
2.3.1	Objectifs de traitement et normes existantes.....	31
2.3.2	Filières de traitement des BV	32
2.3.3	Procédés unitaires de traitement des boues de vidange brutes.....	35
2.3.3.1	Co-traitement avec les eaux usées	35
2.3.3.2	Co-compostage	39
2.3.3.3	Bassin de sédimentation-épaississement	44
2.3.3.4	Lit de séchage non planté	51
2.3.3.5	Lits de séchage plantés	57
2.4	Traitement des BV sur lits de séchage non plantés et plantés : les points clés.....	74
2.4.1	Filtration	75
2.4.2	Déshydratation	76

2.4.2.1	Infiltration-Percolation et drainage.....	76
2.4.2.2	Evapotranspiration.....	78
2.4.3	Minéralisation.....	83
2.5	Eléments de modélisation des processus de traitement des BV sur les lits de séchage	86
2.5.1	Modèle de la déshydratation des boues sur lit de séchage.....	87
2.5.1.1	Modèle semi-empirique.....	87
2.5.1.2	Modèle physique : la théorie de consolidation.....	87
2.5.2	Modèle de minéralisation.....	93
2.6	Verrous scientifiques et objectifs spécifiques.....	94
3	Méthodologie générale.....	96
3.1	Etude expérimentale.....	96
3.1.1	Dispositif expérimental.....	96
3.1.1.1	Zone d'étude.....	96
3.1.1.2	Description du dispositif expérimental.....	96
3.1.1.3	Sélection et mise en place des plantes.....	99
3.1.2	Alimentation des lits.....	102
3.1.2.1	Alimentation aux eaux usées : phases d'acclimatation des LSP.....	102
3.1.2.2	Alimentation aux boues de vidange.....	103
3.1.3	Evaluation des performances des lits de séchage plantés et non plantés.....	106
3.1.3.1	Prélèvements des boues brutes et despercolât.....	106
3.1.3.2	Caractérisation physico-chimique et microbiologique.....	107
3.1.3.3	Evaluation des volumes du percoltat.....	108
3.1.3.4	Calcul des performances épuratoires.....	108
3.1.3.5	Suivi de l'humidité et de la matière organique dans la boue résiduelle.....	109
3.1.4	Adaptabilité des plantes sur les lits de séchage plantés.....	109

3.1.4.1	Suivi physio-morphologique des plantes.....	109
3.1.4.2	Indice de croissance des plantes	110
3.1.5	Analyses statistiques	111
3.1.6	Synthèse des mesures et analyses expérimentales réalisées.....	112
3.2	Modélisation de la déshydratation des boues de vidange.....	113
3.2.1	Modèles mathématiques de la théorie de consolidation.....	113
3.2.2	Conditions initiales et conditions aux limites	116
3.2.3	Schéma de résolution numérique de l'équation de consolidation	117
3.2.3.1	Forme adimensionnelle de l'équation de consolidation avec C_v constant... ..	117
3.2.3.2	Discrétisation spatio-temporelle	118
3.2.3.3	Critère de convergence	122
3.2.4	Vérification du modèle – essai de validation des modèles.....	122
3.2.4.1	Approche 1 : approche pour C_v constant	123
3.2.4.2	Approche 2 : approche pour C_v variable.....	123
3.2.5	Estimation des paramètres utiles pour les simulations.....	123
4	Résultats et Discussion.....	125
4.1	Qualité des boues de vidange	126
4.1.1	Qualité physico-chimique	126
4.1.2	Qualité microbiologique.....	127
4.2	Adaptabilité des plantes.....	130
4.2.1	Dynamiques de croissance des plantes.....	130
4.2.1.1	Flétrissement et assèchement des plantes.....	130
4.2.1.2	Densité des plantes	132
4.2.1.3	Hauteur aérienne des plantes	133
4.2.1.4	Analyse des paramètres allométriques des plantes.....	134
4.2.2	Relation entre la qualité des boues et les indices de croissance des plantes	135

4.2.2.1	Effets de la DCO.....	137
4.2.2.2	Effets de l'azote ammoniacal et du phosphore.....	139
4.2.2.3	Effets de la conductivité	140
4.3	Performances épuratoires des lits de séchage.....	141
4.3.1	Qualité du percolât et rendements épuratoires pour l'alimentation des BV à volume constant.....	141
4.3.1.1	pH et salinité des percolâts	142
4.3.1.2	MS et MES des percolâts.....	142
4.3.1.3	DCO et nutriments des percolâts	143
4.3.1.4	Analyse globale de la qualité des percolâts	144
4.3.2	Qualité des percolâts et rendements épuratoires pour l'alimentation des BV à charge en MES constante	146
4.3.2.1	Effets de la durée de la période de repos sur les concentrations en MES et MS des percolâts	147
4.3.2.2	Effets de la durée de la période de repos sur les concentrations en phosphores	148
4.3.2.3	Analyse des rendements épuratoires et effets de la durée de la période de repos	149
4.3.2.4	Effets combinés de la durée de la période de repos et des concentrations en MES et MS.....	150
4.3.2.5	Qualité et performance microbiologiques	151
4.3.3	Tendances et synthèse sur les qualités globales de BV brutes et des percolâts	154
4.3.3.1	Liens entre salinité, concentration en nutriments et plantes.....	154
4.3.3.2	Importance de la qualité des boues brutes sur le niveau de rejet des percolâts	155
4.4	Modélisation expérimentale et numérique de la déshydratation des BV	156
4.4.1	Déshydratation des boues de vidange sur les lits de séchage non plantés	156

4.4.2	Comparaison de la solution numérique et de la solution analytique de l'équation de consolidation de Terzaghi.....	160
4.4.3	Simulation de la déshydratation des BV sur lit de séchage.....	161
4.4.3.1	Paramètres de base intervenant dans les modèles	161
4.4.3.2	Approche 1 : simulation avec le coefficient C_v constant	164
4.4.3.3	Approche 2 : simulation avec le coefficient C_v variable.....	169
4.4.3.4	Synthèse des résultats de modélisation.....	175
5	Conclusion générale et perspectives	176
5.1	Conclusion	177
5.1.1	Evaluation des performances épuratoires des lits de séchage	177
5.1.2	Adaptabilité des plantes endogènes au traitement des boues de vidange sur lits de séchage plantés	177
5.1.3	Modélisation de la déshydratation des boues sur lit de séchage	178
5.2	Perspectives	178
5.2.1	Adaptabilité des LSP au contexte local.....	178
5.2.2	Modélisation.....	179
5.2.2.1	Modèle de déshydratation.....	179
5.2.2.2	Modèle de minéralisation	180
5.2.2.3	Couplage des modèles de déshydratation et de minéralisation	180
	Références bibliographiques	182
	Annexes.....	193
	Annexe 1 : Analyse préliminaire des boues de vidange pour le dimensionnement du dispositif expérimental	193
5.2.3	Methodologie	193
	Prélèvements	193
	Analyses	193
5.2.4	Résultats	194

Annexe 2 : Analyse granulométrique du matériau du massif filtrant	196
Annexe 3 : Courbe hauteur-volume pour l'évaluation du volume despercolâts	198
Annexe 4 : Caractéristiques physiques des boues de vidange brute	200
5.2.5 Méthodologie	200
5.2.6 Résultats	201
Annexe 5 : Estimation de l'évaporation et de la transpiration sur les lits de séchage	202
5.2.7 Méthode d'estimation.....	202
5.2.8 Résultats	205

Liste des tableaux

Tableau 2-1 : Station/initiatives pour le traitement des BV rencontrés en Afrique de l’Ouest	14
Tableau 2-2 : Aperçu des taux d’accumulation des boues dans les fosses d’ouvrage de l’ANC	20
Tableau 2-3 : Qualité des boues de vidange de par le monde	24
Tableau 2-4 : Micro-organismes pathogènes retrouvés dans les boues de vidange.....	26
Tableau 2-5 : Teneurs en éléments trace métallique retrouvés dans les boues de vidange.....	26
Tableau 2-6 : Agents pathogènes pouvant être excrétés dans les fèces et maladies/symptômes associés (WHO, 2006).....	27
Tableau 2-7 : Risques relatifs des métaux (Hamilton et al., 2005)	29
Tableau 2-8 : Valeurs limites recommandées de concentration en divers paramètres.....	32
Tableau 2-9 : Ratios caractéristiques des quelques boues et des eaux usées (Strauss et al., 1997 ; Klingel et al., 2002 ; Lopez-Vazquez et al., 2014)	35
Tableau 2-10 : Concentration en matière en suspension des boues brutes et épaissie (Dodane et Bassan, 2014)	50
Tableau 2-11 : Paramètres de dimensionnement.....	55
Tableau 2-12 : Performances des lits de séchage non plantés.....	56
Tableau 2-13 : Qualité du percolât issu des lits de séchage non plantés (Ghana).....	56
Tableau 2-14 : Conditions de vie de quelques plantes couramment utilisées dans les filtres plantés (Cronk et Fennessy, 2001 ; USEPA, 1988)	60
Tableau 2-15 : Massifs filtrants des lits de séchage plantés pour le traitement des boues.....	65
Tableau 2-16 : Eléments nécessaires au dimensionnement des LSP	67
Tableau 2-17 : Gestion des lits de séchage plantés pour une station de 8 à 10 lits en climat tempéré (Nielsen,2003)	69
Tableau 2-18 : Causes des problèmes de fonctionnement constatés dans une installation de déshydratation des boues par lits de séchage plantés de roseaux (Nielsen, 2005b).....	70

Tableau 2-19 : Performances de déshydratation et de minéralisation.....	71
Tableau 2-20 : Performance épuratoire globale des LSP et qualité du percolât issu des LSP.	73
Tableau 3-1 : Caractéristiques du matériau filtrant.....	98
Tableau 3-2: Caractéristiques des eaux d'alimentation pendant les phases de démarrage	103
Tableau 3-3 : Méthodes de caractérisation des BV et du percolât.....	107
Tableau 3-4 : Mesures et analyses réalisées.....	113
Tableau 4-1: Calendrier des séries d'essais réalisées.....	125
Tableau 4-2 : Qualité physico-chimique des BV	127
Tableau 4-3 : Qualité microbiologique des BV	128
Tableau 4-4 : Corrélation entre les caractéristiques des plantes et les indices de croissance des plantes (RGI).....	136
Tableau 4-5 : Rendement globaux des lits expérimentaux lors de l'alimentation à volume constant.....	144
Tableau 4-6 : Coefficient de corrélation (de Spearman) entre les rendements journaliers et les concentrations d'un paramètre dans les BV brutes	146
Tableau 4-7 : Rendement globaux des lits expérimentaux lors de l'alimentation avec 20 kg de MES/m ² .an de charge	149
Tableau 4-8 : Coefficient de corrélation de Spearman entre les concentrations des BV brutes et les rendements épuratoires journaliers	151
Tableau 4-9 : Qualité bactériologiques et abattement bactériologique des différents lits	152
Tableau 4-10 : Qualité parasitaire des percolâts et rendement épuratoire des différents lits.	153
Tableau 4-11 : Coefficient de corrélation de Spearman entre les concentrations des BV brutes et celles des percolâts	156
Tableau 4-12 : Valeurs des paramètres d'entrée pour les simulations de la déshydratation des boues sur lits de séchage plantés avec le modèle de l'approche 1	164
Tableau 4-13 : Erreurs absolues relative et coefficients Cv et K obtenus avec l'approche 1 pour les lits de séchage plantés	166

Tableau 4-14 : Valeurs des paramètres d'entrée pour les simulations de la déshydratation des boues sur lits de séchage non plantés avec le modèle de l'approche 1	167
Tableau 4-15 : Erreurs absolues relative et coefficients Cv et K obtenus avec l'approche 1 pour les lits de séchage non plantés	169
Tableau 4-16 : Erreurs absolues relative obtenues avec l'approche 2 pour les lits de séchage plantés.....	172
Tableau 4-17 : Erreurs absolues relative obtenues avec l'approche 2 pour les lits de séchage non plantés.....	175

Liste des figures

Figure 2-1 : Latrine VIP (Tilley et al., 2009).....	8
Figure 2-2 : Processus biochimiques dans les latrine VIP (Buckley et al., 2008)	9
Figure 2-3: Schéma de principe d'une fosse septique toutes eaux (Ministère de l'Environnement, Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse, 1994, Assainissement des eaux usées pour les sites isolés en montagne).....	11
Figure 2-4 : Répartition granulométrique de la taille des particules des BV issues de fosses toutes eaux (Vincent, 2011).	25
Figure 2-5 : Schéma d'un réacteur à biogaz.....	33
Figure 2-6 : Schéma d'une fosse Imhoff.....	34
Figure 2-7 : Aperçu des filières de traitement (Klingel et al., 2002 modifié).....	34
Figure 2-8 : Concentration du mélange BV et eaux usées par rapport aux BV pour différente proportion de BV dans le mélange.....	38
Figure 2-9 : Schéma d'un bassin de sédimentation-épaississement (Dodane et Bassan, 2014)	44
Figure 2-10 : Schéma d'un lit de séchage non planté (Tilley et al., 2014)	52
Figure 2-11 : Schéma de principe d'un lit de séchage planté (Nielsen, 2003).....	59
Figure 2-12 : Charge de dimensionnement de différent pays sous conditions climatiques différentes et teneur en matière sèche des boues résiduelles (Stefanakis et al., 2014)	68
Figure 2-13 : Effet de la salinité sur le coefficient de stress (Allen et al., 1998).....	81
Figure 2-14 : Mécanisme de décomposition de la matière organique (Troesch, 2009).....	84
Figure 2-15 : Modèle rhéologique de la consolidation.	88
Figure 2-16 : Type de conditions aux limites : perméable sur 2 faces et perméable sur 1 face	91
Figure 2-17 : Courbe de consolidation d'un sol fin obtenue à partir d'un essai oedométrique à chargement par palier (Magnan, 2001)	91
Figure 3-1 : Plate-forme servant de support (13/07/2012).....	97

Figure 3-2 : Schéma des plans conceptuels du système de lits de séchage (vue d'ensemble et vue d'un lit de séchage).....	98
Figure 3-3 : Canalisation d'aération (a) en confection 02/07/2012 et (b) telle que disposée dans les lits de séchage(10/07/2012).....	99
Figure 3-4 : Réception des boues de vidange sur le site expérimental (10/03/2014).....	103
Figure 3-5 :Schéma d'alimentation à volume constant.....	104
Figure 3-6 : Schéma d'alimentation à charge en matière en suspension constante	105
Figure 4-1 : Evolution du taux de diminution des bactéries dans les BV stockées.....	128
Figure 4-2 : Photos d'œufs de (a) Trichuris trichura, (b) Ancylostoma duodenale, (c) larve de Strongiloides stercoralis et œuf de (d) Ascaris lombricoïdes observés dans les BV	129
Figure 4-3 : Evolution du score visuel des plantes.....	131
Figure 4-4 : Photos des LSP en fin de phase d'acclimatation (alimentation aux eaux du BM) à gauche et durant le traitement des BV (alimentation aux BV) à droite	131
Figure 4-5 : Evolution du nombre moyen de plantes sur les LSP	132
Figure 4-6 : Evolution de la hauteur aérienne moyenne des plantes sur les LSP	134
Figure 4-7 : Evolution de l'indice de croissance de la hauteur et du nombre de plantes pour l'espèce OL en fonction des concentrations en DCO, N-NH ₄ ⁺ , Conductivité et P-PO ₄ ³⁻ dans les BV	137
Figure 4-8 : Evolution de l'indice de croissance de la hauteur pour l'espèce SP en fonction des concentrations en DCO, N-NH ₄ ⁺ et MES dans les BV	138
Figure 4-9 : Qualité physico-chimique des percolâts lors de l'alimentation à volume constant	141
Figure 4-10 : Rendements journaliers d'élimination des MES, DCO, NH ₄ ⁺ et MS en fonction de leur concentration dans les BV brutes lors de l'alimentation à volume constant.....	145
Figure 4-11 : Qualité physico-chimique des percolâtsissus des LSP lors de l'alimentation avec 20 kg de MES/m ² .an de charge	146
Figure 4-12 : Qualité physico-chimique des percolâts issus des LSNP lors de l'alimentation avec20 kg de MES/m ² .an de charge.....	148

Figure 4-13 : Performances de filtration (rendement journalier d'élimination des MES et MS) en fonction de la concentration en MES et en MS lors de l'alimentation à charge en MES constante.....	150
Figure 4-14 : Evolution de la siccité du dépôt de boue résiduelle en fonction du nombre de jour de repos sur le lit non planté ayant en moyenne 3,4 jours de repos.....	157
Figure 4-15 : Evolution de la siccité du dépôt de boue résiduelle en fonction du nombre de jour de repos sur le lit non planté ayant en moyenne 6 jours de repos.....	158
Figure 4-16 : Evolution de la siccité du dépôt de boue résiduelle en fonction du nombre de jour de repos sur le lit non planté ayant en moyenne 9 jours de repos.....	159
Figure 4-17 : Comparaison de la solution analytique (à gauche) et de la solution numérique (à droite) de l'équation de consolidation de Terzaghi : (a) et (b) condition initiale rectangulaire – (c) et (d) condition initiale triangulaire	161
Figure 4-18 : Evolution de l'évapotranspiration de référence-ET ₀ : (a) les années 2004, 2005, 2006, 2007, 2008 et 2009 (b) valeurs moyennes sur la période de prélèvement des données (Source de données : service national de météorologie du Burkina Faso).....	162
Figure 4-19 : Lits de séchage plantés de roseaux expérimentaux pour le traitement des boues résiduaires (Argilaga, 2011).....	164
Figure 4-20: Simulations de l'évolution de l'humidité volumique des boues sur lits de séchage plantés par l'approche 1 (Cv et K constants) avec les données de Uggetti et al. (2012)-(a) Expérience 1(b) Expérience 2(c) Expérience 3 (d) Expérience 4	165
Figure 4-21 : Surface des erreurs en fonction des variations de Cv et K dans l'approche 1 dans la déshydratation des boues sur lits de séchage plantés avec les données de Uggetti et al. (2012)-(a) Expérience 1(b) Expérience 2(c) Expérience 3 (d) Expérience 4	166
Figure 4-22: Surface des erreurs en fonction des variations de Cv et K (à gauche) et simulations de l'évolution de l'humidité volumique (à droite) par l'approche 1 dans la déshydratation des boues sur lits de séchage non plantés avec les données expérimentales-(a) LS_3 jr(b) LS_6 jr (c) LS_9 jr.	168
Figure 4-23 : Allure générale de l'évolution de l'humidité volumique en fonction du temps et de la profondeur sur les lits de séchage.....	170

Figure 4-24 : Allure générale de l'évolution du coefficient de consolidation et de la perméabilité en fonction du temps et de la profondeur	170
Figure 4-25 : Comparaison des simulations de l'évolution de l'humidité volumique des boues résiduelles sur lits de séchage plantés par l'approche 2 et des données de Uggetti et al. (2012)- (a) Expérience 1 (b) Expérience 2 (c) Expérience 3 (d) Expérience 4	171
Figure 4-26 : Simulation de l'évolution de l'humidité volumique sur les LSNP en fonction du temps et de la profondeur	173
Figure 4-27 : (a) Simulation, avec l'approche 2, de l'évolution de l'humidité volumique sur les LSNP après 1 jour de déshydratation et comparaison des simulations par l'approche 2 et des données expérimentales (b) sur le lit ayant 3 jours de repos - LS_3jrs (c) sur le lit de 6 jours ayant 6 jours de repos - LS_6jrs (d) sur le lit ayant 9 jours de repos - LS_9jrs	174
Figure 5-1 : Organigramme du couplage des modèles de déshydratation et de minéralisation.	181

Liste des abréviations et sigles

2iE	Institut Internationale de l'Eau et de l'Environnement
AESN	Agence de l'Eau Seine Normandie
ADM	Aerobic Digestion Model
AMCOW	African Ministers' Council on Water
ANC	Assainissement Non Collectif
AO	Afrique de l'Ouest
BV	Boue de vidange
CA	<i>Cyperus alopecuroïdes</i>
CF	Coliformes fécaux
Cond	Conductivité
CREPA	Centre Régional pour l'Eau Potable et l'Assainissement
CU	Coefficient d'Uniformité
Cv	Coefficient de consolidation
DAAD	Deutscher Akademischer Austauschdienst
DBO	Demande Biochimique en Oxygène
DCO	Demande Chimique en Oxygène
DGRE	Direction Générale des Ressources en Eau
DHAB	Direction de l'Hygiène et de l'Assainissement du Bénin
ENGEES	Ecole Nationale du Génie de l'Eau et de l'Environnement de Strasbourg
EU	Eaux Usées
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations
FSM2	Second International Faecal Sludge Management Conference
GBV	Gestion des Boues de Vidange
ICube	Laboratoire des sciences de l'ingénieur, de l'informatique et de l'imagerie
IMWI	International Water Management Institute
LEDES	Laboratoire Eau Dépollution Ecosystème et Santé
LS	Lit de Séchage
LSNP	Lit de Séchage Non Planté
LSP	Lit de Séchage Planté
LSP – CA	Lit de Séchage Planté de l'espèce <i>Cypérus Alopécuroïdes</i>
LSP – SP	Lit de Séchage Planté de l'espèce <i>Sporobolus Pyramidalis</i>

OIEau	Office International de l'Eau
OL	<i>Oryza longistaminata</i>
OM	Ordures Ménagères
OMD	Objectif du Millénaire pour le Développement
OMS	Organisation Mondiale de la Santé
ONAS	Office National de l'Assainissement du Sénégal
ONEA	Office National de l'Eau et l'Assainissement
PEHD	Polyéthylène Haute Densité
pH	Potentiel hydrogène
PVC	Polyvinylchloride
RGI (F _k)	Indice de croissance pour le critère F et l'alimentation k
RGR (F _k)	Taux de croissance du critère F après l'alimentation k
RUM	Réserve Utile Maximale
S _∞	Tassement maximal
SF	Streptocoques Fécaux
SP	<i>Sporobolus Pyramidalis</i>
STBV	Station de Traitement des Boues de Vidange
TCM	Toilette à Chasse Manuelle
UADE	Union Africaine des Distributeurs d'Eau
US AID	United States Agency for International Development
US EPA	United State Environmntal Protection Agency
USCS	Unified Soil Classification System
VIP	Ventilated Improved Pit
WHO	World Health Organization

1 Introduction générale

1.1 Contexte

Ces dernières décennies, différents pays sub-sahéliens, notamment le Burkina Faso, ont fournis des efforts sensibles pour développer leurs infrastructures d'assainissement. Cependant des efforts supplémentaires sont encore nécessaires pour développer des dispositifs d'assainissement adaptés, c'est-à-dire intégrant le contexte socio-économique et climatique local, ainsi que les contraintes écologiques, urbanistiques ou technologiques, voire culturelles spécifiques.

D'une manière générale, les technologies utilisées de manière dominantes relèvent du domaine de l'assainissement non collectif avec très peu de réseaux de collecte des eaux usées mis en place, même dans les grandes agglomérations.

Cependant, dans les zones urbaines, de nombreuses latrines et fosses septiques sont construites, les effluents collectés ainsi, prétraités ou non, sont alors stockés dans des fosses étanches ou non dont les boues sont ensuite vidangées par différents opérateurs. Ces derniers, face bien souvent à l'absence de structures de traitement des boues adaptées, déversent fréquemment les boues directement dans l'environnement, à proximité des habitations ou en périphérie des zones urbaines.

Dans ce contexte, il existe donc un besoin réel de développement ou d'adaptation de procédés de traitement des boues de vidanges (BV), ces derniers devant être à la fois rustiques, économes et efficaces, tout en intégrant les contraintes climatiques locales, ainsi que des critères d'acceptabilité socio-économique et un objectif de valorisation des sous-produits et/ou de réutilisation de l'eau.

1.2 Problématique

Parmi les différentes technologies de traitement des boues de vidanges existantes, les lits de séchage et bassins de sédimentation/épaississement constituent les procédés usuellement utilisés, en un seul étage ou en association, pour le traitement primaire et/ou secondaire des boues de vidange en milieu urbain.

Ces technologies, bien que robustes et efficaces, nécessitent une conception précise et bien adaptée à des conditions variables selon la zone géographique, notamment en ce qui concerne les caractéristiques des boues à traiter et le climat.

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

Le traitement des boues de vidange par lits de séchage plantés est particulièrement adapté pour des collectivités au niveau desquelles les procédés d'assainissement non collectifs sont dominants, et plus spécifiquement dans les pays en voie de développement (Lienard et Payrastré, 1996; Koottatep et al., 2005; Kengne 2006; Troesch, 2009; Vincent, 2011). Ce système a déjà été testé avec succès pour le traitement des boues résiduelles pour des climats tempérés (Nielsen, 2005; Liénard et al., 2008) et tropicaux (Kengne et al., 2010 ; Koottatep et al., 2005). Cependant ce procédé n'a pas encore été testé ou adapté sous contexte soudano-sahélien.

Les plantes constituent l'un des éléments les plus importants pour le fonctionnement et les performances d'un tel système. Le plus souvent il convient d'utiliser des plantes locales, mieux adaptées aux conditions climatiques spécifiques. Par ailleurs, le type de plantes utilisées étant en général des roseaux, il convient de maintenir dans les massifs un degré d'humidité suffisant pour la survie des plantes sélectionnées.

Dans ce contexte la maîtrise des phases de démarrage, ainsi que de la sélection de plantes résistantes aux différents types de stress auxquels celles-ci seront soumises (stress hydrique, charge en matière carbonées, en nutriment, en produits toxiques, etc...) seront des éléments fondamentaux de par leur criticité pour la viabilité du procédé.

La maîtrise des taux d'humidité et de siccité des massifs en fonctions du temps et des conditions climatiques sera également un élément clef de la mise en œuvre d'un système de ce type en Afrique de l'Ouest.

1.3 Objectif général

L'objectif général du travail est d'estimer les potentialités d'adaptation en Afrique de l'Ouest, en climat Soudano-Sahélien, d'un procédé de traitement de boues de vidanges par lits de séchage planté ou non planté ainsi que les modalités pratiques à mettre en œuvre pour parvenir à un traitement fiable et performant avec ce type de dispositif.

Afin de pouvoir atteindre une meilleure adaptabilité des méthodes de dimensionnement en fonction de différentes conditions climatiques, un second objectif est de développer un modèle global de prévision des paramètres (siccité et teneur en matière organique notamment) en fonction des conditions d'alimentation des lits, de la qualité des boues brutes, des variations des paramètres climatiques locaux, ceci en fonction du temps.

Afin de construire un tel modèle, nous nous intéresserons dans un premier temps aux modalités de représentation des différents mécanismes mis en jeu dans un tel système, avant d'implanter les équations représentatives de ces processus fondamentaux au sein d'un modèle numérique. Ce modèle sera au final testé à partir des résultats expérimentaux obtenus au cours de la phase expérimentale de suivi des lits pilotes.

Dans ce contexte, trois espèces de plantes locales *Oryza longistaminata*, *Sporobolus Pyramidalis* et *Cyperus alopecuroïdes* ont été testées. Celles-ci ont été sélectionnées de part leur potentiel d'utilisation comme fourrage pour le bétail notamment pendant la saison sèche.

Le présent manuscrit s'articule autour de 3 parties.

La première partie est une étude bibliographique qui donne un résumé de la problématique de la gestion des boues de vidange en Afrique de l'Ouest. Elle présente également la caractérisation des BV dans différents contextes. Les procédés de traitement primaire de BV sont abordés par la suite avec un accent sur le traitement des BV par lits de séchage plantés et non plantés et les mécanismes qui s'y déroulent. Enfin, des éléments de modélisation des processus de déshydratation et de minéralisation des boues sur les lits de séchage sont présentés.

La deuxième partie porte sur la présentation du dispositif expérimental et les mesures associées mises en œuvre. Les méthodes de calcul et d'analyse y sont également présentées. La méthodologie numérique utilisée pour la simulation de la déshydratation des BV sur lits de séchage est par la suite exposée. Les deux approches numériques employées y sont détaillées.

La troisième partie est consacrée aux résultats obtenus et à leur interprétation. Les résultats relatifs aux performances épuratoires sont d'abord abordés. La qualité des boues de vidange, la réponse des plantes et les rendements épuratoires des lits de séchage plantés et non plantés sont successivement présentés et discutés. Les résultats relatifs à la déshydratation des boues sont ensuite exposés. Dans un premier temps, les performances de déshydratation obtenues sur les lits non plantés sont présentées. Dans un deuxième temps, les simulations de

l'humidité volumique dans la couche de boue résiduelle suivant les 2 approches développées sont comparées aux résultats expérimentaux.

En fin de mémoire, une synthèse des résultats obtenus tant au niveau de niveau expérimental qu'au niveau numérique est effectuée, permettant ainsi de faire le point en l'état actuel sur les points clefs de la mise en œuvre du traitement des boues de vidanges par lits de séchage plantés et non planté sous climat soudano-sahélien. Sur la base de ce bilan, différentes perspectives sont formulées afin de compléter et approfondir les conclusions de cette étude.

2 Synthèse bibliographique

2.1 Problématique des boues de vidange en Afrique de l'Ouest

En Afrique de l'Ouest, les installations d'assainissement non collectif sont essentiellement constituées de latrines (latrines traditionnelles, latrines améliorées) et de fosses septiques (toutes eaux ou non) auxquelles on associe les puits d'infiltrations et toute autre fosse recevant les eaux usées domestiques ou assimilées.

2.1.1 Cadre organisationnel étatique

En Afrique de l'Ouest¹, seules la Côte d'Ivoire et la Sierra Leone ne disposaient pas, en 2011, de politique approuvée pour l'assainissement (WHO, 2013). Tous les pays de la sous-région sont dotés d'un organisme responsable de la gestion des eaux usées et excréta en milieu urbain et semi-urbain. L'un des mandats de cet organisme est de définir, coordonner et mettre en œuvre les orientations dans ce domaine. Le Nigeria, le Libéria et la Gambie ont toutefois un retard dans la mise en œuvre de la coordination des actions par l'organisme responsable (WHO, 2013). Les ministères en charge de l'eau, de l'assainissement, de l'hygiène, de la santé publique et de l'environnement partagent les responsabilités de la gestion des eaux usées et excréta en milieu rural. Les parties prenantes de la gestion des eaux usées et des excréta sont associées aux concertations et à la prise de décision mais leur participation n'est pas systématique dans tous les pays (AMCOW et al., 2011). Cependant les financements engagés par les Etats de la sous-région pour la mise en œuvre des politiques d'assainissement sont inférieurs à 50% des besoins (WHO, 2013). Malgré cette faible mobilisation financière, le Burkina Faso et le Sénégal ont mis en œuvre un système de suivi-évaluation de ces financements et des projets d'assainissement qui leur permettent de mettre à jour leurs indicateurs et de partager l'information avec toutes les parties prenantes (AMCOW et al., 2011). Ce suivi-évaluation est soit absent, soit non opérationnel dans les autres pays. Par ailleurs, les critères cibles contenus dans ces politiques sont calqués sur l'objectif du millénaire relatif à l'accès à l'eau et l'assainissement (OMD 7) qui ne touche pas tous les maillons de la filière assainissement notamment le traitement des boues. Par conséquent, la quasi-totalité des efforts d'amélioration en matière d'assainissement des pays de la sous-région s'est concentré sur l'accès à un ouvrage d'assainissement qui prévient le contact entre

¹ Sans prise en compte du Cap Vert (données non disponibles)

les excréments et l'Homme. Les aspects de gestion des sous-produits de ces ouvrages n'ont pas été suffisamment pris en compte. Sur le plan réglementaire, les aspects concernant la gestion des boues de vidanges se retrouvent souvent dans plusieurs textes de portée générale relatifs à différents secteurs d'activités (hygiène publique, santé publique, ressource en eau, gestion de l'environnement, collectivité territoriale). L'ensemble de ces aspects pris dans ces différents textes ne permet pas en général d'avoir un cadre réglementaire clair sur la gestion des boues de vidange. À l'exception du Sénégal et du Bénin, il n'existe pas de texte réglementant clairement la gestion des boues de vidange dans les pays de la sous-région. Cette situation occasionne dans certains cas des conflits entre les parties prenantes (Koanda, 2006). Par ailleurs, l'absence d'infrastructures ne permet pas l'application de toutes les dispositions réglementaires existantes.

La collecte et le transport des BV est le maillon le plus opérationnel de la gestion des BV en Afrique de l'Ouest. Cependant, il est souvent mal adapté ou en dessous des besoins (Koanda, 2006). Le taux de collecte et de traitement des boues n'est significatif qu'à Dakar où des efforts ont été consentis (AESN, 2008). Les autorités de la sous-région font souvent croire que le secteur privé s'occupe bien de ce maillon mais il est parfois très peu ou souvent pas organisé et réglementé. Les lois sur l'assainissement et les codes de l'environnement et de l'eau, abordent à peine ou pas du tout cette activité (AESN, 2008). Koanda (2006) propose une démarche participative et itérative pour l'élaboration d'un cadre institutionnel, réglementaire et organisationnel pour la GBV. Cet outil a été utilisé par l'ONEA dans la ville de Ouagadougou. Il a conduit à la proposition de projet de textes complémentaires pour la gestion des BV avant la construction des stations de traitement des BV de la ville (Bassan et al., 2013). Cependant il n'existe pas de retour d'expérience pour ce cas. Néanmoins, l'engouement des acteurs impliqués dans le processus décisionnel mis en place et la qualité des documents élaborés laissent penser à une organisation de la filière adaptée au contexte local (Bassan et al., 2012).

2.1.2 Origine des boues de vidange

2.1.2.1 Latrines traditionnelles

C'est la technologie la plus utilisée par les populations du Burkina Faso et d'Afrique de l'Ouest. Elle consiste en une excavation dans le sol, non maçonnée ou partiellement maçonnée, qui reçoit les excréments, les urines, les matériaux de nettoyage anal (papier, feuilles, eau, etc.) et même l'eau de douche et de pluie dans la plupart des cas.

Les latrines traditionnelles permettent le stockage des eaux vannes et souvent des eaux de douche. La vitesse à laquelle la fosse se remplit dépend du taux d'accumulation des matières ajoutées. Dans la fosse se produisent deux processus qui ralentissent le taux de remplissage de l'ouvrage : la lixiviation et la dégradation organique (Tilley et al., 2009). Le lixiviat s'infiltré dans le sol par le fond et les parois de la fosse et les micro-organismes assurent une dégradation biologique partielle de la matière organique. Cette dernière ne se minéralise pas totalement, puisque le système reçoit continuellement des fèces fraîches, des urines et de l'eau. Les fosses des latrines traditionnelles sont de dimensions variables (Koanda, 2006) et sont parfois instables. Les latrines traditionnelles présentent des risques de contamination de la nappe phréatique par des pathogènes et par une pollution physico-chimique, d'autant plus que la profondeur de certains ouvrages peut aller au-delà de 10m. La contamination éventuelle de la nappe phréatique dépend principalement du type de sol et de la distance entre le fond de la fosse et le niveau de la nappe en période de hautes eaux. Une couche de sol de 1,5m à 3,0m est conseillée entre le fond de la fosse et la nappe, une distance de 30m (à la surface) entre la latrine et une source d'eau de consommation sont recommandées pour limiter l'exposition à la contamination chimique et biologique (Tilley et al., 2009).

Au regard de la superficie courante des parcelles d'habitation en milieu urbain (250 à 800 m²), la seconde recommandation est pratiquement impossible à réaliser si la source d'eau est dans la parcelle ou dans l'une des parcelles voisines.

Les latrines traditionnelles peuvent être réhabilitées et améliorées en renforçant certains composants telles que la dalle, les parois de la fosse ou la toiture, et en ajoutant un système de ventilation.

2.1.2.2 Latrines VIP (Ventilated Improved Pit) et latrines dites améliorées

Les latrines VIP (Figure 2-1) et les latrines améliorées sont des latrines possédant une superstructure, une toiture et une cheminée d'aération. La conduite de ventilation possède un grillage anti-insecte à son extrémité extérieure. C'est une amélioration de la latrine traditionnelle. La superstructure améliore l'intimité des utilisateurs et la durée de l'ouvrage. La toiture protège l'utilisateur des intempéries et diminue l'intrusion des eaux de pluie. La conduite de ventilation grillagée crée un flux d'air continu, extrait les odeurs, favorise la décomposition de la matière fécale et agit comme un piège à insectes lorsqu'ils s'échappent vers la lumière extérieure. Ces latrines sont conçues pour recevoir très peu d'eau.

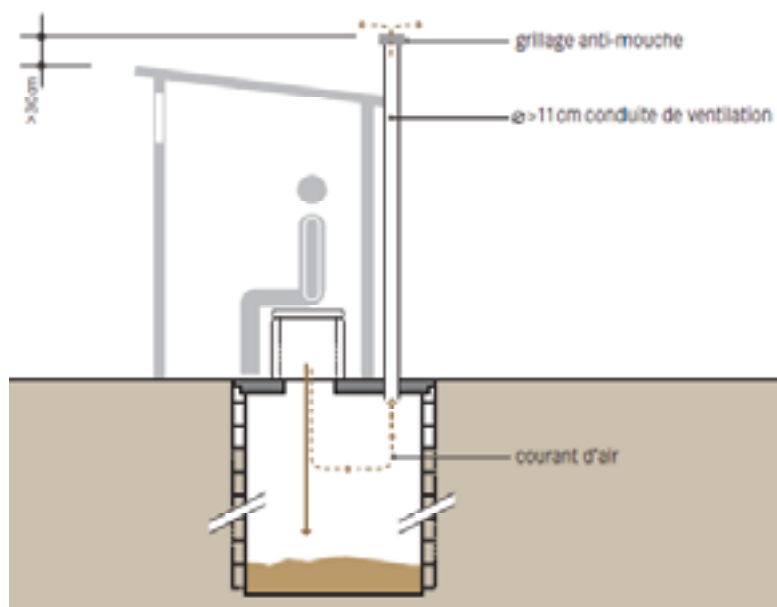


Figure 2-1 : Latrine VIP (Tilley *et al.*, 2009)

Sur la base de la caractérisation du contenu des fosses des latrines VIP et des observations sur plusieurs échantillons, Buckley *et al.* (2008) décrivent les processus biochimiques dans les latrine VIP (Figure 2-2) de la manière suivante :

- toutes les matières facilement biodégradables provenant de nouvel apport de matière (fèces, matériau de nettoyage anal) sont dégradées de manière aérobie par les micro-organismes d'origine naturelle dans un très court laps de temps à la surface du contenu de la fosse ;
- une partie importante de la matière biodégradable restante est dégradée de manière aérobie avant d'être recouverte par de nouvelles matières (nouvel apport dans la fosse). Cette dégradation aérobie ne peut se produire que dans la partie supérieure de la fosse car l'oxygène y est très vite consommé.
- la matière biodégradable restante, y compris les résidus organiques provenant de la mort des micro-organismes et des fèces (ou autre matériau initial) se transforment lentement en produits solubles, en méthane et dioxyde de carbone par l'action de micro-organismes anaérobies appropriés. Cette transformation se fait en dessous de la couche aérobie du contenu de la fosse sur une couche de faible épaisseur ;
- la matière restante au fond de la fosse après un long temps de séjour est en grande partie très peu dégradable.

Les analyses réalisées par Nwaneri *et al.* (2008) montrent que les matières organiques oxydables dans les couches supérieures des latrines sont significativement inférieures à celle des fèces fraîches. Ces auteurs ont également constatées une tendance à la baisse des valeurs

de DCO des couches supérieures vers les couches inférieures des latrines. Cette tendance de diminution avec la profondeur a également été notée pour la teneur en matière volatile et la teneur en humidité.

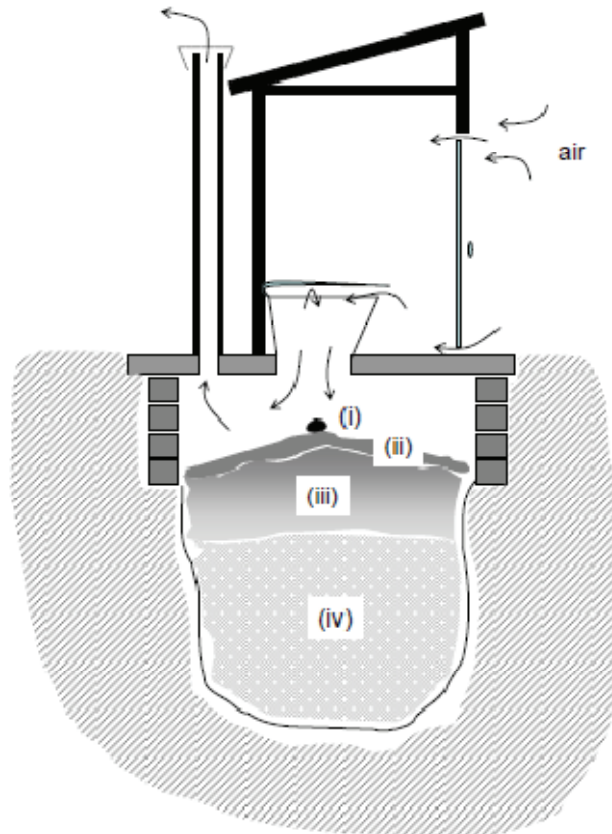


Figure 2-2 : Processus biochimiques dans les latrine VIP (Buckley et al., 2008)

(i)Nouvel apport de fèces, (ii)Couche de boues aérobies en dégradation,(iii)Couche de boues anaérobies partiellement dégradées (iv)Couche de boues anaérobies stabilisées

Cette réduction de la concentration en matière organique des fèces fraîches aux boues au fond des fosses montre la dégradation de celles-ci au cours du temps dans la fosse. La dégradation est quasi-complète après 4 ans de séjours dans la fosse (Still et Foxon, 2012). Par ailleurs, l'eau avec les matières solubles et les matières colloïdales contenues dans la fosse s'infiltré dans le sol. Les flux d'eau dans la fosse dépendent principalement de la perméabilité du sol en place, de l'apport d'eau par les utilisateurs et éventuellement du fluage de la nappe phréatique. L'infiltration avec l'eau de la matière organique soluble serait un mécanisme important dans l'élimination de la matière organique dans les latrines (Buckley et al.,2008).

Les processus biochimiques et physiques étudiés pour les latrines VIP seraient les mêmes que dans les latrines traditionnelles. Cependant la dégradation aérobie serait beaucoup plus faible

dans les latrines traditionnelles du fait de l'absence de ventilation et d'une intrusion plus importante d'eau.

Les latrines VIP peuvent être à fosse unique ou à double fosse (voire plus notamment lorsqu'il s'agit de toilettes publiques). La différence entre la fosse unique et la double fosse est liée d'une part à la poursuite du processus de minéralisation lorsque la première fosse est remplie, le temps de repos pouvant se prolonger aussi longtemps que l'autre fosse n'est pas pleine et d'autre part à la commodité d'utilisation de la double fosse qui ne nécessite pas une interruption de l'utilisation pour la vidange.

2.1.2.3 Fosses septiques

La fosse septique (Figure 2-3) est le point de prétraitement d'une filière d'assainissement non collectif. Cette filière comprend :

- la collecte et le transport, à travers un petit réseau de canalisations reliant les toilettes à la fosse septique,
- le prétraitement, dans la fosse septique, recevant les eaux usées collectées (lorsqu'en plus des eaux vannes elle reçoit les eaux usées ménagères, on parle de fosse septique toutes eaux),
- le traitement, en général sur un dispositif d'infiltration percolation par épandage à faible profondeur sur sol naturel (tranchées d'épandage, lits d'épandage) ou épandage sur sol reconstitué (filtre à sable vertical, tertre d'infiltration),
- l'évacuation par infiltration dans le sol ou rejet dans un milieu hydraulique superficiel ou, exceptionnellement, dans un puits d'infiltration.

Au Burkina Faso, à l'aval de la quasi-totalité des fosses septiques, se trouve directement des puits d'infiltration, le dispositif de traitement des effluents de la fosse décrit précédemment étant absent.

La fosse septique est une fosse à plusieurs compartiments en série (en général 2 compartiments). Contrairement aux latrines traditionnelles et améliorées, ses parois sont parfaitement étanches. Les eaux usées accueillies dans les fosses septiques subissent une série de transformations. Une séparation des boues par décantation et des graisses par flottation et une digestion des matières sèches. Cette dernière résulte principalement des processus métaboliques bactériens de fermentation et de méthanisation par voie anaérobie (Liénard, 2004) :

- La liquéfaction, qui est une hydrolyse des protéines et hydrates de carbone complexes non solubles en composés organiques plus simples tels que monosaccharides et acides aminés.

- L'acidogénèse qui transforme les produits obtenus en acides gras volatils (propionique, butyrique,...) puis acétates.

- La méthanogénèse au cours de laquelle la minéralisation s'accompagne de dégagements de méthane et de gaz carbonique, par dégradation bactérienne des acétates et acides gras.

Au cours de ces étapes, de nombreux composés réduits sont dissous dans la phase liquide et conjointement des produits volatils malodorants s'échappent (ammoniac, hydrogène sulfuré).

Ces gaz de digestion entraînent avec eux des graisses et des boues allégées qui vont former un chapeau flottant. La fraction décantable se dépose au fond de la fosse, avec à terme, malgré les processus anaérobies, l'accumulation de matières. La dégradation de la matière organique par fermentation anaérobie réalisée dans la fosse permet la réduction de volume de sédiments stockés au cours du temps (Canler, 2010).

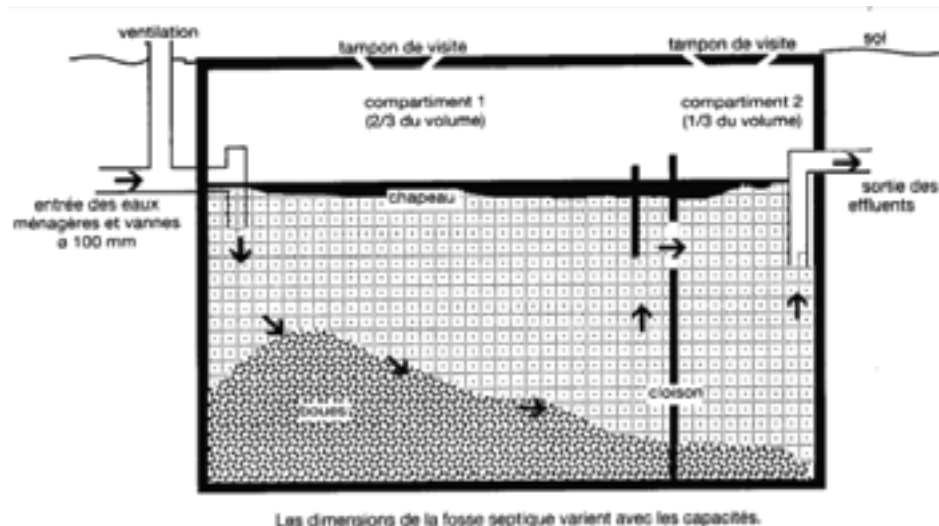


Figure 2-3: Schéma de principe d'une fosse septique toutes eaux (Ministère de l'Environnement, Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse, 1994, Assainissement des eaux usées pour les sites isolés en montagne)

L'efficacité de cette fermentation dépend de nombreux facteurs dont :

- la capacité de la fosse et le temps de séjour des boues,
- l'amortissement hydraulique de la fosse : les variations fortes des débits à l'entrée de la fosse peuvent causer le phénomène de remous, causant ainsi la remise en suspension des particules initialement décantées et la perturbation du chapeau de digestion,
- le rejet d'agents inhibiteurs de digestion (hydrocarbure, détergents, etc.) pouvant modifier momentanément la stabilité de la microflore épuratrice,
- la variation du pH (un pH acide est néfaste pour la digestion) et l'apport accru d'eaux parasites,

2.1.2.4 Puits d'infiltration

Le puits d'infiltration est un dispositif permettant l'évacuation, l'infiltration d'effluents ayant subi un traitement complet ou des eaux pluviales à travers une couche superficielle imperméable afin de rejoindre la couche sous-jacente perméable et à condition qu'il n'y ait pas de risques sanitaires pour les points d'eau de consommation (même critères que pour les latrines). Le puits d'infiltration doit être garni, jusqu'au niveau du tuyau d'amenée des eaux, de matériaux calibrés d'une granulométrie de 40mm à 80mm.

Au Burkina Faso, les puits d'infiltration reçoivent en général, les effluents de la fosse septique et/ou les eaux grises. Ces eaux s'infiltrent lentement dans les couches profondes du sol par les parois et le fond de la fosse. Avec les faibles superficies des parcelles en milieu urbain, les puits d'infiltration présentent des risques de pollution de la nappe phréatique notamment où elle est peu profonde. Des risques exacerbés par un sol parfois fissuré (cas de Ouagadougou) et la provenance des eaux. Les concentrations en matières en suspension relativement importantes de ces eaux (eaux grises et effluents des fosses septique) facilitent le colmatage des puits d'infiltration et par conséquent leur vidange régulière.

Les BV proviennent également de la vidange des fosses (étanches ou non) d'autres ouvrages d'assainissement non collectif tels que lestoilettes à chasse manuelle (TCM), les bacs à graisses, les fosses de recueil d'eaux usées de petites industries notamment agro-alimentaires (Barro, 2012).

2.1.3 Maillons de la filière de gestion

La gestion des boues de vidange (GBV) comprend trois maillons : la production, la collecte et le transport, le traitement et l'élimination ou la valorisation des boues de vidange (BV).

2.1.3.1 Production des BV

L'évaluation du gisement (quantité produite) des boues de vidange reste difficile et peu documentée en Afrique de l'Ouest. Les quantités de BV produites sont mal connues ou peu maîtrisées dans les pays d'Afrique de l'Ouest du fait de la variabilité du type d'installation d'assainissement non collectif existante (Koné, 2010). A cette variabilité s'ajoute l'absence de standardisation des dimensions des installations construites. Il devient alors difficile d'avoir une estimation de la production de boues pour chaque type d'installation et par conséquent le gisement global des BV produites dans les localités. Toutefois, comme nous le verrons au paragraphe 2.2.2, quelques auteurs proposent des productions spécifiques de boues de vidange. Les productions spécifiques retrouvées dans la littérature varient entre 0,05L/jr/hab

et 2L/jr/hab de BV dans les zones urbaines des pays en développement (Heins et al, 1998). Alors, à titre d'exemple, une ville comme Ouagadougou d'environ 2 millions d'habitants, dont 97,5% de la population utilisent les ouvrages d'assainissement non collectif, la production journalière de BV serait comprise entre 750 m³ et 3300 m³ environ. Les méthodes d'évaluation des auteurs ne sont pas toujours clairement décrites. Généralement, les valeurs de quantité de BV rencontrées dans la littérature correspondent, non pas à la production réelle de boues, mais plutôt aux quantités collectées ou vidangées.

2.1.3.2 Collecte et transport

La collecte (la vidange) des boues des installations de l'ANC, dans les pays d'AO, se fait aussi bien mécaniquement, par des camions hydrocureurs ou autres engins mécanisés ou semi-mécanisés, que manuellement, à la pelle et au seau (Koanda, 2006). La vidange manuelle est pratiquée par des « professionnels » vidangeurs manuels ou des membres de la famille du propriétaire de l'ouvrage vidangé et la vidange mécanique est assurée par des entreprises privées (pour la plupart) et publiques (Koanda, 2006 ; Koné, 2010). Alors que les boues extraites mécaniquement sont transportées et déchargées jusqu'à plusieurs kilomètres des habitations, les boues vidangées manuellement sont généralement déposées dans la concession familiale, dans les voies à proximité ou dans les espaces publics non exploités et parfois dans des champs (UADE et OIEAU, 1993 ; Rehacek, 1996; Savadogo, 1999; CREPA, 2004 ; Klutséet *al.*, 2004 ; Koanda, 2006).

Des enquêtes menées dans certains pays d'AO ont révélées que 30-50% des installations de l'ANC sont vidangées manuellement (CREPA, 2004; Blunier et *al.*, 2004). Les principaux facteurs favorisant la vidange manuelle sont l'incapacité de certains ménages à payer les services de vidange mécanique, le type d'infrastructure et les modalités d'utilisation, la difficulté d'accès aux installations d'assainissement de certains ménages par les vidangeurs. Les frais de carburant et d'entretien des camions de vidange représentent plus de 60% du cout d'un service de vidange (Koanda, 2006). Ces frais sont élevés pour les ménages à faible revenus et rendent souvent le service inaccessible à ceux-ci. Les latrines traditionnelles étant non étanches, elles permettent l'infiltration des liquides dans le sol et par conséquent les boues produites de ces ouvrages ont des concentrations en matières sèches élevées. Bösch et Schertenleib (1985) rapportent des teneurs en matières sèches supérieures à 10 % pour ce type d'ouvrage. Même si l'eau est utilisée pour le nettoyage, 20 à 50% du contenu de la partie inférieure des latrines non étanche ne peut pas être vidé mécaniquement en raison de sa

consolidation avec le temps (Koné, 2010). En comparaison, la teneur en matière sèche d'une fosse septique est généralement inférieure à 2%, et donc plus facilement vidangé par pompage. De ce fait, en fonction de la teneur en matière sèche des boues dans les installations, la vidange d'une installation peut être complète ou partielle. Le gisement de boues produites n'est donc pas celui colleté ou extractible. Par conséquent, le type d'installation sanitaire promu et mis en place a un impact direct sur la quantité et la qualité des boues collectées et transportées. L'étroitesse des rues et l'emplacement des latrines dans certaines habitations rendent impossible la vidange pour les camions hydrocureurs (Koanda, 2006).

2.1.3.3 *Traitement des BV et élimination/valorisation des sous-produits*

Dans la grande majorité des pays d'AO, les boues collectées et transportées sont pour la plupart déversées sans aucun traitement. Les zones de dépression, les cours d'eau et l'océan, les terres agricoles, les lacs et les étangs de pisciculture et même l'enceinte des habitations et les rues accueillent les boues de vidange non traitées (CREPA, 2004 ; Koanda, 2006 ; Koné et al., 2007 ; Cisneros et al., 2010 ; Koné et al., 2010). Néanmoins, durant ces quinze dernières années, plusieurs initiatives encourageantes pour le traitement des BV ont vu le jour dans les pays d'AO (Sénégal, Mali, Côte d'Ivoire, Burkina Faso, Ghana, Bénin, Guinée). Ces initiatives (Tableau 2-1) concernent aussi bien des expériences pilotes expérimentales à petite échelle à travers des projets de recherche que la construction de station de traitement à grandeur réelle (Mbeguere, 2009 ; Koanda, 2006).

Tableau 2-1 : Station/initiatives pour le traitement des BV rencontrés en Afrique de l'Ouest

Villes (pays)	Traitement	Observation (source)
Accra (Ghana)	Lagunage	(Koanda,2006)
	Bassin de sédimentation+lagunage du surnageant et Co-compostage des boues épaissies	(Heinss et al., 1998)
Kumasi (Ghana)	Lagunage	(Koanda,2006)
	Lits de séchage non planté+Co-compostage du bio-solide	Station pilote
	Biodigesteur	(FSM2,2012)
Cotonou (Benin)	Bassin de sédimentation+lagunage	(Koanda,2006)
Bamako (Mali)	Lits de séchage non planté+Traitement du percolât par lagunage	Station abandonnée (Traoré,2010)
	Décantation+Traitement du percolât par lagunage	Station non en service (Traoré,2010)

Villes (pays)	Traitement	Observation (source)
Ouagadougou (Burkina Faso)	Lits de séchage non planté/plantés (2 stations)+Traitement du percolât par lagunage avec les eaux usées et séchage naturel des boues résiduelles	Stations inaugurées et mises en service en septembre 2014
Bobo-Dioulasso (Burkina Faso)	Lits de séchage non planté/planté +Traitement du percolât par lagunage avec les eaux usées et séchage naturel des boues résiduelles	Station en construction
Dori (Burkina Faso)	Lits de séchage non planté + Traitement du percolât par lagunage	Mis en service en 2013 (DGRE, 2013)
Dakar (Sénégal)	Décantation+co-traitement du surnageant par boues activées avec les eaux usées et de la boue épaissie (résidu de boues au fond) sur lits de séchage non planté	Station de la ville en service (Koanda,2006)
	Lit de séchage non planté	Stations de la ville en service
	Lits de séchage plantés	Station expérimentale - travaux de recherche en cours (FSM2,2012)
	Lits de séchage non planté + Incinération des boues sèches	Station expérimentale - travaux de recherche en cours (FSM2,2012)
	Décantation-sédimentation/épaississement	Station expérimentale - travaux de recherche (Mbéguééré,2009)
KeurMassar (Sénégal)	Biodigesteur	Station pilote en projet (ONAS, 2012)
Abidjan (Cote d'Ivoire)	Lit de séchage à écoulement non saturé	Pilote expérimental de recherche (Yéo, 2008)
Conakry (Guinée)	Sédimentation+dégazage+bassin anaérobie	(Koanda, 2006)

Comme le montre le Tableau 2-1, le Sénégal s'est particulièrement investi dans des actions de recherche et développement notamment pour le traitement et la valorisation des boues de vidange traitées. Les autres pays de la sous-région ont également des initiatives mais la discontinuité des efforts freine l'avancement de celles-ci.

Même dans les villes où sont présentés les systèmes de traitement des BV à grande échelle, une quantité importante de BV reste non traitée. A Dakar par exemple, les boues de vidange collectées et transportées sont estimées à 1500 m³/J tandis que les stations de traitement n'en reçoivent que 22% à 70% (Badji et al., 2009 ; Tounkara et al., 2009). A Dori, la station a été mise en service en 2012 et les statistiques de fréquentation ne sont pas disponibles. A Ouagadougou, Zoungarna et al. (2011) estiment le gisement de BV de Ouagadougou entre 700 m³/j et 1203 m³/j tandis que les stations de Kossodo et Zagtouli ont été conçues pour recevoir 250 m³/j. A Bamako les stations de traitement ne sont pas en activité et les boues collectées ne

sont donc pas traitées. La station de traitement des boues de vidange de Cotonou, en service depuis 1994, est très largement en surcharge (DHAB, 2010). Les villes de Niamey, d'Abidjan, et la plus part de capitales et villes des pays de la sous-région, ne disposent d'aucune infrastructure fonctionnelle de traitement des BV à grande échelle. Les BV collectées et transportées dans ces villes sont donc déversées dans la nature sans traitement.

La valorisation des boues de vidange comme fertilisant est une pratique courante dans les villes d'Afrique de l'Ouest du fait du développement de l'agriculture urbaine (Koanda, 2006). Les camions de vidanges de plusieurs villes déversent souvent les boues de vidange brutes dans les champs à la demande des agriculteurs (Cisneros, 2011). Dans certains cas, les BV issues des fosses vidangées manuellement sont préalablement enfouies dans le sol avant d'être réutilisées comme amendement agricole (CREPA, 2004). Le co-compostage des BV avec les ordures ménagères de manière artisanale ou semi artisanale est aussi une action de valorisation des BV présentes dans la sous-région (Koanda, 2006). En plus de la valorisation agricole, la valorisation énergétique des BV se développe dans certains pays de la sous-région notamment au Ghana et au Sénégal. Le bon potentiel énergétique des BV de Accra et de Dakar ont été évalué par Muspratt et al. (2014). Gold et al. (2014), par des essais pilotes à Accra et Dakar, ont montré la faisabilité de l'usage des boues déshydratées sur lit de séchage comme combustible en industrie. Les travaux de Diener et al. (2014) montrent les potentialités de l'usage des BV d'Accra pour la production de biogaz.

En résumé, durant la dernière décennie, l'amélioration de l'assainissement (gestion des eaux usées) en Afrique de l'Ouest a été impulsée par les engagements des Etats pris au sommet du millénaire pour l'atteinte de l'OMD 7. Ces engagements se sont traduits par la mise en place de politiques nationales essentiellement orientées vers la construction des ouvrages d'assainissement non collectif sans la prise en compte de la gestion des sous-produits de ces ouvrages (les boues de vidanges). Des efforts financiers, aussi bien internes qu'externes, ont été consentis à cet effet. Cependant moins de la moitié des besoins en financement ont été mobilisés. Malgré l'absence du volet de gestion des boues de vidange dans les politiques nationales, la collecte et le transport de ce produit sont relativement développés. Celle-ci se fait manuellement, au seau et à la pelle, ou mécaniquement, essentiellement par des camions hydro-cureurs. Cependant les moyens mis en œuvre pour ce service sont inadaptés. La quasi-totalité des BV collectés dans les pays de l'Afrique de l'Ouest sont rejetées dans la nature sans aucun traitement. Des initiatives ont été prises pour le traitement des boues mais très peu

sont à l'échelle d'une ville. Dans les communes ou les villes dans lesquelles des systèmes de traitements existent, il reste nécessaire de mettre en place un cadre réglementaire et organisationnel à la suite d'un processus participatif et concerté avec l'ensemble des acteurs de la gestion des BV pour assurer la durabilité de la filière. La valorisation des boues de vidange en agriculture est courante et la valorisation énergétique est naissante.

2.2 Caractérisation des boues de vidange et risques sanitaires et environnementaux

Pour améliorer la gestion des BV notamment le traitement, il est nécessaire de bien connaître la qualité et la quantité du produit à gérer. Les boues de vidange vidangées par les camions hydro-cureur sont des produits liquides dont la qualité physico-chimique et microbiologique dépend aussi bien des caractéristiques des ouvrages vidangés et de leurs usages que de la manière de vidanger. La connaissance des quantités de BV produites est essentielle pour toute gestion optimale des BV. Pour les autorités municipales et les institutions publiques, elle permet la planification de toutes les composantes de la gestion et pour les organismes et entreprises privées, elle permet d'évaluer le marché.

2.2.1 Méthodes de quantification

Les méthodes de quantification des boues de vidange sont basées sur l'évaluation du taux d'accumulation des boues dans les ouvrages d'ANC ou sur l'évaluation des quantités vidangées ou déversées.

2.2.1.1 Méthode 1 : méthode de la production spécifique

L'évaluation du taux d'accumulation ou production spécifique des boues dans les fosses se fait en général par mesure successive, à partir d'une règle conçue à cet effet, de la hauteur de boues accumulées au fil du temps (Norris, 2000 ; Brandes, 1977). Un modèle simplifié de l'ADM1 (Anaerobic Digestion Model 1) a également été utilisé par Elmitwalli (2013) à cet effet. La quantification des boues à partir des taux d'accumulation des boues est donnée par l'équation Eq 2-1.

$$Q_1 = 365 \cdot \sum_i P_i \cdot \frac{q_i}{1000} \quad \text{Eq 2-1}$$

Q : quantité annuelle des boues de vidange (m³/an) ;

i : type d'ouvrage (latrine traditionnelle, latrine améliorée, fosse septique, ...)

P_i : Nombre de personnes utilisant le type d'ouvrage i

q_i : taux d'accumulation des boues dans l'ouvrage i (l/jr.hab).

Cette méthode est simple et relativement facile à appliquer. Elle fournit une estimation rapide des volumes de boues à évacuer à l'échelle d'une ville. Cependant les taux d'accumulation des boues par type d'ouvrage peuvent varier d'une localité à l'autre (notamment selon le climat et le sol) et varient en fonction de la fréquence de vidange des ouvrages. Les taux d'accumulation des boues spécifiques aux localités et la prise en compte des fréquences de vidange amélioreraient les résultats obtenus par cette méthode. Ces 2 derniers paramètres peuvent être longs à déterminer mais ont l'avantage d'être très peu variable dans le temps. Koanda (2006) recommande cette méthode aux décideurs qui sont généralement intéressés à des estimations rapides et simples.

2.2.1.2 Méthode 2 : méthode des volumes vidangés

La méthode des volumes vidangés est principalement basée sur le volume moyen des boues extraites des fosses des ouvrages d'ANC. La quantification des boues par cette méthode est donnée par l'équation Eq 2-2.

$$Q_2 = N_{méca} \cdot \sum_{mécannique} \frac{P_{méca-i}}{f_{méca-i}} \cdot V_{méca-i} + N_{man} \cdot \sum_{manuelle} \frac{P_{man-j}}{f_{man-j}} \cdot V_{man-j} \quad \text{Eq 2-2}$$

Q : quantité annuelle des boues de vidange (m^3/an) ;

méca-i, man-j : ouvrage vidangé mécaniquement (méca-i) ou manuellement (man-j)

$P_{méca-i}$, P_{man-j} : proportion d'ouvrage vidangé mécaniquement ou manuellement (%)

$f_{méca-i}$, f_{man-j} : fréquence moyenne de vidange (an)

$N_{méca}$, N_{man} : Nombre total d'ouvrage vidangé mécaniquement ou manuellement

$V_{méca-i}$, V_{man-i} : Volume moyen vidangé mécaniquement ou manuellement

Le volume moyen vidangé mécaniquement peut être évalué soit à partir des dimensions des ouvrages en tenant compte d'un volume de fond souvent non aspiré, soit à partir de l'évaluation des boues déversées. Le volume moyen vidangé manuellement correspond en général au volume de la fosse de l'ouvrage.

Cette méthode fait appel à un nombre relativement important de paramètres à déterminer. Elle est précise si ces paramètres le sont. La fréquence moyenne de vidange est le paramètre dont une bonne précision peut être difficile à obtenir. La méthode est recommandée aux planificateurs et techniciens des services municipaux (Koanda, 2006).

2.2.1.3 Méthode 3 : méthode des chiffres d'affaires des entreprises de vidange

La méthode des chiffres d'affaires des entreprises de vidange se base sur le compte d'exploitation des opérateurs de vidange, à partir duquel il est déduit le nombre de rotations ou de vidanges effectuées par an. La quantification des boues par cette méthode est donnée par l'équation Eq 2-3.

$$Q_3 = \sum_{\text{mécanique}} N_{\text{méca-i}} \cdot V_{\text{méca-i}} + \sum_{\text{manuelle}} N_{\text{man-j}} \cdot V_{\text{man-j}} \quad \text{Eq 2-3}$$

Q : quantité annuelle des boues de vidange (m³/an) ;

méca-i, man-j : opérateur de vidange mécanique (méca-i) ou manuelle (man-j)

N_{méca}, N_{man} : Nombre total de rotation (pour la vidange mécanique) ou d'ouvrage vidangé (pour la vidange manuelle) déterminé à partir du chiffre d'affaire de l'opérateur et du tarif moyen de la vidange

V_{méca-i}, V_{man-i} : Volume moyen vidangé par rotation (pour la vidange mécanique) ou par vidange (pour la vidange manuelle).

Cette méthode est simple. Cependant sa mise en œuvre est difficile car elle se base sur un paramètre difficilement accessible pour des personnes extérieures aux entreprises de vidange (Koanda, 2006). Ce paramètre (le chiffre d'affaire) est d'avantage difficilement accessible pour la vidange manuelle. Elle est donc recommandée pour les opérateurs de vidange mécanique notamment ceux qui envisagent de se professionnaliser (Koanda, 2006).

Trois groupes de méthode d'évaluation des quantités de BV produites à l'échelle d'une localité sont rencontrés dans la littérature. Ces méthodes sont recommandées, selon le besoin, à l'un des acteurs (planificateur, technicien, opérateur de vidange) de la gestion des boues de vidange. Cependant, elles nécessitent des données pas toujours disponibles sans la réalisation d'étude approfondie ou de statistique récurrente. La méthode de la production spécifique basée sur le taux d'accumulation des boues est la mieux adaptée pour une estimation simple et rapide des quantités de BV produites dans une localité.

2.2.2 Quantité produites

A l'échelle d'un ouvrage, la quantité de boues produites dépend des conditions locales (type et dimension de fosse, nombre d'usagers, usage et consommation d'eau, produits chimiques utilisés avec l'eau, climat, type de sol) et du taux de minéralisation évoluant dans le temps. Cette quantité est caractérisée par le taux d'accumulation des boues ou production spécifique des boues. La littérature (Tableau 2-2) présente d'avantage le taux d'accumulation des boues dans les fosses septiques que dans les latrines.

Tableau 2-2 : Aperçu des taux d'accumulation des boues dans les fosses d'ouvrage de l'ANC

Pays	Ouvrage	Auteurs	Taux d'accumulation des boues l/jr.hab (l/an.hab)
Etats Unis	Fosse septique	Wiebel et al. (1949)*	0,06 (21,9)
Afrique du Sud	Latrine	Norris (2000)	0,07 (25,6)
Australie	Non spécifié	Sewards et Fimmel (1982)*	0,08 (29,2)
Afrique du Sud	Fosse septique	Norris (2000)	0,08 (29,2)
Afrique du Sud	Fosse septique	Drews (1985)*	0,09 (32,9)
Canada	Fosse septique	Brandes (1978)*	0,18 (65,7)
Canada	Fosse septique	Lossing et al. (2010)	0,11 (39,7)
Inde	Fosse septique	Ensic (1982)*	0,21 (76,7)
Non spécifié	Fosse septique	Hill et Ackers (1954)*	0,26 (94,9)
Burkina Faso	Latrine	Koanda (2006)	0,30 (109,5)
Cameroun	Fosse septique	Berteigne (2012)	0,70 (255,5)
Ghana	Fosse septique	Heins et Strauss (1998)	1,00 (365)

* Cité par Norris (2000)

Norris (2000) rapporte des productions spécifiques de boues dans les fosses septiques de 0,08 L/jr/pers à 0,26 L/jr/pers de par le monde. La production spécifique des boues dans les fosses septiques étudiées par Philip et *al.* (1993) passe de 0,35L/jr/pers en début d'utilisation de la fosse à 0,16L/jr/pers après 3,5 ans d'utilisation avec une production de 0,23L/jr/pers entre la deuxième et la troisième année. Ses travaux montrent que la dégradation des boues dans les fosses septiques est optimale à partir de 2,5 à 3 années de fonctionnement. Elmitwalli (2013) abouti à des conclusions similaires par simulation des processus de dégradation anaérobie dans une fosse septique. Une vidange de fosse septique avant 3 ans ne serait donc pas convenable. Les productions spécifiques des boues des fosses septiques nettement supérieures à 0,23L/jr/pers seraient donc des signes de mauvais fonctionnement (ou mauvais usages) ou de vidange prématurée. Dans les fosses toutes eaux (en France), les flux rejetés sont estimés à 8 kg de DCO et 6 kg de MES par habitant et par an (Liénard et *al.*, 2008), soit environ 0,30 L/jr/hab, sur la base d'une vidange tous les 4 ans. Comme pour les fosses septiques ce flux décroît avec l'augmentation de la durée entre 2 vidanges, allant de 0,40 L/jr/hab pour des durées de moins d'un an à 0,06 L/jr/hab pour des durées de 15 ans. Koné et Strauss (2004) avancent une production de 1L/jr/hab de boues de vidange dans les pays en développement. Cette valeur est la même que celle proposée par Heins et *al.* (1998) pour les fosses septiques

à Accra (Ghana). L'évaluation de cette production spécifique est faite sur la base d'enquêtes auprès d'opérateurs de vidange mécanique. Elle correspondrait donc à la quantité de boues vidangées mécaniquement des fosses septiques ramenée à un habitant. Le prélèvement d'une partie des eaux usées dans les fosses septiques au cours de la vidange, qui est une pratique courante dans les pays d'Afrique de l'Ouest, pourrait expliquer cette valeur supérieure à celles proposées par les autres auteurs.

La production spécifique des boues dans les latrines est estimée à 0,15-0,20 L/jr/hab par Heins et al. (1998). Still et Foxon (2012) rapportent des valeurs de moyennes variant entre 0,05 L/jr/pers et 0,19 L/jr/pers pour les latrines d'Afrique du sud avec des fréquences moyennes de vidange comprises entre 2 et 8 ans. Koanda (2006) a obtenu 0,30 L/jr/hab pour les latrines de Ouahigouya (Burkina Faso). La valeur élevée obtenue par Koanda (2006) serait due à une durée de stockage inférieure à 1 an pour plus de 50% des fosses de son échantillon. Le processus de dégradation n'étant pas encore optimal.

Au regard de la littérature, la production spécifique moyenne des boues dans les ouvrages d'assainissement non collectif est fortement dépendante de la durée de stockage des boues dans la fosse qui reflète le niveau de dégradation des boues. Pour de faibles fréquences de vidange (<1 an) la production spécifique est supérieure à 0,30 L/jr/pers. Pour des durées relativement moyennes (3 à 4 ans) la production spécifique est d'environ 0,30 L/jr/pers. Pour des durées relativement grandes (plus de 8 ans) la production spécifique est inférieure à 0,20 L/jr/pers.

A l'échelle d'une localité, la quantité de boues produites dépend de la population et du taux d'accès à l'assainissement, des différents types d'ouvrages et leur proportion avec son évolution, des modes de vidange et leur proportion. Tous ces paramètres dont dépend la quantité de boue de vidange à l'échelle d'une localité rendent son évaluation pas très précise.

2.2.3 Qualité des boues de vidange

2.2.3.1 Déchets solides

Les habitudes des usagers des ouvrages d'assainissement non collectif font qu'il est courant de rencontrer les déchets solides dans les boues de vidange. Plusieurs travaux de la littérature grise rapportent la présence de matières plastiques et déchets divers (sachets, seringues, résidus de médicament, piles, sable, etc.) dans celles-ci. Ces déchets divers ne constituent pas un intérêt dans le cadre du présent travail.

2.2.3.2 Variabilité et hétérogénéité qualitative des BV

Il est difficile de donner des fourchettes de valeurs précises pour les différents paramètres physico-chimiques de caractérisation des BV (Tableau 2-3). Ce caractère hétérogène et variable est du :

- à la fréquence de vidange (Liénard et *al.*, 2008 ; Heinss et *al.*, 1998) très variable d'un ouvrage à l'autre,
- au mode de vidange (Liénard et *al.*, 2008 ; Heinss et *al.*, 1998), selon qu'il soit réalisé totalement ou non,
- à la collecte, au mélange occasionnel d'autres sous-produits de l'assainissement (Canler, 2010 ; Heinss et *al.*, 1998),
- à la variabilité du parc d'installations d'assainissement non collectif (Canler, 2010),
- à la qualité des eaux usées recueillies dans les ouvrages.

A ces éléments, le climat peut être ajouté comme facteurs de variabilité des boues de vidange car la température et l'humidité influencent particulièrement les processus au sein des fosses des différents ouvrages. L'évaluation de l'impact de ces facteurs est difficile à mettre en évidence. L'hétérogénéité et la variabilité observée dans les BV a poussé Heinss et *al.* (1998) à les classer selon 2 types :

- les boues de vidange de type A sont celles provenant des toilettes publiques ou des grandes surfaces (hôtels et autres), stockées pendant quelques jours ou quelques semaines, relativement concentrées et biochimiquement instables,
- les boues de vidange de type B sont celles provenant des dispositifs d'évacuations autonomes (latrines, fosses septiques), stockées depuis plusieurs années, de faibles concentrations et partiellement stables.

Les concentrations en polluants organiques des boues de type A sont 1,5 à 5 fois supérieures à celle de type B. Ces concentrations sont dues au temps de séjour très faible dans les fosses pour les boues de type A et donc une très faible liquéfaction et dégradation des fèces et eaux usées accueillies.

2.2.3.3 Physico-bio-chimie des BV

Au regard de la littérature, les boues de vidange sont des produits d'une acidité proche de la neutralité (à tendance alcaline) et fortement minéralisés. La conductivité moyenne est de l'ordre de 3mS/cm et peut atteindre 15 mS/cm. Les BV sont des substances dont la matière organique oxydable est importante. De manière générale, les valeurs de DCO et DBO₅ tirés de

la littérature montrent un rapport DCO/DBO₅ variant entre 2 et 10 avec d'avantage de valeurs supérieures à 5 (Canler, 2010 ; Troesch, 2009 ; Lienard et *al.*, 2008 ; Heins et *al.*, 1998). Ceci montre que les boues de vidange sont des composés difficilement biodégradables. En effet, la matière organique facilement biodégradable a déjà été dégradée dans les fosses des ouvrages dont elles proviennent. Ce qui s'explique par le temps de séjour important du produit en milieu anaérobie ou très faiblement aérobie et par une fraction particulaire importante nécessitant des mécanismes d'hydrolyse avant leur traitement biologique. La mesure de la DBO₅ pour ce type de produit très hétérogène est susceptible de générer trop d'erreurs, la mesure de la DCO est donc plus adaptée et largement suffisante (Canler, 2010). La matière solide représente 0,1% à 13% des boues de vidange. La fraction particulaire de la matière solide contenue dans les boues représente souvent plus de 25% de celle-ci et environ 60% de cette fraction est constituée de matières organiques.

Tableau 2-3 : Qualité des boues de vidange de par le monde

Paramètres	USEPA (1999)	Robidoux et <i>al.</i> (1998)	Canler (2010)	Koottatep et <i>al.</i> (2005)	Koné et Strauss (2003)		Kengne (2006)	Heinss et <i>al.</i> (1999)	Dème et <i>al.</i> (2009)	Bassan et <i>al.</i> (2013)
Pays (climat)	USA (tempéré)	Canada (tempéré)	France (tempéré)	Thaïlande (tropical humide)	Ghana (tropical humide)	Argentine (tropical humide)	Cameroun (tropical humide)	Philippines (tropical humide)	Sénégal (Sahélien côtier)	Burkina Faso (Soudano-sahélien)
	min-max	Médiane (min-max)	Moyenne (écarttype)	Moyenne (min –max)	Moyenne	Moyenne ou (min-max)	Moyenne (min-max)	Moyenne	Moyenne (écarttype)	Moyenne (écart type)
pH	1,5-12,6	6,5 (5,0 – 8,4)	7,1 (0,4)	7,5 (6,7 - 8,1)	-	-	7,5 (6,5 – 9,3)	-	7,3 (0,4)	-
Cond (uS/cm)	-	-	2 630 (860)	-	-	-	2 790 (714 – 15 100)	-	-	-
DCO (mg/L)	1 500 – 703 000	29500 (1100 – 150000)	29 700 (13400)	15 700 (1108 – 76075)	7800	4200	31 100 (7480 – 72 500)	37000	3 853 (2 162)	10 725 (9508)
DBO5 (mg/L)	440 - 78 600	4800 (11 – 80 000)	5 800 (5000)	2 300 (630 - 5 550)	840	(750-2600)	-	3800	-	1902 (1332)
MS (mg/L)	1 132 - 130 475	-	35 000 (25 000)	15350 (2 202 - 67 200)	12000	-	33 400	72000	3 488 (1 558)	11 820 (9508)
MES (mg/L)	310 - 93 378	-	29000 (23500)	12 900 (980 - 34 667)	-	(6000 - 35000)	33400	-	2 130 (1 214)	9014 (8480)
MV (mg/L)	95 - 51 500	-	65,3 %MES (14,6)	9 250 (840 – 34667)	59 %MS	-	65,4 %MES (31 - 90,7)	-	1 571 (1 038)	58%MS
NTK (mg/L)	66 - 1 060	324 (7 – 3800)	885 (472)	1100 (226 – 4 880)	-	190	1 100 (300 – 3 900)	-	442 (422)	-
N-NH4+ (mg/L)	97 (3 - 116)	-	169 (64)	-	-	150	600 (80 – 3 300)	-	-	1230 (732)
PT (mg/L)	20 - 760	88 (1-525)	430 (430)	-	-	-	-	-	-	-
Graisse (mg/L)	5 600 (208 - 23 368)	1 200 (<3 – 15 000)	4 500 (-)	-	-	-	-	-	-	-

Du fait que les vidangeurs par camion hydro-cureur collectent en général le produit de plusieurs ouvrages, cette distinction est difficile à prendre en compte dans le choix d'une filière de traitement des boues vidangées mécaniquement.

2.2.3.4 *Distribution particulière des BV*

Le traitement des boues de vidange sur lits de séchage a pour 1^{er} objectif la déshydratation de celles-ci. Cette déshydratation se produit par rétention des matières sèches à la surface d'un filtre en la déshydratation et la stabilisation du dépôt ainsi formé. Les processus de filtration et de déshydratation font partie des processus qui permettront l'amélioration de la qualité de l'effluent (la diminution des concentrations des paramètres de pollution) à la sortie du système. Ces processus sont liés à la taille des particules. La caractérisation granulométrique des boues de vidange issues des fosses septiques toutes eaux réalisée par Vincent (2011) présente des particules variant entre 0,05 μm et 2 mm de diamètre (Figure 2-4). La faible taille de la matière solide des boues de vidange, comparativement au massif filtrant, laisse penser à des performances de filtration relativement faible notamment en début de fonctionnement. En effet, au fur et à mesure de l'augmentation du dépôt de boues résiduelles, celui-ci constituera le 1^{er} horizon de la couche filtrante et participera à améliorer la filtration.

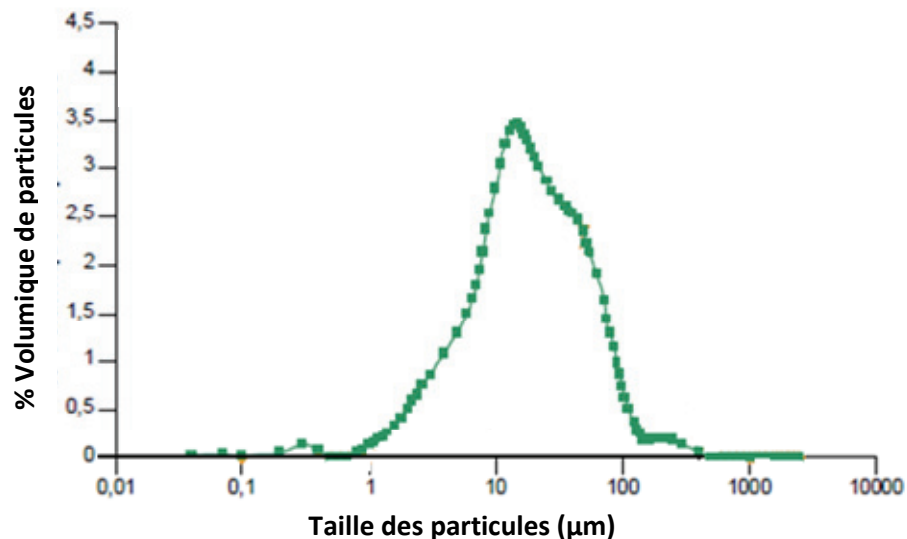


Figure 2-4 : Répartition granulométrique de la taille des particules des BV issues de fosses toutes eaux (Vincent, 2011).

2.2.3.5 *Micro-organisme et micropolluants issus des BV*

Les boues de vidanges contiennent également des micro-organismes pathogènes (Tableau 2-4) et micropolluants minéraux (Tableau 2-5).

Tableau 2-4 : Micro-organismes pathogènes retrouvés dans les boues de vidange

Auteurs	Dème et al. (2009)	Halalsheh (2008)	Kottatep et al. (2005)	Kengne (2006)
Ville	Dakar	Amman	Bangkok	Yaoundé
Coliformes fécaux(UFC/100mL)	$3,6.10^8$	$2,2.10^9 - 1,1.10^{13}$	N.D.	N.D.
Coliformes totaux(UFC/100mL)	N.D.	$2,2.10^9 - 1,1.10^{13}$	N.D.	N.D.
Œufs d'helminthes (œufs/l)	10	87 - 98	0 – 14	4000 - 27000

Comme on pouvait s'y attendre les concentrations des micro-organismes pathogènes sont beaucoup plus importantes que dans les eaux usées. Bien qu'il s'agisse de boues domestiques, les teneurs en éléments trace métallique sont relativement importantes pour certains paramètres.

Tableau 2-5 : Teneurs en éléments trace métallique retrouvés dans les boues de vidange

Eléments (mg/L)	Halalsheh (2008)	Crites et Tchobanoglous (1998)	Bassan et al. (2013)
Pays	Jordanie	USA	Ouagadougou
Zn	1,76 - 533	27,40 - 49,00	8,00 - 10,13
Cu	0,36 - 0,72	6,4 - 8,27	1,20 - 1,83
Mn	0,64 - 1,19	3,97 – 5,00	-
Cd	0,00 - 0,18	0,27 - 0,71	< 0,01
Ni	0,04 - 0,61	0,75 - 0,9	-
Fe	6,19 - 53,59	191 - 200	21,0– 155,0
Pb	0,00– 1,00	5,20 - 8,40	0,7 - 1,02
Cr	-	-	0 - 0,3

2.2.4 Risques sanitaires et environnementaux

Il existe plusieurs risques liés à une mauvaise gestion des BV notamment aux mauvaises pratiques rencontrées en Afrique de l'Ouest. Ces risques sont aussi bien sanitaires qu'environnementaux. Les principales voies de transmissions de la pollution liée à une mauvaise gestion des BV sont le contact cutané, l'ingestion et les hôtes intermédiaires. Les principaux modes de transferts sont l'infiltration et ruissellement.

Les installations d'ANC qui ne sont pas construites et/ou utilisées selon les recommandations techniques et sanitaires et/ou selon la réglementation sont courantes dans les pays d'Afrique de l'Ouest. Ces installations peuvent entraîner une pollution des eaux souterraines en germes

pathogènes (Tableau 2-6), en nutriments, en micropolluants minéraux et dans certains cas en micropolluants organiques et en polluants émergents.

2.2.4.1 Impacts directs sur la santé humaine

En général, les vidangeurs manuelles ont un contact cutané direct avec les boues (sans protection) et s'exposent aux risques d'infections et d'éboulement de terrains. Les vidangeurs mécaniques sont exposés aux risques de contamination pendant la vidange et le déversement des boues. Lors de la vidange, les conduites d'aspiration sont manipulées à la main souvent sans protections particulières. Pendant le déversement, les opérateurs, par la manipulation de la vanne d'évacuation à mains nues et par déplacement dans les flaques de boues sans chaussures adéquates, s'exposent aux maladies causées par les germes présents dans les excréta.

Les boues déversées dans les champs pour l'agriculture présentent également des risques pour l'homme, les sols, les plantes et les eaux. Les germes pathogènes présents dans les BV peuvent se retrouver sur les feuilles de certaines cultures se consommant crues.

Tableau 2-6 : Agents pathogènes pouvant être excrétés dans les fèces et maladies/symptômes associés (WHO, 2006)

	Pathogène	Maladie et symptômes
Bactéries	<i>Aeromonas</i> spp.	Entérite
	<i>Campylobacter jejuni/coli</i>	Campylobactériose – diarrhée, crampes, douleurs abdominales, fièvre nausée, arthrite, syndrome de Guillain-Barré
	<i>Escherichia coli</i> (EIEC, EPEC, ETEC, EHEC)	Entérite
	<i>Plesiomonas shigelloides</i>	Entérite
	<i>Samonella typhi/paratyphi</i>	Fièvre typhoïde/paratyphoïde – maux de tête, fièvre, malaise, anorexie, bradycardie, splénomégalie, toux
	<i>Salmonella</i> spp.	Salmonellose – diarrhée, fièvre, crampes abdominales
	Shigella spp.	Shigellose – dysenterie (diarrhée sanglante), vomissements, crampes, fièvre, syndrome de Reiter
	<i>Vibrio cholerae</i>	Cholera – diarrhée aqueuse, létale dans les cas
	<i>Yersinia</i> spp.	Yersiniose – fièvre, douleur abdominale, diarrhée, douleurs articulaires, rash
Virus	Adénovirus entérique 40 et 41	Entérite
	Astrovirus	Entérite
	Calicivirus (norovirus, notamment)	Entérite
	Coxsackievirus	Divers : affection respiratoire, entérite, méningite virale
	Echovirus	Méningite aseptique, encéphalite, souvent asymptomatique

	Entérovirus types 68 - 71	Méningite, encéphalite, paralysie
	Virus de l'hépatite A	Hépatite - fièvre, malaise, anorexie, nausée, gêne abdominale, ictère
	Virus de l'hépatite E	Hépatite
	Poliovirus	Poliomyélite - souvent asymptomatique, fièvre, nausée, vomissement, maux de tête, paralysie
	Rotavirus	Entérite
Protozoaires parasites	<i>Cryptosporidium parvum</i>	Cryptosporidiose - diarrhée aqueuse, crampes et douleurs abdominales
	<i>Cyclospora cayetanensis</i>	Souvent asymptomatique, diarrhée, douleur abdominale
	<i>Entamoeba histolytica</i>	Amibiase - souvent asymptomatique, dysenterie, gêne abdominale, fièvre, frissons
	<i>Giardia intestinalis</i>	Giardiase - diarrhée, crampes abdominales, malaise, perte de poids
Helminthes	<i>Ascaris lumbricoides</i> (vers rond)	Ascariadiase - généralement a- ou paucisymptomatique respiration sifflante, toux, fièvre, entérite, éosinophilie pulmonaire
	<i>Taenia solium/saginata</i> (ver plat)	Taeniase
	<i>Trichuris trichiura</i> (trichocéphale)	Trichiuriase - d'asymptomatique (vague détresse du tractus digestif) à l'émaciation avec peau sèche et diarrhée
	<i>Ancylostoma duodenale</i> / <i>Necator americanus</i> (ver à crochets)	Prurit, rash, toux, anémie, déficience protéique
	<i>Schistosoma spp.</i> (douve)	Schistosomiase, bilharziose

2.2.4.2 Impacts dur le milieu récepteur

Dans les sites de déversement, le déversement direct des BV fraîches sans traitement pourrait provoquer la pollution des sols, des eaux, le dégagement de mauvaises odeurs et une dégradation de la beauté paysagère.

Les principales substances à prendre en compte concernant l'impact sur les sols et les plantes sont les sels, les métaux lourds, les composés organiques persistants, les hormones et les nutriments. La source la plus probable des métaux, des composés organiques persistant et des hormones dans les boues sont les eaux ménagères (WHO, 2006). Les sels et les nutriments proviendraient d'avantage des excréta. Les effets liés à la salinisation des sols sont généralement préoccupants dans les régions arides et semi-arides. Cependant, la présence de matière organique peut contribuer à atténuer ces effets (WHO, 2006). Les problèmes de salinité peuvent survenir pour des conductivités >3 mS/cm, des concentrations de solides dissous >500 mg/L (avec une aggravation au-delà de 2000 mg/L) et des taux d'adsorption de sodium >3-9 (Ayers et Westcott, 1985). Comme présenté au paragraphe 2.2.3, la conductivité

et la teneur en solides dissous des BV peuvent souvent être supérieures à ces valeurs. La salinité affecte la productivité des sols du fait de l'augmentation de la pression osmotique dans la zone racinaire, de la toxicité d'ions spécifiques (sodium, bore ou chlorure), de l'interférence avec l'absorption de nutriments et de la modification de la structure du sol. L'impact des métaux lourds (Tableau 2-7), des composés organiques persistant sur les cultures est complexe. Il peut y avoir des interactions antagonistes comme des synergies qui affectent leur absorption par les plantes (Drakatos et al., 2002). Cependant, l'absorption de ces substances par les plantes via leur système racinaire reste peu probable, du fait de la taille généralement élevée de leurs molécules et de leur haut poids moléculaire, qui réduit leur mobilité dans le sol et l'eau (Pahren et al., 1979). Le lavage des cultures avant consommation est absolument nécessaire pour l'élimination de la part externe de cette pollution.

Tableau 2-7 : Risques relatifs des métaux (Hamilton et al., 2005)

Groupe	Métaux	Adsorption dans le sol	Phytotoxicité	Risque pour la chaîne alimentaire
1	Ag, Cr, Sn, Ti, Y et Zr	Faible solubilité et forte rétention dans le sol	Faible	Peu de risque, car ils ne sont ingérés par les plantes
2	As, Hg et Pb	Matières colloïdales fortement adsorbées	Les racines des plantes, mais pas du sol aux pousses phytotoxiques à des concentrations élevées	Ils posent des risques minimaux à la chaîne alimentaire des humains
3	B, Cu, Mn, Mo, Ni et Zn	Moins fortement adsorbés par le sol que les groupes 1 et 2	Facilement incorporés par les plantes et phytotoxiques à des concentrations qui posent peu de risques pour la santé des humains	Théoriquement, la «barrière sol-plante» protège la chaîne alimentaire de ces éléments
4	Cd, Co, Mo et Se	Adsorption inférieure aux autres métaux	Ils posent des risques pour la santé des humains ou des animaux à des concentrations dans le tissu végétal qui ne sont généralement pas phytotoxiques	Bioaccumulation à travers le sol, les plantes et la chaîne alimentaire animale

L'élimination de perturbateurs endocriniens comme les hormones stéroïdes, détectées dans les effluents, lors de l'infiltration dans les sols a été démontrée (Mansell et al., 2004). Par contre, certaines résidus médicamenteux peuvent être transportées, à travers la matrice du sol, jusqu'aux eaux souterraines, sans subir de réduction significative même après six ans de passage dans le système de traitement sol-aquifère (Drewes et al., 2002). De plus, une partie de la pollution des BV est portée vers les eaux de surface par ruissellement. Les perturbateurs endocriniens ont un effet sur la faune en contact direct avec les eaux qu'ils polluent (WHO, 2006). Alors, le ruissellement de la pollution provenant des BV vers les eaux de surface présente un risque pour cette faune. De plus les nutriments et la matière organique participent à l'eutrophisation des eaux de surface.

Les boues de vidanges sont des produits liquides contenant divers déchets solides. Elles sont constituées d'une matrice aqueuse et de composés difficilement biodégradables, dont moins de 13% de matières sèches. La matière organique représente plus de la moitié des matières sèches. Les concentrations en composés azotés et phosphorés dans les boues de vidange sont importantes. Il en est de même des micropolluants pathogènes et minéraux. Les boues de vidanges sont des produits très hétérogènes d'une ville à l'autre et même au sein d'une ville. Il est difficile d'évaluer et de projeter le gisement de boues de vidange à l'échelle d'une ville. Son évaluation dépend de données très peu disponibles dans les villes d'Afrique de l'Ouest. Cependant, les productions spécifiques des boues de vidange pourraient permettre d'avoir des valeurs grossières de la production globale à l'échelle d'une localité. Les productions spécifiques des BV diminuent avec la durée moyenne entre 2 vidanges. Elles sont inférieures à 0,2 à 0,3 L/jr/pers pour des fréquences de vidange de fosse supérieures à 3 ans et supérieures dans le cas contraire. Les boues de vidange constituent une substance potentiellement dangereuse dont les quantités augmentent avec la croissance de la population. Les risques sanitaires et environnementaux liés à leur mauvaise gestion sont importants. La nécessité de traitement et/ou de maîtrise des flux des composés potentiellement nocifs présents dans les boues de vidange est évidente.

2.3 Traitement des boues de vidange

L'objectif global visé dans le traitement des boues de vidange est la protection de la santé humaine et de l'environnement contre les risques associés au rejet. Les divers procédés de traitement participent à l'atteinte de cet objectif. En général, le traitement des BV jusqu'à

l'atteinte de cet objectif se fait par assemblage en série de procédés unitaires constituant ainsi une filière de traitement des BV.

2.3.1 Objectifs de traitement et normes existantes

Il existe divers procédés de traitement des boues de vidange brutes. Les principaux objectifs de ceux-ci sont la réduction du volume de boue, la destruction des germes et micro-organismes pathogènes, la réduction de la pollution organique, la stabilisation et la réduction des nuisances olfactives et la maîtrise des micropolluants.

La réduction de volume est principalement obtenue par épaissement et déshydratation. Cet objectif est en général atteint par séparation des phases liquide et solide des BV. Les bassins de sédimentation-épaississement, les lits de séchages plantés et non plantés sont les principaux procédés utilisés pour l'atteinte de ces objectifs. Ces procédés participent également, de façon plus ou moins importante, à l'atteinte des autres objectifs. Le co-traitement des BV brutes avec les eaux usées permet de traiter les BV en vue de la destruction des germes et micro-organismes pathogènes, la réduction de la pollution organique et des nuisances olfactives, la stabilisation et la maîtrise des micropolluants en fonction du traitement des eaux usées. Le co-traitement des BV brutes avec les ordures ménagères ou les déchets organiques par co-compostage vise l'ensemble des objectifs et permet une valorisation agricole du produit obtenu.

Les conditions de rejet ou de déversement des BV brutes, des effluents issus de leur traitement, de l'usage de ceux-ci, de l'usage des produits obtenus à l'issue du traitement des BV n'est pas souvent clairement normalisées dans les pays d'Afrique subsaharienne notamment ceux d'Afrique de l'Ouest. En effet, la plupart de pays de l'Afrique de l'Ouest, ne dispose pas de normes de qualité de rejet ou de réutilisation spécifique au BV. Les normes de rejet disponibles sont d'avantage orientées vers les eaux usées que vers les BV. De ce fait, il existe des vides normatifs sur les rejets ou l'utilisation des BV liquides. Par ailleurs, ces normes prennent peu en compte l'état initial du milieu récepteur dans lequel l'effluent liquide peut être évacué. L'OMS propose des directives (Tableau 2-8) qui sont en général utilisées dans les pays en développement lorsque des normes spécifiques aux pays ne sont pas publiées. Cependant, les directives OMS concernent surtout l'utilisation des eaux usées et des BV en agriculture et sont souvent peu opérationnelles.

Tableau 2-8 : Valeurs limites recommandées de concentration en divers paramètres

Directives OMS			
Concentration maximale tolérable dans les sols			
Paramètres	Concentration des métaux dans le sol (mg/kg de sol)		
Cadmium	4	Béryllium	0,2
Nickel	107	Bore	1,7
Plomb	84	Fluor	635
Mercure	7	Molybdène	0,6
Antimoine	36	Sélénium	6
Argent	3	Thallium	0,3
Arsenic	8	Vanadium	47
Baryum	302		
Concentration en micro-organismes dans les BV (nombre / g de matière solide de BV)			
Œufs d'helminthes	1	E. Coli	1000
Composés organiques			
Aldrin	0,48	Lindane	12
Benzène	0,14	Méthoxychlore	4,27
Chlordane	3	PCB	0,89
Chlorobenzène	211	Pentachlorophénol	14
Chloroforme	0,47	Phtalate	13 733
2,4-D	0,25	Pyrène	41
DDT	1,54	Styrène	0,68
Dichlorobenzène	15	2,4,5-T	3,82
Dieldrine	0,17	Tétrachloroéthane	1,25
Dioxines	0,00012	Tétrachloroéthylène	0,54
Heptachlore	0,18	Toluène	12
Hexachlorobenzène	1,4	Toxaphène	0,0013
HPA (tels que le benzo[a]pyrène)	16	Trichloroéthane	0,68
Directives européennes (du 12 juin 1986)			
Paramètres	Sol recevant les boues (mg/kg de matière sèche)	Boues (mg/kg de matière sèche)	Boues sur 10 ans (kg/ha.an)
Cadmium	1 à 3	20 à 40	0,15
Cuivre	50 à 140	1000 à 1 750	12
Nickel	30 à 75	300 à 400	3
Plomb	50 à 300	750 à 1 200	15
Zinc	150 à 300	2 500 à 4 000	30
Mercure	1 à 1,5	16 à 25	0,1

De manière générale, les normes existantes ou autres directives disponibles ne sont ni appliquées ni suivies par manque de volonté ou de capacité (Koanda, 2006). Des filières de traitement bien conçues et bien mise en œuvre pourraient participer à l'application de ces normes.

2.3.2 Filières de traitement des BV

Les filières de traitement des boues de vidange brutes comprennent un prétraitement (en général un dégrillage) et un ou plusieurs procédés de traitement. Le traitement des BV seules

se déroule souvent en 2 grandes étapes : la séparation des fractions liquides et solides des BV puis le traitement de chacune des fractions. Il existe plusieurs filières avec des procédés de traitement unitaire bien adaptés pour le traitement primaire des eaux usées ou l'épaississement des boues résiduaires urbaines mais dont le transfert aux BV brutes n'est souvent qu'au stade expérimental ou très peu maîtrisé quelque soit le contexte. Il s'agit notamment des procédés unitaires ci-après :

- les réacteurs anaérobies à biogaz (Figure 2-5) : Il s'agit d'une chambre ou une fosse qui facilitent la dégradation anaérobie de la matière organique. Au cours de la digestion anaérobie, la matière organique est transformée en biogaz (mélange de 55-75% de méthane, 30-45% de dioxyde de carbone et autres gaz) utilisable comme énergie. La boue digérée appelée digestat pourrait être utilisée comme amendement de sol.

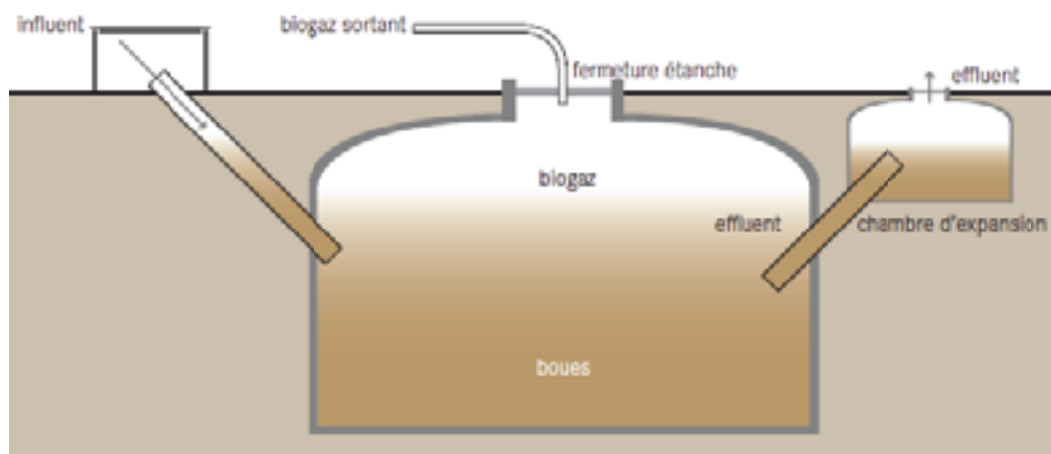


Figure 2-5 : Schéma d'un réacteur à biogaz

- Les fosses Imhoff ou réservoir Imhoff : il s'agit d'un réservoir compact qui combine l'effet d'un décanteur et un système de digestion anaérobie (Figure 2-6). Les boues s'accumulent dans la chambre de digestion des boues et sont compacté et partiellement stabilisée par digestion anaérobie. Les principaux avantages des fosses Imhoff par rapport aux bassins de sédimentation-épaississement sont l'emprise au sol, la possibilité d'utiliser un seul ouvrage (Klingel et al., 2002), et la séparation physique entre la boue décantée et la fraction liquide.

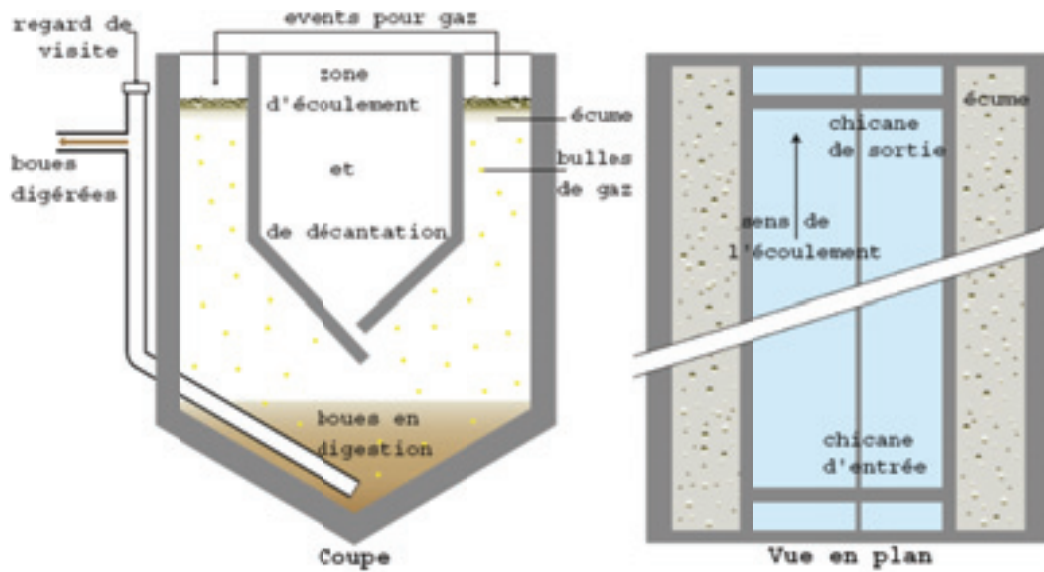


Figure 2-6 : Schéma d'une fosse Imhoff

- une déshydratation mécanique qui permet l'épaississement des boues. Les centrifugeuses, les filtres à bandes et les filtres à plateaux sont les principaux procédés de déshydratation mécanique.

La Figure 2-7 illustre les filières de traitement des BV couramment utilisées ou dont l'usage n'est plus au stade expérimental dans les zones isolées des pays industrialisés et/ou dans certains pays en développement. Le choix de l'une des filières de traitement se fait en fonction du contexte, de la quantité et de la qualité des boues brutes.

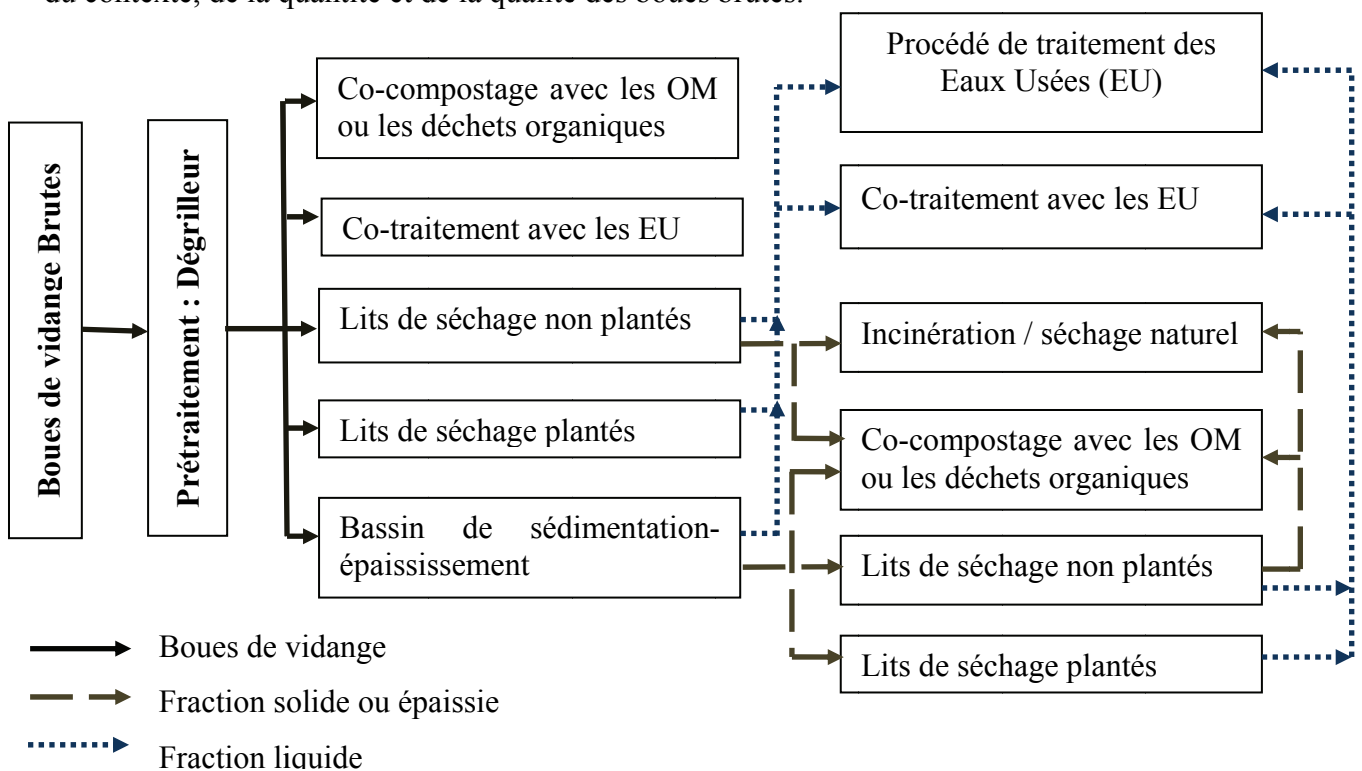


Figure 2-7 : Aperçu des filières de traitement (Klingel et al., 2002 modifié)

2.3.3 Procédés unitaires de traitement des boues de vidange brutes

2.3.3.1 Co-traitement avec les eaux usées

Deux situations peuvent se présenter dans le choix d'un co-traitement des boues de vidange et des eaux usées domestiques : une station de traitement des eaux usées existe et est potentiellement exploitable pour le co-traitement avec les BV ou une station de traitement conjoint des BV et des eaux usées est à mettre en place. Lorsque la station de traitement existe, elle a été conçue pour le traitement des eaux usées et doit être adaptée pour recevoir les BV. Lorsqu'elle est à mettre en place, les contraintes de co-traitement des BV avec les eaux usées sont à prendre en considération dès la conception.

2.3.3.1.1 Contraintes de co-traitement

a. Cas d'une station existante

Dans le cas d'une station de traitement des eaux usées existante, les contraintes de co-traitement boues de vidange et eaux usées domestiques sont essentiellement liées à la qualité des BV par rapport aux eaux usées pour lesquelles elle a été conçue. Comparativement aux eaux usées, les BV peuvent avoir des paramètres de pollution 10 à 100 fois plus élevés en concentration (Klingel et al., 2002), des ratios entre paramètres de pollution différents (Tableau 2-9) et une variabilité des paramètres plus importante. L'apport des BV dans les eaux usées a une incidence particulière sur les MES, la DCO et l'azote. Lors du mélange des BV et des eaux usées il convient donc de rester dans les limites des charges maximales de conception de la station, de l'ordre de grandeur des concentrations des paramètres des eaux usées traitées par la station et des ratios des paramètres caractérisant les eaux usées.

Tableau 2-9 : Ratios caractéristiques des quelques boues et des eaux usées (Strauss et al., 1997 ; Klingel et al., 2002 ; Lopez-Vazquez et al., 2014)

Paramètre	Boues peu digérées des toilettes publiques	Fosses septiques	Eaux usées domestiques
DCO (mg/L)	20.000 – 50.000	< 10.000	500 - 2500
N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	2.000 – 5.000	< 1.000	30 - 70
MS (%)	≥ 3,5%	< 3%	< 1%
MVS (% MS)	> 60	< 60	-
Helminthes (unité /L)	20.000 - 60.000	≤ 4000	300 – 2.000
MVS/MES	0,65 - 0,68	0,50 - 0,73	0,60 - 0,80
DCO/DBO ₅	5 - 9	1,43 - 3,0	2,0 - 2,5
DCO/NTK	0,1	1,2 - 7,8	8 - 12
DBO ₅ /NTK	2,2	0,84 - 2,6	4 - 6
DCO/PT	109	8,0 - 52	35 - 45
DBO ₅ /PT	17	5,6 - 17,3	15-20

Aux Etats Unis, l'USEPA recommande des flux maximums de BV variant entre 0,6 % et 3,6% du débit journalier de la station de traitement en fonction du type de traitement de la station (EPA, 1994). Une telle recommandation uniquement basée sur le débit est très opérationnelle pour un gestionnaire de station mais ne permet pas d'apprécier les variations qualitatives du liquide traité. Le débit journalier ne fait pas clairement apparaître les paramètres de pollution. En faisant l'hypothèse que les BV sont en moyenne 10 à 100 fois plus concentrées en polluants que les eaux usées domestiques (Klingel et al., 2002), la recommandation donnée par l'USEPA pourrait multiplier en moyenne par près de 4,7 la concentration de certains paramètres. Un tel facteur multiplicatif de charge polluante pourrait mettre la station en surcharge et/ou créer des dysfonctionnements relativement importants.

En France, les boues issues des fosses septiques sont traitées avec les eaux usées par boues activées selon les recommandations suivantes (Canler, 2010) :

- le flux de MES et de DCO à traiter dans la station doit rester inférieur au flux de dimensionnement de celle-ci ;
- le flux de DCO des BV doit rester inférieur à 20% du flux de DCO arrivant à la station ;
- le volume journalier de BV admis à la station doit rester inférieur à 3% du volume journalier.

Dans ces conditions, la pollution organique reste limitée dans les capacités de la station et la variation de la production de boues est relativement contrôlée. Cependant les concentrations de minéraux dissous peuvent être multipliées par 4 dans les situations extrêmes (BV reçues 100 fois plus concentrées que les eaux usées) et par conséquent détériorer la qualité des eaux épurées. Par ailleurs, la concentration en l'oxygène dissous et le pH du mélange sont susceptibles d'influencer de manière plus ou moins significative les processus de traitement en fonction de type de procédé.

Aucune des recommandations présentées ne prend en compte de débit horaire. Pourtant l'activité de vidange n'est effective que dans la journée. Pour atteindre les objectifs visés par ces recommandations, elles devraient être appliquées au débit horaire ou tout au moins sur une plage horaire inférieure à 12h (durée maximale des opérations de vidange).

Plusieurs auteurs rapportent des eaux traitées de mauvaise qualité et une aération insuffisante lors du co-traitement des BV et des eaux usées (Andreadakis, 1992; Heinss et Strauss, 1999; Still et Foxon, 2012). L'affinage du traitement par un procédé supplémentaire à l'aval de l'existant pourrait donc être nécessaire pour l'obtention d'un système de traitement convenable.

La contrainte de qualité des BV induit donc une contrainte sur la quantité du mélange. Ainsi le co-traitement des BV avec les eaux usées pourrait être convenablement mis en œuvre seulement après une étude bien menée sur la qualité et les quantités de BV à traiter. Dans les conditions des pays de l'Afrique de l'Ouest les quantités de BV produites sont peu précises, en constante augmentation et les BV sont de qualité très variable. Alors, le co-traitement des BV et des eaux usées dans une station de traitement des eaux usées domestiques existante ne peut être recommandé que si les flux journaliers et horaires de BV peuvent être parfaitement maîtrisés.

b. Cas d'une station à concevoir

La littérature ne rapporte pas de station de traitement conçue pour co-traiter les boues de vidange et les eaux usées. Le mélange des eaux usées et des BV sera moins concentré que les BV mais plus concentré que les eaux usées. Dans ce cas, les principales contraintes seraient l'évaluation des quantités et de la qualité du mélange BV et eaux usées à traiter puis la prise en compte de leur variation journalière, hebdomadaire et saisonnière. En considérant que les BV sont 10 à 100 fois plus concentrées en polluant que les eaux usées domestiques, le mélange BV et eaux usées pourrait être considéré comme des BV dès que celui-ci aurait une concentration en polluant (DCO, MS, NTK, PT) 10 fois plus importante que celle des eaux usées. Dans cette situation, la conception d'un système de traitement du mélange de BV et d'eaux usées pourrait alors se faire comme celle d'un système de traitement des BV. Au regard des recommandations faites par USEPA (1994) et Canler (2010) dans le cas des stations existantes, la conception d'un système de traitement du mélange BV et eaux usées pourrait se faire comme celle d'un système de traitement des eaux usées avec fortes variations de charge. Ceci dès que le débit des BV reste inférieur à 3% du débit de mélange à traiter et que le flux de DCO des BV reste inférieur à 20% du flux de DCO des eaux usées. Dans la situation intermédiaire, la littérature ne permet pas de dégager des orientations et seule la qualité du mélange pourrait orienter sur le mode de conception. La Figure 2-8 présente l'évolution des concentrations en polluant du mélange BV et eaux usées en fonction des concentrations des BV pour différentes proportions de BV dans le mélange avec l'hypothèse que les BV sont 10 à 100 fois plus concentrées en polluants que les eaux usées.

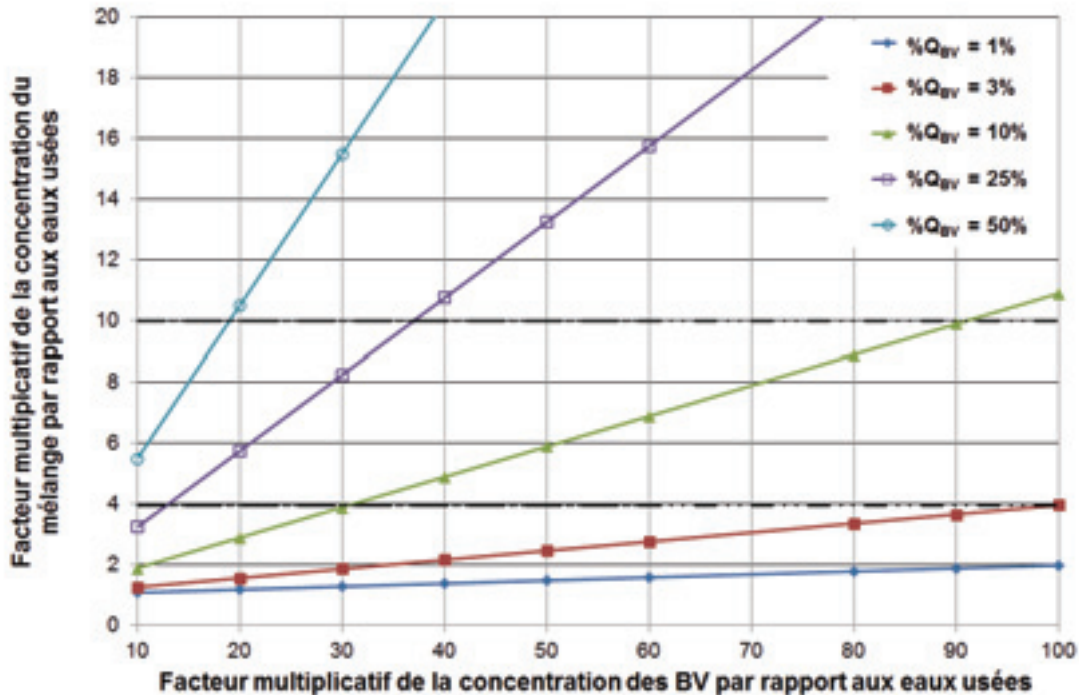


Figure 2-8 : Concentration du mélange BV et eaux usées par rapport aux BV pour différente proportion de BV dans le mélange.

Pour des débits de BV et d'eaux usées égaux, le mélange BV et eaux usées pourrait être considéré comme des BV dès lors que les concentrations moyennes en polluant (DCO, MS, NTK, PT) dans les BV sont égales à 20 fois celles des eaux usées.

2.3.3.1.2 Impacts potentiels des BV sur le procédé

Le co-traitement des boues de vidange et des eaux usées pourrait avoir un impact sur les performances du système de traitement, la qualité des eaux rejetées, l'entretien et la maintenance des équipements notamment pour des systèmes de traitement existant conçus pour traiter les eaux usées.

Pour un système de traitement des eaux usées existant, le co-traitement des BV va pourrait engendrer l'augmentation:

- de la charge organique et azotée ;
- des boues d'épuration ;
- de déchets solides ou grossiers (rebus au dégrillage et dessablage) ;
- d'odeur notamment en amont du système de traitement ;
- de l'écume et de la mousse à la surface de l'eau dans la file d'eau;
- des opérations d'entretien et de maintenance.

L'augmentation de la charge organique et azotée va augmenter les besoins en oxygène et pourrait rendre insuffisante la capacité d'aération des systèmes de traitement aérobie (boues activées par exemple). Still et Foxon (2012) ont observé une inactivation complète des processus de nitrification dans une station de traitement par boues activées du au co-traitement des boues de vidange.

Pour des systèmes de traitement anaérobie, l'augmentation de la charge organique pourrait induire une accélération de l'acidogénèse qui se traduira par une accumulation d'acides (Lopez-Vasquez et al., 2014). Ce qui pourrait conduire à une diminution significative du pH, qui va inhiber la croissance des bactéries méthanogènes et donc perturber la méthanogène et par conséquent le processus de digestion anaérobie.

L'augmentation de la concentration en MES due à l'apport des BV et l'inhibition des processus de traitement conduit à l'augmentation de la production des boues d'épuration. Still et Foxon (2012) ont remarqué une augmentation importante de boues d'épuration lors du co-traitement des BV et des eaux usées d'un système de traitement en Afrique du Sud.

Ces changements potentiels seraient à l'origine d'opérations de gestion plus régulières (prélèvement des boues, gestion des rebus du prétraitement,...), de l'augmentation des opérations d'entretien et de maintenance et donc du cout de la gestion du système de traitement.

2.3.3.1.3 Avantages et inconvénients

Le co-traitement des BV et des eaux usées est une solution de traitement facile à mettre en œuvre lorsqu'il existe un système de traitement déjà fonctionnel. Cependant, il est très contraignant et demande une gestion avec des flux de boues de vidange bien maîtrisés. L'absence de maîtrise de ces flux pourrait engendrer une détérioration plus ou moins importante des procédés de traitement et par suite de la qualité des rejets. Par ailleurs les opérations de gestion, d'entretien et de maintenance du système de traitement se verraient augmentées. Au regard de ce qui précède, les types de procédés les plus adaptés au co-traitement des boues de vidange et des eaux usées seraient ceux pouvant admettre les variations importantes de charges organiques et d'azote.

2.3.3.2 Co-compostage

Le co-compostage est le compostage de matières organiques d'origine différentes (boues de vidange et déchets solides organiques par exemple). Le compostage est un processus contrôlé de dégradation des constituants organiques d'origine végétale et animale, par une

succession de communautés microbiennes évoluant en conditions aérobies, entraînant une montée en température, et conduisant à l'élaboration d'une matière organique humifiée et stabilisée (Francou, 2003). Le produit ainsi obtenu est appelé compost. Les BV (épaissies ou non) ont un taux d'humidité et d'azote élevé tandis que les déchets solides biodégradables sont riches en carbone organique et ont de bonnes propriétés de mise en tas. En combinant les deux intrants, les avantages de chacun peuvent être utilisés pour optimiser le processus et le produit final (Tilley et al., 2014). Le co-compostage des BV et des déchets organiques (ou des ordures ménagères) ne peut être envisagé que si le marché du compost existe. Le co-compostage des BV se fait avec les boues pâteuses ou solides. Donc il ne peut se faire qu'avec des boues issues manuellement des latrines, des boues épaissies ou déshydratées.

2.3.3.2.1 Description et principe de fonctionnement

Il existe deux types de compostage, le compostage anaérobie et aérobie. Le compostage aérobie est moins coûteux mais nécessite généralement plus d'espace. Dans ce type de compostage, le mélange BV et déchets organiques est disposé en tas appelés andains. Ce mélange peut également être mis dans des casiers. Si le mélange est placé dans des casiers clos, il s'agit du compostage anaérobie (Ronteltap et al., 2014).

Lors du compostage anaérobie, la décomposition se produit quand l'oxygène est absent ou présent en quantité limitée. Dans ce processus, les microorganismes anaérobies dominent et élaborent des composés intermédiaires comme du méthane, des acides organiques, du sulfure d'hydrogène et d'autres substances. En l'absence d'oxygène, ces composés s'accumulent et ne sont pas métabolisés (FAO, 2005). Un grand nombre de ces composés ont des odeurs fortes et certains d'entre eux présentent une phytotoxicité. Comme le compostage anaérobie est un processus s'effectuant à basse température, les graines d'adventices et les pathogènes ne sont pas affectés. De plus, le processus nécessite souvent plus de temps que le compostage aérobie (FAO, 2005). Ces inconvénients contrebalancent les avantages de ce processus, à savoir le peu de travail nécessaire et la perte limitée d'éléments nutritifs au cours du processus. La littérature ne présente pas de cas de co-compostage anaérobie des BV et déchets organiques.

Le compostage aérobie a lieu en présence d'une grande quantité d'oxygène. Au cours de ce processus, les micro-organismes aérobies décomposent la matière organique et produisent du gaz carbonique, de l'ammoniac, de l'eau, de la chaleur et de l'humus, qui est le produit organique final relativement stable (FAO, 2005). Bien que le compostage aérobie puisse

produire des composés organiques intermédiaires comme certains acides organiques, ceux-ci sont ensuite décomposés par des micro-organismes aérobies. Le compost ainsi obtenu, qui a une forme relativement instable de matière organique, ne comporte que très peu de risque de phytotoxicité. La chaleur générée accélère la décomposition des protéines, des graisses et des sucres complexes tels que la cellulose et l'hémicellulose et réduit la durée du processus (FAO, 2005). De plus, ce processus détruit de nombreux micro-organismes, qui sont des pathogènes pour les humains ou les plantes, ainsi que les graines d'adventices, dans la mesure où la température atteinte est suffisamment élevée. Bien que les éléments nutritifs soient perdus en quantité plus importante lors du compostage aérobie, celui-ci est considéré plus efficace et utile que le compostage anaérobie pour la production agricole.

Le processus de compostage aérobie débute par la formation du tas. Dans de nombreux cas, la température atteint rapidement 70 à 80°C au cours des deux premiers jours. Tout d'abord, des organismes mésophiles (dont la température de croissance optimale est comprise entre 20 et 45°C) se multiplient rapidement grâce aux sucres et acides aminés facilement disponibles (FAO, 2005). Ils produisent de la chaleur par leur propre métabolisme et élèvent la température. Alors, quelques champignons ainsi que de nombreuses bactéries thermophiles (dont la température de croissance optimale est comprise entre 50 et 70°C) poursuivent le processus, en augmentant la température du compost à 65°C, voire même plus. Cette hausse de température est cruciale pour la qualité du compost car la chaleur tue les pathogènes.

La phase active de compostage est suivie par une période de maturation, pendant laquelle la température du tas diminue graduellement. Le début de cette phase est identifiable lorsque le retournement ne provoque plus d'augmentation de la température du mélange (FAO, 2005). A ce stade, un autre groupe de champignons thermophiles apparaît, responsable d'une étape importante de décomposition des matériaux composant les membranes cellulaires végétales comme la cellulose et l'hémicellulose. La maturation du compost permet d'éviter les risques entraînés par l'utilisation d'un compost immature: faim d'azote (N) et déficience en oxygène, et effets toxiques des acides organiques sur les plantes.

Finalement, la température diminue jusqu'à la température ambiante. Quand le compost est prêt, le tas devient plus homogène et moins biologiquement actif bien que des organismes mésophiles recolonisent le compost. Le matériau devient brun foncé à noir. Les particules sont plus petites et homogènes, et la texture ressemble à celle d'un sol. Au cours du processus, la quantité d'humus augmente, le rapport entre le carbone et l'azote (C/N) diminue, le pH devient neutre, et la capacité d'échange du matériau augmente.

L'ensemble du processus de co-compostage (y compris la maturation) prend au minimum de six à huit semaines (Klingel et al., 2002).

2.3.3.2 Paramètres de dimensionnement

Les principaux facteurs influençant les processus de décomposition biologique et/ou la qualité du compost résultant sont le rapport C/N, l'humidité, l'aération et la fréquence de retournement, le pH, la température et les micro-organismes et invertébrés.

Pour assurer un processus de compostage optimal, les paramètres suivants doivent être contrôlés (EAWAG et l'IWMI, 2003):

- un rapport C/N d'environ 20-30/1 pour assurer une bonne activité biologique. Les micro-organismes dégradant la matière organique ont le carbone comme source d'énergie et ont besoin d'azote pour la construction de leur structure cellulaire (Ronteltap et al., 2014). Une forte teneur en azote augmente les pertes d'ammoniac due à la volatilisation. Pour un rapport C/N supérieur à 40, la croissance des micro-organismes est limitée en raison de l'insuffisance d'azote et implique une durée de compostage plus longue (FAO, 2005). Un rapport C/N inférieur à 20 entraîne une sous-utilisation de l'azote et le surplus d'azote pourra alors être perdu dans l'atmosphère sous forme d'ammoniac ou d'oxyde nitreux, et l'odeur pourra devenir un problème. Au cours du compostage, le carbone se volatilise sous forme de gaz carbonique et le rapport C/N diminue et atteint un rapport d'environ 10/1 à 15/1 lorsque le compost est stabilisé.
- Une concentration d'oxygène de 5 à 10% pour assurer la décomposition microbiologique aérobie et l'oxydation (Ronteltap et al., 2014). Quand l'approvisionnement en oxygène n'est pas suffisant, la croissance des micro-organismes aérobies se trouve limitée, ce qui ralentit la décomposition. L'aération peut être assurée par ventilation passive ou par soufflage (ou aspiration) mécanique d'air à travers le tas du mélange BV et déchets. De plus, l'aération permet de diminuer l'excès de chaleur et d'éliminer la vapeur d'eau et les autres gaz piégés dans le tas. L'évacuation de la chaleur est particulièrement importante dans les climats chauds, compte tenu des risques plus élevés de surchauffe et d'incendie. L'aération est améliorée par des retournements (mécaniques ou manuels) des andains. L'objectif principal de ce retournement est de mettre aux températures élevées du centre des andains les parties extérieures de ceux-ci.
- Un teneur en eau entre 40 et 60% pour assurer une humidité adéquate (Ronteltap et al., 2014). Si le tas est trop sec, le processus de compostage est plus lent, alors qu'au-dessus

de 65 pour cent d'humidité, des conditions anaérobies se rencontrent (FAO, 2005). Comme précisé précédemment, le retournement élimine la vapeur d'eau. La fréquence de retournement permet donc la gestion de la teneur en eau et améliore la disponibilité de l'air dans l'espace poreux (Cooperband, 2002). Si les andains deviennent trop secs, l'eau doit être ajoutée pour assurer l'activité biologique continue. L'humidité attendue à la fin du co-compostage est de de 30% (FAO, 2005).

- Un pH entre 5,5 et 8 est une bonne plage pour le compostage avec des valeurs entre 4 et 7 pour le produit final (Winblad et Kilama, 1980). La matière organique peut être compostée dans une large gamme de pH (entre 3 et 11), mais des valeurs en dessous de 8 sont préférables pour éviter les pertes d'azote par dégagement d'ammoniac. Alors que les bactéries préfèrent un pH presque neutre, les champignons se développent mieux dans un environnement assez acide. Au début du processus de compostage, le pH peut chuter à environ 5 lorsque les acides organiques sont formés, mais durant l'ammonification le pH peut s'élever à 8-8,5. Pendant la maturation, lorsque l'ammonium est nitrifié et qu'on observe la formation de nitrate le pH descend en dessous de 8. Ainsi, un pH élevé est généralement le signe d'un compost immature.

2.3.3.2.3 Avantages et inconvénients

Le principal avantage du co-compostage est l'inactivation des agents pathogènes résultant des conditions thermophiles. Le produit du co-compostage, le compost, est un bon amendement de sol qui offre une source de revenus plus ou moins importante en fonction du marché. Les usines de co-compostage sont simples, facile à mettre en place et peu couteuses. L'entretien et la maintenance des exploitations ne demandent pas une technicité importante. L'usage de l'énergie électrique n'est pas exigé, ce qui allège les frais de gestion. Cependant, le co-compostage des BV et des déchets organiques est envisageable seulement si une source de déchet biodégradable est disponible et qu'un marché du compost est présent et suffisant pour absorber la production. Les usines de co-compostage demandent beaucoup d'espace et une main d'œuvre importante. Le suivi du processus de compostage demande la présence régulière d'un technicien sur le site de co-compostage.

2.3.3.3 Bassin de sédimentation-épaississement

2.3.3.3.1 Description et principe de fonctionnement

Les bassins de sédimentation-épaississement sont utilisés pour réaliser la séparation des fractions liquides et solides des BV. Ce sont des réservoirs en général rectangulaires dans lesquels les BV brutes sont déversées (après un prétraitement par dégrillage) d'un côté de la partie supérieure et le surnageant est évacué du côté opposé par un orifice, tandis que les boues épaissies sont retenues au fond du bassin, l'écume flottant à la surface (Figure 2-9). Pendant le temps de rétention, les particules les plus lourdes se déposent et s'accumulent au fond de la cuve sous l'effet des forces de pesanteur. Les particules les plus légères, telles que les graisses et les huiles flottent à la surface du bassin. La boue épaissie est recueillie au fond du bassin, le surnageant liquide est évacué par la sortie à la surface. Les bassins sont conçus de manière à garder, au mieux, un écoulement laminaire tout au long de la sédimentation et de l'épaississement des boues. Des chicanes peuvent être utilisées pour aider à éviter la turbulence à l'entrée et à séparer l'écume et les couches de boues épaissies du surnageant.

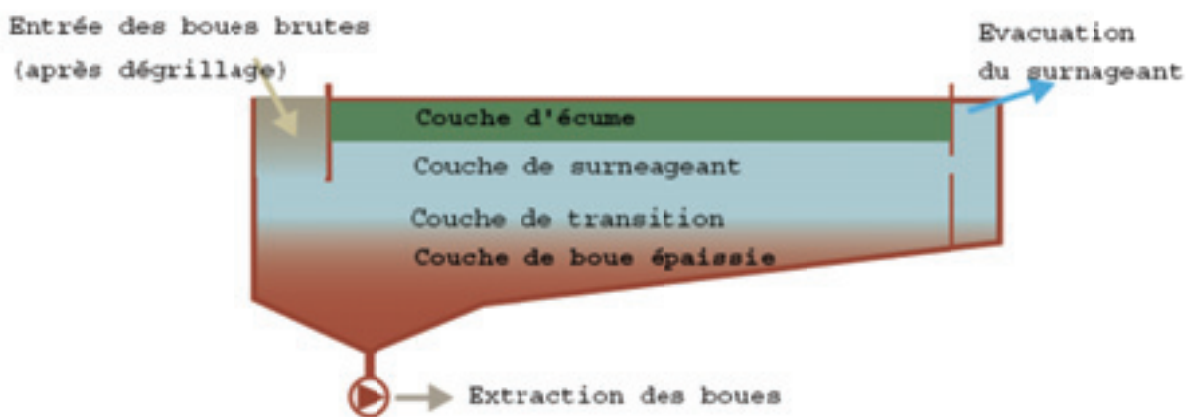


Figure 2-9 : Schéma d'un bassin de sédimentation-épaississement (Dodane et Bassan, 2014)

Dans les bassins de sédimentation-épaississement, il est nécessaire d'avoir au moins deux zones parallèles à flux indépendants pour permettre des cycles complets d'alimentation, sédimentation-décantation, évacuation des boues sans que le flux de nouveaux apports ne viennent perturber ce cycle. Les bassins sont souvent exploités avec des périodes d'alimentation allant d'une semaine à un mois, en fonction du volume du bassin pour des cycles supérieurs à 45 jours. Dans les pays en développement, l'enlèvement des boues épaissies au fond se fait souvent à la tractopelle. Il peut également se faire avec des pompes ou des camions hydrocureurs par pompage si les boues ne sont pas trop consolidées.

Après la décantation et l'épaississement, les fractions solides et liquides des BV nécessitent un traitement supplémentaire. Les bassins de sédimentation-épaississement peuvent être utilisés sous tous les climats mais sont particulièrement indiqués pour le traitement des BV avec une concentration en matières sèches relativement faible et/ou dans les climats tempérés ou pluvieux.

Trois mécanismes principaux régissent le fonctionnement des bassins de sédimentation-épaississement : la sédimentation, l'épaississement et la flottation. Cependant, la digestion anaérobie se produit également dans les bassins mais est annexe aux principaux mécanismes cités. Cette digestion anaérobie peut générer la production de gaz dont les bulles remontantes peuvent entraver la séparation solide-liquide à travers la remise en suspension et la flottaison de certaines particules.

a. Sédimentation

Dans les bassins de sédimentation-épaississement les particules solides en suspension qui sont plus denses que l'eau se déposent dans le fond du bassin par gravité. On distingue 5 types de sédimentation dont essentiellement les 4 suivantes (Ramalho, 1977) se produisent dans les bassins de sédimentation-épaississement pour le traitement des BV :

- la sédimentation individuelle, où les particules se déposent indépendamment l'une de l'autre;
- la sédimentation par floc, où la sédimentation est accélérée en raison de l'agrégation des particules;
- la sédimentation freinée, où la sédimentation est réduite en raison de la forte concentration de particules ;
- La sédimentation par compression qui peut être considérée comme l'épaississement.

Les sédimentations individuelles et par floc se produisent rapidement dans le bassin. La sédimentation freinée se produit au-dessus de la couche de boue qui s'accumule au fond de la cuve, où la concentration des matières en suspension est importante. Les particules de plus grande densité se déposent plus rapidement que celles de densités plus faibles. La sédimentation par compression intervient dès que la couche de boue accumulée au fond devient relativement compacte.

Théoriquement, la vitesse de sédimentation d'une particule (supposée sphérique) est donnée par la loi de Stokes et exprimée par l'équation Eq 2-4 (Dodane et Bassan, 2014). Elle est définie par la vitesse atteinte par une particule soumise aux forces de pesanteur, de frottement

et à la poussée d'Archimède. Cette vitesse, appelée vitesse limite de chute, est atteinte après un laps de temps de chute accélérée.

$$V_{lim} = \left[\frac{4}{3} \cdot \frac{d}{C_x} \cdot \frac{(\rho_s - \rho)}{\rho} \cdot g \right]^{1/2} \quad \text{Eq 2-4}$$

V_{lim} : Vitesse (horizontale) limite de chute (m/s) ;

d : diamètre de la particule (m)

C_x : coefficient de trainé de la particule solide dans le fluide (fonction du Reynold)

ρ_s : masse volumique de la particule (kg/m³)

ρ_f : masse volumique du fluide (kg/m³)

g : accélération de la pesanteur (m/s²)

Lorsque la concentration en volume des solides en suspension est inférieure à 0,5 %, on considère que les particules sont suffisamment éloignées les unes des autres et que, de ce fait, chacune d'entre elles se comporte comme si elle était isolée dans le liquide (Blazy, 1999). Dans le cas où la concentration en volume des solides en suspension est supérieure à 0,5%, la valeur approximative de la vitesse limite de chute des particules en suspension est donnée par l'équation Eq 2-5 (Blazy, 1999).

$$V_{lim} = 0,545 \cdot \frac{(\rho_s - \rho_f) \cdot (D - D_{lim}) \cdot d^2}{[D + (1/\rho_s)][D + (1/\rho_s)] \cdot v_f} \quad \text{Eq 2-5}$$

V_{lim} : Vitesse (horizontale) limite de chute (m/s) ;

ρ_s : masse volumique de la particule (kg/m³)

ρ_f : masse volumique du fluide (kg/m³)

d : diamètre de la particule (m)

D : dilution (volume du liquide par unité de masse des solides) de la suspension (m³/kg)

D_{lim} : dilution de la boue en fin de sédimentation (m³/kg)

D et D_{lim} étant liés aux viscosités cinématiques par les équations Eq 2-6 et Eq 2-7.

$$v_m = v_f \frac{D + 1/\rho_s}{D - D_{lim}} \quad \text{Eq 2-6}$$

$$\rho_m = \frac{D \cdot \rho_f + 1/\rho_s}{D + (1/\rho_s)} \quad \text{Eq 2-7}$$

v_m : viscosité cinématique équivalente d'une suspension (m²/s)

v_f : viscosité cinématique du fluide, des boues de vidange brutes (m²/s)

Dans le cas où la concentration en volume des solides en suspension est supérieure à 0,5%

La longueur du bassin doit être conçue de manière à être suffisamment longue pour assurer le dépôt des particules en dessous du niveau de sortie.

b. Épaississement

Les particules qui s'accumulent au fond du bassin sont ensuite comprimées. En effet, les particules déposées par décantation s'accumulent et sont comprimées par le poids de nouvelles particules arrivant au fond. Ainsi les particules plus en profondeur sont pressées et l'eau est expulsée de la couche de boues au fond et par consolidation la concentration du dépôt de boues en matières sèches augmente. Ce phénomène est aussi considéré comme un type de sédimentation : la sédimentation par compression. Cette accumulation et épaississement des boues au fond du bassin diminuent la profondeur utile (et donc volume utile) du bassin. Cette réduction de volume est à prendre en compte dans le dimensionnement, l'entretien et la maintenance du bassin.

c. Flottation

A l'inverse de la décantation, la flottation est la remontée des particules vers la surface. La poussée d'Archimède est supérieure aux forces de pesanteurs sur les particules. Les particules hydrophobes telles que les matières grasses et les particules ayant une densité inférieure à celle de l'eau s'élèvent à la surface du bassin. Certaines particules sont également poussées à la surface par des bulles de gaz résultant de la digestion anaérobie. Cette couche qui s'accumule dans la partie supérieure du bassin est appelée écume. La prise en compte de l'écume dans la conception est nécessaire car elle réduit également de manière significative le volume de la cuve.

Dans la couche de boues épaissies une digestion anaérobie se produit également en fonction du degré de stabilisation des boues, de la température et du temps de rétention dans le bassin. Ainsi, pour des boues peu stabilisées une digestion anaérobie importante nuira à l'épaississement recherché.

Les interactions de ces mécanismes entraînent la formation de 4 couches dans le bassin (Heinss et al, 1998; Metcalf et Eddy, 2003.):

- une couche de boue épaissie au fond dans laquelle la concentration en matière sèche et en suspension augmente avec la profondeur
- une couche de transition sépare la couche de boues épaissies et le surnageant. La décantation freinée se produit principalement dans cette couche où la boue décantée n'est pas totalement épaissie.

- une couche de surnageant entre la couche de transition et l'écume. Il s'agit de la fraction liquide contenant les particules dont la densité est très proche de celle de l'eau. Ces particules n'ayant ni décantées ni flottées.
- une couche d'écume à la surface du bassin. Elle contient les particules flottantes contenues dans les boues (matières grasses notamment), ainsi que des particules qui ont été soulevées par le gaz du courant ascendant.

2.3.3.3.2 Paramètres de dimensionnement

Les bassins de sédimentation-épaississement sont adaptés aux BV facilement décantables. L'aptitude à la décantation d'une boue peut être caractérisée en laboratoire par l'Indice de Mohlman. Cet indice se définit comme étant le volume occupé après décantation de 30 minutes d'un échantillon de boues correspondant de 1 gramme de matière sèche. Des indices inférieurs à 100 ml/g de MES correspondent à des boues décantant bien et facilement tandis que des indices supérieurs à 200 ml/g de MES correspondent à des boues difficilement décantable (Canler, 1994). Les mesures réalisées sur les BV d'Accra et de Dakar ont montré de bonnes aptitudes à la décantation pour des indices de Mohlman de 30-80 ml / g de MES (Heinss et al., 1998).

Le dimensionnement sommaire d'un bassin de sédimentation-épaississement (horizontal et rectangulaire) consiste à déterminer sa longueur, sa largeur, sa profondeur, la durée d'alimentation et la durée de sédimentation et d'épaississement (sans alimentation) et à évaluer la durée d'enlèvement des boues épaissies. Le temps nécessaire à une particule donnée pour atteindre le fond du bassin doit être inférieur au temps nécessaire pour parcourir la longueur du bassin. L'inéquation Eq 2-8 permet de préciser la surface minimale requise et d'en déduire la longueur et la largeur du bassin. Les ratios entre la largeur et la longueur recommandés sont compris entre 1/10 et 1/5 (Dodane et Bassan, 2014).

$$S > \frac{Q_p}{V_{\text{lim}}} \quad \text{Eq 2-8}$$

S : Surface (horizontale) du bassin (m²)

Q_p : Débit de pointe d'entrée (m³/s) avec Q_p = C_p · Q;

V_{lim} : Vitesse (horizontale) limite de chute (m/s) ;

Q : Débit moyen d'entrée (m³/s)

C_p : le coefficient de pointe

Le rapport Q_p/S est appelé vitesse ascensionnelle ou vitesse de Hazen ou encore charge hydraulique superficielle et est exprimée en $m^3/m^2.h$. Elle représente la vitesse théorique de sédimentation d'une particule qui se dépose sur une distance exactement égale à la profondeur du bassin (Ramalho, 1977). Pour les boues activées, la vitesse de Hazen peut être approchée expérimentalement en fonction de l'indice de Mohlman. Elle est une fonction croissante du volume corrigé obtenu en faisant le produit de l'indice de Mohlman par la concentration en matière en suspension (Pujol et al., 1990). Cette relation empirique n'existe pas pour les boues de vidange. Dodane et Bassan (2014) propose d'utiliser $V_u=V_{lim}=0,5m/h$ pour le dimensionnement dans le cas des boues de vidange.

Sur la base des observations réalisées dans les stations de Accra et Dakar, Heins et al. (1998) recommande pour le traitement des BV dans les bassins de sédimentation-épaississement, les paramètres suivants :

- hauteur de la couche d'écume: 0,4 m (avec 1 semaine d'alimentation et un cycle de 2 semaines), à 0,8 m (avec 4 semaines d'alimentation et un cycle de 8 semaines);
- hauteur de la couche de surnageant: 0,5 m; et
- hauteur de la couche de transition: 0,5 m.

Le volume de la zone de stockage des boues épaissies (V_t) peut être calculé comme représenté dans l'équation Eq 2-9 (Metcalf et Eddy, 2003).

$$V_t = \frac{Q \cdot C_i \cdot e \cdot N}{C_t} \quad \text{Eq 2-9}$$

V_t = volume de la zone de stockage des boues épaissies (m^3)

Q = débit moyen d'entrée des BV ($m^3/jour$).

C_i = Concentration moyenne en matières en suspension des BV d'entrée – charge d'entrée (g/L)

e = Efficacité visée - proportion de matières en suspension séparées

N = durée d'alimentation - nombre de jour d'alimentation en BV dans un cycle de fonctionnement (jour)

C_t = Concentration moyenne en matières en suspension des BV épaissies – charge de sortie (g/L)

La durée de décantation et d'épaississement sans alimentation n'apparaît pas dans la relation de calcul du volume de la zone de stockage. Elle influence la quantité de boues épaissies et est implicitement lié à l'efficacité visée (e dans Eq 2-9). Heins et al. (1998) ont observé une

efficacité moyenne de 60%. De meilleures performances pourraient être obtenues par optimisation de la géométrie et des durées d'alimentation ne dépassant pas 15 à 20 jours (Heinss et al., 1998). Dodane et Bassan (2014) recommandent de réaliser les calculs avec 80%. L'efficacité et le temps de séjour associés pourraient être obtenus par décantation d'échantillons représentatifs de BV dans une éprouvette d'au moins un litre de capacité en laboratoire. De même la concentration moyenne en matières en suspension des BV épaissies (C_t) pourrait être déterminée de la même manière. Heinss et al. (1998) ont obtenu des concentrations en matières en suspension dans le surnageant des bassins de sédimentation-épaississement de la station de traitement des BV d'Accra conformes à celles obtenues au laboratoire par des tests de sédimentation dans des éprouvettes cylindriques d'un litre. Le Tableau 2-10 présente les résultats de quelques exemples d'épaississement obtenu en Afrique de l'Ouest.

Tableau 2-10 : Concentration en matière en suspension des boues brutes et épaissies (Dodane et Bassan, 2014)

Ville	Concentration BV brute C_i (g/L)	Durée cycle (jour)	Concentration BV épaissi C_t (g/L)
Dakar, STBV	5	10	60 - 70
Accra, STBV	15 - 20	9	60 - 80
Accra, STBV	15 - 20	30	> 100
Accra, STBV	15 - 20	50	140
Accra, laboratoire	40	7	100

STBV : Station de traitement des boues de vidange

Les durées d'alimentation faibles et les durées de décantation et épaississement les moins longues possibles ont l'avantage d'éviter une épaisseur importante de la couche d'écume et une boue épaissie peu compacte pouvant être évacuée par pompage (Dodane et Bassan, 2014).

2.3.3.3 Avantages et inconvénients

Le bassin de sédimentation-épaississement est un procédé simple et fiable pour des boues adaptées. Il a l'avantage d'être réalisable avec la main d'œuvre et les matériaux locaux, d'avoir un coût d'exploitation relativement faible (Tilley et al., 2014). Cependant il exige de l'espace, et nécessite la participation de spécialistes pour la conception. Par ailleurs le traitement des boues épaissies et du surnageant est absolument indispensable. De plus il n'est pas adapté aux boues avec une très forte proportion de matière organique et on note un faible

retour d'expérience de son utilisation pour le traitement spécifique des BV (Dodane et Bassan, 2014).

2.3.3.4 Lit de séchage non planté

2.3.3.4.1 Description et principe de fonctionnement

Les lits de séchage non plantés (LSNP) sont des filtres, des excavations étanchées du sol, constituées de couches superposées de graviers et de sable (Figure 2-10). Les LSNP fonctionnent par cycle d'alimentation et repos. Ces cycles sont de 2 à 3 semaines en climat tropical et de 7 à 10 semaines en climat tempéré.

Durant l'alimentation, les boues de vidanges, épaissies ou non, sont déversées à la surface du filtre. Une partie des boues s'écoule au sein du filtre en subissant un traitement physique (filtration), chimique et biologique (biomasse fixée sur support fin). La boue se déshydrate principalement par infiltration-percolation-drainage de l'eau et quelque peu par évaporation durant cette phase. L'effluent est drainé dans la couche de gravier inférieure et récupéré par des drains. En fonction de la qualité des BV, généralement 50% à 80% environ du volume des boues percolent dans le filtre et doivent être traitées avant d'être rejetées (Tilley et al., 2014).

Durant la phase de repos, les alimentations sont interrompues. L'infiltration-percolation-drainage se poursuit (et s'arrête au bout d'un certain temps) et la boue se déshydrate principalement par évaporation. Après avoir atteint la siccité souhaitée, les boues résiduelles à la surface du lit y sont retirées manuellement ou mécaniquement avant un nouveau cycle. Au bout de 5 à 10 alimentations, il est nécessaire de faire un rechargement de sable, visant la mise à niveau de la couche de sable (remise au niveau initial) diminuée par les retraits successifs des boues résiduelles (Duchêne, 1990). Ces boues résiduelles enlevées sont directement mises en décharge ou soumises à un traitement supplémentaire (séchage, stabilisation, réduction des agents pathogènes) selon l'usage final prévu.

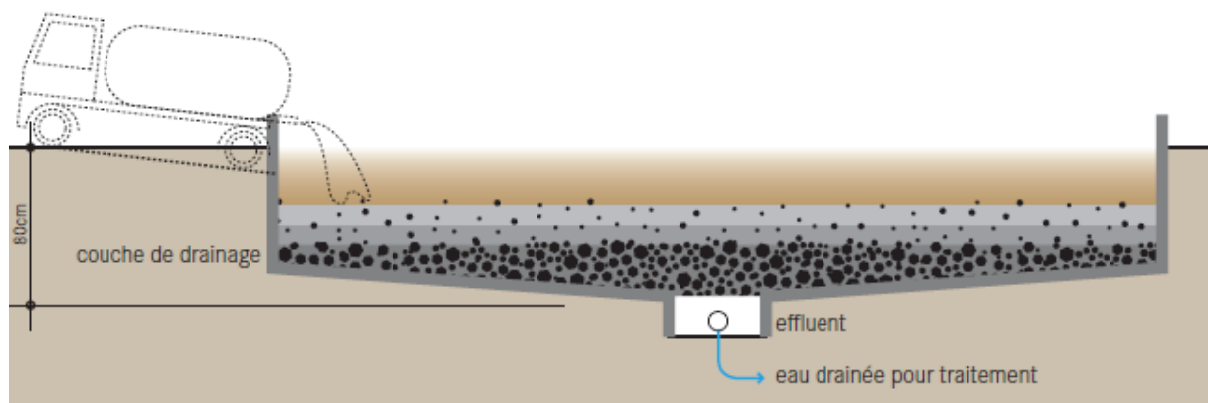


Figure 2-10 : Schéma d'un lit de séchage non planté (Tilley et al., 2014)

Le traitement des BV par LS est un procédé principalement axé sur la séparation des phases solides et liquides afin de réduire le volume des boues. Les processus participant à la déshydratation sont la sédimentation, l'infiltration-percolation-drainage et l'évaporation. La perte d'eau par infiltration-percolation-drainage est particulièrement importante avec des BV brutes, qui contiennent de grandes quantités d'eau libre. Les boues épaissies sont d'avantage déshydratées par évaporation, une bonne partie de l'eau gravitaire ayant déjà été enlevée lors de l'épaississement.

2.3.3.4.2 Paramètres de dimensionnement et de gestion

Plusieurs paramètres influencent le fonctionnement et les performances des lits de séchage non plantés.

Le climat, notamment la température, le vent, l'ensoleillement, la pluviométrie influencent l'évaporation des boues sur les lits. L'augmentation de l'humidité et de la pluviométrie contribuent à diminuer l'évaporation. L'augmentation de la température, de la vitesse du vent et de l'ensoleillement participe à l'amélioration du séchage des boues.

La qualité des boues appliquées affecte la durée de séchage (Pescod, 1971 ; Cofie et al., 2006). Les boues peu digérées donc moins stables (telles que celles des latrines des toilettes publiques d'Afrique de l'Ouest) sont plus résistantes à la déshydratation que les boues dont la digestion a été plus avancée (boues des fosses septiques domestique).

La hauteur et la charge de boues appliquée ont un impact sur la durée de séchage. L'augmentation des hauteurs de boues et des charges appliquées allongent la durée de séchage. Pescod (1971) a remarqué qu'une augmentation de 10 cm de la hauteur de boue appliquée prolonge de 50% à 100% le temps de séchage. Les hauteurs de charge rencontrées

dans la littérature varient entre 20 cm et 30 cm avec une préférence pour 20 cm (Dodane et Ronteltap, 2014).

La durée d'un cycle alimentation-repos et donc le nombre de lits sont, avec la charge et la hauteur de boues appliquées, les principaux paramètres de gestion. Ils doivent être déterminés de manière à avoir les meilleures siccités des boues finales pour le moins d'espace occupé par le système et la plus grande quantité de boue traitée.

Le principal paramètre de dimensionnement des lits de séchage non plantés est la charge surfacique d'alimentation exprimée en kg de MS/m².an. A cette charge il faut associer la durée d'un cycle d'alimentation-repos (en tenant compte de l'enlèvement des boues sur le lit). Quelques auteurs présentent des équations de dimensionnement et de gestions des lits de séchage non planté.

Walski (1976) propose les équations données par Eq 2-10 pour déterminer la surface nécessaire pour les lits de séchage et le temps de repos pour l'atteinte de la siccité souhaitée.

$$\begin{cases} A_T = \frac{100 \cdot q_S \cdot T}{H_0} \\ T = t_1 + t_2 = t_1 + \frac{30 \cdot H_0 \cdot S_0}{a \cdot E - b \cdot R} \left(\frac{1}{S_1} - \frac{1}{S_2} \right) \end{cases} \quad \text{Eq 2-10}$$

A_T : surface totale des lits (m²)

q_S : production des boues (m³/jr)

H_0 : charge initiale à t_0 (cm)

T : durée totale de déshydratation t_1+t_2 jours

t_1 : durée du drainage (jour), à déterminer expérimentalement en laboratoire

t_2 : durée d'évaporation (jour)

S_0 : siccité initiale (à t_0)

S_1 : siccité à t_1 , à déterminer expérimentalement en laboratoire (à déterminer expérimentalement en laboratoire)

S_2 : siccité à t_2

R : pluie mensuelle (cm)

E : évaporation mensuelle (cm)

a : facteur évaporatif des boues par rapport à l'eau

b : facteur d'absorption de l'eau des pluie par les boues

$a \cdot E - b \cdot R$: évaporation effective des boues (cm/mois)

Ces équations sont obtenues en se fixant la charge d'alimentation des boues et, connaissant le flux journalier des boues, la durée d'évacuation de l'eau gravitaire et l'évaporation moyenne journalière, en déduisant la surface et la durée de l'évaporation pour obtenir la siccité voulue. Avec une procédure similaire, US EPA (1987) propose le dimensionnement décrit par les relations du système d'équations Eq 2-11 avec la prise en compte de plusieurs alimentations possibles entre deux enlèvements des boues sur les lits.

$$\begin{cases} t_d = \frac{y_0 \cdot (1 - s_0 / s_f) (1 - D)}{k_e E_v} \\ N = \frac{n_v \cdot k_e E_{vn}}{y_0 \cdot (1 - s_0 / s_f) (1 - D)} \\ L = c \cdot s_0 \cdot y_0 \cdot N \\ y_f = y_0 \frac{s_0}{s_f} \end{cases} \quad \text{Eq 2-11}$$

t_d : durée de déshydratation pour une alimentation (mois)

y_0 : hauteur initiale de la boue appliquée (cm)

s_0 : siccité initiale des boues

s_f : siccité finale

D : proportion d'eau drainée

E_v : évaporation sur une surface libre sur la durée t_d

k_e : facteur de réduction pour l'évaporation des boues par rapport à l'évaporation sur surface libre (prendre 0,6 en première approche et déterminer une valeur spécifique expérimentalement)

N : nombre d'alimentation des boues

n_v : durée d'un cycle de fonctionnement

E_{vn} : évaporation sur une surface libre sur la durée n_v

L : charge en matière solide sur la période n_v (kg/m^2)

C : facteur de conversion (densité des boues)

y_f : hauteur finale de la boue déshydraté

Le bilan hydrique est utilisé par Arceivala (1981) pour proposer une durée optimale de séchage (Eq 2-12).

$$T = \frac{(1 - f_i) \cdot q_i + (1 - f_r) \cdot q_r - q_d}{f_e \cdot E_w} \quad \text{Eq 2-12}$$

T : durée de déshydratation (mois)

E_w : évaporation sur une surface libre sur la durée T (mm/mois)

f_e :facteur de réduction pour l'évaporation des boues par rapport à l'évaporation sur surface libre (tabulé par l'auteur en fonction du type de boue)

q_r :humidité du aux précipitations (mm)

q_d :humidité finale des boues déshydratées (mm)

q_i :humidité initiale des boues (mm)

f_r :proportion d'eau de pluie pouvant être évacuée par drainage (tabulé)

f_i :proportion d'eau des boues brutes pouvant être évacuée par drainage (tabulé)

Malgré ces outils de dimensionnement, la détermination des paramètres de dimensionnement et de gestion reste dans de nombreux cas empiriques. Face à la grande variabilité de la qualité des BV et de facteurs influençant le système dans une même localité et encore plus d'une localité à l'autre, Pescod (1971) et Cofie et al. (2006) recommandent de réaliser la conception des LS au cas par cas, selon le contexte local. Le Tableau 2-11 montre des paramètres de dimensionnement retrouvés dans la littérature. Comme on pouvait s'y attendre, les charges sont plus importantes et les durées des cycles sont légèrement moins grandes dans les climats chauds. Ce qui présume l'influence importante des facteurs climatiques.

Tableau 2-11 : Paramètres de dimensionnement

Auteur / pays	Composition du lit	Charge surfacique	Repos
Cofie et al. (2006) / Ghana	10 - 20 cm de sable; d=0,2 - 0,6 mm 10 cm de gravier ; d= 7 - 15 mm 20 cm de gravier ; d= 15 - 30 mm	100 - 200 kg de MS/m ² .an	15 jours
Duchène (1990) / France	Sable lavé Gravillon Gravier grossier	55 - 73 kg de MES/m ² .an	15 - 21 jours

Cependant la littérature a peu de recul sur l'optimisation de la déshydratation des boues par l'étude des durées de séchage pour une même charge surfacique annuelle et donc du nombre de lit optimal. En effet, pour une charge surfacique annuelle donnée l'alimentation pourrait se faire en différents cycles alimentation-repos. Les performances épuratoires et de déshydratation des BV pourraient être significativement différentes selon le cycle choisi. L'étude de l'influence de la durée du cycle alimentation-repos pour une unique charge surfacique d'alimentation pourrait être une voie d'optimisation du procédé.

2.3.3.4.3 Performances des lits de séchage non plantés

L'objectif premier des lits de séchage non plantés est la déshydratation des boues. La siccité finale des boues varie entre 18% et 70% (Cofie et al., 2006 ; Heinss et al., 1998). Dans les boues résiduelles avec les siccités supérieures ou égales à 70%, Heinss et al. (1998) n'ont dénombré aucun œuf d'helminthes. Ce qui n'a pas été le cas pour celles de siccités inférieures (29 à 50%). Les siccités supérieures à 70% n'ont été atteintes que pour un mélange de boues dont les 3/4 provenaient des fosses septiques domestiques et 1/4 des ouvrages publics. Lorsque les proportions de boues provenant des ouvrages publics sont supérieures à 1/4 des boues à déshydrater, la siccité finale des boues résiduelles est moins importante (Heinss et al., 1998). Les boues peu digérées se déshydratent donc plus difficilement.

Malgré les bonnes performances épuratoires (Tableau 2-12), les percolâts restent fortement concentrés (Tableau 2-13).

Tableau 2-12 : Performances des lits de séchage non plantés

Auteur / pays	Siccité Finale	Performance épuratoire
Heinss et al. (1998) / Ghana	29-70%	≥ 95% MES; 70-90% DCO; 40-60% NH ₄ ; 100% helminthes
Cofie et al. (2006) / Ghana	18-49%	97% MES; 87% DCO; 100% helminthes
Kuffour et al. (2009)		70,5-76,2%MS; 88,9-95,1%MES; 73,6-78,2% MV; 85,3-87,9% DCO; 71,1-78,0% NH ₃ -N, 60,8-78,1% NTK; 39 ,6 – 56,0% NO ₃ ⁻ 48,7-58,9% PT
Duchène (1990) / France	30-35%	

Un traitement supplémentaire est en général à envisager pour la réutilisation ou le rejet des boues déshydratées et des percolâts.

Tableau 2-13 : Qualité du percolât issu des lits de séchage non plantés (Ghana)

Paramètres	Cofie et al. (2006)	Kuffour et al. (2013)	Kuffour et al. (2009)
pH	7,9 - 8,2		8,21 - 8,36
Cond (mS/cm)	11,4 - 21,9	9,8 - 15,6	13,56 - 16,18
MS (mg/L)	5700 – 6100	4590 - 6380	8,62 - 10,84
MES (mg/L)	290 – 600	480 - 1140	860 - 1960
MV(mg/L)	-	2510 - 2820	4410 - 5860
DCO (mg/L)	3600 - 5600	4560 - 5580	5480 - 6700
DBO ₅ (mg/L)	870 - 1350	-	-
TKN-N (mg/L)	370 -590	370 - 480	800 - 1400
NO ₃ ⁻ (mg/L)	50 - 170	530 - 580	630 - 830
NH ₃ -N (mg/L)	260 - 520	300 - 380	640 - 890
PT (mg/L)	-	1690 - 2190	759 - 948
Helminthes (u/L)	0	-	-

2.3.3.4.4 Avantages et inconvénients

Le lit de séchage non planté est un procédé simple à mettre en œuvre et dont les coûts d'investissement et d'exploitation sont relativement faibles. Les performances de ce procédé sont bonnes et les siccités atteintes sont comparables aux procédés mécaniques. Cependant, il nécessite beaucoup d'espace et une main d'œuvre importante (Tilley et al., 2014). Par ailleurs, sa conception toujours empirique rend difficile son dimensionnement dans un contexte où il n'a jamais été expérimenté. La modélisation de la déshydratation des boues sur les LSNP permettrait de proposer un outil de dimensionnement aux concepteurs et éventuellement de mieux comprendre certains problèmes de gestion.

2.3.3.5 Lits de séchage plantés

2.3.3.5.1 Bref historique du procédé

Afin de prévenir le colmatage dans les lits de séchage non plantés, les allemands Seidel et Kickuth y plantèrent des roseaux (Bittamann et Seidel, 1967; Kickuth, 1969). Ainsi le réseau de tiges, rhizomes et racines créées par les plantes dans les boues et la couche de sable produit des pores au sein du système. Ces pores améliorent le drainage et l'aération du gâteau de boues et par conséquent sa déshydratation, sa minéralisation et sa stabilisation. Ainsi, l'évacuation de la boue déshydratée entre deux apports n'est plus systématique. Cette technique offre donc une capacité de stockage de la boue sur une période plus longue, tout en assurant son traitement via la réduction du volume de boue, la diminution des nuisances par déshydratation et minéralisation du dépôt de boue).

Un peu plus de deux décennies après l'apparition de la technique, à la suite d'expériences pilotes, plusieurs filières de traitement des boues issues de l'assainissement collectif équipées de lits de séchage plantés de roseaux ont été mises en œuvre notamment en Allemagne (Hofmann, 1990), au Danemark (Nielsen, 1990) et aux Etats-Unis (Kim et Cardenas, 1990 ; Kim et Smith, 1997 ; Burgoon et al., 1997).

En France, les premiers essais ont été réalisés à travers une étude menée par le Cemagref entre 1989 et 1992 dans le département de la Loire. Les résultats de cette étude jugés assez intéressants ont conduit plusieurs collectivités à se doter de lits de séchage plantés de roseaux pour le traitement des boues. Plus de 400 stations (type boue activée) de capacité variant de 700 à 4 000 EH avec quelques-unes dépassant 10 000 EH en sont équipées (Vincent, 2011). Au Danemark, ce système équipe des installations de capacités allant jusqu'à 125 000EH (Nielsen et Willoughby, 2005).

A la fin des années 90 et dans la décennie 2000-2010, l'utilisation de ce procédé est devenu de plus en plus courante dans les pays européens : en Belgique (De Maeseneer, 1997), en Pologne (Hardej et Ozimek, 2002; Obarska-Pempkowiak et al., 2003), au Royaume-Uni (Edwards et al., 2001), en Italie (Giraldi et al., 2009) et en Espagne (Uggetti et al., 2009). Sur la même période, des essais pilotes ont été menés en Asie et dans les pays en développement notamment en Thaïlande (Koottatep et al., 2001), en Palestine (Nassar et al., 2006), au Cameroun (Kengne, 2006), en Chine (Yubo et al., 2008) et au Sénégal (Dodane et al., 2011).

Au cours du temps, différents types de boues ont été testées et traitées sur les lits de séchage plantés. Les boues en excès des stations d'épuration à boues activées (Nielsen, 2003; Obarska-Pempkowiak et al., 2003), les boues de digestion anaérobies (Nielsen, 2003), les boues de digestion aérobie (De Maeseneer, 1997), les boues d'aération prolongée (Uggetti et al., 2009; Nielsen, 2003; Edwards et al., 2001; Begg et al., 2001), les boues de lagunage aérés (Burgoonet al., 1997), les boues d'origine agricoles (Edwards et al., 2001), les boues des fosses Imhoff (Zwara et Obarska-Pempkowiak, 2000) et les matières de vidange (Vincent et al., 2011; Kengne, 2006; Koottatep et al., 2005; Paing et Voisin, 2005; Liénard et Payrastra, 1996) sont traitées par ce système. Par ailleurs, selon le contexte, diverses espèces végétales sont utilisées sur les lits de séchage plantés. *Phragmites australis* est de loin l'espèce la plus couramment rencontrée dans la littérature. Wang et al. (2009) étudient le comportement de *Phragmites australis*, *Typha latifolia* et *Iris pseudacorus* pour le traitement de boues issues de l'industrie agroalimentaire en climat méditerranéen. Au Cameroun, en climat tropical humide, Kengne et al. (2008) étudient *Echinochloa pyramidata* et *Cyperus papyrus* pour le traitement des boues de vidange. Koottatep et al. (2001), en Thaïlande, donnent les premiers critères de dimensionnement du système plantés de *Typha augustifolia* en climat tropical humide pour la déshydratation des boues de vidange. Kengne et al. (2011) aboutissent à des critères de même ordre avec des espèces différentes.

Bien que les espèces utilisées et le type de boue traitée puissent être différents selon le contexte, le principe de fonctionnement des lits de séchage plantés reste le même. Les principaux objectifs de traitement des boues par ce système étant la déshydratation et la minéralisation, le fonctionnement du procédé décrit ci-après permet, sous certaines conditions, d'obtenir de bons résultats.

2.3.3.5.2 Description et principe de fonctionnement

Les lits de séchage plantés sont des réacteurs constitués d'un agencement de substrat de granulométrie croissante du haut vers le bas sur lequel se développent des plantes émergentes (Figure 2-11).

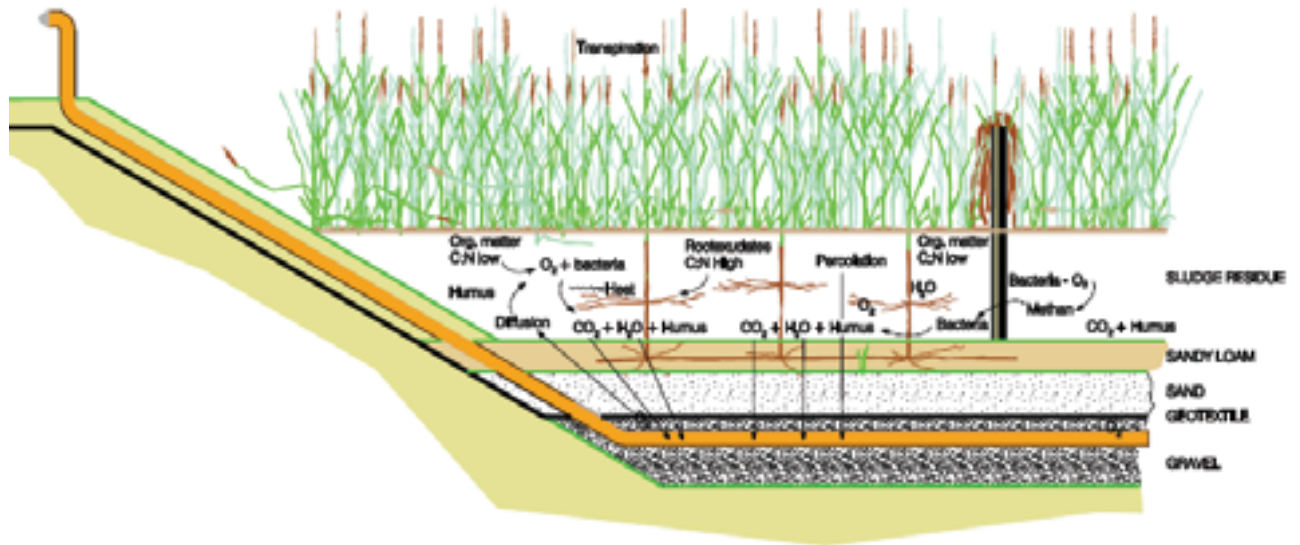


Figure 2-11 : Schéma de principe d'un lit de séchage planté (Nielsen, 2003)

Les boues fraîches sont appliquées par bâchées, par cycle d'alimentation et de manière uniforme à la surface du lit et le traitement est effectué à travers divers processus dans l'ensemble du système :

- l'essentiel de MES contenues dans les boues fraîches est retenu à la surface du lit. Il se forme ainsi une couche de matière solide humide au-dessus du lit. Après formation, ce dépôt de boue fait partie du système et constitue désormais la surface du lit, la première couche de matériaux. Ainsi il se forme progressivement au-dessus du lit une couche de boue résiduelle dont l'épaisseur augmente au fil du temps;
- l'eau gravitaire contenue dans les boues fraîches va percoler dans le massif poreux à travers les porosités propres aux matériaux constituant le lit et surtout à travers celles engendrées par les tiges, rhizomes et racines des plantes. Cette eau est ensuite drainée et évacuée hors du système ;
- les plantes, par évapotranspiration, participent à la déshydratation des boues notamment de la couche de boue résiduelle ;

- la minéralisation de la matière organique a lieu par des mécanismes microbiologiques liés à l'activité bactérienne et faunistique. Celle-ci est cruciale pour la réduction et la stabilisation du dépôt de boue résiduelle.

Pour un bon fonctionnement du système, il est nécessaire de maintenir des conditions aérobies également propices à la minéralisation et à la stabilisation de la matière organique accumulée dans la boue résiduelle. La couche drainante est ainsi mise en contact avec l'air ambiant via des cheminées d'aération afin que l'oxygène de l'air diffuse dans les interstices de ce milieu granulaire, colonisé par les racines et une biomasse abondante (Liénardet *al.*, 1995).

La conception et la gestion des lits de séchage plantés doivent, par conséquent, être réalisées de manière à maintenir les conditions propices à la filtration, la déshydratation et la minéralisation. Cette gestion doit donc permettre de garantir (Vincent, 2011):

- une croissance optimale des végétaux, pour leur rôle physique sur le drainage et leur rôle biologique sur la déshydratation ;
- une bonne aération de la couche de boue résiduelle et du massif filtrant, synonyme d'un fonctionnement aérobie nécessaire à la survie des plantes et à l'optimisation de la minéralisation de la matière organique. Cette minéralisation permettra une structuration de la boue résiduelle favorable au drainage de la phase liquide.

a. Spécificités liées aux plantes

▪ *Plantes utilisées*

Les plantes utilisées dans les lits de séchage plantés sont les macrophytes. Ils y sont enracinés et émergents. Les espèces de macrophytes émergents les plus courants font partie de la classe des monocotylédones. Plus de 40 espèces de plantes sont retrouvées dans la littérature pour le traitement des boues par lits de séchage plantés. Les espèces les plus retrouvées sont *Phragmites australis*, *Typha latifolia* et *Scirpus validus* (Stephanakis et *al.*, 2014). Les genres les plus fréquemment utilisés sont *Phragmites*, *Typha* et *Scirpus* couramment appelés roseaux, massettes et joncs respectivement. Les conditions de vie de ces espèces sont présentées dans le Tableau 2-14.

Tableau 2-14 : Conditions de vie de quelques plantes couramment utilisées dans les filtres plantés (Cronk et Fennessy, 2001 ; USEPA, 1988)

Espèce	Plage de température (°C)		Salinité maximale tolérable (ppt)	Plage de pH	Durée minimale de survie en anoxie (jours)	Nombre de tiges par stolon/ryzhome
	Développement	Germination				
<i>Phragmites australis</i>	12 - 23	10 - 30	30	2 - 8	>28	1,8 - 9,9

Espèce	Plage de température (°C)		Salinité maximale tolérable (ppt)	Plage de pH	Durée minimale de survie en anoxie (jours)	Nombre de tiges par stolon/ryzhome
	Développement	Germination				
<i>Typha spp</i>	10 - 30	12 - 24	30	3 - 8,5	>28	0,4 - 0,6
<i>Scirpus spp</i>	18 - 27	-	20	4 - 9	>28	2,3 - 3,9
<i>Juncus spp</i>	16 - 26	-	20	5 - 7,5	4 - 7	-
<i>Carex</i>	14 - 32	-	-	5 - 7,5	4	-

Pour chacun des paramètres présentés dans le Tableau 2-14, on remarque que ces espèces peuvent survivre dans une grande plage de variation de ceux-ci et même dans des conditions difficiles (durée de survie en anoxie > 28 jours). Ainsi, la littérature donne quelques critères nécessaires pour employer des végétaux dans filtres plantés. Les macrophytes utilisés dans les filtres plantés doivent:

- être adaptés aux conditions climatiques et écologiques locales c'est-à-dire que l'espèce ne présente pas un risque pour le développement d'une maladie ou d'un quelconque problème dans l'écosystème environnant et réciproquement (Tanner, 1996);
- avoir une forte capacité de transpiration (Nielsen, 1993)
- avoir un plantage, une adaptation et une croissance rapide et une expansion constante sous diverses conditions (Tanner, 1996; Liénard et al., 1995; Nielsen, 1990; Brix, 1987; De Maeseneer et al., 1982; Bittman and Seidel, 1967);
- être tolérantes à divers polluants, à l'anoxie, aux surcharges et déficits hydriques (De Maeseneer et al., 1997; Tanner, 1996);
- être tolérantes à une grande variabilité de pH et de conductivité (De Maeseneer et al., 1997);
- être facilement disponibles localement ou dans la région (De Maeseneer et al., 1997; Tanner, 1996; Liénard et al., 1995);
- être vivaces et pérennes.

Les besoins de génération de revenus pour assurer la pérennité des filières de traitement et la volonté de réutilisation des sous-produits des systèmes de traitement des boues de vidange ont conduit certains auteurs à proposer des plantes (pour les filtres plantés) dont l'usage et/ou la réutilisation locale est possible. Des fleurs ornementales ont été testées au Mexique (Zurita et al., 2009; Zurita et al., 2006) et en Thaïlande (Koottatep et al., 2006). Leur usage faciliterait d'avantage l'intégration paysagère des filtres plantés et la vente de celles-ci pourraient permettre d'avoir des revenus pour l'amélioration de la gestion économique du système de

traitement. Des plantes fourragères ont été testées au Cameroun (Ngoutane *et al.*, 2012) et au Sénégal (Abiola *et al.*, 2009) et proposées au Burkina Faso (Bassan *et al.*, 2013). Ces plantes seraient utilisées à la fois pour améliorer la gestion économique des lits de séchage plantés et pour apporter sur le marché du fourrage en période de manque notamment en saison sèche (cas du Burkina Faso).

- *Rôles des plantes*

Les plantes jouent un rôle direct dans la déshydratation des boues et un rôle essentiellement indirect dans l'épuration de celles-ci.

Par évapotranspiration, les plantes contribuent à la perte d'eau dans les boues notamment pendant les phases de repos. La transpiration se fait d'une part au travers des stomates et est directement proportionnelle à l'ouverture de l'ostiole (orifice délimité par deux cellules stomatiques) et d'autre part au travers des pores de la cuticule avec une régulation simplifiée. La transpiration cuticulaire ne représente que 10 à 30% de la transpiration totale. Les plantes absorbent l'eau à travers leur système racinaire. Une partie de cette eau, appelée eau de constitution, entre dans la composition des tissus végétaux. La plus grande partie traverse les plantes en cédant aux végétaux les substances minérales qu'elles véhiculent avant d'être rejetée à l'atmosphère sous forme de vapeur. Cette eau, dite de transpiration, représente plus de 100 fois l'eau de constitution. Ces échanges par transpiration sont quantitativement plus importants que ceux par évaporation directe (Musy et Soutter, 1991).

La présence des plantes peut permettre une augmentation de l'évapotranspiration de plus de 35% dans les LSP comparativement aux lits non plantés (Stefanakis et Tsihrantzis, 2011). L'évapotranspiration dépend à la fois de la demande évaporative de l'air, déterminée selon les conditions climatiques (humidité, vent, rayonnement, température), et de l'offre relevant principalement de l'état de l'eau dans le sol et de son taux d'humidité et de la physiologie du végétal (nature, stade végétatif, etc.).

Les plantes favorisent la mise en place d'un écosystème nécessaire au développement de microorganismes qui participent à l'épuration. Elles contribuent notamment à améliorer la porosité au sein du massif filtrant, à stimuler l'activité bactérienne, à oxygéner le milieu et à réguler le micro climat des LSP.

Les plantes permettent la régulation de la perméabilité du filtre. L'alimentation en boues de vidange des lits induits l'accumulation de matières, le développement des micro-organismes dans les pores du massif filtrant et la formation d'une couche de dépôt à la surface du lit. Ces

phénomènes conduisent à la réduction de la perméabilité du massif filtrant ainsi qu'au transfert d'oxygène dans le milieu et par conséquent favorisent le colmatage de celui-ci. La croissance des racines/rhizomes et leur prolongement à travers la tige permet de contrebalancer ce résultat. En effet, les tiges des plantes percent les couches de dépôts de boue et libèrent des espaces autour d'elles. De petits orifices se créent à la base des végétaux qui oscillent sous l'action du vent, permettant ainsi à l'eau de s'écouler au travers de toute la surface (Liénard *et al.*, 2005). Au sein du massif, les racines des végétaux créent des chemins préférentiels. L'eau est ainsi répartie de manière homogène sur tout le volume du dispositif. Les végétaux peuvent ainsi favoriser la percolation de l'effluent sans pour autant améliorer la perméabilité d'origine. L'augmentation des vitesses d'infiltration, mise en évidence par Molle (2003), assure des périodes d'assèchement plus longues entre chaque bâchée et, par conséquent, une meilleure oxygénation du LSP (la plage d'infiltration dénoyée est ainsi plus rapidement en contact direct avec l'atmosphère).

Le développement racinaire a aussi une influence positive sur la quantité de bactéries présente dans le milieu et stimule l'activité enzymatique. Münch *et al.* (2005) indique que le nombre de bactéries varie d'un facteur de 10 entre réacteur planté et témoin non planté. La nitrification apparaît aussi nettement plus marquée dans le réacteur planté. Ces auteurs montrent également que la dénitrification est amplifiée au voisinage des racines de plantes. Le dépôt sur ces dernières de matériel cellulaire mort ou d'exsudats (sucres et acides aminés) sert effectivement de source de carbone pour les bactéries dénitrifiantes hétérotrophes. En établissant que la majeure partie des phénomènes étudiés présente une différence significative entre milieux plantés et non plantés jusqu'à 35 mm de distance des racines et sachant que seulement 16 % des racines sont distantes entre elles de plus de 60 mm, les auteurs en déduisent que l'ensemble d'un lit, bien colonisé par les racines, est sous l'influence de celles-ci (Münch *et al.*, 2005).

Les plantes apportent aussi de l'oxygène dans le milieu. Cet oxygène serait à l'origine de l'amplification de la nitrification constatée dans les lits plantés comparativement aux lits non plantés. Comme tous les végétaux aquatiques, les macrophytes peuvent transférer de l'oxygène photo-synthétisé dans les parties aériennes vers leurs racines à l'aide d'un tissu creux nommé aerenchyme. Les travaux de Münch *et al.* (2005) ont montré des différences de concentrations d'oxygène dissous dans le milieu perceptibles jusqu'à 35 mm de distance des racines entre un réacteur planté et un témoin non planté. Cependant, il paraît clair que l'apport

d'oxygène par les plantes est faible comparativement aux charges appliquées (Liénard et *al.*, 2005).

Les prélèvements de nutriments par les plantes sont peu importants (Vymazal et *al.*, 1998 ; Vymazal et *al.*, 2005). Même si les végétaux absorbent effectivement de l'azote et du phosphore pour se développer, cette absorption se révèle négligeable, au regard des quantités de nutriments entrants dans le système. Il en est de même des éléments traces métalliques.

b. Massif filtrant

Le massif filtrant des lits de séchage plantés est constitué de différentes couches de matériaux de granulométrie croissante de la surface du lit vers le fond. L'épaisseur du massif filtrant varie de 30 cm à 90cm selon les auteurs.

La couche supérieure qui est la couche filtrante est souvent constituée de sable ou de graviers fins. Elle est l'actrice essentielle de la filtration. Troesch et *al.* (2009) a comparé l'utilisation du compost et du sable comme couche de filtration. Ses résultats montrent que le compost favorise la croissance des plantes notamment en phase de démarrage. Cependant aucune différence significative n'a été observée sur les rendements épuratoires. Les travaux de Wang et *al.* (2010), avec l'utilisation de matières organiques (mélange tourbe et d'écorces de pin concassées) comme couche filtrante, montre une augmentation de la concentration en DCO dans l'effluent due à un relargage de matière organique. La qualité de filtration de la couche filtrante est particulièrement perceptible lors des premières alimentations, lorsque la couche de boues résiduelle sur les lits est très faible. En effet, au fil des alimentations, l'épaisseur de la couche de boue résiduelle sur les lits de séchage augmente. Cette couche de boue jouera, progressivement, le rôle d'horizon de filtration.

La couche de transition est généralement constituée de gravier. Des travaux de recherche ont été réalisés pour l'utilisation d'un matériau de coût moins élevé pour cette couche. Ainsi, Uggetti et *al.* (2012b) montre que les résidus de bois pourraient constituer la couche de transition sans pour autant détériorer la qualité du traitement.

La couche drainante est essentiellement constituée de graviers grossiers, de galet ou de pierre. Le Tableau 2-15 présente quelques structures de massifs filtrants des LSP retrouvées dans la littérature.

Tableau 2-15 : Massifs filtrants des lits de séchage plantés pour le traitement des boues

Auteurs	Configuration du filtre (de la surface vers le fond)
Lienard et Payraastre (1996)	10 cm de graviers 3/8 mm 5 cm de graviers 5/12 mm 1 géogrille avec 4 à 6 mm d'ouverture 10 cm de galets 20/60 mm (couche drainante)
Nielsen (2003)	15 cm de sable Géotextile 30 – 45 cm de galet
Paing et Voisin (2005)	50 cm de graviers fin (2–8 mm), 20 cm de graviers 10–20 mm 20 cm de galets 20–40 mm
Kootatep et al. (2005)	10 cm de sable fin (1 mm), 15 cm de graviers fins (Ø 25mm) 40 cm de graviers grossiers (Ø 50 mm).
Kengne (2006)	15 cm de sable fin; $d_{10}=0,333$ - $d_{60}=1,182$ 20 cm de graviers fins; $d_{10}=7,625$ - $d_{60}=12,727$ 30 cm de graviers grossiers; $d_{10}=17,045$ - $d_{60}=23,077$
Troesch (2009)	5 cm de sable $d_{10}=0,45$ - $d_{60}=1,4$ - $CU=3,11$ ou 10 cm de compost $d_{10}=0,43$ - $d_{60}=1,6$ - $CU=3,72$ 20 cm de gravier 2/6 mm 10 cm de gravier 15/25 mm 20 cm de galets 30/60 mm
Abiola et al. (2011)	10 cm de sable de dune roulé très fin $d < 0,5$ mm 10 cm de petit gravier concassé 5/20 mm 10 cm de gravier grossier concassé 20/60 mm
Uggetti et al. (2012b)	10 cm de sable $d_{50}=1$ mm 30 cm de gravier $d_{50}=5$ mm/30 cm de déchets de bois $d \sim 50$ mm 10 cm de pierre $d_{50}=250$ mm

Molle et al. (2013) font les recommandations suivantes pour le massif filtrant :

- couche superficielle de 10 cm de compost de déchets verts et 5 cm de sable grossier ($0,2\text{mm} < d_{10} < 0,4\text{mm}$, $4 \leq CU \leq 5$) dont la teneur en fines particules ($d < 63\mu\text{m}$) doit être inférieure à 3% en masse;
- couche intermédiaire (2/4 à 3/6 mm) sur une épaisseur de 20 à 30 cm ;
- couche de transition de 10 cm définie par la relation « $d_{15} \text{ transition} \leq 5.d_{85}$ couche supérieure » permettant d'éviter la migration des éléments fins dans la couche plus grossière (une géogrille de type tridimensionnelle est aussi possible) ;
- couche drainante de galet de 15/30 mm à 30/60 mm sur 15 cm.

2.3.3.5.3 Dimensionnement et gestion

Le bon déroulement des mécanismes décrit dans le paragraphe 2.4 est assujéti au dimensionnement du système et à sa gestion. Le Tableau 2-16ci-dessous récapitule les éléments constitutifs d'un LSP ainsi que leur rôle, leur utilité et les paramètres de dimensionnement associés. L'essentiel de ces paramètres sont obtenus empiriquement et il n'existe pas (à notre connaissance) des modes de dimensionnement de ceux-ci quel que soit le contexte. En général des expériences permettent d'obtenir la charge de matière sèche ou de matière en suspension maximale admissible exprimée en kg de MS/m².an ou en kg de MES/m².an. C'est sur la base de cette valeur que les lits de séchage plantés sont souvent dimensionnés. La modélisation des principaux processus dans les lits de séchage plantés permettrait de proposer un outil de dimensionnement aux concepteurs.

Tableau 2-16 : Eléments nécessaires au dimensionnement des LSP

Partie d'ouvrage	Rôles	Utilité	Paramètres de dimensionnement / contraintes à prendre en compte
1 Couche filtrante	<ul style="list-style-type: none"> - Filtration - Support racinaire - Support d'eau, - Support de la biomasse bactérienne 	<ul style="list-style-type: none"> - Séparation liquide/solide, diminution de la charge en MES dans les boues par conséquent amélioration de l'élimination de la pollution particulaire - Adsorption et fixation de la matière 	<ul style="list-style-type: none"> - Charge organique (concentration en MES) - Superficie - Diamètre des grains - Granulométrie (d10, CU, proportion de fines, d85) - Epaisseur de la couche
2 Couche de transition	<ul style="list-style-type: none"> - Support racinaire - Support d'eau - Support de la biomasse bactérienne 	<ul style="list-style-type: none"> - Evite la migration des grains de la couche filtrante dans la couche drainante - Adsorption et fixation de la matière 	<ul style="list-style-type: none"> - Diamètre des grains - Granulométrie (d10, Cu, d15, d50) - Epaisseur de la couche
3 Couche drainante	<ul style="list-style-type: none"> - Support des drains - Support racinaire - Support d'eau - Support de la biomasse bactérienne 	<ul style="list-style-type: none"> - Evite l'intrusion des grains des couches supérieures dans les canalisations - Adsorption et fixation de la matière 	<ul style="list-style-type: none"> - Diamètre des grains - Granulométrie (d10, Cu, d50) - Epaisseur de la couche - Pente au fond
4 Plantes	<ul style="list-style-type: none"> - Evapotranspiration - Création des pores dans la couche filtrante et les boues résiduelles - Transfert d'oxygène - Support de la biomasse bactérienne - Régulation de la température du système 	<ul style="list-style-type: none"> - Déshydratation (transpiration) - Amélioration de la porosité de la couche filtrante et des boues (évite le colmatage) - Amélioration de la nitrification, - Stimulation et augmentation de l'activité bactérienne - Absorption des minéraux - Adsorption et fixation de la matière - Améliore la stabilisation et la minéralisation 	<ul style="list-style-type: none"> - Coefficient cultural - Coefficient de stress - Densité des plantes - Profondeur racinaire - Tolérance de la plante aux variations hydriques - Tolérance de la plante aux charges polluantes
5 Drains	<ul style="list-style-type: none"> - Rejet des percolats 	Collecte et élimination de l'effluent	<ul style="list-style-type: none"> - Diamètre des canalisations - Epaisseur des rainures - Espacement des canalisations
6 Canalisation d'aération	<ul style="list-style-type: none"> - Aération (oxygénation) de l'eau infiltrée - Aération (oxygénation) du massif filtrant et des boues résiduelles 	<ul style="list-style-type: none"> - Amélioration de la nitrification, - Augmentation et stimulation de l'activité bactérienne 	<ul style="list-style-type: none"> - Diamètre des canalisations - Espacement des canalisations
7 Durée de la phase d'alimentation	<ul style="list-style-type: none"> - Régulation du fonctionnement du système - Limitation des conditions anaérobies 	<ul style="list-style-type: none"> - Limitation des conditions de saturation et d'anaérobiose, - Augmentation et stimulation de l'activité bactérienne 	<ul style="list-style-type: none"> - Nombre de jours d'alimentation - Charge hydraulique journalière maximale - Charge hydraulique maximale instantanée
8 Durée de la phase de repos	<ul style="list-style-type: none"> - Régulation du fonctionnement du système 	<ul style="list-style-type: none"> - Amélioration de la nitrification, - Augmentation et stimulation de l'activité bactérienne - Améliore la déshydratation - Améliore la stabilisation et la minéralisation 	<ul style="list-style-type: none"> - Nombre de jour de repos - Nombre de lits de séchage - Tolérance au stress hydrique

a. Charges d'alimentation annuelle

Les mécanismes en jeu étant fortement liés aux conditions climatiques, les charges appliquées diffèrent selon les zones climatiques. Comme le montre la Figure 2-12, alors qu'en climat tempéré les charges varient entre 30 et 60 Kg de MS/m².an, en climat tropical elles sont comprises entre 200 et 250 Kg de MS/m².an.

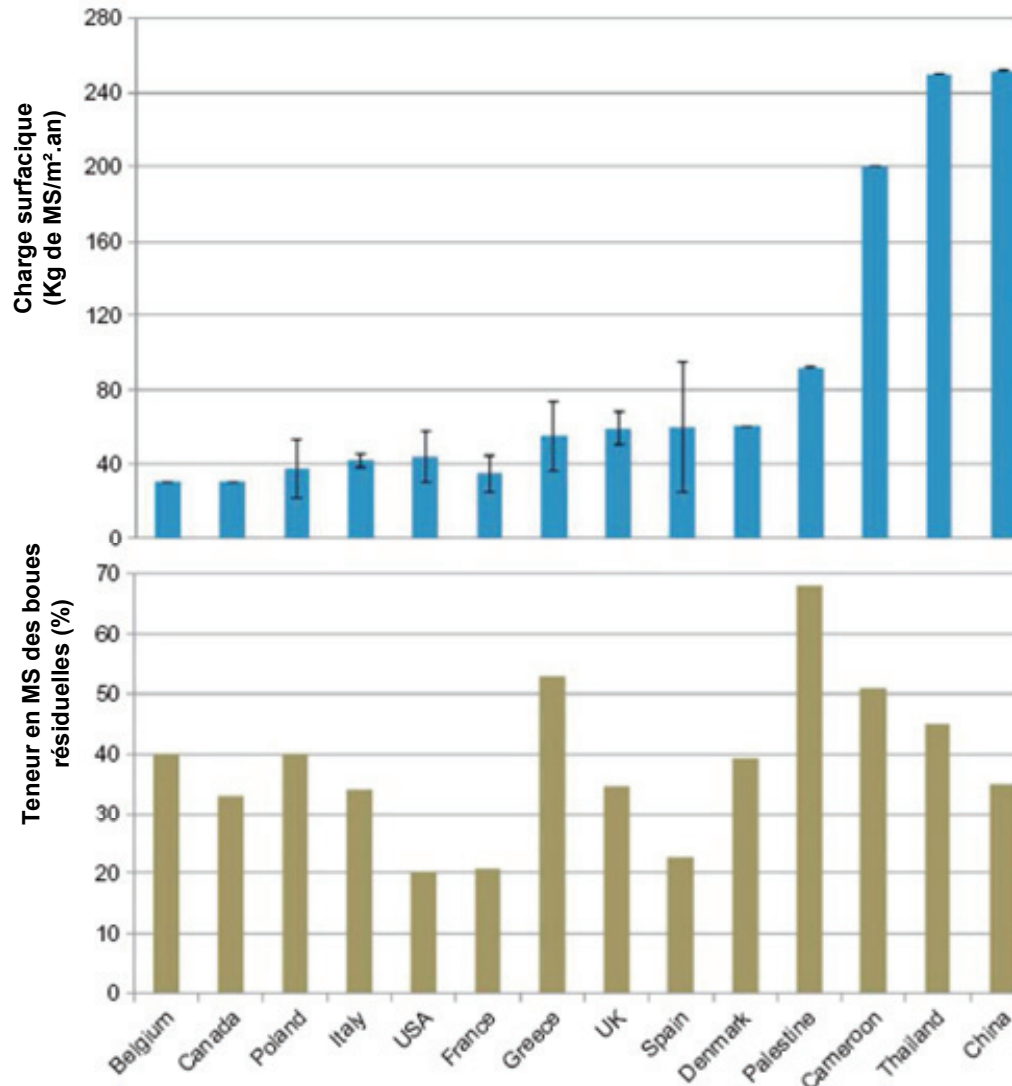


Figure 2-12 : Charge de dimensionnement de différent pays sous conditions climatiques différentes et teneur en matière sèche des boues résiduelles (Stefanakis et al., 2014)

Les siccités obtenues ne sont pas aussi corrélées aux conditions climatiques que les charges appliquées. En France, on observe des siccités de l'ordre de 20% alors que dans des pays plus froids comme le Danemark, la Pologne et le Canada des siccités de l'ordre de 35% et plus sont atteintes. Cette différence est probablement due à la gestion des lits de séchage (cycle alimentation/repos et nombre de lits) meilleure dans ces pays.

b. Cycle alimentation/repos

La gestion des lits de séchage plantés est régie par la charge à apporter et le cycle alimentation/ repos. Le couple charge et cycle alimentation/repos optimal doit permettre une déshydratation maximale des boues tout en évitant la mort définitive des plantes.

Nielsen (2005) propose une seule bâchée quotidienne, ou un fractionnement hebdomadaire du volume à apporter, sur un lit alors que les autres sont au repos. Ses travaux, à travers diverses expériences avec les boues activées, ont montré qu'il est préférable d'apporter des charges rapides pendant des durées courtes. L'infiltration et le drainage seront ainsi favorisés (du fait de la forte charge hydraulique) et par conséquent la réoxygénation du milieu (temps de dénoyage plus long).

Le cycle alimentation/repos doit aussi prendre en compte l'âge du système pour être optimal. Au fur et à mesure que les boues accumulées dans le système augmentent, la capacité de rétention d'eau de celui-ci s'accroît. Ainsi, Nielsen (2003) conseille d'augmenter la durée de repos des lits avec le nombre d'années de fonctionnement de celui-ci (Tableau 2-17).

Tableau 2-17 : Gestion des lits de séchage plantés pour une station de 8 à 10 lits en climat tempéré (Nielsen,2003)

Années de service	Nombre de jours d'alimentation par lit	Nombre de jours de repos par lit	Charge recommandé sur la période (kg MS/m ²)
1	1 – 4	10 -20	1 – 3
2	4 – 5	30 -40	3 – 6
3	5 – 6	50 -55	6 – 7
4	7 – 8	55 -65	7 – 9
8	?	?	10 – 12 (15)

Le choix de la durée de repos donne implicitement le nombre de lits à mettre en place. Le nombre de lits à mettre en place doit être supérieur au rapport Nombre de jours de repos/Nombre de jour d'alimentation.

Un mauvais choix des charges de boues à apporter et du cycle alimentation/repos peut conduire à un certain nombre de problèmes.

c. Problèmes opérationnels

Un certain nombre de dysfonctionnements sont consignés dans le Tableau 2-18. Nielsen (2005b) souligne le manque de connaissances des interactions entre les nombreux facteurs intervenant dans la déshydratation et la minéralisation des boues stockées. Ces lacunes portent ainsi, incontestablement préjudices aux performances et à la réputation du système. Cette technique empirique nécessite des investigations et recherches complémentaires afin de

mieux comprendre son fonctionnement en vue de l'optimiser et d'avoir davantage de recul sur les phénomènes de déshydratation et de minéralisation opérant au sein de la couche de boue. Le dimensionnement selon le type de boue et la charge maximale admissible selon la saison et le climat ne sont pas clairement définis.

Tableau 2-18 : Causes des problèmes de fonctionnement constatés dans une installation de déshydratation des boues par lits de séchage plantés de roseaux (Nielsen, 2005b)

<p>Déshydratation insuffisante</p>	<ul style="list-style-type: none"> - qualité de la boue - surcharge durant la phase de démarrage et/ou à chaque alimentation - charge irrégulière (kg MS/m²/an) - manque de contrôle et de conseil de gestion - surface des lits et nombre de lits insuffisant - période d'alimentation trop longue et période de repos trop courte - composition du filtre non adapté, manque de connexion capillaire - couvert végétal insuffisant, végétaux en état de stress - évapotranspiration sur l'eau de surface à la place de l'eau des boues
<p>Faible croissance des roseaux et couvert insuffisant</p>	<ul style="list-style-type: none"> - densité de plantation trop faible, plantules pas assez âgées - plants non homogènes et faible degré de colonisation - problèmes d'insectes et de mauvaises herbes - manque de plantation supplémentaire durant la phase de démarrage - surcharge durant la phase de démarrage et sur les lits nouvellement plantés - surcharge en général au cours des alimentations, conditions en anaérobie - efficacité de séchage des boues insuffisante - pas de repousse après le curage

2.3.3.5.4 Performances

a. *Qualité des boues résiduelles*

Au regard des résultats présentés dans la littérature (Tableau 2-19), la siccité finale des boues résiduelle sur les lits de séchage plantés est $\geq 28\%$ et le taux de minéralisation peut atteindre 73,8%. Ces bonnes performances sont atteintes quelle que soit la zone climatique. Les charges appliquées en climats chauds sont tout de même supérieures et la durée des périodes de repos moindre. Les quantités de boues traitées dans ces régions pourraient donc être plus importantes.

Tableau 2-19 : Performances de déshydratation et de minéralisation

Auteur / pays	Type/origine des boues	Charge (kg de MS/m ² .an)	Siccité (%)		%MVS		Cycle alimentation /Repos (jours)
			initiale	finale	initiale	finale	
Strauss et al. (1999) / Thaïlande	Fosse septique et lagunage anaérobie	80 - 250	1,6 - 7	30			1 / 7
Zwara et Obarska-Pempkowiak (2000) / Pologne	Fosse Imhoff	60	4 - 10	38 -45	51	42	8 fois / an
Koottatep et al (2001) / Thaïlande	Fosse septique et latrine	8 - 500	1 - 2	30 - 60			1 - 2/7
Pempkowiak et Obarska-Pempkowiak (2002) / Pologne	Fosse septique	21,3	2 - 4	41,5	51	35,6	
Nassar et al. (2006, 2008) / Palestine	Fosse septique	45-135	1 - 2	68	39,7		1 / 14
Kengne et al. (2009) / Cameroun	Fosse septique et latrine	100, 200, 300	3,7	51	64,5		1 / 7
Melidis et al. (2010) / Grèce	Fosse Imhoff	284	39,7	55,3	37,9		1 / 20
Vincent et al. (2011) / France	Fosse septique	30	30 g de MS/L	28 - 53	71	18,6	5 / 24

Les performances de déshydratation et de minéralisation des LSP sont globalement meilleures que celles des procédés classiques (déshydratation mécanique).

b. Qualité des percolâts et performance épuratoire globale

Lespercolâts contiennent la quasi-totalité des polluants présents dans les boues brutes mais avec des concentrations en général plus basses. LeTableau 2-20 présente les performances épuratoires et les concentrations despercolâts en polluants globaux.Les performances de filtration sont les plus importantes avec des valeurs en général supérieures à 80%. La pollution organique est éliminée de manière similaire avec des performances d'élimination de DCO en général supérieures à 78%. Le fractionnement de la DCO des boues montre qu'elle est d'avantage particulaire que soluble (Vincent, 2011). Les performances de filtration induisent donc celles liées à la DCO. L'élimination de l'azote totale est aussi présentée dans la littérature avec des performances toutes supérieures à 69%.L'élimination de l'ammonium est parfois mitigée avec dans certains cas des rendements négatifs. Ce qui laisse penser que la

part d'azote éliminé dans l'azote total est d'avantage organique que minérale. Après passage dans les LSP, la concentration de phosphore diminue également, atteignant souvent des performances de 99%. Lorsque la majeure partie de phosphore dans les boues est particulaire, la rétention via le procédé d'adsorption dans les couches de milieux poreux a lieu avec des performances élevées (Summerfelt et al., 1999; Wang et al, 2009). De plus, la présence de la couche de boue résiduelle à la surface du lit agit comme une couche filtrante supplémentaire qui contribue à l'augmentation du temps de contact avec le milieu poreux. Par conséquent, l'amélioration de l'élimination de phosphore par les différents processus physiques, biologiques et chimiques.

Malgré les bonnes performances, les concentrations dans les percolâts restent relativement fortes. A l'image des boues de vidange brutes, leurs plages de variation sont également importantes. La recirculation du percolât pourrait être envisagée pour améliorer leur qualité. Ceci pourrait également participer à diminuer les stress hydriques éventuels des plantes en période de forte évapotranspiration.

Tableau 2-20 : Performance épuratoire globale des LSP et qualité du percolât issu des LSP

Auteur	Plantes utilisées	Charge d'alimentation	Performance épuratoire	Qualité du percolât
Lienard et Payrastré (1996)	<i>Phragmites australis</i>	69,35 kg de MES/m ² .an	(84-93%) MES; (78-88%) DCO; (71-79%) NTK; (85-87%) PT	(716 – 4635mg/L) MES;(1425 – 9157mg/L)DCO; (151-498mg/L) NTK; (17,4-58mg/L) PT
Obarska-Pempkowiak et al. (2003)	<i>Phragmites australis</i>			250 mg/L DCO; 12 mg/L NTK; 1 mg/L PT
Paing & Voisin (2005)	<i>Phragmites australis</i>	46 kg de MES/m ² .an	99,0% (98 - 99,9%) MES; 98,5% (95 - 99,9%) DBO5; 98,5% (95 - 99,7%) DCO; 94% (88 - 99%) NTK; 94% (87 - 99%) PT	(14 - 680mg/L) MES; (7 - 360mg/L) DBO5; (107 - 1768mg/L) DCO; (11 - 184mg/L) NTK; (6 - 12mg/L) PT
Koottatep et al. (2005)	<i>Typha augustifolia</i>	80-500 kg de MS/m ² .an	(66 - 88%) MS; (78 - 99%) DCO; (40 - 98%) N-NH ₃ ; 82 - 99% NTK	(1870 – 5796mg/L) MS; (100 – 2185mg/L) DCO; (5 – 191mg/L)N-NH ₃ ; (6 – 270mg/L) NTK
Kengne (2006)	<i>Echinichloas pyramidalis</i> et <i>Cyperus papyrus</i>	100, 200 et 300 kg de MS/m ² .an	Pour 100 kg de MS/m ² .an: (95,2 - 99,9%) MES; (47,4 - 98,7%) MS; (96,7- 99,9%) DCO; (77,8 - 99,6%) NTK; (44,2 - 99,8%) NH ₄ ⁺ Pour 200 kg de MS/m ² .an: (78,5 - 99,9%) MES; (74,4 - 99,8%) MS; (73,4 - 99,9%) DCO; (69,2 - 99,3%) NTK; (-50,0 - 99,9%) NH ₄ ⁺ Pour 300 kg de MES/m ² .an: (61,8 - 99,9%) MES; (62,6 - 99,9%) MS; (78,0 - 99,9%) DCO; (78,7 - 98,3%) NTK; (32,8 - 99,9%) NH ₄ ⁺	Pour 100 kg de MS/m ² .an: (5,03 - 9,87)pH; (0,4-9,5mS/cm) Cond (0,02-3,7g/L) MES; (0,2-8,1g/L) MS; (0,08-2,1g/L) DCO; (0,02-1,6g/L) NTK; (0,003-1,5g/L) NH ₄ ⁺ Pour 200 kg de MS/m ² .an: (5,65-9,87)pH; (5,65-9,39mS/cm) Cond (0,02-0,8g/L) MES; (0,4-9,8g/L) MS; (0,1-6,3g/L) DCO; (0,03-1,3 g/L) NTK; (0,001 - 0,927 g/L) NH ₄ ⁺ Pour 300 kg de MES/m ² .an: (6,17-9,45)pH; (0,4-10,5 mS/cm) Cond (0,008-1,5g/L) MES; (0,3-20,1g/L) MS; (0,1-7,4g/L) DCO; (0,04-2,1g/L) NTK; (1-1,19g/L) NH ₄ ⁺
Troesch (2009)	<i>Phragmites australis</i>	31 Kg de MES/m ² .an	95% MES; 93% DCO; 91% N-NTK; 90% N-NH ₄ ⁺	7,9 pH; 2,96mS/cm; 1762mg/L MES; 2916 mg/L DCO;144 mg/L N-NTK; 32 N-NH ₄ ⁺
Vincent et al. (2011)	<i>Phragmites australis</i>	30 - 50 Kg de MES/m ² .an	(87,0-92,9%) MES, (91,9-90.5%) DCO; (81,9-90,0%) N-NH ₄ ⁺	(2,7-3,0 g/L) MES, (4,5-5,9 g/L) DCO; (229 – 258mg/L) N-NTK; (25 – 53mg/L) N-NH ₄ ⁺
Abiola et al. (2011)	<i>Echinichloas pyramidalis</i>	13-283 Kg de MS/m ² .an	97%MS; 99%MES; 100%MVS; 99%DCO; 91% N-NH ₄ ⁺ ; 97%PO ₄ ³⁻	2,32 g/L MS; 0,35 g/L MES; 0,26 g/L MVS; 1,05g/L DCO; 110 mg/L NH ₄ ⁺ ; 20 mg/L PO ₄ ³⁻

2.3.3.5.5 Avantages et inconvénients

En plus de son aspect esthétique qui permet une bonne intégration paysagère, ce procédé de traitement des boues de vidange présente des avantages indéniables.

Il autorise un traitement des boues brutes en continu, apporte une bonne séparation des phases liquide/solide et produit, en sortie, un percolât non septique et peu chargé, sans entraîner non plus de nuisances olfactives (Troesch, 2009).

De plus, les boues sont stockées et traitées sur le long terme (entre 5 et 10 ans) grâce à une forte réduction de leur volume due à une dessiccation importante (Nielsen, 2005).

En outre, rustique, entraînant donc de faibles coûts de gestion, ce procédé est particulièrement adapté dans les pays en développement où les compétences techniques et les financements demandés pour son entretien comme pour sa mise en œuvre sont faibles au regard de ses avantages.

Enfin, sous réserve d'une gestion bien structurée, il est possible de valoriser comme amendement agricole le produit sec obtenu, éventuellement après compostage ou un séchage prolongé, pour le rendre définitivement inoffensif en détruisant les derniers œufs d'helminthes viables qui pourraient y subsister (Kengne et *al.*, 2009). Certaines espèces de macrophytes utilisés sur les LSP sont des plantes fourragères qui pourraient également être utilisées.

Les contraintes de gestion à savoir le faucardage annuel ou pluriannuel et la régularité de l'alternance de l'alimentation et du repos sont les principaux inconvénients de cette technologie. A ces contraintes, s'ajoute le risque de présence des rongeurs et des reptiles. De plus le dimensionnement toujours empirique et le manque de retours d'expérience dans des contextes de climat tropical sec rend la prévision des performances difficile.

2.4 Traitement des BV sur lits de séchage non plantés et plantés : les points clés

Les fonctions principales des lits de séchage sont de réduire le volume des boues et les stabiliser. Les boues sont généralement constituées de 85 à 99,9% d'eau (Uggetti *et al.*, 2010). Pour réaliser cette fonction, plusieurs mécanismes physiques et biologiques entrent en jeu : la filtration, la déshydratation et la minéralisation.

2.4.1 Filtration

La filtration est un processus mécanique principalement liée à la taille et la forme des pores de la couche filtrante (massif filtrant et boues résiduelles), ainsi qu'au tassement et à l'agencement des grains (de la couche filtrante). Plus les pores sont fins, meilleure sera la filtration. Le mécanisme de la filtration consiste dans l'adsorption et la rétention, sur les grains du matériau filtrant, des particules et organismes des boues de vidange.

Les boues de vidange sont un mélange solide-liquide. Le passage des boues de vidange à travers le massif filtrant des lits de séchage, qui est un milieu poreux, engendre la filtration de celles-ci.

Les matières en suspension sont arrêtées à la surface du massif filtrant et avec elles une partie de la pollution organique particulaire. Une proportion appréciable de microorganismes pathogènes est aussi retenue à ce niveau. La rétention de ces éléments est principalement fonction de la granulométrie de la couche filtrante. Lors de l'apport des boues de vidange sur les lits de séchage, les particules dont les dimensions sont plus grandes que celles des pores du massif filtrant restent à la surface. La sédimentation des boues se fait alors du fait de la gravité et du frein important de l'écoulement. Une partie des matières en suspension contenues dans les boues qui s'infiltreront dans le massif filtrant est interceptée par contact avec les grains de celui-ci et y adhère. On assiste alors à une floculation des différentes particules qui adhère aux grains du massif filtrant. Ce phénomène pourrait conduire au colmatage du lit.

Outre la qualité du support de filtration, les performances de filtration sont également sous la dépendance des caractéristiques granulométriques (taille et structure) du produit à filtrer. Ces dernières sont très variables dans les boues de vidange et impactent également leur filtration.

Enfin, pour les lits de séchage plantés, le rôle des végétaux dans la filtration consiste principalement au maintien d'une porosité dans les boues résiduelles accumulées et éventuellement dans le matériau filtrant de par son action mécanique et par son action liée à l'évapotranspiration permettant la dessiccation du dépôt de boue accumulée et donc de son craquellement. Ce craquellement peut aussi être observé sur les lits de séchage non plantés essentiellement sous l'action de l'évaporation.

Une fois que la couche de boue résiduelle sera accumulée en surface du filtre celle-ci assurera, par la suite, le rôle de matrice de filtration dont le colmatage est prévenu par la présence de végétaux dans les lits de séchage plantés. Les caractéristiques physico-chimiques de cette couche de matière organique et son interaction avec la phase liquide domineront l'hydrodynamique du système et son aptitude à la déshydratation.

2.4.2 Déshydratation

Les boues de vidange sont liquides et essentiellement composées d'eau. La réduction de volume recherchée dans le traitement des boues se fait principalement par l'élimination de cette eau. Il existe des interactions entre l'eau et la matière environnante, l'ensemble constituant la boue. La facilité à sécher d'une boue est liée à la nature de ces interactions. La nature de ces interactions a conduit à la classification de l'eau contenue dans les boues en 4 catégories (Vesilind, 1994) :

- l'eau libre non associée aux particules qui peut être séparée par décantation,
- l'eau interstitielle est piégée par capillarité dans les espaces interstitiels des pores des floes ou dans les structures cellulaires,
- l'eau vicinale ou de surface est retenue à la surface des particules solides par adsorption et adhésion et ne peut être séparée mécaniquement. L'essentiel de ces liaisons sont des liaisons hydrogène à faible énergie,
- l'eau d'hydratation est chimiquement liée aux particules et qui nécessite une importante dépense énergétique pour son enlèvement.

L'eau libre peut s'éliminer à vitesse constante par des méthodes thermogravimétriques (Smollen, 1990 ; Tsang et Vesilind, 1990). L'eau liée est constituée des 3 autres catégories. L'observation de la courbe de séchage réalisée à partir de ces méthodes permet de distinguer 3 ruptures de pente correspondant à la fin de l'élimination de l'eau libre, l'eau interstitielle et l'eau vicinale respectivement.

La déshydratation des boues sur les lits de séchage est essentiellement due à la percolation/drainage de l'eau gravitaire (eau libre) à travers le massif filtrant et à l'évaporation ou l'évapotranspiration du dépôt de boue notamment durant la phase de repos.

2.4.2.1 Infiltration-Percolation et drainage

Lors de l'infiltration-percolation, l'eau pénètre dans le massif filtrant sous l'action combinée des forces gravitationnelles, de capillarité et d'adsorption. Les trois forces agissent dans la direction verticale et provoquent la percolation vers le bas, tandis que les forces capillaires et d'adsorption agissent aussi pour attirer l'eau latéralement des gros pores vers les pores capillaires et la surface des granulats. Tout au long du processus, les espaces capillaires se remplissent. Une partie des matières sèches et micro-organismes s'infilte avec l'eau. Ceci a pour effet de réduire le taux d'infiltration et éventuellement d'engendrer le colmatage. L'infiltration-percolation et le drainage sont influencés par la qualité de la boue notamment la

teneur en matière en suspension, les caractéristiques de la couche filtrante notamment sa perméabilité, la charge d'alimentation, la teneur en eau initiale de la couche filtrante (massif filtrant et boue résiduelle) et, pour les lits de séchage plantés, la densité des plantes.

L'aptitude à l'infiltration-percolation et au drainage d'une boue est largement influencée par la taille des MES et la matière organique (dissoute et particulaire) qui la composent (Vincent et al., 2011). Des boues de vidange caractérisées par une proportion importante de fines particules (diamètre < 80 µm) sont à priori moins aptes à être drainées que des boues floculées (Molle et al., 2013). Par contre, une boue préalablement stabilisée sera plus facile à drainer qu'une boue très organique (boues peu digérées provenant des toilettes publiques).

La boue résiduelle est la couche la plus limitante hydrauliquement. Le drainage de l'eau libre va dépendre de son état hydrique et de sa perméabilité puis de la perméabilité du massif filtrant. Une boue résiduelle de siccité importante et craquelée sera d'avantage apte au drainage de l'eau pour un nouvel apport de boues. Lors des premières alimentations des lits, l'écoulement de la phase liquide contenue dans la boue est uniquement régi par la granulométrie du massif filtrant (Troesch, 2009). Au fur et à mesure du vieillissement du système, le dépôt de boue accumulé va constituer un nouvel horizon du massif filtrant, plus limitant hydrauliquement du fait de son fort taux de matière organique. Cette dernière, comparativement à la matière minérale, a une capacité importante de rétention d'eau (Ojeda et al., 2006) et est fortement compressible (Dominiak et al., 2011a).

La pression hydrostatique engendrée par l'alimentation par bûchée provoque deux effets contradictoires. D'un côté cela force le passage de l'eau au travers de la couche de dépôt (meilleure infiltration) et d'un autre côté, cela entraîne la compression du dépôt de boue ralentissant ainsi l'infiltration-percolation et le drainage (Dominiak et al., 2011b). Par ailleurs, la matière organique se minéralise au fil du temps et par conséquent la capacité de rétention d'eau et de compressibilité de la boue résiduelle est diminuée. Ainsi tout le long de la hauteur de boue résiduelle, les propriétés structurantes sont différentes du haut vers le bas. La surface de la boue résiduelle sur les lits de séchage a une capacité de rétention et une compressibilité plus importante que la base du fait de la proportion plus grande de matière organique dans les horizons supérieurs (Obarska-Pempkowiak et al., 2003; Uggetti et al., 2009).

Pour les LSP, les plantes, par leur mouvement induit par le vent, permettent l'écoulement de l'eau le long des ouvertures qu'elles créent dans la couche de boue résiduelle (Nielsen, 2003 ; Liénard et Payrastre, 1996).

L'infiltration-percolation et le drainage de l'eau gravitaire des boues sont particulièrement importants lors de l'alimentation du lit et diminuent rapidement pour devenir faibles après quelques heures ou tout au plus la première journée après l'alimentation (Nielsen, 2011 ; De Maeseneer, 1997). La percolation et le drainage permettent l'élimination rapide d'une grande quantité d'eau des boues et participent donc de manière significative à la réduction de volume de celles-ci. Nielsen (2001) présente des débits de drainage variant entre 0,008 L/s.m² et 0,02 L/s.m². Stefanakis et Tsihrintzis (2011) rapportent des vitesses de drainage moyennes variant entre 1,33 mm/ jr et 1,66 mm/jr pour les faibles et les fortes charges respectivement (charges supérieures à 75 Kg de MS/m².an) en climat méditerranéen.

2.4.2.2 *Evapotranspiration*

L'évapotranspiration est la combinaison des processus d'évaporation et de transpiration. Sur les lits de séchage non plantés, seule l'évaporation est observée. Sur les lits de séchage plantés l'évapotranspiration est obtenue par l'évaporation de l'eau à la surface des boues résiduelles et par la transpiration des plantes.

L'évaporation est le processus par lequel l'eau liquide est convertie en vapeur (vaporisation) puis extraite du milieu par convection et diffusion. En assimilant la boue à la surface des lits de séchage à un sol nu, l'évaporation de l'eau sur la boue est influencée d'une part par la disponibilité en eau dans la boue notamment par la capacité de celle-ci à transmettre l'eau vers la surface (dépendant entre autre de la profondeur, de l'étendu, de la teneur en eau, de la couleur/albédo et de la salinité de la couche de boues) et d'autre part par la demande évaporative de l'atmosphère (Soutter et al., 2007). La demande évaporative de l'atmosphère dépend de facteurs climatiques dont :

- L'intensité du rayonnement solaire (source d'énergie pour la vaporisation) ;
- La température ambiante (agitation moléculaire et capacité de l'air à stocker l'eau) ;
- L'humidité de l'air (capacité de l'air à stocker l'eau) ;
- La vitesse du vent (pour la convection, qui permet de remplacer de l'air humide par de l'air plus sec).

A l'échelle d'un lit de séchage (planté ou non), les flux d'eau peuvent être considéré comme essentiellement verticaux. Le flux évaporatoire peut être estimé par la résolution numérique de l'équation aux dérivées partielles de Richards (Hingray et al., 2009).

La résolution numérique de cette équation peut souvent être complexe du fait de la forte non-linéarité de l'équation et de la difficulté de spécification des conditions aux limites (Van Dam

et Feddes, 2000). Face à cette complexité, pour des applications rapides et selon les disciplines (notamment en hydrologie, agronomie, pédologie, écologie, ...), les praticiens évaluent le plus souvent l'évaporation conjointement avec la transpiration à travers l'évapotranspiration (Hingray et al., 2009). L'évaporation est alors considérée comme une évapotranspiration en absence de cultures (sol nu, en jachère ou entre espace cultivé) et est obtenue avec des valeurs spécifiques de certains coefficients dans le modèle considéré (voir ci-après Eq 2-13 et Eq 2-14).

La transpiration est le processus physiologique naturel par lequel l'eau stockée sous forme d'humidité d'un milieu poreux (la couche de boues et/ou de sable dans le cas des lits de séchage plantés) est extraite par les plantes, passe à travers leurs corps et est évaporée par les stomates de leurs feuilles à l'interface feuille-air. Les plantes absorbent l'eau par succion par son système racinaire. Cette notion de succion appliquée sur la surface foliaire transmise au niveau de la zone racinaire traduit la demande évaporative exercée par l'air atmosphérique sur l'ensemble plante-sol. Elle est déterminée par les conditions climatiques.

Le phénomène d'évapotranspiration est donc conditionné d'une part par la demande évaporative de l'atmosphère et d'autre part par la capacité du système à satisfaire cette demande. Cette dernière résulte de divers facteurs tels que la disponibilité de l'eau dans la boue et de la physiologie de la plante (Hillel, 1998). Plusieurs méthodes ont été développées pour l'estimation de l'évapotranspiration. Elles visent notamment à faciliter l'évaluation des besoins en eaux d'irrigation des cultures (Zhao et al., 2005) mais aussi l'évaluation de l'évapotranspiration dans les filtres plantés (Headley et al., 2012 ; Kadlec, 2006). La méthode FAO 56 est préférentiellement utilisée pour l'évaluation de l'évapotranspiration (Allen et al., 1998 ; Peacock et Hess, 2004 ; Drexler et al., 2008). Le principe de la méthode (équation Eq 2-13) est de calculer une évapotranspiration de référence (ET_0) à laquelle il est appliqué un coefficient pour l'obtention de l'évapotranspiration dite réelle (ET_C).

$$ET_C = K_C \cdot ET_0 \quad \text{Eq 2-13}$$

ET_C = Evapotranspiration réelle

ET_0 = Evapotranspiration de référence

K_C = Coefficient cultural tenant compte de la transpiration d'une plante donnée et de l'évaporation d'un sol.

La transpiration est spécifique à chaque plante et varie en fonction de leur phase de croissance et de leur état de stress. L'évaporation du sol dépend du type de sol et de son état d'humidité. Le coefficient K_C peut ainsi être décomposé tel que présenté dans la relation Eq 2-14.

$$K_C = (K_S \cdot K_{CB} + K_E) \quad \text{Eq 2-14}$$

K_S : coefficient de stress prenant en compte le stress environnemental notamment le stress osmotique

K_C : coefficient cultural d'évapotranspiration

K_{CB} : coefficient cultural de transpiration

K_E : coefficient qui prend en compte l'évaporation du sol

L'évapotranspiration, dans son calcul, est alors la somme de 2 composantes mettant en exergue d'une part la transpiration et d'autre part l'évaporation. Les expressions données par Eq 2-15a et Eq 2-15b sont les équations de calcul de chacune des composantes (transpiration et évaporation respectivement).

$$ET_{C-TR} = K_S K_{CB} \cdot ET_0 \quad (a)$$

$$ET_{C-E} = K_E \cdot ET_0 \quad (b)$$

Eq 2-15

Le coefficient cultural de transpiration traduit la capacité de transpiration d'une espèce végétale. On distingue trois stades de développement majeurs (Allen et al., 1998) :

- La croissance initiale qui débute avec l'apparition des nouvelles pousses jusqu'à un taux de recouvrement de 10 % de la surface. Durant cette période, le K_C est faible et l'ET dépend principalement de l'évaporation.
- La phase de développement qui englobe les phases de croissance et de floraison de la plante. A ce stade le K_{CB} est à son maximum ; la transpiration devient plus importante que l'évaporation.
- La phase de sénescence qui correspond au dernier stade de la plante. A ce stade le K_{CB} est en déclin.

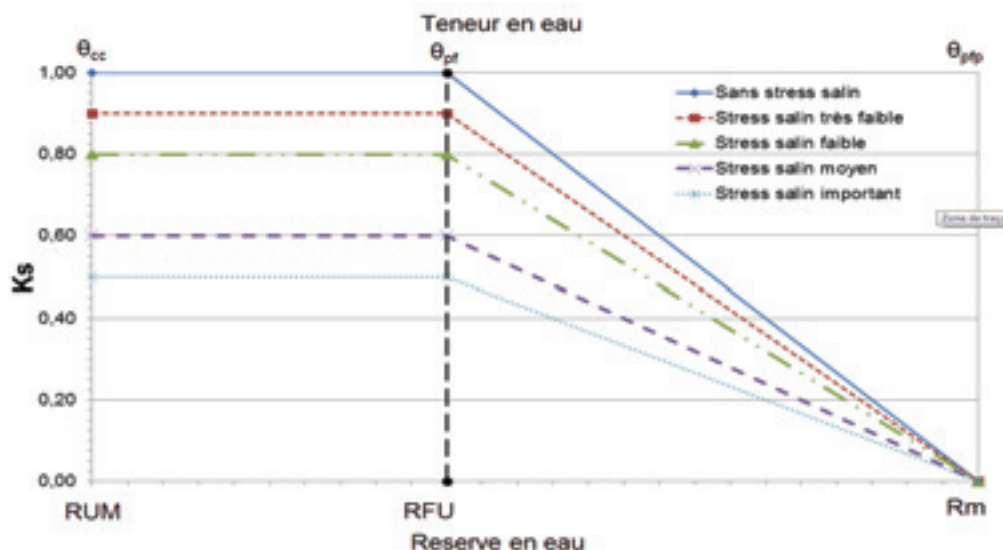
Le coefficient de stress (K_S) traduit la disponibilité de l'eau pour la plante. Cette disponibilité est influencée par la teneur en eau dans le sol (la couche filtrante dans le cas des lits de séchage planté) et par la salinité de celui-ci. La limite de cette disponibilité pour la plante est appelée point de flétrissement permanent (pfp) auquel correspond la réserve minimale (R_m), et représente le niveau à partir duquel le flétrissement est irréversible.

Les points suivants expliquent l'évolution du K_S en fonction de la teneur en eau du sol sans tenir compte du stress salin:

- Lorsque la teneur en eau du sol est supérieure à l'humidité au point de flétrissement (Θ_{pf}) et inférieure à l'humidité à la capacité au champ (Θ_{cc}), toute l'eau absorbable est disponible pour la plante ; dans ces conditions l'évapotranspiration ne dépend que des conditions climatiques ($K_s = 1$). La réserve d'eau dans le sol est entre sa réserve utile maximale (RUM) et sa réserve facilement utilisable (RFU).
- Lorsque la teneur en eau du sol est $< \Theta_{pf}$, l'eau est difficilement absorbable par la plante (stress hydrique réversible) ; cela limite sa capacité d'évapotranspiration ($K_s < 1$), quelles que soient les conditions climatiques,
- Lorsque la teneur en eau du sol $\leq \Theta_{pfp}$, l'eau n'est plus absorbable par la plante (stress hydrique irréversible), la plante commence à flétrir et l'évapotranspiration devient nulle ($K_s = 0$).

La Figure 2-13 représente l'effet de la salinité sur le coefficient de stress. Tout autre stress environnemental susceptible de rendre moins disponible l'eau pour la plante et donc de diminuer la transpiration de celle-ci aurait tendance à diminuer de manière similaire la valeur K_s .

Les travaux de Vincent (2011) ont permis d'évaluer sur les lits de séchage planté de *Phragmites australis* une humidité au point de flétrissement de 75% et une humidité au point de flétrissement permanent de 35%. La valeur du coefficient de stress est alors inférieure à 1 pour des siccités des boues résiduelles supérieures à 25%. La dégénérescence irréversible des roseaux sur ces lits est constatée pour des siccités supérieures à 65%.



Θ_{cc} : Humidité à la capacité au champs
 Θ_{pf} : Humidité au point de flétrissement
 Θ_{pfp} : Humidité au point de flétrissement permanent

RUM : Réserve Utile Maximale
 RFU : Réserve Facilement Utilisable
 Rm : Réserve minimale

Figure 2-13 : Effet de la salinité sur le coefficient de stress (Allen et al., 1998)

La composante K_E du coefficient cultural prenant en compte l'évaporation du sol est fonction du type de sol, de l'état d'humidité du sol et du couvert végétal. En effet le sol est constitué de différents matériaux dont chacun a une certaine capacité à résister à l'évaporation. L'évaporation du sol diminue avec sa teneur en eau. Lorsqu'un sol est saturé ou vient de recevoir de l'eau, le coefficient K_E est maximal. Lorsqu'il s'assèche, l'évaporation diminue et devient nulle (Allen et al., 1998). L'évaporation du sol se limite à une certaine épaisseur de sa couche supérieure. Un couvert végétal haut et dense permet une évaporation moindre qu'un couvert végétal épars et bas. La méthode de calcul du coefficient K_E prend en compte ces différentes circonstances.

Le modèle de Penman-Monteith donné par l'équation Eq 2-16 est admis comme standard et est le plus utilisé pour le calcul de l' ET_0 (Allen et al., 98). Il résulte de la combinaison du bilan d'énergie avec le transfert aérodynamique. Ce modèle peut s'exprimer sous forme horaire, journalier, décadaire ou mensuel.

$$ET_0 = \frac{\Delta \cdot (R_n - G) + \rho_a \cdot c_p \frac{(e_s - e_a)}{r_a}}{\Delta + \gamma \cdot \left(1 + \frac{r_s}{r_a}\right)} \quad \text{Eq 2-16}$$

ET_0 : évapotranspiration de référence

R_n : radiation net

G : flux de chaleur du sol

ρ_a : densité moyenne de l'air

c_p : chaleur spécifique d'air

λ : chaleur latente de changement d'état

e_s : pression de vapeur saturante de l'air

e_a : pression de vapeur effective de l'air

$e_s - e_a$: déficit de vapeur

r_s : résistance du couvert végétal

r_a : résistance aérodynamique

Δ : pente de la courbe de pression de vapeur saturante

γ : constante psychrométrique

L' ET_0 est définie comme étant l'évapotranspiration d'une surface végétalisée de référence dans des conditions agronomiques optimales (Allen *et al.*, 1998). Le gazon et la luzerne servent de couvert végétal de référence. Le choix de l'une ou l'autre repose sur la hauteur de

l'espèce étudiée. La résistance à la diffusion de la vapeur est corrélée à la hauteur de la culture, au couvert végétal, à la surface foliaire, et aux conditions édaphiques (notamment l'humidité). La variation de ces paramètres induit une modification de la conductance stomatique (Allen *et al.*, 1998). Ainsi, la FAO a jugé nécessaire de définir et de fixer ces paramètres, pour chacun des couverts végétaux de référence, l' ET_0 obtenue dépend uniquement des conditions météorologiques. Pour des végétations de faible hauteur, le gazon est considéré comme référence et pour une végétation plus grande, la luzerne est considérée comme référence (Allen *et al.*, 2011).

En climat tempéré, des températures supérieures à 15°-16°C peuvent accroître l'évapotranspiration de plus de 30% (Stefanakis et Tsihrintzis, 2011). Giraldi et Iannelli (2009) reportent une augmentation de la déshydratation des boues de 40% durant l'été. Stefanakis et Tsihrintzis (2011) ont observé une augmentation de l'évapotranspiration sur les lits de séchage plantés avec l'augmentation de la biomasse aérienne et une réduction du volume d'eau percolée. Gagnon *et al.* (2012) et Korboulewsky *et al.* (2012) ont obtenus des résultats similaires. Par ailleurs, la grosseur des grains du massif filtrant et l'action mécanique des plantes influencent l'évapotranspiration dans les LSP. Des matériaux grossiers, tel que le gravier comme couche filtrante, permettent d'avoir une porosité importante du lit et par conséquent un volume plus important d'eau percolé et une évapotranspiration moindre (Stefanakis et Tsihrintzis, 2011).

2.4.3 Minéralisation

A ce jour, deux processus sont reconnus comme étant responsables de la transformation de la matière organique : la minéralisation et l'humification. Les études réalisées par Troesch (2009) et Vincent (2011) indiquent que le processus de minéralisation est largement majoritaire dans les LSP. La minéralisation ou l'humification des boues dans les lits de séchage non plantés est très peu étudiée dans la littérature notamment durant la phase de repos.

Laminéralisation et l'oxydation des polluants de la boue est un processus important dans les lits de séchage plantés de macrophytes (Liénard *et al.*, 1995; Nielsen, 2005; Cui *et al.*, 2008). La minéralisation de la boue vise à transformer la matière organique en composés minéraux généralement moins nocifs (Senesi et Plaza, 2007; Cui *et al.*, 2008). Elle se traduit par une diminution de la matière organique, mesurée par la réduction du contenu en matière volatile ainsi que la réduction de l'azote et du phosphore total (Cui *et al.*, 2008; Stefanakis *et al.*, 2009).

Les processus et cinétiques de dégradation de la matière organique (Figure 2-14) propres aux conditions rencontrées sur les lits de séchage plantés de végétaux sont peu connus et mal quantifiés (Troesch, 2009). Ces premiers sont fonction de l'origine des boues et, d'un certain nombre de paramètres relatifs à la gestion du système (qualité de l'aération, temps de repos, etc.). Ainsi, le dimensionnement des lits de séchage ne prend actuellement que peu en compte la dynamique de minéralisation des boues et reste encore empirique vis à vis des performances de siccité à atteindre pour un flux de boues à traiter donné.

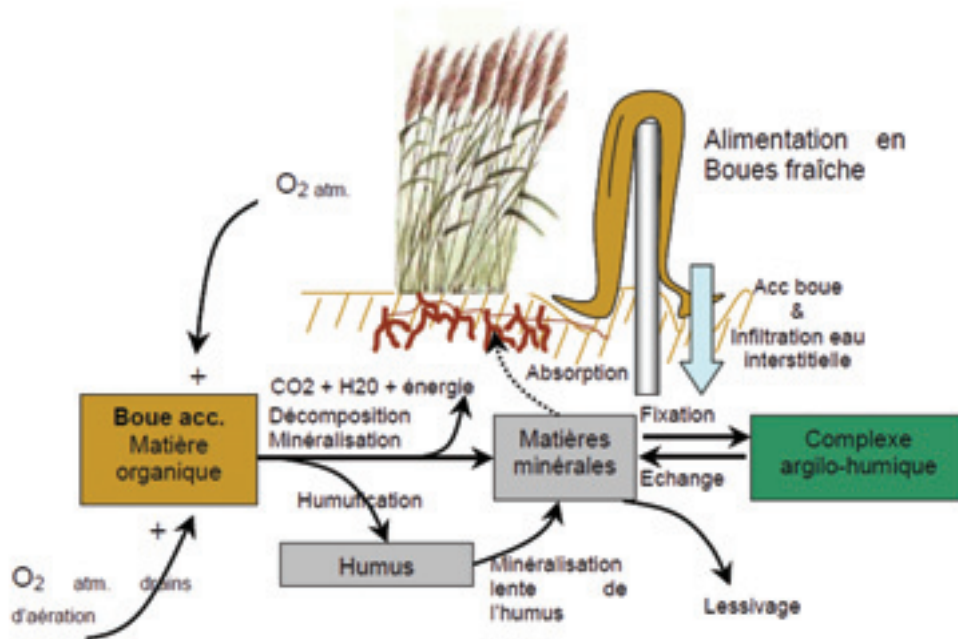


Figure 2-14 : Mécanisme de décomposition de la matière organique (Troesch, 2009)

Différents auteurs observent toutefois des taux de minéralisation similaires avec un gain de l'ordre de 20% sur la teneur en matière organique (Burgoonet *al.*, 1997; Edwards *et al.*, 2001; Nielsen et Willoughby, 2005) et sur des durées de stockage de l'ordre de quelques années selon différents types de boues. Ce manque de connaissance est d'autant plus problématique que la minéralisation de la matière organique contribue à la limitation du volume de boues (Nielsen, 2002; Nielsen, 2003) et/ou à l'allongement d'un cycle de fonctionnement avant vidange. Cette minéralisation va donc avoir une influence sur la manière dont le système doit être exploité et la qualité finale de la boue.

La minéralisation aérobie recherchée va dépendre à la fois des conditions de transferts d'oxygène, et de paramètres physiques, comme la température et le taux d'humidité, liés aux cinétiques biologiques.

D'après Molle et al. (2013), dans les lits de séchage plantés de roseaux, trois mécanismes participent à l'oxygénation des lits, par ordre d'importance :

- la diffusion induite par les gradients de concentration entre l'air atmosphérique (saturé en dioxygène) et celui du filtre (appauvri par l'activité des microorganismes aérobies). La diffusion est favorisée par les passages préférentiels créés par les plantes et le craquellement du dépôt de boue, et par le système d'aération passive (canalisation d'aération). Ainsi une bonne siccité favorise le renouvellement de l'air.

- la convection induite par la pression de l'air exercée par la bâchée, cette dernière est directement reliée à la vitesse d'infiltration. Une infiltration-percolation et un drainage rapide favorisent donc l'oxygénation du lit.

- l'activité végétale ; des études comparatives entre filtres plantés et non plantés ont pu mettre en évidence l'action positive des roseaux sur la minéralisation de la boue (Hofmann, 1990). Cet effet, connu sous le terme d'effet rhizosphère, résulte d'un relargage d'oxygène par le système racinaire des plantes (Armstrong et al., 1996). Si ce mécanisme reste négligeable en termes d'apport en oxygène, il permet aux plantes de résister à des courtes périodes d'anoxie et stimule également la faune microbienne (Gagnon et al., 2007), dont le développement sera de fait accru localement (autour des racines).

Pendant la période de repos, l'aération des lits se fait essentiellement par un apport diffusif.

La surface de la boue résiduelle sur les lits de séchage est généralement de couleur noire du fait de la couleur et de la composition des boues brutes. Les couches inférieures ont une couleur brune et une texture proche de celle d'un sol cultivé, ce qui indique la présence de conditions aérobies (Stefanakis et Tsihrintzis, 2012). Une couleur noire des parties les plus profondes de la couche de boue résiduelle indique une minéralisation limitée (conditions anaérobies). En général, en raison de leur temps de séjour plus long dans les lits, la couche de boues de fond est plus mature et stabilisée que la couche supérieure (Stefanakis et al., 2011).

La stabilisation des boues est réalisée par une série de processus biochimiques dans la rhizosphère. Dans cet espace, coexistent zone aérobie, anoxique, avec nitrate et sans dioxygène, et anaérobie, sans nitrate et sans oxygène (Stefanakis et al., 2014). Grâce à ces différentes conditions dans la rhizosphère, la matière organique et l'azote sont éliminés par oxydation, ammonification, nitrification et dénitrification (Uggeti et al., 2012a). La diffusion d'oxygène à travers les canalisations d'aération, les racines des plantes, et la surface de la boue augmente la présence de micro-organismes aérobies (Nielsen et Willoughby, 2005). De plus, le transfert d'oxygène à travers le système racinaire des plantes créent des micro-zones

aérobies dans la couche de boue, où la dégradation aérobie est renforcée (Uggeti et al., 2012a). En outre, les milieux poreux fournissent la surface nécessaire pour la fixation de micro-organismes.

L'élimination de l'azote dans la boue résiduelle des LSP adéjà été observée par la diminution de la teneur en azote totale (Stefanakis et Tsihrintzis, 2012; Uggeti et al., 2012a.). Cependant, les teneurs en nitrite et de nitrate ont tendance à augmenter (Melidis et al, 2010;. Stefanakis et Tsihrintzis, 2012).

Selon Gagnon et al. (2012), le phosphore est principalement éliminé dans les LSP par:

- prélèvement par les plantes mais généralement limité (de 0,2 à 5,7%).
- accumulation de la biomasse microbienne.
- sorption et précipitation dans la couche de boues, favorisés par le potentiel d'oxydo-réduction élevé et les substances humiques dans la rhizosphère.
- Absorption et précipitation du calcium, de l'aluminium et de fer présents dans la couche de boues.

L'activité biologique est stimulée par des températures croissantes. Le taux de croissance de chaque espèce de micro-organisme possède sa propre température minimum, optimum et maximum. Des taux de croissance maximum ont été observés pour des températures supérieures (45-65°C) à celles rencontrées dans les sols ou sédiments.

Enfin, l'eau étant utilisée par les micro-organismes pour leur métabolisme, l'humidité a une incidence directe sur l'activité microbiologique et est également un paramètre de l'aération de la matière. L'humidité optimale en compostage est généralement comprise entre 55 et 75 % (Mustin, 1987). De même, l'humidité optimale dans le sol pour un taux de décomposition maximal a été estimée pour des valeurs de potentiel de l'eau comprises entre 0,1 et 0,5 atm (Reddy *et al.*, 1986).

2.5 Eléments de modélisation des processus de traitement des BV sur les lits de séchage

L'objectif principal des lits de séchage dans le traitement des boues est la réduction de volume. Cette réduction de volume se fait essentiellement à travers la déshydratation et la minéralisation des boues. Plusieurs travaux expérimentaux (Heinss et al., 1998 ; Koottatep et al., 2005; Cofie et al., 2006 ; Kengne et al., 2009 ; Vincent et al., 2011) ont montrés que les performances de déshydratation des lits des séchages (plantés ou non) sont comparables et même meilleures que celles des procédés de déshydratation mécanique (centrifugeuse, filtre à

bande, filtre à plateau). Pour les lits de séchage plantés, les taux de minéralisation sont également remarquables. Cependant la conception de ces procédés reste empirique et la transposition à divers contextes demeure difficile. Pourtant, un modèle numérique pour la prédiction des performances de déshydratation et l'optimisation de la charge et du cycle alimentation-repos constituerait un puissant outil de dimensionnement et de gestion des lits de séchage.

2.5.1 Modèle de la déshydratation des boues sur lit de séchage

2.5.1.1 Modèle semi-empirique

Les travaux de Giraldi et Iannelli (2009) donnent des modèles semi-empiriques (Eq 2-17) pour l'évolution de l'humidité dans le temps durant la période de repos des LSP.

$$\begin{aligned} WC_t &= 0,07.e^{-1,0772t} + 0,07.e^{-0,0171t} & (a) \\ WC_t &= 0,07.e^{-1,0772t} + 0,07.e^{-0,0005t} & (b) \end{aligned} \quad \text{Eq 2-17}$$

WC_t :teneur en eau du dépôt de boue

(a) : équation à utiliser en été

(b) : équation à utiliser en hiver

t = temps (s)

Les coefficients de ces équations ont été obtenus sur la base des données des lits d'une station de traitement des boues d'Italie. Le modèle fait pour être utilisé en été (Eq 2-17a) donne aussi des résultats acceptables en automne et au printemps tandis que celui fait pour l'hiver n'est satisfaisant que pour cette saison (Giraldi et al., 2009). Ces modèles semi-empiriques pourraient permettre d'optimiser la gestion des LSP dans des régions de climat proche/similaire à celui où il a été obtenu et pour une charge de 21 kg de MS/m².an (charge d'alimentation de la station de référence du modèle). L'utilisation de ces modèles en climat tropicaux notamment soudano-sahélien ne serait, très probablement, pas adaptée.

2.5.1.2 Modèle physique : la théorie de consolidation

Le processus de déshydratation des boues sur les lits de séchage est aussi appelé déshydratation passive du fait qu'elle est le fruit de l'évaporation/évapotranspiration et du drainage naturel de l'eau sans aucune source externe artificielle d'énergie ou de produits chimiques. Le drainage se produit par gravité et engendre un mouvement mécanique de la boue. Il peut être expliqué par la théorie de consolidation (Terzaghi et Peck, 1967) avec quelques hypothèses.

La modélisation de la déshydratation des boues sur lits de séchage plantés doit prendre en compte tous les éléments intervenant dans le bilan hydrique du système : le drainage, l'évapotranspiration et les précipitations éventuelles. En supposant que la théorie de consolidation peut être appliquée aux boues résiduaires urbaines (Chu et Lee, 1999; Chang et Lee, 1998), Uggetti et al. (2012a) considère que le drainage de l'eau dans les LSP s'explique par la pression exercée par la couche de boue résiduelle dans les LSP. L'évapotranspiration et les précipitations sont considérées comme un terme source, introduisant une dépression ou une pression supplémentaire dans le système (Uggetti et al., 2012a).

2.5.1.2.1 Concept rhéologique de la consolidation des boues

Le processus de consolidation peut être expliqué par un système idéal composé d'un ressort, un récipient avec un petit orifice et de l'eau (Figure 2-15). Dans ce système, le ressort représente la compressibilité de la boue et l'eau représente l'eau interstitielle dans la boue. Initialement, le récipient est rempli d'eau et la vanne est fermée, ce qui représente la boue complètement saturée (Figure 2-15a). Si une certaine charge est appliquée au couvercle quand la vanne est toujours fermée, la surcharge est d'abord reprise par l'eau (Figure 2-15b). Cela correspond à la pression exercée par le poids de la couche de boues dans les lits de séchage. Dès que la vanne est ouverte (Figure 2-15c), l'eau s'échappe par l'orifice à cause de la surpression dans les pores. Cela représente la percolation de l'eau dans les lits de séchage. Lorsque la surpression de l'eau interstitielle est entièrement dissipée, le drainage de l'eau s'arrête et le ressort seul résiste à la charge (Figure 2-15d).

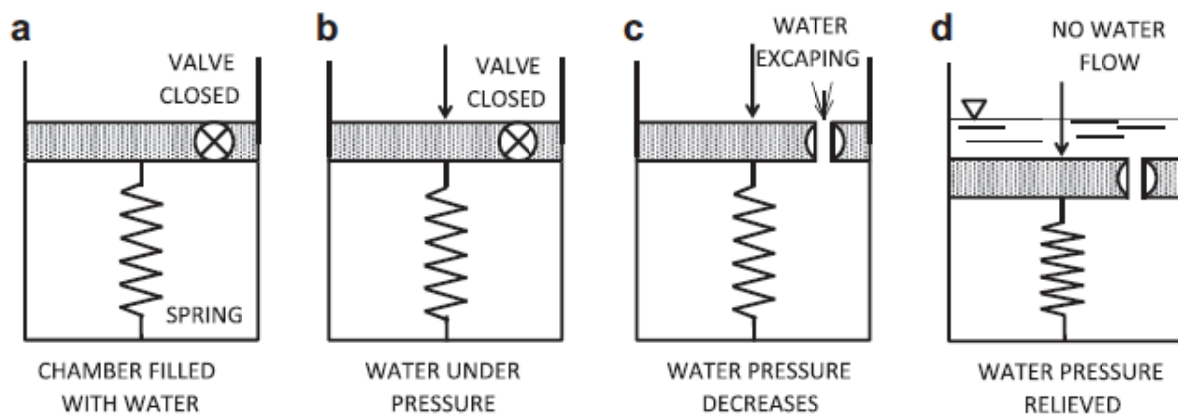


Figure 2-15 : Modèle rhéologique de la consolidation.

a) Le récipient est complètement rempli d'eau et l'orifice (vanne) est fermée (sol totalement saturé) b) une charge est appliquée sur le couvercle, tandis que l'orifice est toujours fermée; c) l'orifice est ouverte et l'eau s'écoule du fait de la surpression; d) lorsque la pression de l'eau interstitielle excédentaire est entièrement dissipée, l'écoulement de l'eau à travers les pores du sol cesse, et le système atteint une position d'équilibre, avec un squelette du sol comprimé résistant à la force appliquée (Uggetti et al., 2012a).

Dans un milieu parfaitement saturé (boue résiduelle sur les lits de séchage), au début c'est l'eau qui reprend toute la charge. Celle-ci se met alors en mouvement conformément à la loi de DARCY et s'écoule à une vitesse qui est fonction de la perméabilité du milieu. Progressivement, les grains solides se substituent à l'eau pour la transmission des charges. Au bout d'un certain temps, toutes les charges se transmettent directement de grain à grain, l'eau interstitielle ayant repris, en chaque point, la pression initiale telle qu'elle existait avant la mise en charge du milieu.

2.5.1.2.2 Hypothèses et mise en équation

Les hypothèses de la théorie unidimensionnelle de consolidation de Terzaghi (Terzaghi et Peck, 1967) sont les suivantes:

1. Le sol est homogène (uniforme dans sa composition).
2. Le sol est complètement saturé
3. Les particules solides et l'eau sont incompressibles
4. La compression et le débit sont unidimensionnels.
5. Les déplacements dans le sol sont relativement faibles.
6. La loi de Darcy s'applique
7. Le coefficient de perméabilité et de compressions sont constants tout au long du processus.
8. la relation entre l'indice des vides et la contrainte effective est unique et indépendante du temps.

Sous ces hypothèses, la pression interstitielle décrivant le processus de consolidation de Terzaghi s'obtient via l'équation Eq 2-18.

$$c_v \frac{\partial^2 u}{\partial z^2} = \frac{\partial u}{\partial t} \quad \text{Eq 2-18}$$

u : pression interstitielle ($\text{kg m}^{-1} \text{s}^{-2}$)

z : distance donc ici la hauteur de la boue (m).

t : temps (s)

c_v : coefficient de consolidation ($\text{m}^2 \text{s}^{-1}$) donnée par l'équation Eq 2-19.

$$c_v = \frac{k}{\gamma_w} \cdot \frac{(1 + e_0)}{a_v} \quad \text{Eq 2-19}$$

k : perméabilité intrinsèque (m^2)

e_0 : indice des vides initial (-)

a_v : coefficient de compressibilité ($\text{kg}^{-1} \text{m s}^2$)

En assimilant les boues à un sol, Uggetti et al. (2012a) propose ces équations pour décrire la variation au court du temps de la pression interstitielle dans les boues sur lits de séchage planté.

La résolution de l'équation aux dérivées partielles Eq 2-18 permet d'obtenir les valeurs de u à la profondeur z et au temps t . La somme de l'évapotranspiration (ET) et des précipitations (P) est introduite dans l'équation Eq 2-18 telle que présentée dans l'équation Eq 2-20a.

$$c_v \frac{\partial^2 u}{\partial z^2} = \frac{\partial u}{\partial t} + q \quad (\text{a})$$

Eq 2-20

$$q = ET + P (\text{b})$$

q : somme de l'évapotranspiration et des précipitations.

Uggetti et al. (2012a) ont mesuré l'évolution de l'humidité des boues au cours du temps dans une station de traitement des boues résiduaires sur lits plantés de roseaux. Sur la même période la l'évapotranspiration et les précipitations journalières ont été évaluées. La porosité et par suite l'indice des vides des boues ont été déduits des mesures réalisées et de la hauteur du dépôt de boue. Ces auteurs ont calibré le coefficient de consolidation C_v à partir des données. Ainsi, la pression interstitielle issue du modèle à une date t donnée permet de déduire la hauteur des boues et l'humidité volumique de celles-ci.

2.5.1.2.3 Conditions initiales et conditions aux limites

La solution du problème de la consolidation nécessite la connaissance des conditions aux limites et de la distribution initiale de la surpression interstitielle dans la couche de sol (ici de boue). Pour un problème de consolidation unidimensionnelle, la surpression initiale dans la couche de boue est souvent uniforme (surpression interstitielle initiale rectangulaire) avec une amplitude égale à la pression appliquée à la surface. Pour les problèmes impliquant la consolidation du fait de la déshydratation, la distribution de la surpression interstitielle initiale est, cependant, triangulaire (Terzaghi, 1943). Deux types de conditions aux limites existent, à savoir la couche compressible drainée sur une ou deux faces. La Figure 2-16 illustre ces 2 différentes situations. Lorsqu'une seule des faces limites de sortie est perméable, la couche de boues compressible est drainée sur une face. Si les 2 faces limites sont perméables, la couche est doublement drainée.

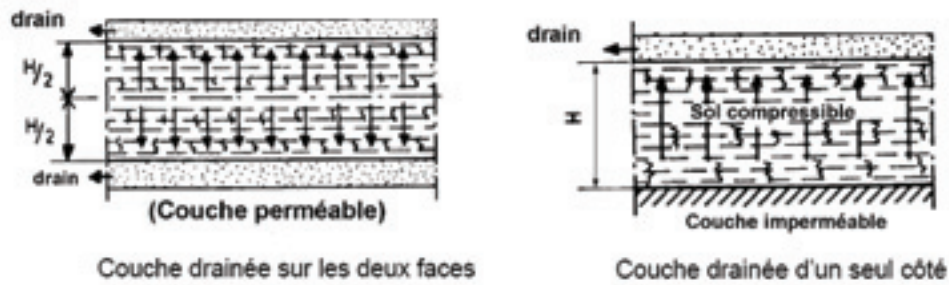


Figure 2-16 : Type de conditions aux limites : perméable sur 2 faces et perméable sur 1 face

Dans le cas de la déshydratation des boues sur lit de séchage (plantés ou non), il s'agit d'un double drainage également appelé drainage libre.

2.5.1.2.4 Détermination du coefficient de consolidation

Pour pouvoir utiliser l'équation fournie par la théorie de la consolidation unidimensionnelle de Terzaghi, il est nécessaire de déterminer ou d'adopter une valeur du coefficient de consolidation C_v . Ce coefficient est déterminé via les essais œdométriques. L'essai œdométrique à chargement par paliers est l'essai de référence des essais œdométriques et est décrit par la norme NF P 94-090-01. Pour déterminer la valeur du coefficient de consolidation dans les essais œdométriques à chargement par paliers, on utilise les courbes de consolidation (Figure 2-17) obtenues sous chacune des charges successivement appliquées à l'échantillon de sol.

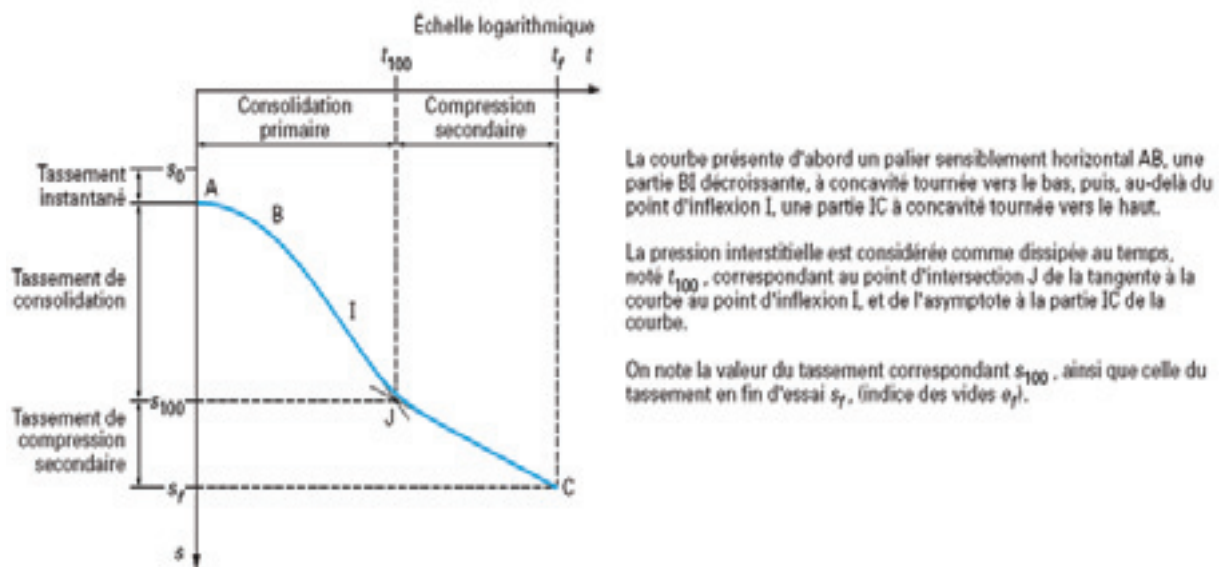


Figure 2-17 : Courbe de consolidation d'un sol fin obtenue à partir d'un essai œdométrique à chargement par palier (Magnan, 2001)

Différentes méthodes sont utilisées pour déterminer la valeur de C_v . Les plus courantes sont :

- la méthode de Casagrande, qui détermine le temps t_{50} correspondant à un degré de consolidation de 50 % sur la courbe de consolidation représentée en fonction du logarithme du temps ;

- la méthode de Taylor, qui détermine le temps t_{90} correspondant à un degré de consolidation de 90 % sur la courbe de consolidation représentée en fonction de la racine carrée du temps.

Selon le cas, le coefficient de consolidation est calculé au moyende la formule donnée par :

$$C_v = \frac{0,197.h^2}{t_{50}} \quad \text{méthode de Casagrande} \quad (a)$$

Eq 2-21

$$C_v = \frac{0,848.h^2}{t_{90}} \quad \text{méthode de Taylor} \quad (b)$$

h: distance de drainage ; épaisseur de l'échantillon si drainage par une seule face et demi-épaisseur si l'échantillon est drainée par deux faces (supérieures et inférieures).

2.5.1.2.5 Solution analytique de l'équation de consolidation de Terzaghi

L'intégration de l'équation de consolidation de Terzaghi (Eq 2-18) avec les conditions initiales et aux limites données par Eq 2-22 est un cas classique.

$$u(0,t) = 0 \quad \forall t \quad (a)$$

$$u(H,t) = 0 \quad \forall t \quad (b)$$

Eq 2-22

$$u(z,0) = u_i \quad \forall z \in]0, H[\quad (c)$$

Undéveloppement en série de Fourier permet d'obtenir la solution donnée par Eq 2-23.

$$u(z,t) = \sum_{m=0}^{\infty} \frac{2u_i}{M} \sin\left(\frac{Mz}{h}\right) e^{-M^2T}$$

Avec

$$M = \frac{\pi}{2}(2m+1)$$

Eq 2-23

$$T = \frac{C_v.t}{h^2}$$

Les modèles de déshydratation des boues sur lits de séchage plantés présentés ci-dessus sont les premiers pas vers la mise en place d'un outil permettant la prédiction des performances de déshydratation. Cependant, la variation de l'humidité avec la profondeur, la modification des propriétés des boues (coefficient de consolidation et perméabilité par exemple) et l'augmentation de la couche de boue suite aux bâchées successives ne sont pas pris en

compte dans ces modèles. La prise en compte de l'un de ces éléments serait un pas supplémentaire à la mise en place d'un outil de gestion des lits de séchage.

2.5.2 Modèle de minéralisation

La minéralisation est une assimilation, par les micro-organismes présents dans les boues, des composés organiques au cours de laquelle la matière organique est transformée en composés minéraux. La vitesse de minéralisation est très fortement dépendante, d'une part, de la nature des composés organiques et des facteurs environnementaux tels que l'humidité, la température, l'aération, le pH et, d'autre part, de l'accessibilité aux micro-organismes de la matière organique. La biodégradabilité de la matière organique diffère d'un composant à l'autre. La nature des composés organiques influe considérablement sur la vitesse de minéralisation.

Les cinétiques de minéralisation sont décrites par plusieurs modèles mathématiques de degré de complexité différent les uns des autres. Les modèles d'ordre zéro, de premier ordre et de type Monod sont en général utilisés pour modéliser la cinétique de minéralisation (Sanchez et al., 2012). Les modèles cinétiques de premier ordre sont très courants dans la littérature. Ils sont ceux les plus utilisés pour la modélisation du compostage (Baptista, 2009; Sanchez et al., 2012, Petric et al., 2012) et relativement simples comparativement aux autres modèles. Les modèles de minéralisation des boues sur lits de séchage sont quasiment absents de la littérature.

Les modèles de premier ordre donnés par l'équation Eq 2-24 sont très largement utilisés pour prédire la dégradation de la matière organique dans le processus de compostage.

$$\frac{dM_{org.}}{dt} = -k(x_1, x_2, x_3, \dots)(M_{org.} - M_{org.\infty}) \quad \text{Eq 2-24}$$

M_{org} : matière organique totale mesurable à un instant donné

$M_{org\infty}$: matière organique résiduelle (non biodégradable)

$k(x_1, x_2, x_3, \dots)$: Taux de dégradation de la matière organique de premier ordre fonction de paramètres environnementaux influençant le processus de dégradation.

La détermination du taux de dégradation de la matière organique dans ce type de modèle, à partir des données expérimentales, permet en général d'obtenir des résultats satisfaisants (Sanchez et al., 2012 ; Baptista et al., 2010; Bari et al., 2000; Komilis, 2006; Kulcu et Yaldiz, 2004; Nakasaki et Ohtaki, 2002; Paredes et al., 2002). Ce taux dépend de facteurs environnementaux dont la température et l'humidité sont particulièrement importants.

Les modèles mathématiques de déshydratation et de minéralisation des boues sur lits de séchage sont rares dans la littérature. Ceux-ci pourraient pourtant participer à combler les lacunes liées à la conception, à la gestion et à la transposition de ces deux procédés.

2.6 Verrous scientifiques et objectifs spécifiques

La littérature présente les boues de vidange comme une matrice à forte concentration en polluant et très variable d'une localité à l'autre et même dans la même localité. L'intérêt pour son traitement dans les pays d'Afrique de l'Ouest est nouveau (2,5 décennies) et les stations de traitement de boues de vidange sont rares et insuffisantes. La différence entre la qualité des boues issues de l'assainissement collectif (notamment les boues activées) et de l'assainissement non collectif fait que les procédés d'usage courant pour les premières ne sont pas toujours efficaces pour les secondes en gardant les mêmes paramètres de fonctionnement. Par ailleurs, la variabilité de la qualité des boues de vidange vient augmenter la difficulté d'adaptabilité des divers procédés de traitement à cette matrice.

Les pays en développement, notamment ceux d'Afrique de l'Ouest allouent, de manière générale, des moyens insuffisants à l'assainissement. Les procédés de traitement dont les coûts de gestion sont relativement faibles et pouvant éventuellement produire des revenus seraient donc ceux les plus à même d'être mis en place de manière durable dans ces pays. Parmi les procédés de traitement des boues de vidange à faible couts de gestion, les lits de séchage non plantés et plantés semblent être les moins difficiles à mettre en œuvre et sont présents dans plusieurs pays de l'Afrique de l'Ouest. Les lits de séchage plantés qui, lorsqu'ils fonctionnent, sont préférables aux lits non plantés, rencontrent plus de difficultés à s'implanter. Le dimensionnement de ces procédés pour le traitement des boues de vidange reste empirique et le transfert de cette technologie d'un pays à l'autre occasionne souvent de mauvais dimensionnements. Par ailleurs la prévision des performances de l'utilisation de ces procédés dans un contexte nouveau reste difficile. Aussi, pour ces techniques rustiques et empiriques, il est nécessaire de mener des investigations et des recherches complémentaires afin de mieux appréhender leurs conditions d'adaptabilité au contexte local en vue d'améliorer et d'avoir davantage de recul sur les phénomènes de filtration, de déshydratation, de dépollution et de minéralisation opérant dans le procédé. De plus, la compréhension des critères d'adaptabilité des plantes endogènes au traitement des boues de vidange sur les lits de séchage plantés dans les conditions locales doivent être aussi améliorés.

Pour contribuer à apporter de la lumière à ce manque, le présent travail de recherche vise à :

- Evaluer les performances épuratoires des lits de séchage plantés et non plantés pour le traitement des boues de vidange de Ouagadougou dans un contexte climatique sahélien;
- Accéder aux potentialités de traitement des boues de vidange sur lits de séchage plantés d'espèces fourragères endogènes (*Oryzalongistaminata*, *Sporoboluspyramidalis* et *Cypérusalopecuroides*) dans le contexte soudano-sahélien de Ouagadougou ;
- Modéliser le processus de déshydratation des boues sur lits de séchage plantés et non plantés.

La méthodologie de recherche s'est faite par une approche expérimentale et une approche numérique. Les travaux expérimentaux ont permis d'avoir les premiers résultats de l'utilisation de ces technologies dans le contexte de Ouagadougou. Les performances des lits de séchage et leur adaptabilité au contexte local ont été analysées par l'intermédiaire de l'expérimentation. En complément aux travaux expérimentaux, la modélisation numérique a permis de fournir des éléments pour mieux comprendre les principaux processus et diminuer l'empirisme du dimensionnement. Le chapitre suivant présente de manière détaillée la méthodologie utilisée dans le cadre des présents travaux.

3 Méthodologie générale

Les travaux de recherche réalisés dans le cadre de cette étude se sont fait autour d'une approche expérimentale et d'une approche numérique. L'approche expérimentale visait à apprécier le potentiel des lits de séchage à traiter les boues de vidange de Ouagadougou dans un contexte climatique sahélien. L'approche numérique vise tout d'abord à une meilleure compréhension du processus de déshydratation et par la suite elle permettrait de proposer un outil de dimensionnement des lits de séchage à base physique. L'objectif de ce chapitre est de présenter les matériels et méthodes utilisés dans chacune de ces approches.

3.1 Etude expérimentale

L'approche expérimentale a consisté à la conception et au suivi d'un dispositif expérimentale constitué d'unités pilotes de lits de séchage (plantés et non plantés).

La mise en place du dispositif expérimental s'est inspirée des travaux de Kengne (2006). Les détails sur celui-ci, les essais réalisés et les analyses associées font l'objet de ce paragraphe.

3.1.1 Dispositif expérimental

3.1.1.1 Zone d'étude

Les travaux expérimentaux se sont déroulés à Ouagadougou à l'Institut International d'Ingénierie de l'Eau et de l'Environnement (2iE), sur le site de la station de traitement des eaux usées du campus de cette institution. Le système de traitement des eaux usées du campus de 2iE à Ouagadougou est un lagunage naturel constitué de 3 bassins (anaérobie, facultatif et de maturation). La ville est sous un climat soudano-sahélien avec une longue saison sèche d'octobre à mai. La saison pluvieuse s'étend de juin à septembre. Sur la base des données des services météorologiques du Burkina Faso, les températures minimales moyennes varient de 17,4°C en janvier à 27,2°C en avril et mai, tandis que les températures maximales moyennes varient de 31,4°C en aout à 39,8°C en avril. L'évapotranspiration de référence moyenne est de 6,0mm/jour correspondant à une moyenne annuelle de 2712 mm/jour. Le mois de mars est le mois durant lequel la demande évaporative est maximale avec une moyenne journalière de 7,7mm/jour.

3.1.1.2 Description du dispositif expérimental

Le dispositif expérimental conçu est constitué de 2 plates-formes servant de support et d'un système de traitement de lits de séchage expérimentaux.

3.1.1.2.1 Plates-formes servant de support

Une partie du système de lits de séchage reposent sur 2 plates-formes menuisées de bois rouge (Figure 3-1). Chaque plateforme a une longueur de 4,2 m pour une largeur de 3 m. Leur hauteur minimale est de 0,6 m afin de permettre l'écoulement gravitaire du percolât du fond de cuve vers le bidon prévu à cet effet. De plus les 12 pieds de chacune de ces plateformes reposent sur des plots en béton cubiques de 30 cm de côté servant de fondations et destinés à éviter un enfoncement de l'ouvrage dans la terre, particulièrement en saison des pluies.



Figure 3-1 : Plate-forme servant de support (13/07/2012)

3.1.1.2.2 Système de lits de séchage expérimentaux

a. Installation pilote

Le système de traitement par lits de séchage (Figure 3-2) est constitué de l'amont vers l'aval de:

- 5 cuves graduées en polyéthylène haute densité (PEHD) servant de réservoir de stockage des boues de vidange et d'un volume total de 5,5 m³;
- 13 cuves graduées en PEHD de 1,08m³ chacune (cuves de 1,20m de longueur, 1,00m de largeur et 0,90m de hauteur) servant de lits de séchage ;
- 10 fûts de 260 litres chacun, servant à recueillir le percolât.

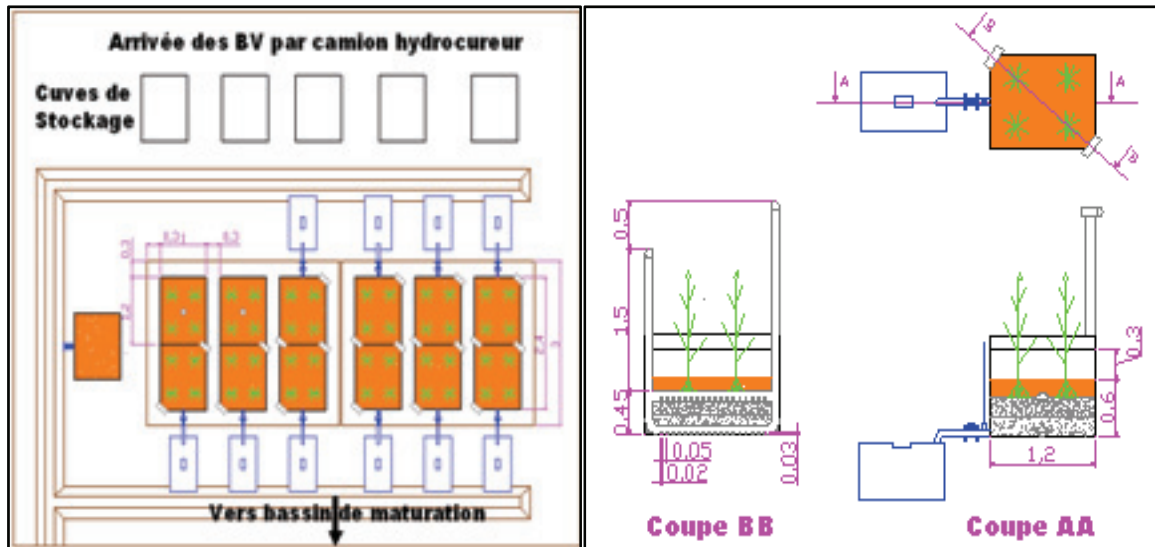


Figure 3-2 : Schéma des plans conceptuels du système de lits de séchage (vue d'ensemble et vue d'un lit de séchage)

b. Matériaux de garnissage des lits de séchage

Les lits de séchage sont composés d'un massif filtrant constitué de trois couches de matériaux de granulométrie croissante du haut vers le bas. La caractérisation (Tableau 3-1) du matériau filtrant a été réalisée au laboratoire de génie civil de 2iE. L'analyse granulométrique (Annexe 2) a été faite par tamisage selon la norme NF P 18-560. Le poids spécifique des grains a été déterminé au pycnomètre à air, la densité apparente par la méthode de l'entonnoir et le coefficient de perméabilité du sable au perméamètre à charge constante selon la norme NF P 94-512-11.

Le massif filtrant est composé du fond vers la surface :

- d'une couche de 20 cm de gros gravier,
- d'une couche de 20 cm de graviers fins,
- d'une couche de 20 cm de sable grossier de coefficient d'uniformité $CU=2,5$ avec un $d_{10}=0,27$ mm et des fines $<3\%$.

Tableau 3-1 : Caractéristiques du matériau filtrant

	diamètre des grains (mm)	masse volumique (kg/l)	Densité apparente (kg/l)	perméabilité (m/s)
Sable	0/6,3	2,68	1,56	$7,22 \times 10^{-4}$
Gravier fin	3,3/16	2,70	1,32	-
Gravier grossier	20/25	2,70	1,32	-

c. Dispositif d'aération et de drainage

Un dispositif d'aération (Figure 3-3) composé de deux canalisations de diamètre 100 mm en PVC découpées dans la génératrice inférieure avec des fentes de 20 mm de large espacées de 50

mm a été installé dans le massif filtrant. L'assemblage a été effectué par emboîtement et collage. Ces deux canalisations sont espacées de 30 cm et reliées par deux cheminées de différentes hauteurs pour faciliter les flux d'air, l'une étant plus haute de 0,5 m. Le dispositif d'aération est disposé dans la diagonale de la cuve.

Pour le drainage des percolâts, une canalisation en PVC de diamètre 63 mm équipée d'une vanne à opercule et aboutissant à un fut d'environ 260 litres pour le recueil des percolâts a été installée. Il a été monté, en amont de la vanne, d'un piézomètre sommaire permettant la lecture directe du niveau d'eau dans la cuve lorsque la vanne est fermée.

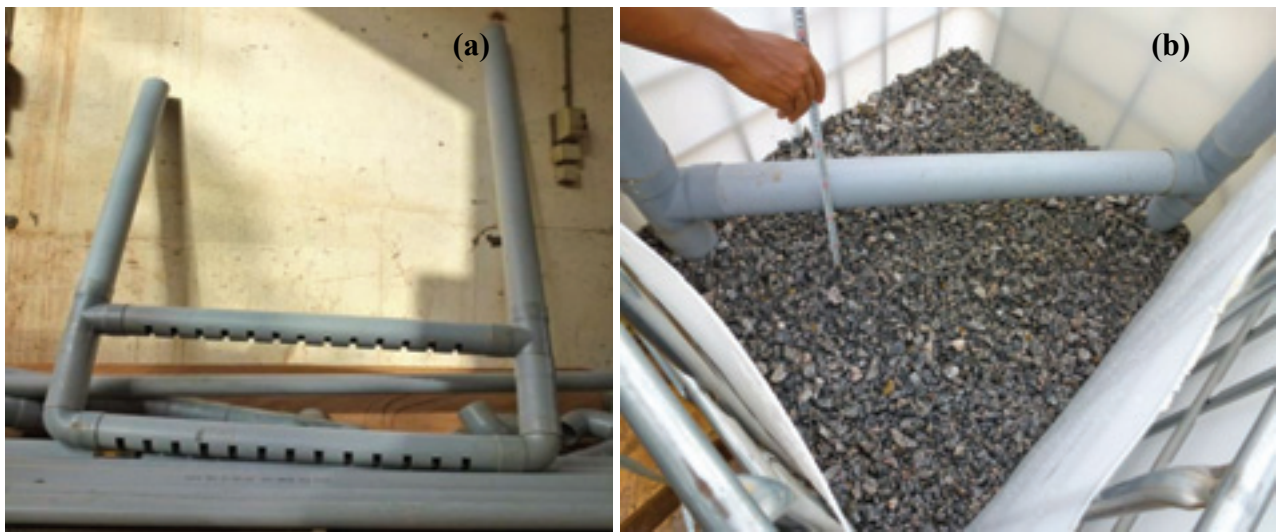


Figure 3-3 : Canalisation d'aération (a) en confection 02/07/2012 et (b) telle que disposée dans les lits de séchage (10/07/2012)

Un inconvénient potentiel de ces lits de séchage expérimentaux pourrait être la faible isolation thermique de ses parois. En effet, les variations de températures ambiantes pourraient induire de plus fortes amplitudes de températures dans le système que celles qui pourraient être observées sur des lits de séchage à taille réelle.

3.1.1.3 Sélection et mise en place des plantes

Trois espèces fourragères ont été utilisées sur les LSP : *Oryzalongistaminata*, *Sporoboluspyramidalis* et *Cypérusalopecuroides*. Leur identification a été réalisée avec l'appui d'un botaniste du Laboratoire de Biologie et Ecologie Végétales de l'Université de Ouagadougou notamment par comparaison avec les spécimens de l'herbier du laboratoire. Ces plantes sont fourragères et endogènes. *Oryzalongistaminata* et *Sporoboluspyramidalis* ont été identifiées comme potentiellement utilisables pour le traitement des boues de vidange sur LSP (Bassan et al., 2003). *Cyperus alopécuroïdes* reste présente dans les zones humides et bas fond de la ville de Ouagadougou même en saison sèche.

3.1.1.3.1 Plantes utilisées

a. *Oryza longistaminata*

Oryza longistaminata (riz rouge) est une plante fourragère vivace. C'est une espèce pérenne allogame et à multiplication végétative par rhizome (Ghesquiere, 1981). Ses peuplements se trouvent aussi bien dans toute la zone sahélienne qu'en savanes côtières (Second et al., 1977). Sur le plan systématique elle se positionne de la manière suivante :

Règne : Plantae

Sous-règne : Tracheobionta

Superdivision : Spermaphyta

Division : Magnoliophyta

Classe : Liliopsida

Ordre : Cypérale

Famille : Poaceae

Genre : *Oryza*

Espèce : *longistaminata*

Nom botanique: *Oryza longistaminata* A.Chev. & Roehr

Oryza longistaminata est une espèce de riz sauvage dont des spécificités pourraient être utilisées pour améliorer le riz cultivé (*O. sativa*) notamment son caractère rhizomateux, sa résistance aux maladies et sa tolérance aux inondations et à la sécheresse (He et al., 2014). Elle a également une bonne tolérance aux stress biotiques et abiotiques et une haute capacité à utiliser efficacement l'azote (Yang et al., 2010).

b. *Sporobolus pyramidalis*

Sporobolus pyramidalis est une espèce vivace qui se multiplie principalement de façon végétative, par émission de rhizomes courts à partir desquels se développent de nouveaux axes au sein de la même touffe. Sur le plan systématique elle se positionne de la manière suivante :

Règne : Plantae

Sous-règne : Tracheobionta

Superdivision : Spermaphyta

Division : Magnoliophyta

Classe : Liliopsida

Ordre : Cypérales

Famille : Poaceae

Genre : *Sporonolus*

Espèce : *pyramidalis*

Nom botanique: *Sporobolus pyramidalis* Palisot de Beauvois.

La tolérance à de fortes variations de teneur en eau des sols affichée par *Sporobolus Pyramidalis*, combinée avec sa qualités fourragères, indiquent que cette espèce est potentiellement utilisable par les agriculteurs dans les régions semi-arides et arides (Yobi et al., 2013).

c. Cypérus alopecuroïdes

Cypérus alopecuroïdes est une espèce vivace, à touffe avec rhizome court. Elle a été rapporté comme tolérante aux variations de teneur en eau et à la salinité (Nawaz et al., 2014). Cette espèce est utilisée comme fourrage durant la saison sèche lorsque les autres fourrages sont très rares ou absentes. Sur le plan systématique elle se positionne de la manière suivante :

Règne : Plantae

Sous-règne : Tracheobionta

Superdivision : Spermaphyta

Division : Magnoliophyta

Classe : Liliopsida

Ordre : Cypéales

Famille : Cyperaceae

Genre : *Cyperus*

Espèce : *alopeuroïdes*

Nom botanique: *Cyperus alopecuroïdes*Rottboell.

Cypérus alopecuroïdes est considéré et utilisé comme plante médicinale et pour la parfumerie (Gamal et al., 2015).

3.1.1.3.2 Récolte des plantes

Les plantes des trois espèces utilisées sur les LSPont été récoltées sur des sites naturels de la ville de Ouagadougou. La récolte des 2 premières espèces utilisées (*Oryza longistaminata* et *Sporobolus pyramidalis*) a été réalisée le 10 juillet 2012. *Oryza longistaminata* est issu des abords d'une retenue d'eau de la ville de Ouagadougou (barrage N°1 à Tanpouy). *Sporobolus pyramidalis* provient des espaces verts de l'Université de Ouagadougou. La 3^{ème} espèce, *Cypérus alopecuroïdes*, a été récoltée aux alentours des eaux stagnantes des canaux d'évacuation d'eaux pluviales de la ville de Ouagaougou le 16 février 2013 et le 03 janvier 2014.

3.1.1.3.3 Mise en place des plantes

Des plantes ont été prélevées sur des sites naturels de la ville de Ouagadougou et replantées dans les lits de séchage. Le prélèvement des plantes a été fait à la houe de façon à conserver l'essentiel des ramifications racinaires. Les plants récoltés sont de jeunes pousses de 20 à 30 cm de haut en phase de croissance (pas de floraison). Le repiquage des plantes a été accompli moins de 24h après la récolte de celles-ci. Il s'est fait par l'ensablement de tout le système racinaire des plantes dans des trous d'environ 5cm de profondeur foré à la main sur le sable humidifié. Dans les cuves, les plantes ont été disposées en 3 rangés de 5 fractions (4 à 6 pieds par fractions) soit 63 pieds/m² environ.

3.1.2 Alimentation des lits

L'alimentation des lits de séchage avec boues de vidange s'est fait selon 2 modes : une alimentation à volume constant et une alimentation à charge de matières en suspension constante. Pour les lits plantés, ces modes d'alimentations ont été précédées par des phases d'acclimatation des plantes durant lesquelles les lits ont été alimentés aux eaux du bassin de maturation du lagunage naturel traitant les eaux usées des logements estudiantins de 2iE.

3.1.2.1 Alimentation aux eaux usées : phases d'acclimatation des LSP

La première mise en eau des massifs filtrants s'est effectuée la veille du repiquage des plantes. Elle a consisté à saturer en eau (eau potable du réseau) le massif filtrant contenu dans les cuves de sorte que les plantes repiquées ne connaissent pas de stress hydrique.

Par la suite, l'alimentation des lits plantés a été réalisée par les eaux du bassin de maturation du lagunage naturel à proximité du site (Tableau 3-2). Cette alimentation s'est faite en 2 phases :

- La première phase a consisté à maintenir le massif filtrant saturé en eaux usées avec un renouvellement tous les 3 jours durant 12 jours. Ce maintien des plantes en milieu saturé visait à éviter tout stress hydrique et à assurer leur non flétrissement dans leur nouveau milieu ;
- La deuxième phase a consisté à une alimentation (sans stockage d'eau dans le massif filtrant) 5 fois par semaine jusqu'à la première alimentation aux boues de vidange. Cette deuxième phase visait à simuler progressivement les phases alimentation/repos qui se ferait lors de l'alimentation aux boues de vidange.

Tableau 3-2: Caractéristiques des eaux d'alimentation pendant les phases de démarrage

	n	Moyenne	Min	Max	Ecart Type
pH	22	7,7	7,0	8,4	0,4
Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	22	547	437	646	46
T ($^{\circ}\text{C}$)	22	28,1	25	30,9	2,1
MES	22	68	1	622	178
N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	22	20	0,13	40	13
PT (mg/L)	12	2	0,1	8,6	2,4
DCO (mg/L)	10	228	140	405	88

L'alimentation des lits plantés avec les eaux usées s'est faite par bâchées. Les bâchées ont été réalisées par pompage via une motopompe.

3.1.2.2 *Alimentation aux boues de vidange*

Des camions de vidange (camion-hydrocureurs) de la ville ont approvisionné le site expérimental en boues de vidange tout au long de l'étude. Les réservoirs de stockage des boues de vidange ont été alimentés par les camions de vidange 3 à 7 fois/mois. Le camion de vidange arrive sur le site et vide son contenu (boues de vidange de la ville de Ouagadougou) en remplissant un par un les réservoirs de stockage. Cette vidange se fait à l'aide d'un tuyau reliant la bouche d'évacuation du camion et l'ouverture des réservoirs déplacé manuellement d'un réservoir à l'autre (Figure 3-4).



Figure 3-4 : Réception des boues de vidange sur le site expérimental (10/03/2014)

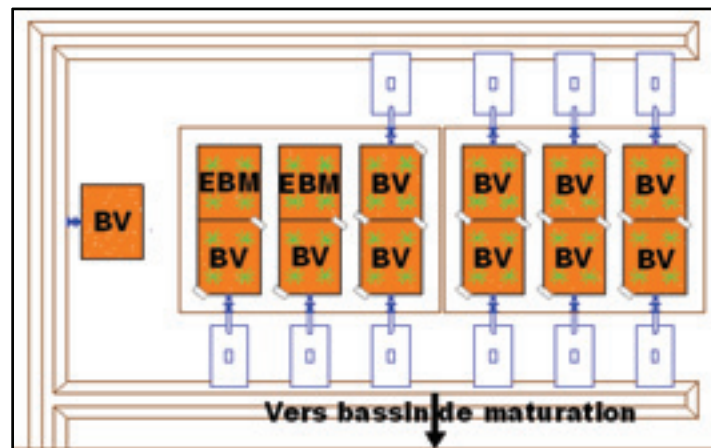
3.1.2.2.1 *Pré-caractérisation des BV*

Le système de traitement par lits de séchage a été conçu pour que chaque lit de séchage puisse être alimenté avec une charge moyenne de 150 kg de MS/m².an. Cette charge correspond à la

charge maximale de démarrage retrouvée dans la littérature (charge de démarrage doit être au plus la moitié de la charge nominale). Une analyse préliminaire des boues de vidange a été réalisée pour avoir une idée des concentrations moyennes pour divers paramètres globaux de pollution des boues de vidange de Ouagadougou (Annexe 1) et dimensionner le système de lits de séchage expérimentaux.

3.1.2.2.2 Alimentation à volume constant

Ce mode d'alimentation a été réalisé sur les 13 lits. Sept lits étaient plantés de *Oryzalongistaminata*, Cinq lits de *Sporoboluspyramidalis* et 1 non planté. Six lits plantés de *O. longistaminata*, 4 plantés de *S. pyramidalis* et le lit non planté ont été alimentés avec les boues de vidange tandis que les autres lits ont été alimentés aux eaux du bassin de maturation (Figure 3-5). L'alimentation des 13 lits s'est faite par bûchée d'environ 210 litres. Les lits ont été alimentés par une canalisation via une motopompe. Un bout de conduite en PVC de diamètre 75mm, muni d'une vanne, permet de réaliser manuellement les bûchées lits après lits. Ces alimentations ont été réalisées en moyenne tous les 4,5 jours (4 à 5 jours entre 2 alimentations).



EBM : Eaux du bassin de maturation

BV : Boues de vidange

Figure 3-5 : Schéma d'alimentation à volume constant

Au regard de l'évolution des plantes, les lits plantés qui ont été alimentés aux eaux du bassin de maturation seront considérés comme des lits témoins pour les LSP alimentés aux BV. Au regard de la qualité du percolât, le lit non planté sera considéré comme témoin en comparaison du percolât des lits de séchage plantés.

3.1.2.2.3 Alimentation à charge de matière en suspension constante

Ce mode d'alimentation a été réalisé avec les boues de vidange sur 9 lits. Il a été réalisé en 2 phases (Figure 3-6).

La 1^{ère} phase avait pour but le suivi de la déshydratation et la minéralisation des boues de vidanges sur 3 lits de séchage non plantés avec 3 durées de repos différentes (3 jours, 6 jours et 9 jours) et une même charge moyenne d'alimentation de 30 Kg de MES/m².an.

La 2^{ème} phase avait pour but le suivi des performances épuratoires physico-chimiques et microbiologiques des lits de séchage plantés et non plantés. Elles s'est portées sur 3 lits de séchage plantés de *Cyperus alopecuroïdes* et 3 lits non plantés avec 3 durées de repos différentes (3 jours, 6 jours et 9 jours) et une même charge d'alimentation moyenne de 20 Kg de MES/m².an.

L'apport des boues de vidange sur les lits a été fait manuellement, à l'aide d'un seau gradué, par bûchées successives de volume de 12L. Le volume total des apports était déterminé préalablement par la relation donnée par l'équation Eq 3-1.

$$V_i = \frac{1,2 \cdot d_R \cdot Ch_{MES}}{365 \cdot C_i} \quad \text{Eq 3-1}$$

V_i : volume à apporter à l'alimentation i (L)

d_R : durée de repos du lit concerné(j)

Ch_{MES} : charges massiques prévues (30 Kg de MES à la 1^{ère} phase et 20 Kg de MES à la 2^{ème}).

C_i : Concentration en matière en suspension déterminée la veille de l'alimentation (Kg de MES/L)

Le coefficient 1,2 représente la surface d'un lit expérimental (1,2m²)

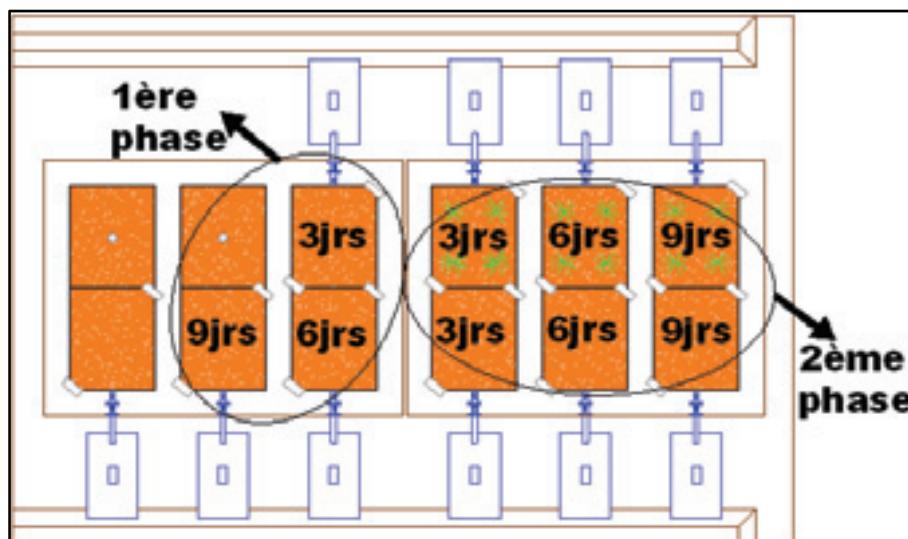


Figure 3-6 : Schéma d'alimentation à charge en matière en suspension constante

Entre les expériences relatives à chaque mode d'alimentation des BV, la couche de sable de chaque LS a été évacuée des lits expérimentaux, lavée, remis dans les lits et complétée. L'ensemble du matériau filtrant a été par la suite rincé de sorte que les éventuels résidus issus des expériences à volume de BV constant n'influencent pas sur les expériences à charge en MES constante.

3.1.3 Evaluation des performances des lits de séchage plantés et non plantés

3.1.3.1 Prélèvements des boues brutes et des percolats

Chaque jour d'alimentation, les BV brutes et les effluents ont été recueillies. Les BV brutes ont été prélevées lors de leur alimentation les lits et les percolats dans les fûts de collecte des effluents à l'aval du système.

3.1.3.1.1 Prélèvement des boues brutes

- Durant l'alimentation à volume constant

Les prélèvements se sont faits à la sortie de la vanne d'alimentation, au-dessus des lits de séchage. Des échantillons moyens d'1L ont été réalisés à partir des BV apportées sur 2 lits pour les lits plantés de *S. pyramidalis*. Environ 50cl étaient prélevés lors de l'alimentation d'un lit à l'aide d'un flacon en plastique (polyéthylène) d'1L de contenance. Le complément (50cl) était prélevé lors de l'alimentation du lit suivant dans le même flacon. De la même manière, des échantillons moyens ont été réalisés à partir des BV apportées sur 3 lits pour *O. longistaminata* (environ 33cl pour chaque alimentation de lits).

Initialement, il était prévu de prélever 1 flacon d'1L de BV par point d'alimentation mais des difficultés d'ordre pratique nous ont amenées à réaliser des échantillons moyens. En effet le déplacement manuel de la conduite d'alimentation et le débit relativement important des bâchés avec de faibles charges d'alimentation nous laisse peu de temps pour la manipulation des bidons. Le nombre d'analyse à réaliser par échantillon a aussi été limitant. D'où le choix d'échantillons moyens.

- Durant l'alimentation à charge en matière en suspension constante

Pour la 1^{ère} phase, 1 échantillon d'1L de BV brute était prélevé à l'aide de flacon en plastique d'1L de contenance. Les prélèvements se sont faits lors de l'alimentation des lits au moment des remplissages du seau d'alimentation.

Pour la 2^{ème} phase, à chaque alimentation, 2 échantillons de boues brutes étaient prélevés. Les prélèvements ont été réalisés à l'aide d'1 flacon en plastique d'1L et d'1 flacon en verre de 0,5L. Le flacon en verre borosilicaté a été utilisé pour les analyses microbiologiques.

3.1.3.1.2 Prélèvement despercolâts

Lespercolâts ont été prélevés dans les fûts de collecte des effluents à l'aval du système.

Lors de l'alimentation à volume constant, les échantillons moyens ont été réalisés de manière similaire au prélèvement des BV brutes.

Lors de l'alimentation à charge en matières en suspension constante, 1 échantillon d'1L était prélevé dans 1 flacon en plastique à la fin du drainage de l'eau (de 5h à 24h après l'alimentation). Durant la 2^{ème} phase, des échantillons de 0,5L prélevés dans les flacons en verre borosilicaté ont également été réalisés.

3.1.3.2 Caractérisation physico-chimique et microbiologique

In situ, les mesures du pH, la conductivité (Cond) et du potentiel redox (Eh) ont été effectuées avec un multi-paramètre WTW-350i.

Au laboratoire, la pollution des BV et despercolâts a été évaluée par la mesure des paramètres globaux de pollution. Ainsi, la matière contenue dans les boues a été évalué à travers la mesure des matières sèches (MS), des matières en suspension (MES) et des matières volatiles (MV). La pollution organique a été évaluée par la mesure de la demande chimique en oxygène (DCO). La pollution azoté par la mesure des nitrates (N-NO₃⁻), les nitrites (NO₂⁻) et l'ammonium (N-NH₄⁺). Le suivi de la pollution phosphoré a consisté à la mesure des ortho-phosphates (P-PO₄³⁻) et du phosphore total (PT). La dénombrement des streptocoques fécaux (SF), des coliformes fécaux (CF) et des parasites ont permis d'évaluer les micro-organismes présents dans les BV et lespercolâts. Le tableau (Tableau 3-3) précise les différentes méthodes d'analyse utilisées.

Tableau 3-3 : Méthodes de caractérisation des BV et du percolât

Paramètres	Méthodes	Appareil de mesure/lecture
pH	Mesure directe au multiparamètre WTW-350i	multiparamètre WTW-350i
Cond	Mesure directe au multiparamètre WTW-350i	multiparamètre WTW-350i
Eh	Mesure directe au multiparamètre WTW-350i	multiparamètre WTW-350i
MS	Séchage à 105 °C jusqu'à masse constante	Etuve
MES	Filtration sur membrane GF/C 0,45microns puis séchage à 105°C jusqu'à masse constante	Etuve
MV	Calcination à 550°C pendant 2h	Four
DCO	Méthode colorimétrique, APHA (1998)	DR2010 / DR5000
N-NO ₃ ⁻	Méthode de réduction au cadmium, APHA (1998)	DR2010 / DR5000

Paramètres	Méthodes	Appareil de mesure/lecture
N-NO ₂ ⁻	Méthode de diazotisation, APHA (1998)	DR2010 / DR5000
N-NH ₄ ⁺	Méthode Nessler, APHA (1998)	DR2010 / DR5000
P-PO ₄ ³⁻	Méthode à l'acide ascorbique, AHPA (1998)	DR2010 / DR5000
PT	Méthode au molybdovanadate, AHPA (1998) modifié	DR2010 / DR5000
CF	Ensemencement avec Chromocult Agar puis décompte	
SF	Ensemencement avec Slanetz et Barthley puis décompte	
Parasites	Méthode de Bailenger modifiée, OMS (1997)	Microscope trinoculaire à épifluorescence avec camera

3.1.3.3 *Evaluation des volumes du percolat*

- Evaluation du volume des boues brutes

L'évaluation du volume des boues brutes s'est faite de 2 manières différentes. Lors de l'alimentation à volume constant, le volume des boues brutes a été évalué par différence entre le volume initiale et le volume finale de BV dans les cuves de stockage. Lors de l'alimentation à charge en matière en suspension constante, le volume de boues brutes a été évalué au nombre de seaux de 12 litres reçu par les lits de séchage.

- Evaluation du volume de percolât

La hauteur des percolâts contenus dans les futs à l'aval du système a été mesurée à l'aide d'une règle graduée. L'évaluation du volume des percolâts s'est faite à partir de la relation hauteur-volume liant la hauteur et le volume d'eau dans les futs recueillant le percolât (Annexe 3). Les futs (d'allure cylindrique) ont été posés horizontalement (avec leur axe de révolution horizontal) et la relation hauteur-volume utilisée est celle du volume d'un fluide d'une certaine hauteur dans un cylindre posé horizontalement (Annexe 3).

3.1.3.4 *Calcul des performances épuratoires*

Les performances épuratoires des lits de séchage ont été calculées sur la base des flux massiques entrant et sortant des lits de séchage à chaque alimentation. La relation donnée par l'équation Eq 3-2 présente le mode de calcul du rendement épuratoire journalier des lits de séchage.

$$R_i = 100 \cdot \frac{C_{i_boue} \cdot V_{boue} - C_{i_percolat} \cdot V_{percolat}}{C_{i_boue} \cdot V_{boue}} \quad \text{Eq 3-2}$$

R_i : Rendement épuratoire pour le paramètre i (%)

V_{boue} : Volume de boue de vidange (l)

V_{percolat} : Volume du percolât (l)

C_{i_boue} :concentration du paramètre i dans les boues brutes.

$C_{i_percolât}$: concentration du paramètre i dans le percolât.

Le calcul du rendement global, après N alimentations donnée,a également été fait. La relation donnée par l'équation Eq 3-3présente le mode de calcul des performances épuratoires globales des lits de séchage à l'arrêt des alimentations.

$$R_{i_Global} = 100. \frac{\sum_{k=1}^N (C_{i_k_boue} V_{k_boue} - C_{i_k_percolat} V_{k_percolat})}{\sum_{k=1}^N C_{i_k_boue} V_{k_boue}} \quad \text{Eq 3-3}$$

R_{i_Global} :Rendement épuratoire global pour le paramètre i après les N alimentations(%)

V_{k_boue} :Volume de boue de vidange à l'alimentation k(l)

$V_{k_percolat}$:Volume du percolât à l'alimentation k (l)

$C_{i_k_boue}$:concentration du paramètre i dans les boues brutes à l'alimentation k.

$C_{i_k_percolât}$: concentration du paramètre i dans le percolât à l'alimentation k.

3.1.3.5 Suivi de l'humidité et de la matière organique dans la boue résiduelle

Le suivi de l'humidité et de la matière organique sur la couche de boue résiduelle s'est fait sur les lits de séchage non planté durant la 1^{ère} phase de l'alimentation à charge en matière en suspension constante.

Le suivi de l'humidité volumiquea consisté à la mesure de l'humidité volumique dans les lits de séchage à l'aide d'un humidimètre portatif TRIME-PICO64 de IMKO Micromodultechnik. L'appareil permet de mesurer l'humidité volumique moyenne, la conductivité moyenne dans un volume de 1,25 L autour des sondes (16 cm de longueur) et la température à la surface des lits.L'humidimètre a été introduit en trois points distincts pris au hasardsur chaque lit de séchage durant les périodes de repos. Les valeurs retenues sont les moyennes des 3 mesures réalisées.

Un volume de boue résiduelle a également été prélevéà l'aide d'une truelle de prélèvement en acier au carbone sur chaque lit de séchage durant la période de repos. Sur ce volume, la siccité et le taux de matière volatile ont été évalués.

3.1.4 Adaptabilité des plantes sur les lits de séchage plantés

3.1.4.1 Suivi physio-morphologique des plantes

L'évaluation physio-morphologique des plantes a consisté au suivi hebdomadaire de quelques paramètres morphologiques des plantes sur les lits plantés. Trois critères ont été retenus pour

caractériser l'évolution morphologique des plantes sur les lits: le nombre de plants sur un lit (dans une cuve), la hauteur des plants et un indicateur visuel appelé score visuel.

Chaque lit planté a été subdivisée en 9 fractions. Pour 3 de ces fractions, le nombre total de plants non flétris est dénombré par comptage et est extrapolé à l'ensemble du lit, la hauteur de chacune des pousses des 3 fractions est mesurée à l'aide d'un mètre à ruban et la moyenne de ces hauteurs est considérée comme la hauteur moyenne des plantes. Le score visuel permet d'apprécier le flétrissement, la décoloration et l'assèchement des plantes. Il a été évalué pour chacune des 9 fractions selon la notation ci-dessous (Niu et Rodriguez, 2008):

- 4 : excellent c'est à dire plant vert sans trace de jaunissement ni de flétrissement ;
- 3 : bon c'est-à-dire plant vert avec des traces de jaunissement ou de flétrissement sur moins de 25% des plants de la fraction;
- 2 : moyen c'est-à-dire plant vert avec des traces de jaunissement ou de flétrissement sur 25 à 50% des plants de la fraction;
- 1 : mauvaise c'est-à-dire plus de 50% des plants flétris ou jaunis ;
- 0 : mort ou quasi mort c'est à dire aucun plant vert ou tous les plants flétris ou avec des traces de jaunissement.

La moyenne des notes des 9 fractions constitue le score visuel des plantes du lit de séchage planté considéré.

3.1.4.2 Indice de croissance des plantes

Pour comparer l'évolution des plantes sur les lits de séchage plantés par rapport à celles du témoin, les indices de croissance des plantes (Young et al., 2012) ont été calculés pour chacune des espèces sur une période donnée. Pour chaque espèce, le taux de croissance de chacun des critères de suivi des plantes a été obtenu par l'équation Eq 3-4a. L'indice de croissance des plantes (RGI) a été calculé selon l'équation Eq 3-4b.

$$\left\{ \begin{array}{l} RGR (F_k) = \frac{\ln\left(\frac{C_{k+1}}{C_k}\right)}{t_{k+1} - t_k} \quad (a) \\ RGI (F_k) = \frac{RGR (F_k)}{RGR (F_{k,Témoin})} \quad (b) \end{array} \right. \quad \text{Eq 3-4}$$

k : numéro de l'alimentation considérée.

F : Critère (nombre de plants, hauteur moyenne des plantes, score visuel) et espèce (*Sporobolus pyramidalis*, *Oryza longistaminata* ou *Cyperus alopecuroïdes*) considéré pour le calcul de RGI et RGR .

$RGI(F_k)$: Indice de croissance pour le critère F et l'alimentation k .

$RGR(F_k)$: Taux de croissance du critère F après l'alimentation k .

C_k : valeur du critère F considéré à l'alimentation k .

t_k : date de la $k^{\text{ème}}$ alimentation.

L'indice de croissance, RGI , est positif lorsque le taux de croissance dans le contrôle est de même signe que dans les lits alimentés aux boues de vidange. Il est proche de 1 lorsque, pour une espèce donnée, les taux de variations sur le contrôle et les autres lits sont quasiment les mêmes. Lorsque la valeur du RGI s'éloigne de 1, les taux de croissance sont très différents, les plantes sur les contrôles se comportent très différemment de celle sur les lits recevant les boues de vidange.

3.1.5 Analyses statistiques

L'analyse statistique des données acquises au cours des différents essais avait pour but de vérifier si les valeurs des différents paramètres étaient significativement différentes pour les percolâts issus des différents lits. De plus les corrélations entre la qualité des boues, les performances épuratoires journalières et les indices de croissance des plantes ont été calculées pour apprécier le lien qu'il pourrait avoir entre les performances de traitement, l'évolution des plantes sur les lits plantés et la qualité des boues traitées.

Durant l'alimentation des lits aux boues de vidange, moins de 30 valeurs (petit échantillon statistique) de concentrations moyennes ont été mesurées pour certains paramètres dans les percolâts. Les tests statistiques qui ont été appliqués sont ceux adaptés aux échantillons de faible taille.

Par ailleurs, les percolâts proviennent des boues de vidange. La qualité des percolâts issus des lits alimentés à la même période (alimentation à volume constant d'une part et alimentation à charge en matières en suspension constante d'autre part) pourrait donc être considérée comme liée, entre autres, à celle des boues de vidange. Par conséquent les tests statistiques qui ont été appliqués pour les percolâts issus des lits alimentés à la même période sont ceux adaptés aux échantillons de faible taille d'une part et dépendants et/ou appariés d'autre part.

Les tests de rangs signés de Wilcoxon (pour 2 échantillons) et de Friedman (généralisation du test de Wilcoxon pour plus de 2 échantillons) ont été utilisés pour la comparaison de la qualité des percolats issus des différents lits de séchage pour les boues de vidange traitées sur la même période d'expérimentation.

Le test de Mann-Whitney (1947), pour 2 échantillons, et de Kruskal-Wallis (1952), généralisation du test de Mann-Whitney pour plus de 2 échantillons, ont été utilisés pour la comparaison de la qualité des percolats issus des différents lits de séchage pour les boues de vidange traitées sur des périodes d'expérimentation différentes.

Ces tests sont non-paramétriques, ils ne font aucune hypothèse sur la forme des distributions sous-jacentes. Ils n'utilisent pas directement les valeurs des mesures, mais leurs rangs, une fois ces mesures réunies dans un seul échantillon. Le test de normalité de Shapiro-Wilk (1965) a préalablement été fait sur les échantillons. Il est réputé robuste parmi les tests de normalité pour les échantillons de faibles tailles. Le test de Anderson-Darling (1952) a été associé au test de Shapiro-Wilk. D'après Stephens (1974), Il est le test le plus indiqué pour la prise en compte des événements rares (observations extrêmes) dans la nature d'une distribution et l'un des plus puissants outils de statistique pour la détection des écarts à la normalité. L'hypothèse de non normalité a été retenue dans les cas de conclusions différentes entre ces 2 tests.

Le coefficient de corrélation de Spearman (ρ) a été calculé pour apprécier le lien qu'il pourrait avoir entre les performances épuratoires, l'évolution des plantes sur les lits plantés et la qualité des boues traitées. Le coefficient de corrélation de Spearman permet de caractériser les liaisons monotones non nécessairement linéaires. Il est très robuste face aux valeurs extrêmes même pour de faibles effectifs (Rakotomalala, 2012). La comparaison des coefficients de corrélation de Spearman a été faite via la transformation de Fischer telle que présentée par Rakotomalala (2012).

Le seuil classique de 5% ($p \text{ value} = 0,05$) a été retenu pour la significativité (certitude à 95% que le résultat obtenu n'est pas le fruit du hasard mais uniquement des données) des tests statistiques réalisés et des corrélations calculées. Les calculs ont été faits à l'aide des logiciels XLStat 7.5.2 et Microsoft Excel 2007.

3.1.6 Synthèse des mesures et analyses expérimentales réalisées

Ci-dessous, le Tableau 3-4 synthétisant les mesures et analyses expérimentales réalisées.

Tableau 3-4 : Mesures et analyses réalisées

Analyse/mesure	Fréquence
Charges appliquées	Toutes les alimentations
MES, MS	
Volume des boues brutes	
Qualité des boues brutes, du percolât et rendements épuratoires	1 à 3 fois toutes les 3 alimentations
pH, Cond, Eh, MS, MES, MV, DCO, N-NH ₄ ⁺ , N-NO ₃ ⁻ , N-NO ₂ ⁻ , PT, P-PO ₃ ⁴⁻	
Coliformes fécaux, Streptocoques fécaux, Helminthes	
Volume du percolât	Toutes les alimentations
Adaptabilité des plantes	2 à 3 fois toutes les 2 semaines
Hauteur des plantes, score visuel, nombre de plantes	
Déshydratation et minéralisation	1 à 3 fois tous les 9 jours
Humidité volumique, MS, MV	
Evapotranspiration	Selon les variations des volumes
Volume d'eau diminué et apporté	
Température, vent, ensoleillement, humidité, pression atmosphérique, pluviométrie	Journalière, toutes les 10 min

Les appareils de mesures des paramètres météorologiques ont eu des dysfonctionnements sur des périodes de traitement des boues, de plus les mesures et analyses liées à l'évapotranspiration n'ont pas pu être exploitées dans le cadre des travaux de modélisation comme initialement prévu. Les mesures et traitements liés au calcul de l'évapotranspiration sur la période d'étude ne sont donc pas présentés dans ce document. Les données journalières de météo de 2004 à 2009 produites par les services météorologiques nationaux du Burkina Faso ont été utilisées pour l'estimation de l'évapotranspiration des plantes et des pluies.

3.2 Modélisation de la déshydratation des boues de vidange

3.2.1 Modèles mathématiques de la théorie de consolidation

Le processus de déshydratation des boues de vidange sur les lits de séchage (plantés ou non) comprend le drainage de l'eau gravitaire, l'évapotranspiration (et la ré-humectation lorsqu'il y a précipitation). L'évapotranspiration est réduite à l'évaporation sur les lits non plantés.

La consolidation est définie comme la réduction du volume des sols causée, à long terme, par l'expulsion de l'eau sous charge statique. Ce processus se produit lorsqu'une surpression (par exemple une charge) est appliquée à un substrat, provoquant la perte d'eau et de réduction de volume. Ceci peut s'appliquer à tout processus qui implique une diminution de la teneur en eau d'un sol saturé sans remplacement par de l'air.

La modélisation du drainage de l'eau dans les BV, considéré comme des boues résiduaire, est basée sur la théorie de consolidation de Terzaghi.

Les hypothèses de la théorie unidimensionnelle de consolidation présentée par Terzaghi et Peck (1967) et adaptées aux lits de séchage de boue sont les suivantes:

1. La boue est homogène (uniforme dans sa composition).
2. La boue est complètement saturée
3. Les particules solides et de l'eau sont incompressibles
4. La compression et le débit sont unidimensionnels.
5. Les déplacements dans la boue sont relativement faibles.
6. La loi de Darcy s'applique
7. Le coefficient de perméabilité et de compression sont constants tout au long du processus.
8. La relation entre l'indice des vides et la contrainte effective est unique et indépendante du temps.
9. Durant la consolidation, la surpression est reprise par les pores interstitiels c'est-à-dire la variation de contrainte totale σ est constante ($\sigma = \sigma' + u$, σ' est la variation de contrainte effective et u est la variation de pression interstitielle). La dynamique spatiotemporelle de la pression interstitielle est donnée par l'équation de diffusion ci-dessous.

$$\frac{\partial u}{\partial t} = \frac{k \cdot (1 + e_0)}{a_v \cdot \gamma_w} \cdot \frac{\partial^2 u}{\partial z^2} \quad \text{Eq 3-5}$$

k : perméabilité

e_0 : indice des vides initial

a_v : coefficient de compressibilité.

γ_w : poids spécifique de l'eau

Considérant les relations décrites par les équations Eq 3-6a et Eq 3-6b (Terzaghi et Peck, 1967).

$$\left\{ \begin{array}{l} a_v = -\frac{\partial e}{\partial \sigma'} \quad (a) \\ d\sigma' = -du \quad (b) \end{array} \right. \quad \text{Eq 3-6}$$

Avec

σ' : variation de contrainte effective

e : indice des vides à l'instant t .

l'équation Eq 3-5 peut ainsi s'écrire sous la forme donnée par l'équation Eq 3-7.

$$\frac{\partial e}{\partial t} = -\frac{k.(1+e_0)}{\gamma_w} \cdot \frac{\partial^2 \sigma'}{\partial z^2} \quad \text{Eq 3-7}$$

Par ailleurs, l'indice des vides peut s'écrire comme une fonction linéaire de l'indice de compression et comme une fonction linéaire du logarithme de la perméabilité (Lekhaet al., 2003 ; Moriwaki et Umhara, 2003) telle que donnée dans les équations Eq 3-8.

$$\begin{cases} e = a - C_c \cdot \log \sigma' & (a) \\ e = b + M \cdot \log k & (b) \end{cases} \quad \text{Eq 3-8}$$

Ainsi la combinaison des relations Eq 3-8a et Eq 3-8b permet d'établir la relation Eq 3-9 exprimant la perméabilité en fonction des caractéristiques de la boue.

$$k = 10^{(a-b)/M} (\sigma')^{-C_c/M} \quad \text{Eq 3-9}$$

En substituant dans l'équation Eq 3-7 la dérivée par rapport au temps de l'égalité Eq 3-8a et l'égalité Eq 3-9, la relation Eq 3-10a est établie.

$$\begin{cases} \frac{\partial \sigma'}{\partial t} = C_n \cdot (\sigma')^\alpha \frac{\partial^2 \sigma'}{\partial z^2} & (a) \\ \alpha = 1 - \frac{C_c}{M} & (b) \\ C_n = \ln(10) \frac{(1+e_0)}{C_c \cdot \gamma_w} \cdot 10^{(a-b)/M} & (c) \end{cases} \quad \text{Eq 3-10}$$

Les coefficients a, b et M sont déterminés expérimentalement pour les sols. Le caractère liquide des boues de vidange rend quasiment impossible la mise en œuvre d'une telle expérience.

La ré-écriture de l'équation Eq 3-10a avec les pressions interstitielles permet d'obtenir l'équation aux dérivées partielles donnée par la relation Eq 3-11.

$$\frac{\partial u}{\partial t} = C_n \cdot (\sigma - u)^\alpha \cdot \frac{\partial^2 u}{\partial z^2} \quad \text{Eq 3-11}$$

L'équation de consolidation des boues sur les lits de séchage peut donc se mettre sous une forme d'une équation de diffusion dont le coefficient de diffusion peut être considéré soit constant (Eq 3-5) et soit variable (Eq 3-11). La variabilité du coefficient de diffusion traduit la variabilité de la perméabilité et de la compressibilité des boues lors du processus de déshydratation. Ces équations décrivent le drainage de l'eau contenue dans les boues de vidange. La prise en compte de la transpiration se fait par l'ajout d'un terme source (f) dans ces équations. Ainsi les équations Eq 3-12 sont obtenues et permettent de décrire le processus de déshydratation des boues de vidange sur les lits de séchage.

$$\left\{ \begin{array}{l} \frac{\partial u}{\partial t} = C_v \frac{\partial^2 u}{\partial z^2} + f \\ C_v = \frac{k(1+e_0)}{a_v \cdot \gamma_w} \quad \text{constant ou} \\ C_v = C_n \cdot (\sigma - u)^\alpha \quad \text{variable} \end{array} \right. \quad \text{Eq 3-12}$$

f : variation instantanée de la pression induite par la transpiration; elle est positive (source) et son expression est donnée par la relation Eq 3-13.

$$f = \frac{ET_{C-TR}}{\tau \cdot S_{\text{inf}}} \cdot \sigma \quad \text{Eq 3-13}$$

ET_{C-TR} : composante de transpiration dans l'évapotranspiration de référence

τ : paramètre de conversion temporelle ; $\tau = H^2/C_v$ (H : épaisseur de la couche de boue)

σ : variation totale de pression.

S_{inf} : tassement final (et maximal)

Le terme exprimant la transpiration est nul dans le cas des lits de séchage non plantés. Il est donné par Eq 3-14 (Allen et al, 1998) dans le cas des lits de séchage plantés.

$$ET_{C-TR} = K_S \cdot K_{CB} \cdot ET_0 \quad \text{Eq 3-14}$$

ET_{C-TR} : transpiration

ET_0 : évapotranspiration de référence

K_S : coefficient de stress

K_{CB} : coefficient cultural de transpiration

3.2.2 Conditions initiales et conditions aux limites

Les modèles décrits ci-dessus ont été proposés pour une phase alimentation-repos. Pour simplifier les modèles, il n'a pas été pris en compte les effets des phases alimentation-repos précédentes.

Le drainage commence juste après l'alimentation. La surpression initiale en un point donné a donc été prise comme étant la pression induite par la hauteur d'eau dans la boue au-dessus du point considéré (Uggetti et al., 2011).

Les extrémités supérieures et inférieures de la couche de boue sont en contact avec l'air et la couche supérieure du massif filtrant respectivement. Les pressions aux limites sont donc celles induites par l'évaporation pour la couche supérieure et par la capillarité de la couche supérieure du massif filtrant pour la couche inférieure. La non prise en compte des phases alimentations-repos précédentes permet de considérer la capillarité nulle.

Ainsi, les conditions initiales et aux limites sont données par les équations Eq 3-15.

$$\begin{cases} u(z,0) = u_{z0} = \gamma_w \cdot z, \forall z \in]0, H[\\ u(0,t) = u_{0t} \quad \text{et} \quad u(H,t) = 0, \forall t \in]0, T[\end{cases} \quad \text{Eq 3-15}$$

H : hauteur de la couche de boue,

u_{0t} : pression induite à la surface de la couche de boue égale à la somme des pressions induites par l'évaporation et la pluie. Son expression est donnée par la relation Eq 3-16.

$$u_{0t} = (P - ET_{C-E}) \cdot \gamma_w \quad \text{Eq 3-16}$$

P : précipitations

ET_{C-E} : composante d'évaporation dans l'évapotranspiration

γ_w : poids spécifique de l'eau

Le terme exprimant l'évaporation est donné par l'expression Eq 3-17 (Allen et al, 1998).

$$ET_{C-E} = K_{CE} \cdot ET_0 \quad \text{Eq 3-17}$$

ET_{C-E} : évaporation

ET_0 : évapotranspiration de référence

K_{CE} : coefficient qui prend en compte l'évaporation du sol

3.2.3 Schéma de résolution numérique de l'équation de consolidation

3.2.3.1 Forme adimensionnelle de l'équation de consolidation avec Cv constant

L'introduction de paramètres normalisés à partir des changements de variable décrits par les relations Eq 3-18, transforme l'équation Eq 3-12 sous forme adimensionnelle telle que présentée par l'équation Eq 3-19.

$$U = \frac{u}{\sigma}, Z = \frac{z}{H}, T = \frac{c_v \cdot t}{H^2} \quad \text{Eq 3-18}$$

$$\frac{\partial^2 U}{\partial Z^2} = \frac{\partial U}{\partial T} \quad \text{Eq 3-19}$$

σ : variation totale de pression.

H : hauteur des boues

La résolution de l'équation aux dérivées partielles Eq 3-19 permet d'obtenir les valeurs de u à la profondeur z et au temps t. La somme de l'évaporation/évapotranspiration et des précipitations a été introduite dans l'équation Eq 3-19 telle que présentée dans l'équation Eq 3-20a.

$$\frac{\partial^2 U}{\partial Z^2} = \frac{\partial U}{\partial T} + F \quad (\text{a})$$

Eq 3-20

$$F = \frac{\tau}{\sigma} f \quad (\text{b})$$

3.2.3.2 Discrétisation spatio-temporelle

3.2.3.2.1 Approche 1 : approche avec Cv constant - perméabilité et compressibilité constante

Le terme temporel de l'équation Eq 3-20a a été discrétisé par la méthode d'Euler implicite et le terme spatial par différences finies centrées. Ce schéma de discrétisation est inconditionnellement stable. Le temps et l'espace ont été subdivisés en N+1 et I+1 nœuds d'intervalle constant ΔT et ΔZ respectivement. Le système d'équations Eq 3-21 a été obtenu.

$$\begin{cases} \Delta T = \frac{T}{N}, \Delta Z = \frac{1}{I} \\ \frac{U_i^{n+1} - U_i^n}{\Delta T} = \frac{U_{i+1}^{n+1} - 2U_i^{n+1} + U_{i-1}^{n+1}}{\Delta Z^2} + F_i^{n+1}, (i, n) \in \{1, 2, \dots, I-1\} \times \{0, 1, 2, \dots, N-1\} \\ U_i^0 = \sigma, i \in \{1, 2, \dots, I-1\} \\ U_0^n = U_{0T} \quad \text{et} \quad U_I^n = 0, n \in \{0, 1, 2, \dots, N\} \end{cases} \quad \text{Eq 3-21}$$

L'écriture matricielle du système d'équation Eq 3-21s'est faite par N relations matricielles présentant chacune le lien entre U aux temps n et n+1 et donné par l'équation Eq 3-22.

$$AU^{n+1} = I_{N-1} \cdot U^n + C^{n+1}, n \in \{0, \dots, N-1\} \quad \text{Eq 3-22}$$

Avec

$$U^n = {}^t(U_1^n, U_2^n, \dots, U_{I-1}^n), \quad I_{N-1} : \text{matrice identité d'ordre } N-1$$

$$A = \begin{bmatrix} 1+2r & -r & 0 & \dots & \dots & 0 \\ -r & 1+2r & -r & & & \vdots \\ 0 & -r & \ddots & \ddots & & \vdots \\ \vdots & 0 & \ddots & \ddots & \ddots & 0 \\ \vdots & & \ddots & \ddots & \ddots & -r \\ 0 & \dots & \dots & 0 & -r & 1+2r \end{bmatrix}$$

A est une matrice carré d'ordre N-1.

$$C^{n+1} = {}^t(rU_0^{n+1} + \Delta t.F_1^{n+1}, \Delta t.F_2^{n+1}, \Delta t.F_3^{n+1}, \dots, \Delta t.F_{I-2}^{n+1}, rU_I^{n+1} + \Delta t.F_{I-1}^{n+1})$$

$$\text{Et} \quad r = \frac{\Delta T}{Z^2}$$

La matrice A est une matrice tri-diagonale à termes tri-diagonaux non nuls. Elle est inversible. La solution de l'équation matricielle Eq 3-22 existe et est la solution du système d'équations linéaires, à I-1 équations et à I-1 inconnues, qu'elle décrit. La méthode par factorisation LU a été utilisée pour la résolution du système d'équations linéaires.

Ainsi, la relation donnée par l'équation Eq 3-22a permet de calculer les valeurs approchées des pressions interstitielles au temps T et à la cote Z.

Le degré de consolidation à la cote z et au temps t est défini par la relation de l'équation Eq 3-23.

$$U_z = 1 - \frac{u(z,t)}{u(z,0)} \quad \text{Eq 3-23}$$

Les équations Eq 3-24a et Eq 3-24b ont permis le calcul du tassement à un temps « infini » après l'alimentation de boues (diminution maximale possible de hauteur de boue après un certain temps).

$$\begin{cases} S_\infty = \frac{s_\infty}{n_0 \cdot H} & (a) \\ s_\infty = \frac{\sigma}{\left(\frac{1+e_0}{a_v}\right)} \cdot H & (b) \end{cases} \quad \text{Eq 3-24}$$

D'après Terzaghi (1943), le degré de consolidation (U_z) est équivalent au degré de drainage et le tassement maximal (S_∞) correspond à la lame d'eau maximale pouvant être évacuée par drainage sous la charge considérée. Ayant associé au drainage les pertes d'eau par évapotranspiration, le degré de consolidation U_z a été considéré comme équivalent au degré de perte d'eau. Le tassement maximal (S_∞) correspondrait alors à la perte d'eau maximale. Aussi, le degré de consolidation U_z pourrait être supérieur à 100%. La lame d'eau initiale dans la boue étant $n_0 \cdot H$, les humidités volumiques à une cote z et à un instant t ont été calculées via la relation donnée par l'équation Eq 3-25.

$$\theta_z = \theta_0 \left(1 - U_z \cdot \frac{S_\infty}{n_0 \cdot H} \right) \quad \text{Eq 3-25}$$

3.2.3.2.2 Approche 2 : approche pour C_v variable - perméabilité et compressibilité variables

L'équation aux dérivées partielles Eq 3-12 avec le terme de diffusion C_v variable est une équation parabolique non linéaire. La résolution numérique de cette équation a été réalisée par une discrétisation selon le schéma aux différences finies implicite présenté par l'équation Eq 3-26. Ce schéma de discrétisation est inconditionnellement stable. L'espace a été subdivisé en I+1 nœuds d'intervalle constant Δz et le temps a été subdivisé en intervalles Δt variables.

$$\left\{ \begin{array}{l} \Delta z = \frac{H}{I}, \Delta t : \text{variable} \quad \text{et} \quad \forall i \in \{1, 2, \dots, I\} \\ \frac{u_i^{n+1} - u_i^n}{\Delta t} = c_{V_{i+1/2}}^{n+1} \frac{u_{i+1}^{n+1} - u_i^{n+1}}{\Delta z^2} + c_{V_{i-1/2}}^{n+1} \frac{u_{i-1}^{n+1} - u_i^{n+1}}{\Delta z^2} + f_i^{n+1} \\ \text{Avec} \quad c_{V_{i\pm 1/2}}^{n+1} = \frac{1}{2} (c_{V_{i\pm 1}}^{n+1} + c_{V_i}^{n+1}) \end{array} \right. \quad \text{Eq 3-26}$$

$C_{V_{i+1/2}}$ et $C_{V_{i-1/2}}$ sont les coefficients de consolidation entre 2 nœuds.

Un processus itératif a été utilisé pour résoudre la non linéarité du problème. Parmi les méthodes de linéarisation, les méthodes de Picard (ou méthode du point fixe) et de Newton-Raphson et leurs dérivées sont les plus performantes et les plus utilisées pour la linéarisation de ce type de problème (Paniconi et al., 1991, Diaw, 1996). La méthode de Picard est assez robuste et très utilisée mais ne converge que linéairement (Paniconi et Putti, 1994). La méthode de Newton dont la convergence est quadratique est plus lourde à mettre en œuvre et le temps de calcul des itérations non linéaires est plus important.

L'application de la méthode de Picard modifiée a été utilisée pour la linéarisation de l'équation du fait de sa simplicité et du temps de calcul plus faible. Pour la mise en œuvre de cette méthode itérative, on introduit un indice m indiquant le niveau d'itération du calcul. Comme précédemment, les indices i et n se rapportent respectivement à l'espace et au temps. Le schéma de discrétisation s'écrit alors comme présenté dans l'équation Eq 3-27. Le résidu $\delta u^{n,m+1} = u^{n,m+1} - u^{n,m}$ permet de passer d'un niveau d'itération (m) à un autre ($m+1$). Pour la première itération au temps $n+1$, la valeur initiale du coefficient de consolidation variable C_v est calculée avec la valeur des pressions interstitielles retenues aux temps n .

$$\left\{ \begin{array}{l} \Delta z = \frac{L}{I}, \Delta t : \text{variable} \quad \text{et} \quad \forall (i, n) \in \{1, 2, \dots, I-1\} \times \{0, 1, 2, \dots, N-1\} \\ u_i^{n+1, m+1} = \delta u_i^{n+1, m+1} + u_i^{n+1, m}, \quad c_{V_{i\pm 1/2}}^{n+1, 0} = c_{V_{i\pm 1/2}}^n, \\ -r_{i-\frac{1}{2}}^m \cdot \delta u_{i-1}^{n+1, m+1} + \left(1 + r_{i-\frac{1}{2}}^m + r_{i+\frac{1}{2}}^m \right) \cdot \delta u_i^{n+1, m+1} - r_{i+\frac{1}{2}}^m \cdot \delta u_{i+1}^{n+1, m+1} = r_{i-\frac{1}{2}}^m \cdot u_{i-1}^{n+1, m} \\ - \left(1 + r_{i-\frac{1}{2}}^m + r_{i+\frac{1}{2}}^m \right) \cdot u_i^{n+1, m} + r_{i+\frac{1}{2}}^m \cdot u_{i+1}^{n+1, m} + u_i^n + \Delta t \cdot f_i^{n+1} \\ \text{Avec} \quad r_{i\pm \frac{1}{2}}^m = \frac{\Delta t}{\Delta z^2} c_{V_{i\pm 1/2}}^{n+1, m} \end{array} \right. \quad \text{Eq 3-27}$$

L'écriture matricielle du système d'équation Eq 3-27 est donnée par l'équation Eq 3-28.

$$B \cdot \delta U^{m+1} = -BU^m + D^m$$

Eq 3-28

Avec

$$\delta U^{m+1} = {}^t(\delta u_1^{n+1,m+1}, \delta u_2^{n+1,m+1}, \dots, \delta u_{I-1}^{n+1,m+1})$$

$$U^m = {}^t(u_1^{n+1,m}, u_2^{n+1,m}, \dots, u_{I-1}^{n+1,m})$$

$$B = \begin{bmatrix} 1 + r_{\frac{1}{2}}^m + r_{\frac{3}{2}}^m & -r_{\frac{3}{2}}^m & 0 & \dots & \dots & 0 \\ -r_{\frac{3}{2}}^m & 1 + r_{\frac{3}{2}}^m + r_{\frac{5}{2}}^m & -r_{\frac{5}{2}}^m & & & \vdots \\ 0 & -r_{\frac{5}{2}}^m & \ddots & \ddots & & \vdots \\ \vdots & 0 & \ddots & \ddots & \ddots & 0 \\ \vdots & & \ddots & \ddots & \ddots & -r_{I-\frac{3}{2}}^m \\ 0 & \dots & \dots & 0 & -r_{I-\frac{3}{2}}^m & 1 + r_{I-\frac{3}{2}}^m + r_{I-\frac{1}{2}}^m \end{bmatrix}$$

$$D^m = \left(r_{\frac{1}{2}}^m u_0^{n+1} + u_1^n + \Delta t \cdot f_1^{n+1}, \Delta t \cdot f_2^{n+1} + u_2^n, \Delta t \cdot f_3^{n+1} + u_3^n, \dots, \Delta t \cdot f_{I-2}^{n+1} + u_{I-2}^n, r_{I-\frac{1}{2}}^m u_I^{n+1} + u_{I-1}^n + \Delta t \cdot f_{I-1}^{n+1} \right)$$

La première valeur de U^m , c'est-à-dire U^0 , s'obtient à partir de l'équation Eq 3-28 en considérant le membre de gauche (le résidu δU) nulle.

Pour le contrôle du temps de simulation dans le processus itératif, il a été retenu un pas de temps variable. Le principe de contrôle de ce temps se présente comme suit:

- 1- un pas de temps Δt est choisi au départ ;
- 2- si, pour un pas de temps donné Δt , le nombre d'itérations pour atteindre une convergence est inférieur à une certaine valeur (le nombre 5 a été utilisé), le pas de temps suivant est ajustée en multipliant Δt par un coefficient multiplicateur constant supérieur à 1 (le coefficient 1,3 a été utilisé). Par contre, si le nombre d'itérations est supérieur à une certaine valeur (le nombre 20 a été utilisé), le pas de temps Δt est multiplié par une constante inférieure à 1 (le coefficient 0,7 a été utilisé).

La matrice B de la relation Eq 3-28 est une matrice tri-diagonale à termes tri-diagonaux non nuls. Elle est donc inversible. La solution de l'équation matricielle Eq 3-28 existe et est la solution du

Le système d'équations linéaires de I-1 équations à I-1 inconnues qu'elle décrit. La méthode par factorisation LU a été utilisée pour la résolution du système.

La convergence du schéma numérique implique que le résidu δU^{m+1} tende vers 0. Si la différence entre les valeurs calculées de u aux itérations m et $m+1$ est inférieure à un critère de convergence choisi a priori, le processus itératif est arrêté et la dernière valeur $u^{n+1,m+1}$ obtenue est considérée comme la valeur recherchée au pas de temps $n+1$.

Ainsi, la relation donnée par Eq 3-28 a permis de calculer les valeurs approchées des pressions interstitielles au temps t et à la côte z . Les variations du coefficient de consolidation et donc de la perméabilité k et de compressibilité a_v , sont prises en compte à travers les valeurs approchées de C_v calculées au temps t et à la cote z . Le degré de consolidation, le degré de consolidation moyen, le tassement et l'humidité volumique dans la couche de boue ont été obtenus respectivement par les relations Eq 3-23, Eq 3-24 et Eq 3-25 données au paragraphe 3.2.3.2.1.

3.2.3.3 Critère de convergence

Le critère de convergence représente la mesure de l'exactitude de la solution approchée comparée à la solution exacte bien que demeurant inconnue. Un double critère de convergence (absolu et relatif) a été retenu. Il permet de tenir compte aussi bien des variations absolues que relatives des pressions interstitielles entre deux itérations successives. Les équations Eq 3-29 constituent le critère retenu et permettent de passer d'une itération m à la suivante $m+1$, lorsqu'il n'est pas respecté, ou au pas de temps suivant, lorsqu'il est respecté.

$$\delta u^{n+1,m} < \varepsilon_{abs} \quad \text{et} \quad \frac{\delta u^{n+1,m}}{\|u^{n+1,m}\|} < \varepsilon_{rel} \quad \text{Eq 3-29}$$

3.2.4 Vérification du modèle – essai de validation des modèles

Les essais de validation des modèles ont consisté à comparer les résultats des simulations à la littérature (travaux de Uggetti et al., 2011), pour les lits de séchage plantés, et aux données expérimentales des présents travaux, pour les lits de séchage non plantés. L'erreur absolue relative donnée par la relation Eq 3-30 a été utilisée pour le calcul des écarts entre simulations et mesures.

$$EAR = \frac{1}{N} \sum_{k=1}^N \left| \frac{\theta_{mesurée_k} - \theta_{simulée_k}}{\theta_{mesurée_k}} \right| \quad \text{Eq 3-30}$$

EAR : erreur absolue relative

$\theta_{mesurée_k}$: humidité mesurée

$\theta_{\text{simulée}_k}$: humidité simulée

k : numéro de la mesure

N : nombre de mesures

3.2.4.1 Approche 1 : approche pour C_v constant

Dans l'application de la théorie de consolidation de Terzaghi, le coefficient C_v , dans l'équation de diffusion des pressions interstitielles, est déterminé expérimentalement via les méthodes de Casagrande ou de Taylor à partir de l'essai œnométrique (NF P94-090-1). Le caractère liquide des boues de vidanges brutes ne permet pas la réalisation de ces essais. Une méthode numérique qui consiste à faire varier à la fois les coefficients de consolidation C_v et la perméabilité K entre des valeurs minimum et maximum a donc été mise en œuvre. Les valeurs du couple (C_v , K) permettant d'obtenir l'erreur absolue relative minimale ont été considérées comme les valeurs optimales de C_v et K .

3.2.4.2 Approche 2 : approche pour C_v variable

Dans cette approche, le coefficient de compressibilité C_c et les coefficients a , b et M de l'équation Eq 3-8 devraient être déterminés via la courbe de compressibilité obtenue à partir des essais œnométriques (pour C_c) et les courbes représentant l'indice des vides e en fonction de la compressibilité (a et C_c) d'une part et l'indice des vides e en fonction de la perméabilité k (pour b et M). Ces courbes dérivent des essais œnométriques. Le caractère très liquide des boues de vidanges brutes ne permet pas la réalisation de ces essais. Les BV ont alors été assimilées à de l'argile et les valeurs des coefficients C_c , a , b et M d'une argile ont été utilisés.

3.2.5 Estimation des paramètres utiles pour les simulations

La mise en œuvre des modèles ci-dessus décrits nécessite la connaissance préalable de paramètres climatiques (évapotranspiration de référence, pluie), lié à la plante (coefficient cultural), lié aux boues (la hauteur initiale de la boue en déshydratation, la contrainte totale, relation entre l'indice des vides et l'indice de compression, relation entre l'indice des vides et la perméabilité).

- Les paramètres climatiques (ET_0 et P) ont été estimés à partir des données journalières de météo de 2004 à 2009 produites par les services météorologiques nationaux du Burkina Faso. Les valeurs moyennes de ces données journalières ont été calculées et utilisées comme valeur de l' ET_0 et de la pluie.

- Le coefficient cultural (K_C) a été tiré de Allen et al. (1998). Les composantes du coefficient cultural liées à la transpiration (K_{C-TR}) et à l'évaporation (K_{C-E}) ont été estimées selon la méthode décrite par Allen et al. (1998) après assimilation de la boue à l'argile.
- La hauteur initiale des boues en déshydratation (H) considérée dans les simulations a été la valeur moyenne des hauteurs d'alimentation pour un lit de séchage expérimental donné.
- La variation totale des contraintes (σ) a été considérée comme étant la pression induite par le poids initiale de la boue.
- La relation entre l'indice des vides et l'indice de compression des boues a été prise dans la littérature après assimilation des boues à l'argile. Il en est de même de la relation entre l'indice des vides et la perméabilité.

4 Résultats et Discussion

La première série d'essais a été menée d'aout 2012 à aout 2013 (Tableau 4-1). Elle a porté sur le suivi de l'état physio-morphologique des plantes (*Oryza longistaminata* et *Sporobolus pyramidalis*), la qualité des boues de vidange d'alimentation et la qualité du percolât issu des unités de LSP de *Sporoboluspyramidalis* et *Oryza longistaminata* puis du suivi de l'évapotranspiration de *Cypérusalopécuroïdes*.

La deuxième série d'essais a été réalisée de décembre 2013 à mai 2014 (Tableau 4-1). Les essais ont porté sur le suivi de l'état physio-morphologique des plantes (de l'espèce *Cypérusalopécuroïdes*), de la qualité des boues de vidange d'alimentation et la qualité des percolâts issus des lits de séchage non plantés et des lits de séchage plantés de *Cypérusalopécuroïdes*.

Tableau 4-1: Calendrier des séries d'essais réalisées

Essaie	Période	Type de lits	Activité	Charges
1 ^{ère} série d'essais	10/07/2012 au 26/02/2013	Lits plantés de <i>O. longistaminata</i>	Suivi du potentiel de traitement des BV de Ouagadougou par les LSP	210 L/alimentation soit en moyenne 18 kg de MES/m ² .an
		Lits plantés de <i>S. pyramidalis</i>	Suivi du potentiel de traitement des BV de Ouagadougou par les LSP	210 L/alimentation soit en moyenne 18 kg de MES/m ² .an
	08/04/2013 au 15/08/2013	Lits plantés de <i>C. alopécuroïdes</i>	Suivi de l'évapotranspiration des plantes	
2 ^{ème} série d'essais	06/12/2013 au 16/03/2014	Lits non plantés	Suivi de la déshydratation des boues	30 Kg de MES/m ² /an soit en moyenne 101 à 384 L/alimentation
	03/01/2014 au 23/05/2014	Lits plantés de <i>C. alopécuroïdes</i>	Suivi du potentiel de traitement des BV de Ouagadougou par les LSP	20 Kg de MES/m ² /an soit en moyenne 108 à 260 L/alimentation
		Lits non plantés	Suivi du potentiel de traitement des BV de Ouagadougou par les LSNP	20 Kg de MES/m ² /an soit en moyenne 108 à 260 L/alimentation

4.1 Qualité des boues de vidange

4.1.1 Qualité physico-chimique

Les boues de vidanges utilisées pour l'alimentation du dispositif expérimental sont celles provenant de quelques quartiers de la ville de Ouagadougou. La charge polluante exprimée au travers des paramètres globaux de pollution physico-chimique est présentée dans le Tableau 4-2. Les paramètres mesurés présentent une grande variabilité. A l'exception du pH et de la température, tous les paramètres ont un coefficient de variation supérieur à 30%. Les nitrites, composés intermédiaires du cycle de l'azote, présentent la plus grande variabilité avec un coefficient de variation de 516%. Comme précisé au paragraphe 2.2.3, cette variabilité serait due aux fréquences de vidange très variables des ouvrages d'origine des BV, à la diversité du parc d'installation d'assainissement non collectif, à la variabilité des modes de dimensionnement de ces ouvrages.

Les boues analysées sont basiques ($\text{pH}=8,6\pm 0,6$) et fortement saline ($\text{cond}=6,7\pm 2,6\text{mS/cm}$) comparativement aux valeurs retrouvées dans la littérature (Kengne et al., 2008; Koottatep et al., 2005 and Troesch et al., 2009). D'après Sobhanian et al. (2011), la salinité est le principal facteur de stress abiotique en agriculture. En effet, le stress salin élevé perturbe l'homéostasie hydrique des plantes et la balance ionique de celles-ci. Ces changements drastiques conduisent à des dommages moléculaires, à l'arrêt de la croissance et même à la mort. Le potentiel redox (Eh) négatif des BV met en exergue les conditions fortement anaérobies de provenance des BV. Les latrines sont utilisées comme ouvrage d'assainissement pour 67% de la population de la ville de Ouagadougou et 32% utilise les fosses septiques (Zoungrana et al., 2011). L'aération des lits de séchage plantés est fondamentale pour permettre la croissance abondante des plantes en milieu organique qui pourrait rapidement devenir anaérobie et toxique (Liénard et al., 1995). La concentration moyenne en matières sèches ($6,2\pm 7,5\text{ g/L}$) est inférieure aux valeurs souvent présentées dans la littérature (voir Tableau 2-3). De même, la proportion de matières en suspension dans les matières sèches est faible comparativement à la littérature, environ $39\pm 23\%$ en moyenne. En effet, lors de la vidange mécanique des fosses, l'extraction de la partie supérieure (plus liquide) des boues est plus importante (Zoungrana et al., 2011). Par ailleurs, pour les fosses septiques (toutes eaux ou non), l'enlèvement de l'eau au dessus des boues est parfois plus important que celui des boues proprement dites (Zoungrana et al., 2011). Ainsi, les BV analysées sont très liquide avec une forte proportion de matières dissoutes ($61\pm 23\%$ des MS). Le taux de MV toujours important dans les BV pourrait s'expliquer par une minéralisation lente en milieu anaérobie dans un réacteur rudimentaire.

Tableau 4-2 : Qualité physico-chimique des BV

	Moyenne	Médiane	Min	Max	Ecart type	n	Coef de variation
pH	8,6	8,5	6,5	10,0	0,6	109	7%
T (°C)	32,8	32,5	30,1	36,8	1,9	109	6%
Cond (mS/cm)	6,7	7,3	1,9	11,2	2,6	89	39%
Eh (mV)	-107	-96	-189	-48	36	106	34%
N-NO3- (mg/L)	115	64	1	1 313	175	97	153%
N-NO2- (mg/L)	4,6	0,4	0,0	189,0	23,7	91	516%
N-NH4+ (mg/L)	197	122	-	613	175	67	89%
NK (mg/L)	376	412	140	635	142	20	38%
P-PO43- (mg/L)	54	31	1	290	60	79	110%
PT (mg/L)	190	133	6	1 167	223	67	117%
MES (mg/L)	2 676	1 325	24	24 970	3 645	143	136%
MS (mg/L)	6 233	3 504	850	44 000	7 466	115	120%
MV (mg/L)	3 961	2 000	-	41 000	6 395	101	161%
MV (%MS)	53%	50%	2%	98%	21%	97	40%
MD (mg/L)	3982	2085	372	42483	6591	112	166%
MD (%MS)	61%	62%	9%	98%	23%	112	38%
DCO (mg/L)	3 157	2 735	200	16 100	2 540	76	80%

Les BV de Ouagadougou présente de faible concentration moyenne en DCO. La concentration moyenne en DCO des BV utilisées est de 3157±2540 mg/L tandis que les concentrations moyennes retrouvées dans diverses localités de part le monde varient entre 3850 et 37000 mg/L voire plus (Heinss et al.,1999 ; Dème et al., 2009). Sur la base des boues provenant des fosses septiques toutes eaux en France, Canler (2010) a observé que 90% de la DCO des BV est sous forme particulaire. La faible proportion des MES dans les BV pourrait donc expliquer cette faible concentration de DCO.L'ammonium représente 41% de l'azote et les ortho-phosphates 40% du phosphore total. Ce qui laisse penser à une pollution azotée et phosphorée d'avantage organique que minérale.

4.1.2 Qualité microbiologique

La qualité microbiologique des BV analysées révèle des concentrations en bactérie de l'ordre de 10⁵ UFC/100mL et 10⁶ UFC/100mL respectivement pour les coliformes fécaux et les streptocoques fécaux (Tableau 4-3). Des concentrations moyennes de coliformes fécaux de 1,15.10⁵ UFC/100ml avec des valeurs minimales et maximales de 0 et 1,3.10⁶ UFC/100ml respectivement ont été observées. Les streptocoques fécaux sont les bactéries dont les concentrations sont les plus importantes dans les boues analysées. Une concentration moyenne de 1,2.10⁶ UFC/100ml avec des

concentrations minimales et maximales de $1,8.10^4$ UFC/100ml et $3,6.10^6$ UFC/100ml respectivement ont été obtenues. La concentration plus importante des streptocoques pourrait être due à leur résistance à divers agents et environnement qui leur permet de survivre longtemps dans le milieu extérieur (OMS, 2000).

Tableau 4-3 : Qualité microbiologique des BV

	Paramètres	Moyenne	Min	Max	n
Bactéries	Coliformes fécaux (UFC/100ml)	$1,15.10^5$	0	$1,3.10^6$	44
	Streptocoques fécaux (UFC/100ml)	$1,2.10^6$	$1,8.10^4$	$3,6.10^6$	44
Parasites	<i>Ascaris lombricoïdes</i> (œufs/L)	310	0	600	22
	<i>Trichuris trichura</i> (œufs/L)	12	0	50	22
	<i>Ankylostoma duodenale</i> (œufs/L)	50	0	112	22
	<i>Entamoeba histolytica</i> (kystes/L)	41	0	80	22

Les valeurs minimales 0 observées avec les coliformes fécaux sont probablement dues à la durée de stockage des boues (4 à 10 jours) durant l'expérimentation. En effet, Les observations faites durant les analyses au laboratoire ont fait ressortir une diminution de la concentration de CF et de SF dans les BV brutes au fil du temps, pour un même stock de boues. Comme le présente la Figure 4-1, le suivie journalier de 2 stocks de BV montre qu'il est possible d'avoir une diminution de 90% de la population initiale de coliformes fécaux après 2 jours. La diminution de 90% de la population initiale de SF peut s'observer après 7 jours. Cette réduction de la population de bactéries pourrait être due au broutage et à la prédation. Par ailleurs le pH basique des BV et la température ambiante ($>30^{\circ}\text{C}$) sont également des facteurs limitant pour l'abondance des bactéries notamment les CF (Mayo, 1995 ; Pundsack et al., 2001).

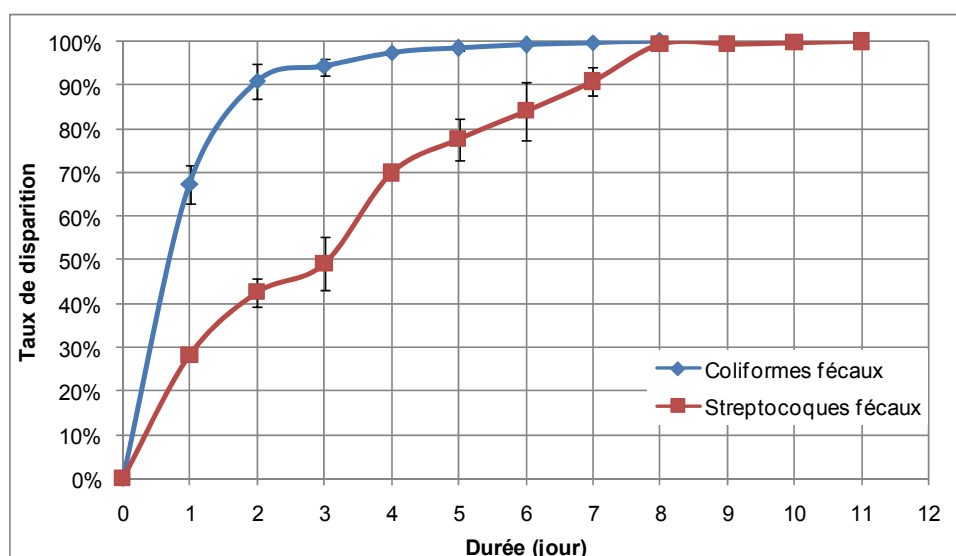


Figure 4-1 : Evolution du taux de diminution des bactéries dans les BV stockées.

A l'issue des analyses parasitaires, les œufs et kystes de parasites rencontrés dans les BV utilisées sont les œufs d'ascaris (*Ascaris lombricoïdes*), les œufs d'ankylostome (*Ankylostoma duodenale*), les œufs de trichocéphale (*Trichuris trichura*) et les kystes d'amibes (*Entamoeba histolytica*). Les larves d'anguillules (*Strongiloides stercoralis*) ont également été observées dans les échantillons. La Figure 4-2 présente quelques parasites observés. Une moyenne de 372 œufs/l a été observée dont 75% d'œufs d'ascaris (Tableau 4-3). La forte proportion d'œufs d'ascaris ne reflète pas la prévalence des parasitoses intestinales à Ouagadougou dominées par l'amibiase causée par *Entamoeba histolytica* (DGISS, 2013). Ceci serait principalement dû à la durée de survie des parasites dans les BV. En effet, les œufs d'ascaris peuvent survivre jusqu'à quelques années dans les eaux usées tandis que les autres parasites excèdent difficilement 1 mois (WHO, 2006). La proportion de boues fraîches (moins d'1 mois) étant moins importante que les boues ayant plus de 6 mois dans les latrines et les fosses septiques, leur proportion dans les boues vidangées par les camions serait également moins importante.

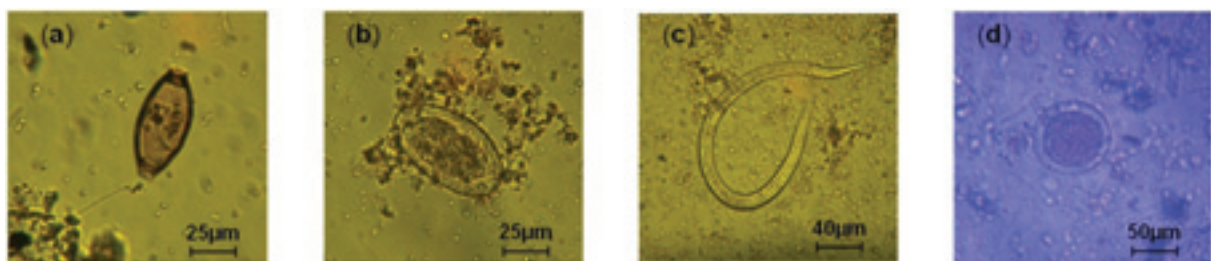


Figure 4-2 : Photos d'œufs de (a) *Trichuris trichura*, (b) *Ankylostoma duodenale*, (c) larve de *Strongiloides stercoralis* et œuf de (d) *Ascaris lombricoïdes* observés dans les BV

Bien que les parasitoses soient fréquentes dans la plupart de pays en développement, la présence des parasites associés à celles-ci dans les BV dépend de l'intensité des infections dans la population (Strauss et Montangero, 2003). Le nombre d'échantillon est insuffisant pour être représentatif de la ville. Toutefois la concentration moyenne obtenue reste inférieure aux concentrations souvent rencontrées dans les pays tropicaux. Cofie et al. (2006) a retrouvé dans les BV de Kumasi 13.500 à 15.700 œufs/L. Kengne et al. (2010) a dénombré en moyenne 10.409 œufs/L dans les BV de Yaoundé. La plage de concentrations de 4.000 à 60.000 œufs d'helminthes/L est donnée par Heins et al. (1998) comme représentative des concentrations retrouvées dans les BV des pays tropicaux.

4.2 Adaptabilité des plantes

4.2.1 Dynamiques de croissance des plantes

4.2.1.1 Flétrissement et assèchement des plantes

Le suivi du flétrissement et de l'assèchement des plantes à travers le score visuel (Figure 4-3) a fait ressortir 3 phases :

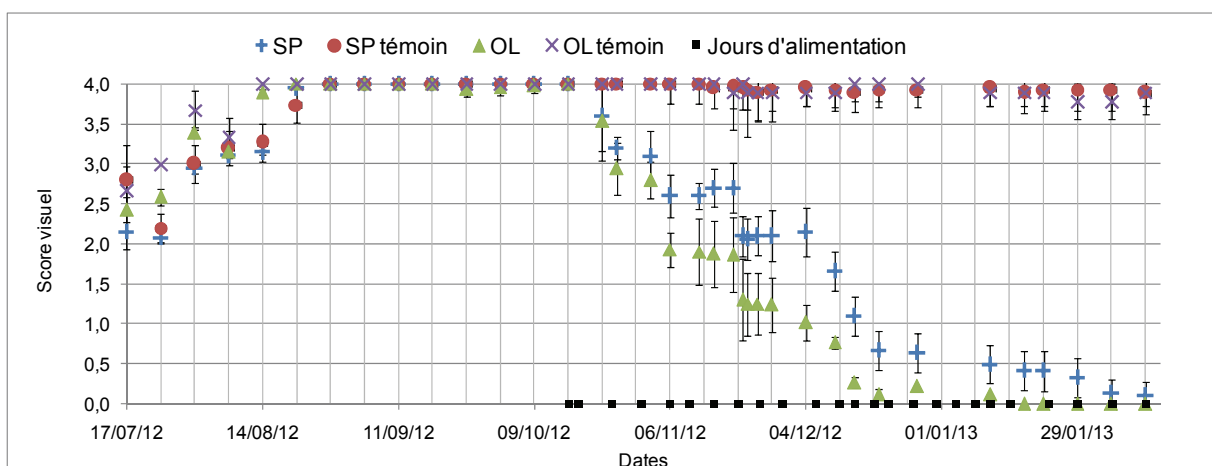
i- en début de période d'acclimatation, les plantes ont présenté quelques signes de flétrissement (score visuel entre 2 et 4).

ii- après 2 à 4 semaines, les plantes étaient parfaitement vertes sans aucune trace de flétrissement ou une décoloration (score visuel à 4). Cette excellente notation des plantes a été maintenue durant 9 semaines pendant lesquelles les LSP étaient alimentés avec les eaux du bassin de maturation.

iii- la dernière phase a commencé lorsque les LSP (excepté les lits plantés témoins) ont été alimentés avec les BV.

Durant cette dernière phase, les plantes ont flétri et ont perdu leur couleur passant de la couleur verte à la couleur marron, comme complètement desséché (Figure 4-4). Le score visuel des plantes a diminué de manière continue de la valeur 4 à 0. Cependant, durant l'alimentation à volume constant, les 2 lits plantés témoins, alimentés avec les eaux du bassin de maturation, ont gardé une excellente notation (score visuel de 4 : plantes vertes sans trace de jaunissement ni de flétrissement). Par conséquent, seules les conditions climatiques ne pourraient causer le flétrissement et l'assèchement des plantes observés sur les LSP alimentés avec les BV.

Pour l'alimentation à charge en MES constante (20 kg de MES/m².an), la première alimentation des BV a causée une chute brutale du score visuel de 4 à 1,5 sur tous les trois lits de séchage plantés de *Cyperus Alopecuroïdes* (Figure 4-3).



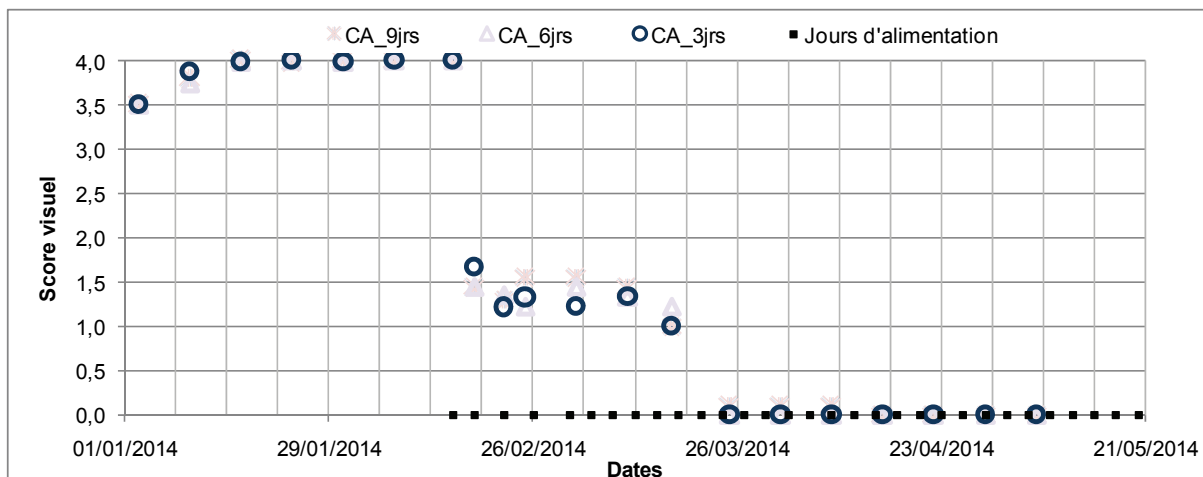
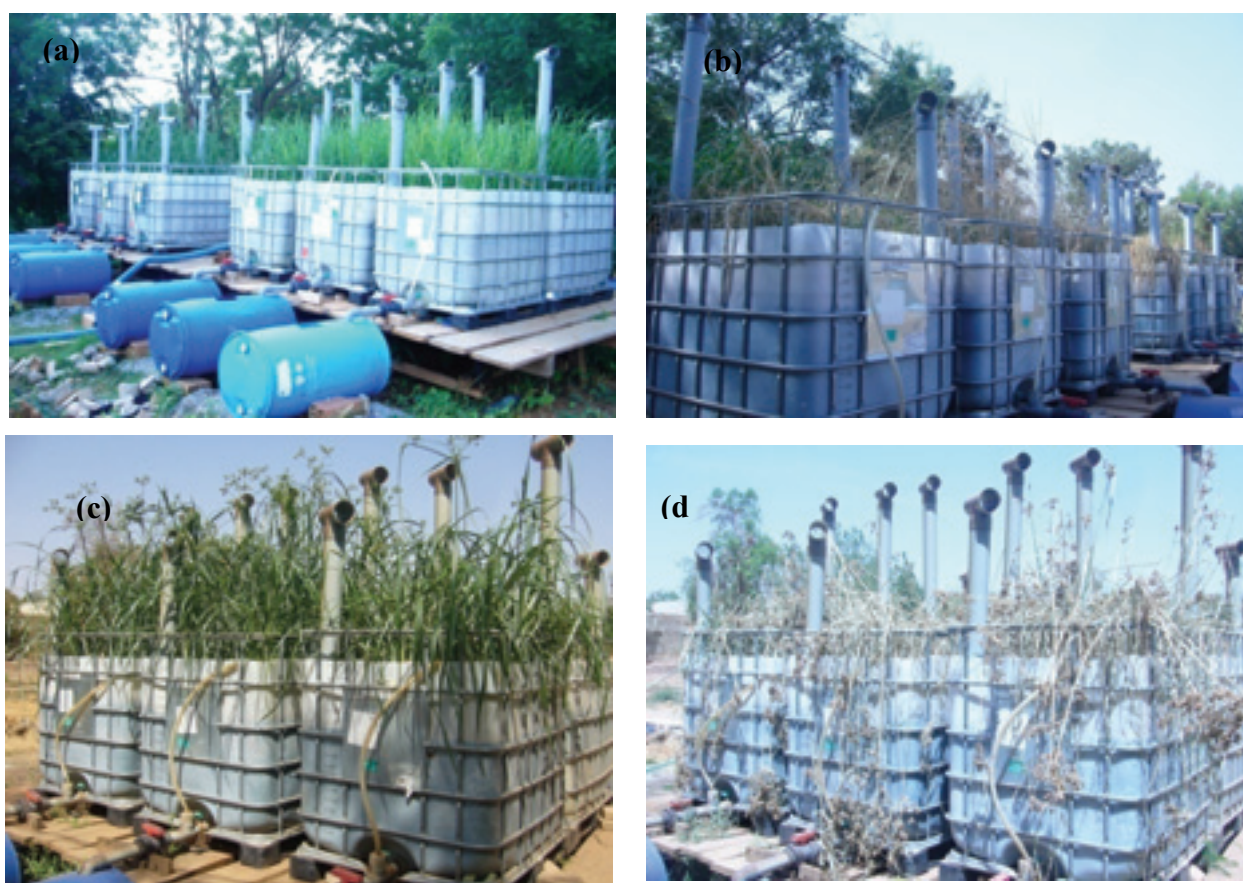


Figure 4-3 : Evolution du score visuel des plantes

Les lits ont alors été alimentés à l'eau potable 3 fois de suite (les 18, 22 et 26/02/2014) puis les plantes mortes ont été fauchées (03/03/2014). Cet apport d'eau a permis le maintien du score visuel aux environs de 1,5.



(a) OL et SP en fin de phase d'acclimatation
(c) CA en fin de phase d'acclimatation

(b) OL et SP au cours de l'alimentation aux BV
(d) CA au cours de l'alimentation aux BV

Figure 4-4 : Photos des LSP en fin de phase d'acclimatation (alimentation aux eaux du BM) à gauche et durant le traitement des BV (alimentation aux BV) à droite

La reprise du traitement des BV sur les LS à conduit de nouveau à la baisse du score visuel qui s'est stabilisé à 0 jusqu'à la fin de l'expérience.

4.2.1.2 *Densité des plantes*

Une évolution similaire au score visuel a été observée pour la dynamique du nombre de plantes sur les LSP (Figure 4-5).

Lors de l'alimentation à volume constant, après 91 jours, à la fin de la phase d'acclimatation, le nombre moyen de plantes est passé de 60 ± 20 (48 plants/m²) à 270 ± 50 (225 plants/m²) pour l'espèce SP et 73 ± 6 (61 plants/m²) à 270 ± 30 plants pour l'espèce OL. Cette augmentation de la densité des plantes correspond à une augmentation moyenne de 2 pieds/jour pour les 2 espèces. La densité des plantes sur les lits témoins a continué d'augmenter durant 12 semaines pour se stabiliser en fin d'expérimentation. Ainsi, 363 pousses (303 plants/m²) et 348 pousses (290 plants/m²) ont été dénombré respectivement sur les lits témoins plantés de SP et celui planté de OL.

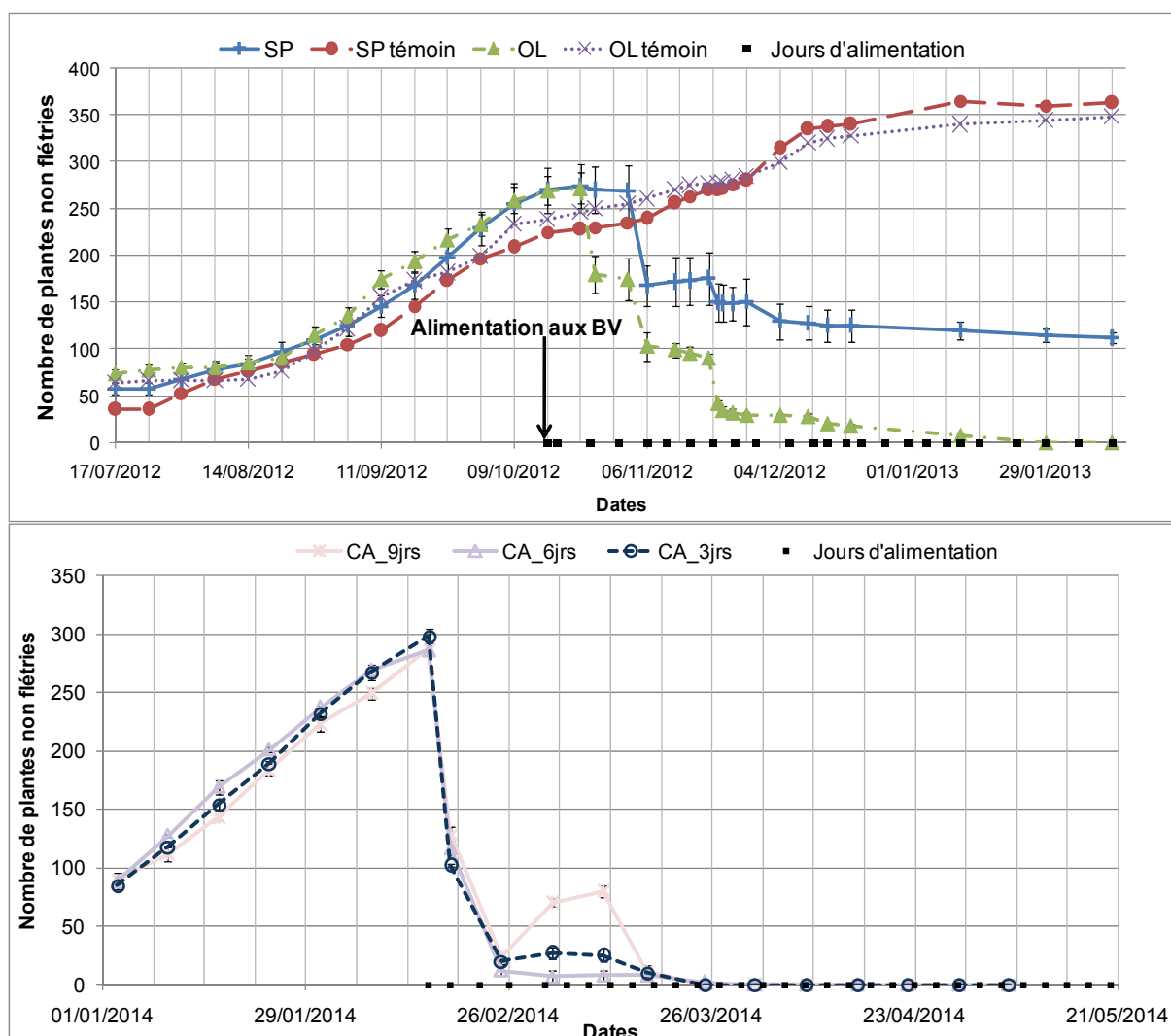


Figure 4-5 : Evolution du nombre moyen de plantes sur les LSP

Cependant, une diminution de la densité des plantes a été observée sur les autres lits après les 3 premières alimentations des LSP aux BV. Cette réduction de la densité a été continue jusqu'à la fin des essais. L'espèce OL a été plus affectée que l'espèce SP. Aucune plantes non flétris n'a été observé sur les LSP de OL tandis qu'en moyenne 110 ± 10 plantes (92 plantes/m^2) sont restées non flétries sur les LSP de SP (Figure 4-5).

Lors de l'alimentation à charge constante de 25 Kg de MES/ $\text{m}^2 \cdot \text{an}$, à la fin de la phase d'acclimatation, le nombre moyen de plantes non flétries étaient de 290 ± 7 plantes (242 plants/m^2). Ce nombre est rapidement passé à 102 plantes, 117 plantes et 129 plantes respectivement pour les lits avec 3 jours de repos, 6 jours de repos et 9 jours de repos après l'apport des BV (Figure 4-5). Malgré l'alimentation à l'eau potable de l'ensemble des lits, la diminution du nombre de plantes sur les LSP a continué avec une légère baisse du taux de réduction. Après la reprise de l'alimentation aux BV, le flétrissement de toutes les plantes sur l'ensemble des LSP a été observé. La densité des plantes sur les LSP était alors de 0 jusqu'à la fin de l'expérience.

4.2.1.3 Hauteur aérienne des plantes

La hauteur aérienne moyenne des plantes a aussi eu une évolution similaire à celle du score visuel et de la densité des plantes (Figure 4-6).

Lors de l'alimentation à volume constant, des croissances moyennes de $1,3 \pm 0,1 \text{ cm/jour}$ (soit un taux de croissance de 1,11%) et $1,1 \pm 0,1 \text{ cm/jour}$ (soit un taux de croissance de 0,98%) ont été enregistrées les 91 premiers jours respectivement pour l'espèce SP et l'espèce OL. Ces taux moyen de croissance ne sont pas significativement différents. Après l'alimentation aux BV, la hauteur aérienne moyenne des plantes de l'espèce SP a baissé de $150 \pm 13 \text{ cm/jour}$ à $60 \pm 15 \text{ cm}$ correspondant à un taux moyen de croissance de -0,77%. Toutes les pousses des espèces OL étaient complètement flétries et asséchées avant la fin de l'alimentation avec les BV.

Après 120 jours, la hauteur aérienne moyenne des plantes sur les LSP témoins était de $160 \pm 15 \text{ cm}$ et $180 \pm 20 \text{ cm}$ pour les espèces SP et OL respectivement soit des taux moyens de croissance de 0,03% et 0,01% respectivement.

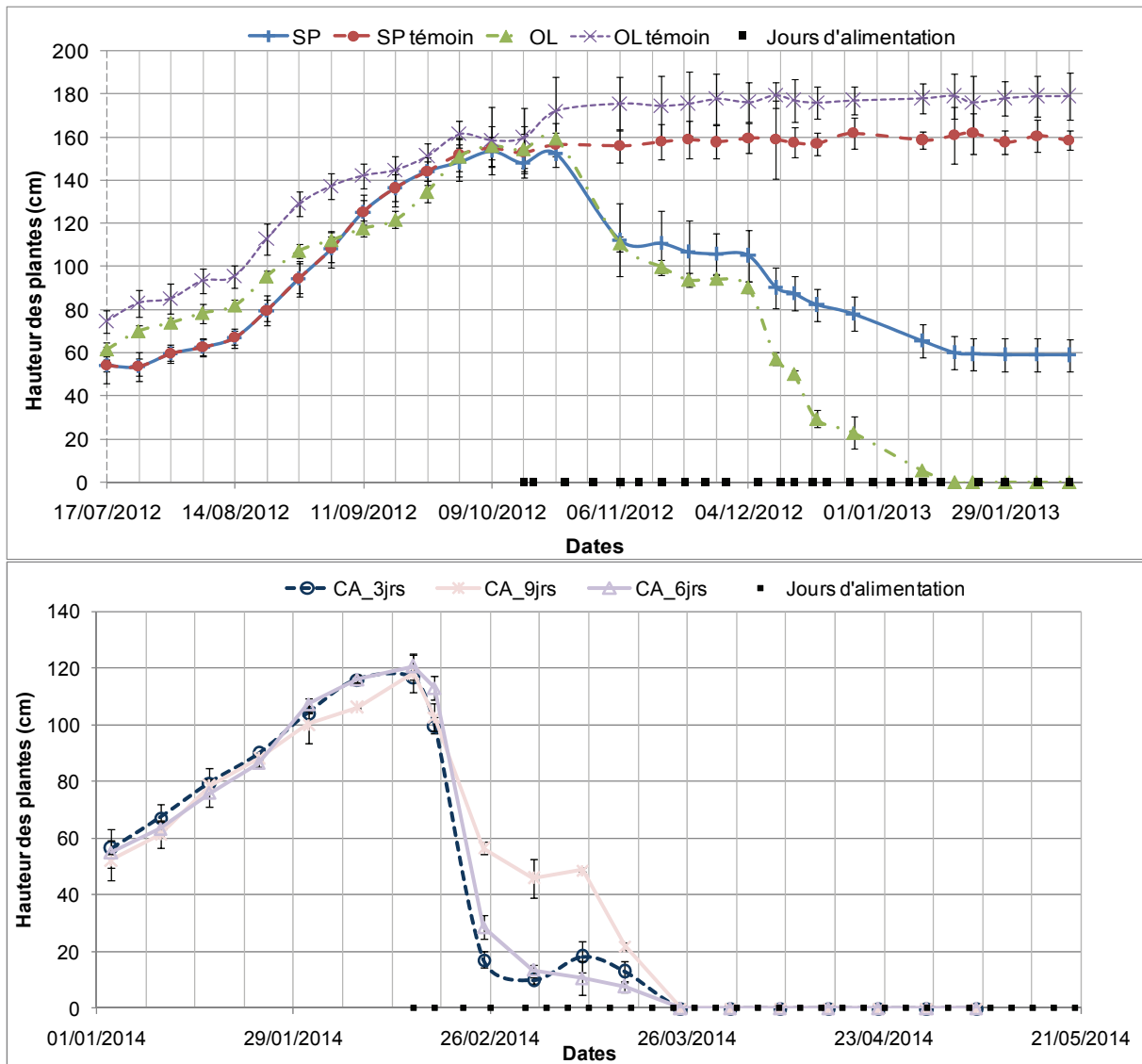


Figure 4-6 : Evolution de la hauteur aérienne moyenne des plantes sur les LSP

La phase d'acclimatation avec l'espèce CA a permis l'accroissement de la hauteur aérienne moyenne des plantes de 56 ± 3 cm à 118 ± 2 cm correspondant à une croissance moyenne de $1,5 \pm 0,6$ cm/jour. Après le traitement des BV par les LSP de CA, la totalité des plantes est mortes sur l'ensemble des LSP.

4.2.1.4 *Analyse des paramètres allométriques des plantes*

Au regard des figures Figure 4-3, Figure 4-5 et Figure 4-6 tous les critères caractérisant la croissance des plantes sur les LSP traitant les BV ont évolué de manière similaire. Sur les lits plantés témoin, n'ayant pas été alimenté aux BV, le score visuel, la densité et la hauteur moyenne des plantes ont augmenté jusqu'à des valeurs asymptotiques (observations faites pour les espèces OL et SP). A l'inverse, le score visuel, la densité et la hauteur moyenne des plantes a diminué de manière

importante après les premiers apports en BV. De plus, la base des tiges de l'espèce OL s'est assombrie et son système racinaire s'est dégradé. Ce qui 'a pas été le cas pour l'espèce SP.

De manière générale, la réponse des plantes dans les LSP est différente aussi bien pour le traitement des boues que pour le traitement des eaux usées (filtres plantés). Ces différentes réponses dépendent de l'espèce, de la charge appliquée ainsi que de la qualité du produit à traiter (eaux usées domestiques ou industrielles, boues résiduaires, boues de vidange,...).

Dans les présents travaux, les ratios entre les valeurs moyennes de paramètres caractérisant les BV alimentant les LSP et les eaux du bassin de maturation alimentant les lits plantés témoins sont de 1,1 pour le pH, 12,2 pour la conductivité, 13,8 pour la DCO, 10,4 pour l'azote ammoniacal et 82,3 pour le PT. Kengne et al. (2008) ont obtenu une meilleure croissance (hauteur aérienne moyenne et densité des plantes) des plantes de l'espèce *Echinochloa pyramidalis* comparativement à *Cyperus papyrus* sur les LSP traitant les BV dans le contexte de Yaoundé (climat équatorial). Tandis que l'augmentation de la charge de BV (de 100kg de MS/m².an à 300 kg/m².an) a stimulé l'augmentation de la hauteur des plantes et de la densité des pieds de *Echinochloa pyramidalis*, elle a inhibé celle de *Cyperus papyrus* (dès 200 kg de MS/m².an). En dépit des faibles charges utilisées dans les présents travaux (<80 kg de MS/m².an) comparativement à celles de Kengne et al. (2008), les 3 plantes endogènes, *Sporobolus pyramidalis*, *Oryza longistaminata* et *Cyperus alopecuroïdes*, ont été négativement affecté durant le traitement des BV. Cependant les valeurs moyennes de conductivité (Tableau 4-2) des BV utilisées dans les présents travaux sont 2 fois supérieures à celles de Kengne et al. (2008). En étudiant l'effet de la salinité des eaux d'irrigation sur les plantes, Niu et Rodriguez (2008) ont observé une décoloration foliaire importante et une diminution du score visuel de 4 points des 3 espèces de roses qu'ils étudiaient. Par ailleurs, le traitement sur LSP des effluents (dilués à moins de 75%) d'une station de traitement par boues activées des eaux usées salines d'une tannerie a inhibé la croissance de *Trifolium pratense* et tandis que *Arundo donax* and *Sarcocornia fruticosa* ont montré de bonnes performances (Calheiros et al., 2012).

4.2.2 Relation entre la qualité des boues et les indices de croissance des plantes

La corrélation entre les caractéristiques des BV et les indices de croissance des plantes (RGI) indique quel paramètre physico-chimique dans les BV est lié aux variations morphologiques des plantes traitant les BV par rapport à celles dans le témoin recevant les eaux du bassin de maturation. Les coefficients de corrélation de Spearman calculés, pour les espèces SP et OL, entre les paramètres de qualité des BV et les RGI sont présentés au Tableau 4-4.

Tableau 4-4 : Corrélation entre les caractéristiques des plantes et les indices de croissance des plantes (RGI)

Paramètre	LSP de <i>Sporobolus pyramidalis</i>			LSP de <i>Oryza longistaminata</i>		
	RGI (VS_Sp)	RGI (NP_Sp)	RGI (H_Sp)	RGI (VS_OL)	RGI (NP_OL)	RGI (H_OL)
pH	-0.155	0.005	0.048	0.035	0.013	-0.155
Cond	-0.232	-0.185	-0.032	0.195	-0.393*	-0.438*
Eh	0.246	0.045	-0.097	0.107	-0.207	0.178
N-NO₃⁻	-0.304	-0.227	0.198	0.285	-0.034	-0.163
N-NO₂⁻	-0.229	-0.095	-0.126	-0.016	0.188	-0.187
N-NH₄⁺	-0.062	0.129	-0.315* ^a	0.350	-0.462*	-0.527* ^a
P-PO₄³⁻	0.055	0.113	-0.208	0.075	-0.475*	-0.498*
TP	-0.237	-0.126	0.151	0.011	-0.391*	-0.373
MES	0.058	-0.158	-0.362*	0.077	-0.258	-0.318
MS	-0.178	-0.413*	-0.161	-0.364	-0.223	-0.306
MD	-0.336* ^a	-0.182	-0.037	-0.592* ^a	-0.085	-0.029
MV	-0.300	-0.310	0.030	-0.309	-0.263	-0.092
DCO	0.129	0.080	-0.512* ^a	0.307	-0.427*	-0.785* ^a

RGI (SV_Sp) : Indice de croissance du score visual pour l'espèce *Sporoboluspyramidalis*;

RGI (SV_OL) : Indice de croissance du score visual pour l'espèce *OryzaLongistaminata*;

RGI (NP_Sp): Indice de croissance du nombre de plantes pour l'espèce *Sporoboluspyramidalis*;

RGI (NP_OL): Indice de croissance du nombre de plantes pour *OryzaLongistaminata*;

RGI (H_Sp): Indice de croissance de la hauteur moyenne des plantes pour l'espèce *Sporoboluspyramidalis*;

RGI (H_OL): Indice de croissance de la hauteur moyenne des plantes pour l'espèce *OryzaLongistaminata* species;

* Valeur significative ($p < 0,05$);

a,b: différence non significative lorsqu'il y a la même lettre pour un même paramètre.

Les coefficients de corrélation calculés ne sont pas, pour la plupart, significatifs. Seuls la DCO, l'azote ammoniacal, la conductivité, les matières dissoutes, les ortho-phosphates, les matières sèches et les matières en suspension ont des corrélations significatives avec certains indices de croissance. Ces corrélations, comprises entre -0,315 et -0,785, sont pour la majorité, faibles (<0,5) et sont toutes négatives. Alors, aucun des éléments caractérisant les BV avec leur niveau de concentration dans les BV n'ont d'effet positif significatif sur les plantes aussi bien pour l'espèce SP que pour l'espèce OL. Par contre, l'abaissement de la croissance des plantes serait lié à l'augmentation de la concentration de plusieurs paramètres dans les BV d'alimentation et pas uniquement d'un paramètre. Les différences entre les coefficients de corrélation significatifs obtenus pour les 2 espèces ne sont pas significatives.

4.2.2.1 Effets de la DCO

Pour l'espèce *Oryza longistaminata*, la dynamique du coefficient RGI(NP_OL) en fonction de la concentration de DCO dans les BV présente des valeurs petites et homogène pour les faibles concentrations en DCO (<1900 mg/L) et des valeurs dispersées pour des concentrations en DCO supérieures à 2.125 mg/L (Figure 4-7).

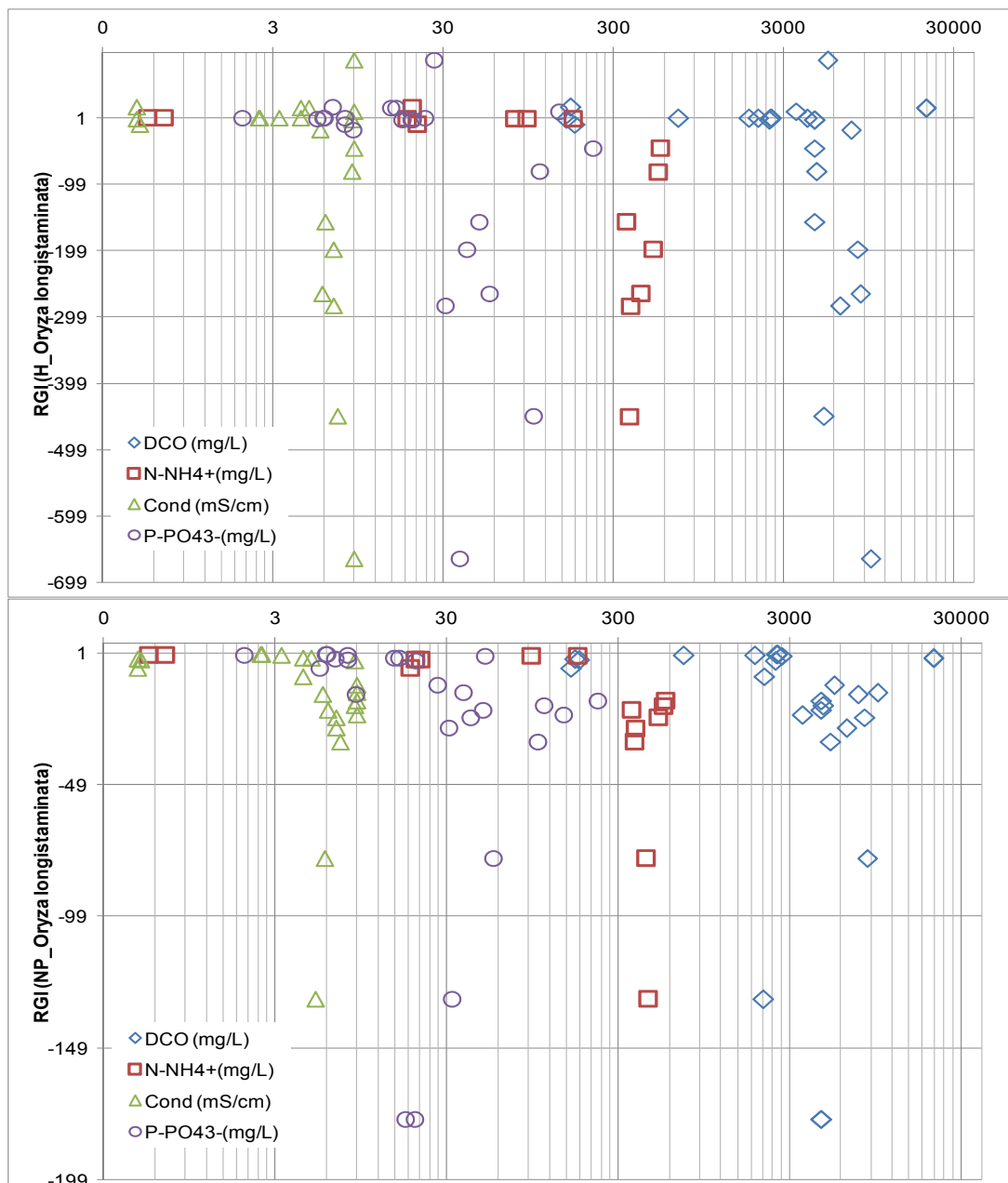


Figure 4-7 : Evolution de l'indice de croissance de la hauteur et du nombre de plantes pour l'espèce OL en fonction des concentrations en DCO, $N-NH_4^+$, Conductivité et $P-PO_4^{3-}$ dans les BV

Le même constat est fait pour l'indice de croissance de la hauteur des plantes de la même espèce RGI(H_OL). Une faible dispersion des valeurs du coefficient RGI(H_OL) est observée pour des

concentrations de DCO inférieures à 4.150 mg/L alors que la dispersion du coefficient RGI(H_OL) s'accroît avec les concentrations de DCO dès les valeurs de concentration de 4.625 mg/L (Figure 4-7).

Ces observations mettent en exergue une valeur limite à partir de laquelle la concentration en DCO dans les BV a un effet sur la croissance de l'espèce OL. Ces limites ne sont pas clairement observées pour l'espèce SP (Figure 4-8).

Pour les 2 espèces, SP et OL, des coefficients de corrélation de Spearman significatifs et négatifs entre la DCO et le RGI(H) expriment une relation entre l'augmentation de la concentration en DCO dans les BV et la diminution du RGI lié à la hauteur aérienne des plantes.

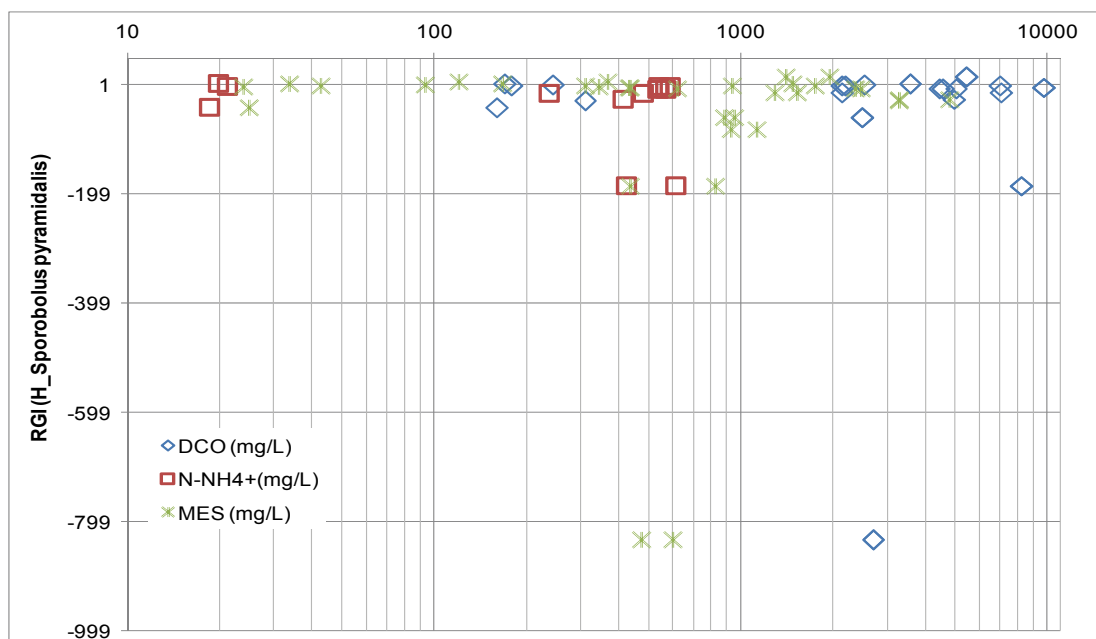


Figure 4-8 : Evolution de l'indice de croissance de la hauteur pour l'espèce SP en fonction des concentrations en DCO, $N-NH_4^+$ et MES dans les BV

Les valeurs croissantes de la DCO tendent à éloigner le RGI de la valeur 1. Alors, la baisse de la hauteur des plantes sur les LSP traitant les BV comparativement à celle des plantes sur les lits plantés témoins pourrait être associée à l'augmentation de la concentration en DCO. Ainsi, les fortes charges organiques auraient un effet toxique sur les plantes utilisées.

Les effets toxiques de la charge organique sur les plantes alimentées par des effluents brutes ont déjà été rapportés par d'autres auteurs. Une corrélation négative entre la DCO et l'intoxication des espèces *Daphnia pulex* et *Lactuca sativa* a été établie par Sanchez-Meza et al. (2007). Young et al. (2012) ont observé une inhibition de la croissance de *Lactuca Sativa* à partir des concentrations en DCO de 2.596 mg/L des eaux issues d'un réacteur anaérobie traitant les résidus céréaliers. La valeur moyenne de DCO des BV utilisées sur les LSP de SP et OL traitant les BV était supérieure

aux valeurs toxiques pour certaines plantes retrouvées dans la littérature (Sanchez-Meza et al., 2007; Young et al., 2012; Govers et al., 2014).

4.2.2.2 *Effets de l'azote ammoniacal et du phosphore*

Les indices de croissance RGI(H_OL) et RGI(NP_OL) de l'espèce OL présente des valeurs faibles et homogène (autour de 1) pour des concentrations en N-NH₄⁺ inférieures à 175,5 mg/L (Figure 4-7). Des valeurs de RGI éloignées de 1 et fortement dispersées apparaissent à partir des concentrations en azote ammoniacal supérieures à 359 mg/L (Figure 4-7). L'espèce *Oryza longistaminata* peut être considérée comme tolérante à l'ammonium. En effet, les espèces dites tolérantes à l'ammonium présentent les symptômes de toxicité pour des concentrations en azote ammoniacal de 361 – 541 mg/L alors que les espèces dites sensibles les présentent aux concentrations d'azote ammoniacal de 1,8 – 9 mg/L (Britto et Kronzucker, 2002 ; Chen et al., 2013) ; Ce qui est compatible avec les résultats obtenus.

Plusieurs auteurs ont observé les effets toxiques des fortes teneurs en N-NH₄⁺ sur les plantes (Litav and Lehrer, 1978; Britto and Kronzucker, 2002; Clarke and Baldwin, 2002; Li et al., 2011; Jampeetong et al., 2012). La baisse du taux de croissance, le flétrissement des plantes et parfois la mort font partie des signes rencontrés dans la toxicité d'une plante à l'ammonium (Britto and Kronzucker, 2002; Su et al., 2012). La dégradation des racines, un faible feuillage et une coloration sombre des racines et de la base de la tige sont des symptômes typiques d'une toxicité à l'ammonium (Li et al., 2013). Ces signes ont été observés pour l'espèce OL.

L'ammonium interfère avec les fonctions nécessaires au maintien de l'intégrité des parois cellulaires ce qui conduit à la dégradation des tissus vasculaires et par suite au flétrissement de la plante notamment en situation de forte demande évaporative (Jones, 2004). Van Katwijk et al. (1997) a observé des effets plus prononcés de la toxicité à l'ammonium pour les températures plus élevées. De plus, le pH de la solution influe sur la forme d'azote prélevé par la plante. Un pH élevé est favorable au prélèvement d'ammonium par la plante. Lorsque le pH contenu dans l'eau du sol augmente, l'absorption de nitrate est réduite et celle de l'ammonium est privilégiée par la plante (Li et al., 2013). En outre, le pH alcalin couplé avec la forte concentration d'ions ammonium, sont des conditions conduisant à la volatilisation ammoniacale favorisée par de fortes températures. La volatilisation ammoniacale est à la base de sérieux dommages sur la croissance des plantes qui peuvent être visible en moins de 48h (Van Der Eerden, 1982 ; Merigout, 2006). Mroczkowski et Stuczynski (2006) ont mis en évidence l'effet toxique de la volatilisation ammoniacale sur *Hordeum vulgare* planté sur un sol sableux.

Les valeurs limites de concentration d'ammonium à partir desquelles les signes de toxicité sont visibles diffèrent généralement selon les espèces. Certaines plantes sauvages telles que *Arnica montana* et *Cirsium dissectum* (de Graaf et al., 1998), les Zostères (van Katwijk et al., 1997, Hauxwell, 2001) et les Orobanches (Westwood and Foy, 1999) sont sensible à la toxicité à l'ammonium. Par contre, le riz est considéré comme tolérant (Britto et Kronzucker, 2002 ; Chen et al., 2013).

La dynamique de RGI(H_OL) et RGI(NP_OL) en fonction de la concentration des BV en ortho-phosphate est similaire à celle observée pour l'ammonium. Une forte dispersion de RGI(H_OL) et RGI(NP_OL) est observée pour des valeurs de concentration de P-PO₄³⁻ supérieures à 26,61 mg/L (Figure 4-7) alors que pour celles inférieures à 19,90 mg/L, les valeurs de RGI(H_OL) et RGI(NP_OL) sont homogènes et fluctuent autour de 1. Par conséquent, la dynamique de croissance des plantes sur les LSP traitant les BV et celle des témoins présente de moindres différences pour de faibles concentrations de nutriments (azote et phosphore) dans les BV comparativement aux plus fortes concentrations. Ces observations mettent en évidence l'effet d'un seuil de concentration en nutriments pour l'espèce OL ce qui n'est pas le cas pour l'espèce SP (Figure 4-7 et Figure 4-8).

La toxicité aux ortho-phosphates et au phosphore totale n'est pas courante mais les concentrations élevées de phosphore dans l'eau d'irrigation et dans le sol contribuent à l'augmentation de l'évapotranspiration des plantes (Motalebifard et al., 2013). L'augmentation de l'évapotranspiration amplifie les effets du stress osmotique causé par les teneurs élevées en matières dissoutes et une forte conductivité.

4.2.2.3 *Effets de la conductivité*

Pour les valeurs de conductivité inférieures à 4.400 – 4.910 µS/cm, les valeurs des coefficients RGI(H_OL) et RGI(NP_OL) sont homogènes et sont proches de 1 (Figure 4-7). Au-delà de 5.740 – 5.880 µS/cm les coefficients RGI(H_OL) et RGI(NP_OL) se dispersent en s'éloignant de 1. Des niveaux élevés de conductivité provoquent à la fois le stress hypertonique et hyper-osmotique et peuvent conduire à la dégénérescence des plantes. Elles conduisent également à une réduction de la photosynthèse et de la croissance des plantes (Mahajan et Tuteja, 2005). Niu et Rodriguez (2008) ont noté des taux de survie de 0% - 80% de la densité des plantes pour les roses irriguées aux eaux de conductivité de 6 à 9 mS / cm. Cependant, le score visuel a été maintenu au maximum et toutes les plantes ont survécu avec des eaux de conductivité inférieure à 3 mS /cm. Les valeurs de conductivité élevées et les teneurs en matières dissoutes importantes pourraient abaisser le score visuel et diminuer la densité des plantes. Klomjek et Nitisoravut (2005) ont constaté que deux

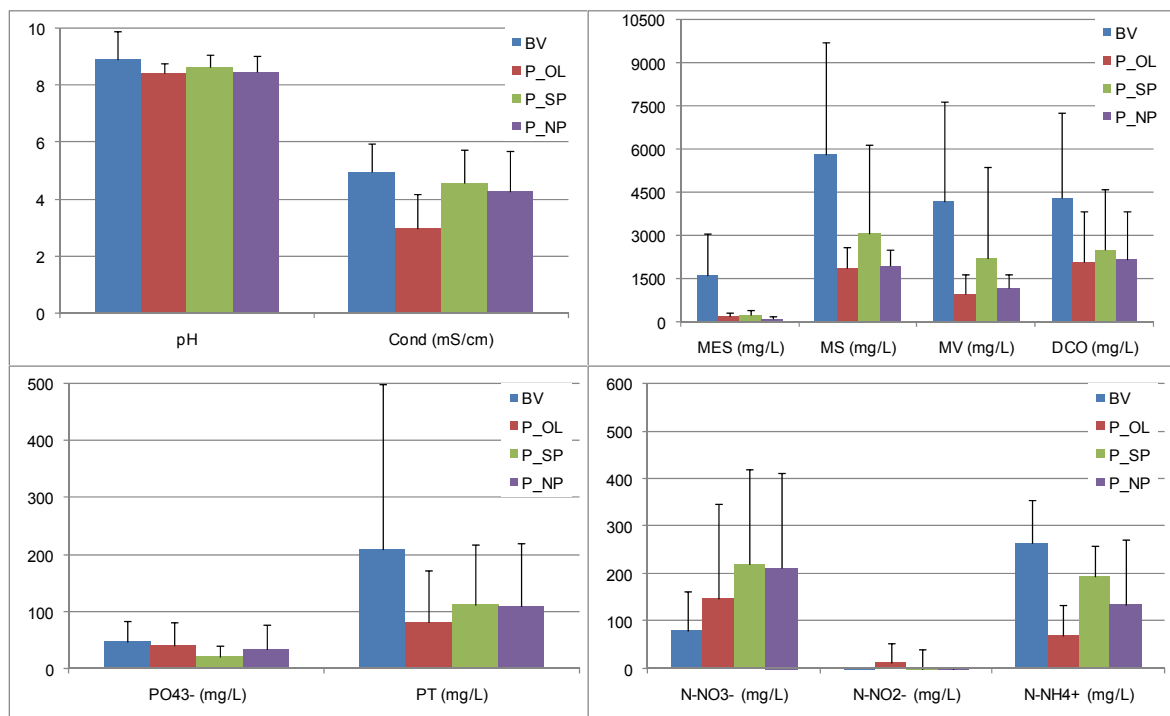
espèces de plantes sur huit testées ne peuvent être utilisées pour le traitement d'eaux usées salines sur des filtres plantés du fait de leur sensibilité aux conductivités de 14 - 16 mS/cm.

La détérioration des paramètres morphologiques des plantes pourrait être principalement attribuée à la combinaison des effets de fortes teneurs en DCO, NH_4^+ et à la conductivité élevée des boues de vidange traitées. Le pH et la teneur en phosphore aurait participé à cette dégradation en favorisant les conditions qui ont accompagné ces effets négatifs.

4.3 Performances épuratoires des lits de séchage

4.3.1 Qualité du percolât et rendements épuratoires pour l'alimentation des BV à volume constant

La qualité physico-chimique globale des percolâts, comparativement aux BV, en sortie des lits expérimentaux durant les alimentations à volume constant est présentée à la Figure 4-9. Les barres d'erreurs sur les différents paramètres montrent que l'hétérogénéité des boues de vidanges brutes est conservée dans les percolâts.



BV : Boues de vidange
P_OL : Percolâts des lits de séchage plantés de *Oryza Longistaminata*
P_OL : Percolâts des lits de séchage plantés de *Sporobolus Pyramidalis*
P_NP : Percolâts des lits de séchage non planté

Figure 4-9 : Qualité physico-chimique des percolâts lors de l'alimentation à volume constant

Bien que les percolâts soient de meilleure qualité globale que les boues de vidange brutes, l'effluent reste fortement concentré et nécessite un traitement complémentaire avant rejet ou réutilisation éventuelle.

4.3.1.1 pH et salinité des percolâts

Les percolâtssont basiques et fortement salins. Il n'y a pas de différence significative entre les valeurs de pH des percolâts des différents lits de séchage. Les valeurs moyennes de pH varient entre 8,4 et 8,6. La conductivité des percolâts des LS plantés de OL est significativement différente de celle des percolâts des autres lits ($p < 0,013$). Les valeurs moyennes de conductivité sont de $3,0 \pm 1,1$ mS/cm, $4,6 \pm 2,2$ mS/cm et $4,3 \pm 2,1$ mS/cm respectivement pour les lits plantés OL, les lits plantés de SP et le lit non planté. Cette différence fait ressortir une rétention de sels dissous plus importante dans les LSP de OL comparativement aux LSP de SP et au LSNP. Les valeurs moyennes de pH et de conductivité obtenus sont supérieures à celles retrouvées dans la littérature (Kengne et al., 2007 ; Troesch et al., 2009) mais les abaissement de valeurs (comparativement aux BV brutes) sont de même ordre. Les valeurs plus importantes seraient donc principalement dues à la qualité des BV d'alimentation, de pH et de conductivité supérieurs à ceux de la littérature.

4.3.1.2 MS et MES des percolâts

Les concentrations de matières en suspension dans les percolâtssont significativement supérieures pour les lits plantés par rapport au lit non planté ($p < 0,006$). Par contre, il n'existe pas de différence significative entre les concentrations en MES des percolâts des lits plantés de OL et SP. Les concentrations moyennes en MES dans les lits plantés de OL et SP sont respectivement de 206 ± 228 mg/L et 231 ± 182 mg/L alors que les percolâts du lit non planté ont une concentration moyenne de 121 ± 114 mg/L. Les concentrations en MES plus importantes dans les percolâts des LSP pourraient être dues à la présence du système racinaire des plantes qui augmente les pores et les chemins préférentiels dans la couche filtrante, ce qui n'est pas le cas pour le LSNP. Troesch et al. (2009) et Vincent (2011) obtiennent des concentrations moyennes en MES des percolâts de 1762 mg/L et 2907 mg/L respectivement avec des boues 14 à 18 fois plus concentrées en MES que celles utilisées.

Les concentrations moyennes des MS dans les percolâtssont de 1861 ± 1013 mg/L, 3080 ± 3096 mg/L et 1963 ± 1105 mg/L respectivement pour les LSP de OL, les LSP de SP et le LSNP. Au regard des concentrations moyennes en MES et en MS, les matières dissoutes dans les percolâts des LSP de SP semble plus importante que dans les percolâts des autres lits. Cependant, il n'existe pas de différence significative entre les concentrations en MS des différents lits.

4.3.1.3 DCO et nutriments des percolâts

La pollution organique reste importante dans tous les percolâts malgré une diminution minimale moyenne de concentration en DCO de plus de 1500 mg/L des BV brutes. Les concentrations moyennes de DCO dans les percolâts varient entre 2079mg/L et 2533mg/L et ne sont pas significativement différentes pour les percolâts des 3 types de lits.

Les teneurs moyennes en ammonium dans les percolâts sont de 195 ± 138 mg/L, 135 ± 124 mg/L et 71 ± 65 mg/L respectivement pour les LSP de SP, le LSNP et les LSP de OL. Elles sont significativement supérieures dans les percolâts des LSP de SP par rapport à ceux des LSP de OL ($p<0,0003$) d'une part et ceux de LSNP ($p<0,007$) d'autre part. Aucune différence significative n'est notée entre les teneurs en ammonium dans les percolâts des LSP de OL et ceux du LSNP ($p=0,066$). De même, les concentrations de nitrates dans les percolâts des LSP de SP sont significativement supérieures à celles des autres lits tandis que celles des percolâts de LSP de OL et LSNP ne sont pas significativement différentes. Il n'a pas été relevé de différence significative des teneurs en nitrites dans les percolâts des différents lits. Les teneurs des différentes formes d'azote dans les percolâts pourraient être le résultat de :

i- une faible nitrification qui se serait d'avantage produite (par ordre d'importance) sur les LSP de SP, les LSP de OL et le LSNP du fait de l'évolution de la densité des plantes et donc de l'oxygénation des alentours immédiats des racines. La réduction d'ammonium liée à la nitrification, en même temps que l'augmentation de nitrates dans les percolâts se serait donc d'avantage produite pour les LSP de SP, les LSP de OL et le LSNP.

ii- l'adsorption des sels ammoniacaux dans les massifs filtrants qui serait plus grande dans les LSP de OL du fait de l'adsorption plus importante (par rapport au sable) de l'azote sous forme d'ammonium sur support végétal (Koné et al., 2012 ; Njoroge et Mwamachi, 2004). En effet, comme présenté au paragraphe 4.2.1, la dégénérescence de l'espèce OL a été plus rapide et plus importante et a conduit à la dégradation de son système racinaire qui est resté dans le massif filtrant. Ainsi le support végétal constitué de racines dégradées aurait d'avantage participé à l'adsorption de l'ammonium. A l'inverse, la présence des pousses dans les LSP de SP indique la présence de son système racinaire plus ou moins actif qui améliore la porosité du système et l'écoulement des percolâts avec ses différentes formes d'azote (dont les nitrates et l'ammonium).

iii- le relargage de nitrate et d'ammonium issu de l'oxydation des sels ammoniacaux retenus dans la couche drainante, pendant la phase de repos, et simultanément, augmentation rapide des sels ammoniacaux non transformés provenant de la minéralisation de la boue notamment durant les alimentations (Liénard et al., 1995). Le relargage de nitrates se serait d'avantage produit (par ordre

d'importance) sur les LSP de SP, les LSP de OL et le LSNP du fait de la nitrification potentiel dans chacun des lits. Le relargage de l'ammonium se serait d'avantage produit (par ordre d'importance) sur les LSP de OL, les LSP de SP et le LSNP du fait de l'adsorption de ceux-ci dans chacun des lits.

4.3.1.4 Analyse globale de la qualité des percolâts

A l'exception de la DCO, pour l'ensemble des paramètres, les valeurs moyennes de concentration des percolâts sont supérieures (respectivement inférieures) à celles d'autres auteurs lorsque les BV utilisèrent des valeurs moyennes de concentration plus importantes (respectivement moins importantes) que celles utilisées par ces auteurs (Kengne et al., 2008 ; Troesch et al., 2009 ; Vincent, 2011 ; Koottatep et al., 2001). L'exception de la DCO pourrait être due en partie au fait qu'elle est d'avantage particulière que dissoute dans les BV (Liénard et al., 2007) et que les BV utilisées dans le présent travail aient une forte proportion de matières dissoutes (60% des MS en moyenne). La qualité des percolâts serait donc fortement liée à la qualité des BV d'origine.

Au regard des valeurs moyennes des différents paramètres obtenus, les normes de rejet au Burkina Faso ne permettent pas que les percolâts issus du traitement des BV sur LSP soient rejetés au sol, dans les eaux de surface, les eaux piscicoles, dans les eaux de baignade ou même dans les égouts. Un traitement supplémentaire des percolâts juste à l'aval des LSP serait donc absolument nécessaire pour l'usage d'un tel procédé de traitement des BV brutes au Burkina Faso.

Malgré des percolâts de qualité médiocres, les performances globales pour différents paramètres sont appréciables. Les rendements globaux obtenus sont reportés dans le Tableau 4-5.

Le rendement global obtenu pour l'élimination des MES est le plus important quelque soit le lit. Il est meilleur sur le lit non planté avec une valeur de 95%. La filtration, l'un des principaux processus de dans le traitement des BV sur lit de séchage, est bien confirmée.

Tableau 4-5 : Rendement globaux des lits expérimentaux lors de l'alimentation à volume constant

	N-NH4+	PT	MES	MS	MV	DCO
LSP_OL	80%	40%	91%	78%	84%	66%
LSP_SP	45%	50%	90%	63%	63%	54%
LSNP	63%	23%	95%	76%	80%	62%

LSP_OL : Lits de séchage plantés de *Oryza Longistaminata*

LSP_SP : Lits de séchage plantés de *Sporobolus pyramidalis*

LSNP : Lits de séchage non planté

Par contre, quel que soit le paramètre, les rendements journaliers sont parfois négatifs. Les valeurs négatives des rendements journaliers ont particulièrement été observées pour des BV les moins concentrés en polluants notamment en MES (Figure 4-10). Les BV très peu concentrées de la ville

de Ouagadougou sont souvent celles provenant de la vidange d'ouvrages d'assainissement tels que les puits d'infiltration ou des fosses de collectes d'eaux usées de petites industries agro-alimentaires (Barro, 2012). Ces boues sont moins concentrées que celles provenant des latrines et fosses septiques (toutes eaux ou non) et seraient d'avantage assimilables aux eaux grises. L'alimentation de telles boues sur les lits de séchage, après l'alimentation de plusieurs BV bien plus concentrées pourraient être vu comme un lavage de filtre et engendrer l'évacuation du système des percolâts plus concentrés que le produit d'alimentation. La Figure 4-10 fait ressortir une augmentation des rendements journaliers d'élimination des MES (donc des rendements de filtration) avec l'augmentation de la concentration des boues en MES. Les coefficients de corrélation de Spearman entre la concentration des boues en MES et les rendements journaliers sont tous significatifs ($p < 0,0001$) et de l'ordre de 0,7 (Tableau 4-6). Ils ne présentent pas de différences significatives entre eux. Pour tous les lits de séchage, le carré du coefficient de corrélation de Spearman ρ^2 a une valeur de 0,51 à 0,56 c'est-à-dire 51% à 56% de la variance du rendement journalier de filtration est expliquée par la concentration en MES des BV d'alimentation. En effet, dans les BV plus concentrées en MES, le contact entre les différentes particules et matières en suspension serait plus important et la formation de floccs serait favorisée. Ainsi, des floccs de plus grande taille sont formés et la filtration est par suite améliorée.

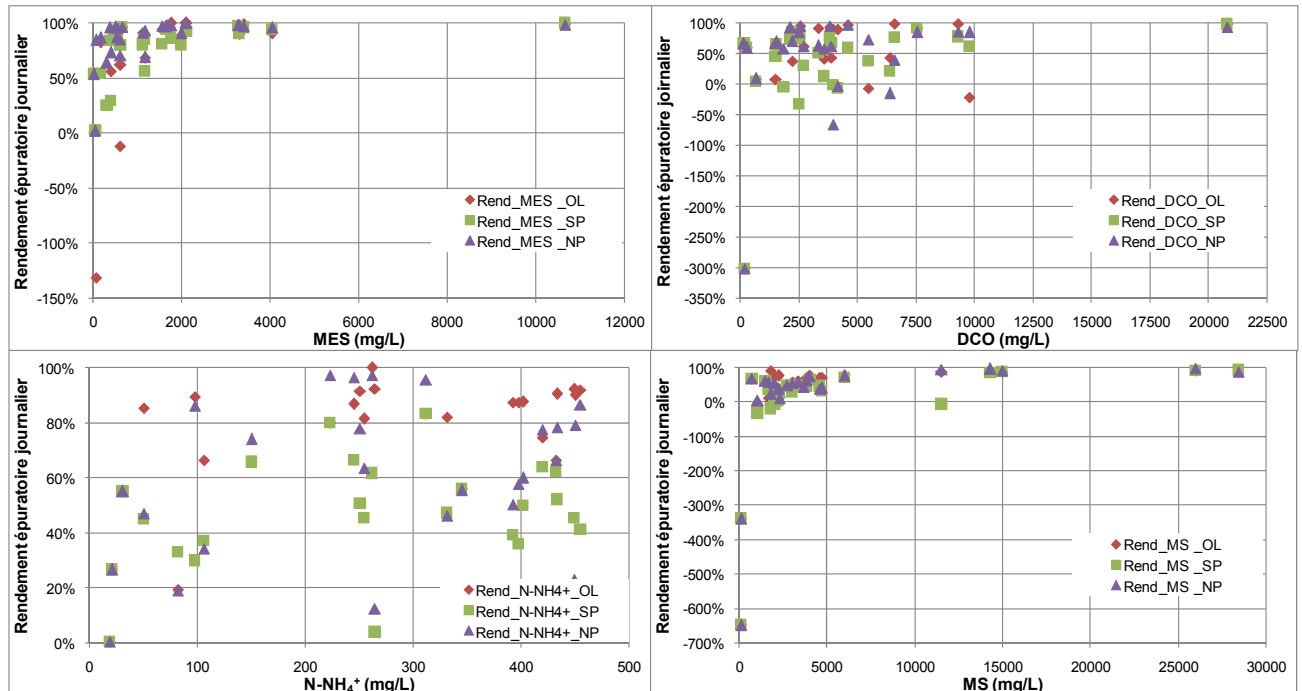


Figure 4-10 : Rendements journaliers d'élimination des MES, DCO, NH₄⁺ et MS en fonction de leur concentration dans les BV brutes lors de l'alimentation à volume constant

L'élimination de la pollution particulaire induit probablement les mêmes tendances pour les autres paramètres notamment les MS et les MV dont leur concentration dans les BV est significativement corrélée ($p < 0,0004$ pour les MS et $p < 0,02$ pour les MV) au rendement journalier de leur élimination (Tableau 4-6).

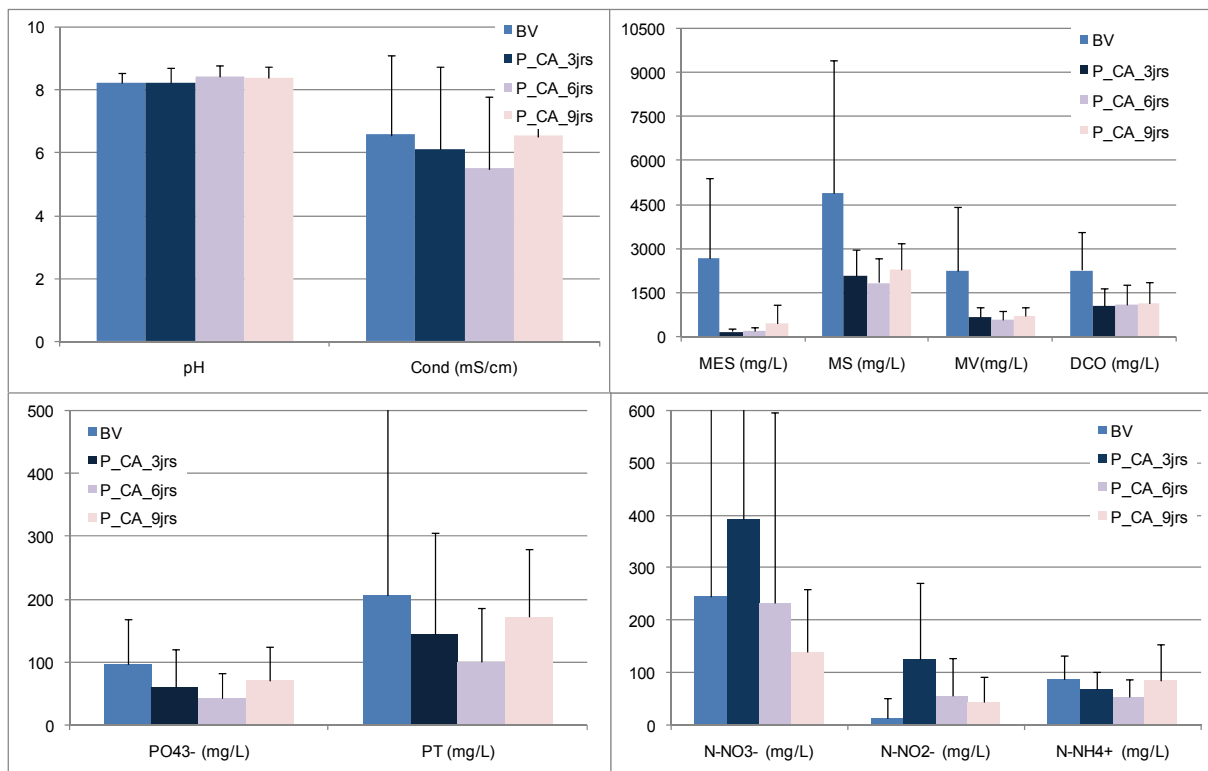
Tableau 4-6 : Coefficient de corrélation (de Spearman) entre les rendements journaliers et les concentrations d'un paramètre dans les BV brutes

	NH ₄ ⁺	MES	MS	MV	DCO
LSP_OL	0,564*	0,720* ^a	0,712* ^a	0,547* ^a	0,432* ^a
LSP_SP	0,161	0,746* ^a	0,646* ^a	0,506* ^a	0,352
LSNP	0,290	0,742* ^a	0,706* ^a	0,459* ^a	0,250

* : Valeur significative ; a,b : différence non significative lorsqu'il y a la même lettre pour un même paramètre

4.3.2 Qualité des percolâts et rendements épuratoires pour l'alimentation des BV à charge en MES constante

La qualité physico-chimique globale des percolâts, comparativement aux BV, en sortie des lits expérimentaux durant les alimentations à charge en matière en suspension constante est présentée par la Figure 4-11 et la Figure 4-12 respectivement pour les lits de séchage plantés de *Cyperus Alopécuroïdes* (CA) et les lits de séchage non plantés (NP).



BV : Boues de vidange
P_CA_3jrs : Percolâts des lits de séchage plantés de *Cyperus Alopécuroïdes* avec 3 jours de repos
P_CA_6jrs : Percolâts des lits de séchage plantés de *Cyperus Alopécuroïdes* avec 6 jours de repos
P_CA_9jrs : Percolâts des lits de séchage plantés de *Cyperus Alopécuroïdes* avec 9 jours de repos

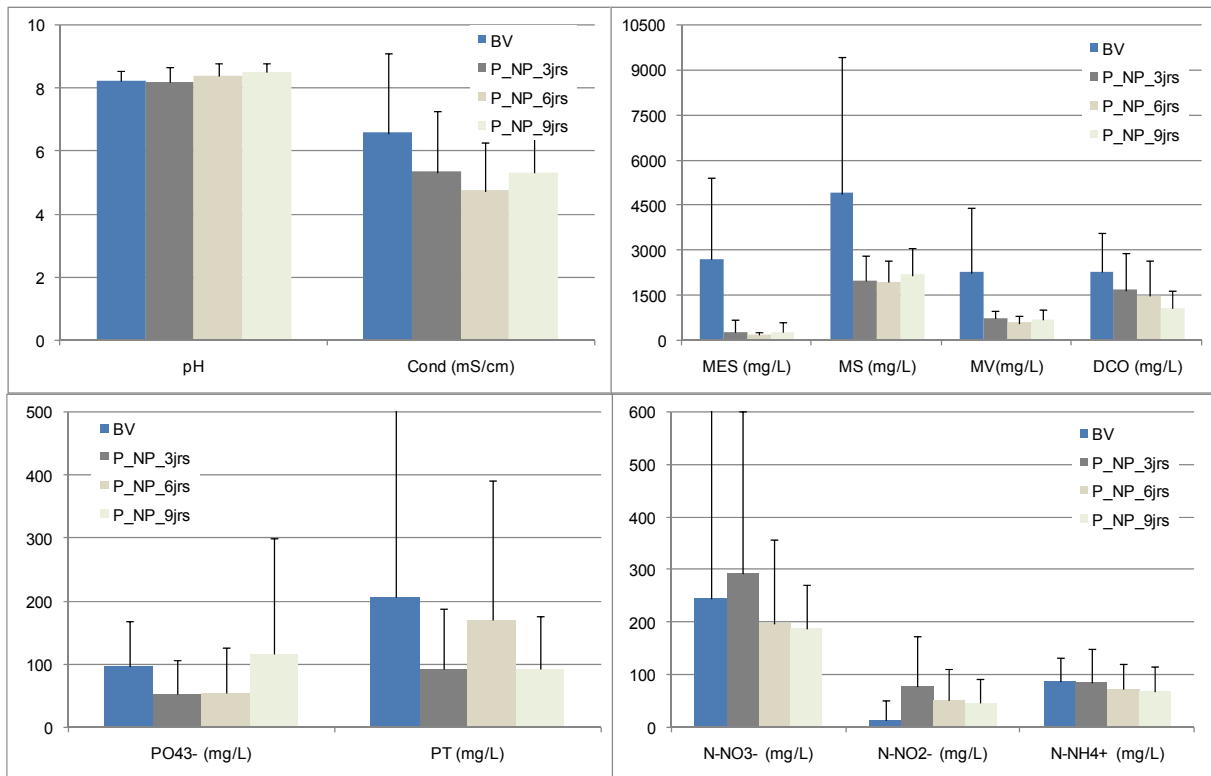
Figure 4-11 : Qualité physico-chimique des percolâts issus des LSP lors de l'alimentation avec 20 kg de MES/m².an de charge

Comme pour l'alimentation à volume constant, la variabilité des boues brutes s'est transmise aux percolâts pour l'ensemble des paramètres analysés. De même, un traitement complémentaire des percolâts est absolument nécessaire avant rejet ou réutilisation.

Les valeurs moyennes du pH dans les percolâts sont comprises entre 8,2 et 8,5 et celles de la conductivité varient entre 5,5 mS/cm et 6,6mS/cm. Seules les valeurs de pH des percolâts obtenues sur les LSP avec 3 jours de repos sont significativement inférieures ($p=0,015$) à celles des percolâts issus des LSP avec 6 jours de repos. Pour les autres lits (plantés et non plantés) aucune différence significative n'a été noté, aussi bien pour les valeurs de pH que celles de conductivité.

4.3.2.1 Effets de la durée de la période de repos sur les concentrations en MES et MS des percolâts

Les percolâts provenant des LSP contiennent 185 ± 118 mg/L de MES, 193 ± 136 mg/L de MES et 464 ± 615 mg/L de MES respectivement pour les lits ayant 3 jours de repos, 6 jours de repos et 9 jours de repos pour une concentration moyenne des BV brute de 2674 ± 2721 mg/L. Pour les LSNP, les percolâts présentent des concentrations de 263 ± 405 mg/L de MES, 170 ± 104 mg/L de MES et 269 ± 347 mg/L de MES respectivement pour les lits ayant 3 jours de repos, 6 jours de repos et 9 jours de repos. L'impact du nombre de jours de repos, et même de la présence des plantes n'a pas été mis en évidence au regard des concentrations des percolâts en MES. Aucune différence significative n'a été trouvée sur les concentrations en MES des percolâts issus des différents lits. Il en est de même des concentrations en MS qui varient entre 1842 mg/L et 2277 mg/L. Ceci pourrait être dû à la dégénérescence très rapide et précoce des plantes sur les différents LSP. En effet, comme présenté au paragraphe 4.2.1, les plantes (*Cyperus Alopecuroïdes*) ont été très négativement affectées dès les premières alimentations des LSP au BV et les plantes mortes ont été fauchées. Un mois après la 1^{ère} alimentation des lits aux BV, la quasi-totalité des plantes était absente des LSP. Environ 2/3 de la durée de traitement des BV sur les LSP a été faite sans plantes (partie aérienne absente). L'impact des plantes sur le traitement a donc pu être négligeable.



BV : Boues de vidange
P_NP_3jrs : Percolâts des lits de séchage non planté avec 3 jours de repos
P_NP_6jrs : Percolâts des lits de séchage non planté avec 6 jours de repos
P_NP_9jrs : Percolâts des lits de séchage non planté avec 9 jours de repos

Figure 4-12 : Qualité physico-chimique des percolâts issus des LSNP lors de l'alimentation avec 20 kg de MES/m².an de charge

Les matières volatiles contenues dans les percolâts sont en moyenne de 675±326 mg/L, 591±270 mg/L et 713±303 mg/L respectivement pour les LSP ayant 3 jours de repos, 6 jours de repos et 9 jours de repos. Les concentrations de MV dans les percolâts des LSP ayant 9 jours de repos sont significativement différentes de celles de 6 jours et 3 jours de repos ($p < 0,045$). Cependant aucune différence significative n'a été obtenue entre les percolâts des LSP et les LSNP.

4.3.2.2 Effets de la durée de la période de repos sur les concentrations en phosphores

Avec des BV ayant 207±328 mg/L de concentration en phosphore total, les percolâts issus des différents lits ont des concentrations moyennes en phosphore totale de 143±163 mg/L, 100±87 mg/L, 172±109 mg/L, 93±96 mg/L, 171±220 mg/L et 93±82 mg/L respectivement pour les LSP puis les LSNP avec respectivement 3 jours de repos, 6 jours de repos et 9 jours de repos. Les concentrations en phosphore total dans les différents percolâts ne présentent pas de différence significative. Il en est de même des ortho-phosphates et de la DCO dont les concentrations moyennes dans les percolâts varient entre 43 mg/L et 117 mg/L et entre 1064 mg/L et 1663 mg/L respectivement.

4.3.2.3 Analyse des rendements épuratoires et effets de la durée de la période de repos

Comme les percolâts issus des lits durant l'alimentation des BV à volume constant, durant l'alimentation à charge en MES constante, les percolâts provenant des différents lits ont des concentrations moyennes inférieures à celles de plusieurs auteurs (Lienard et Payrastra, 1996 ; Koottatep et al., 2005 ; Kengne, 2006 ; Vincent et al., 2011) notamment pour les paramètres (MES, MS, MV, DCO) dont les concentrations dans les BV utilisées dans la présente étude sont inférieures à celles des BV d'origine de ces auteurs. A l'inverse, les performances épuratoires sont plus élevées dans la littérature. Kengne et al. (2010) rapportent des rendements épuratoires moyens supérieurs à 95,8%, 92,0%, 95,4%, 77,6% et 98,7% respectivement pour l'élimination des MES, des MS, des MV, de NH₄⁺ et de la DCO. Paing et Voisin (2005) ont obtenu des performances épuratoires moyennes supérieures ou égales à 94% pour l'élimination des MES, de la DCO et du PT. Les rendements épuratoires globaux obtenus lors de l'alimentation à charge en MES constante sont présentés au Tableau 4-7. L'élimination des MES est la plus importante avec des rendements globaux variant entre 85% et 91%. Les performances globales d'élimination de l'ammonium sont les plus faibles, elles varient entre 17% et 47% selon les lits et les valeurs les moins faibles sont obtenues pour les lits plantés.

Tableau 4-7 : Rendement globaux des lits expérimentaux lors de l'alimentation avec 20 kg de MES/m².an de charge

	N-NH ₄ ⁺	PT	MES	MS	MV	DCO
LSP_CA_3jr	32%	39%	90%	51%	69%	59%
LSP_CA_6jr	47%	49%	90%	48%	61%	60%
LSP_CA_9jr	33%	60%	85%	63%	77%	74%
LS_NP_3jr	17%	62%	87%	54%	68%	35%
LS_NP_6jr	28%	21%	91%	47%	63%	52%
LS_NP_9jr	29%	73%	88%	56%	71%	70%

LSP_CA_3jrs : Lits de séchage plantés de *Cyperus Alopécuroïdes* avec 3 jours de repos

LSP_CA_6jrs : Lits de séchage plantés de *Cyperus Alopécuroïdes* avec 6 jours de repos

LSP_CA_9jrs : Lits de séchage plantés de *Cyperus Alopécuroïdes* avec 9 jours de repos

LS_NP_3jrs : Lits de séchage non planté avec 3 jours de repos

LS_NP_6jrs : Lits de séchage non planté avec 6 jours de repos

LS_NP_9jrs : Lits de séchage non planté avec 9 jours de repos

Pour l'ensemble des lits, le traitement des BV a permis d'avoir les rendements journaliers d'élimination des MES qui varient entre 60% et 98%, 66% et 98% et 65% et 98% respectivement pour les lits ayant 3 jours, 6 jours de repos et 9 jours de repos. Les rendements journaliers d'élimination des MS ont varié entre -32% et 97%, 15% et 71% et -62% et 98% respectivement pour les lits ayant 3 jours, 6 jours de repos et 9 jours de repos. L'alimentation des lits avec l'eau potable a engendré des rendements journaliers négatifs pour l'ensemble des paramètres.

4.3.2.4 Effets combinés de la durée de la période de repos et des concentrations en MES et MS

Les rendements journaliers, comme la qualité des percolâts, semblent être liés à la qualité des BV brutes notamment pour les MES, les MS et les MV. Ils s'améliorent avec la concentration des BV brutes (Figure 4-13). Ce lien est d'avantage important pour les MS (Tableau 4-11). Les coefficients de corrélations de Spearman obtenus entre les concentrations des MS dans les BV et les rendements journaliers d'élimination des MS sont significatifs (Tableau 4-11) et montrent que 25% à 73% de la variance du rendement journalier d'élimination des MS s'explique par la concentration des BV brutes. Une augmentation de la concentration des MS, des MES des MV et dans une moindre mesure de NH₄⁺ et de la DCO engendre une augmentation des rendements épuratoires liés à ces paramètres. Il y a tout de même une limite au vu des seuils de concentrations provoquant le flétrissement des plantes tel qu'analysé dans le paragraphe sur la dynamique de croissance des plantes.

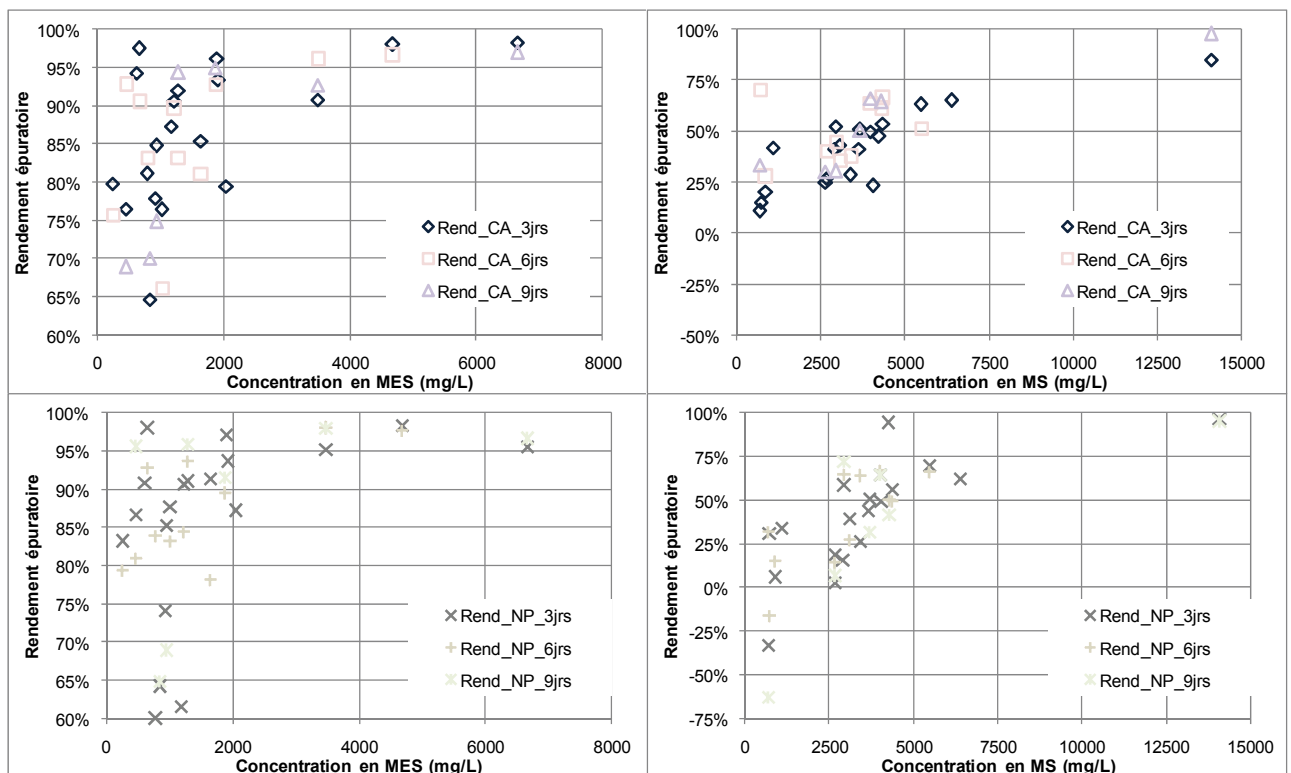


Figure 4-13 : Performances de filtration (rendement journalier d'élimination des MES et MS) en fonction de la concentration en MES et en MS lors de l'alimentation à charge en MES constante

En effet, lorsque la concentration de MES augmente dans les BV brutes, la formation de floc est favorisée et les pertes de charges liées à l'écoulement de l'eau dans le massif filtrant sont plus importantes. La sédimentation des BV sur les lits se met en place. Un gâteau de boues se forme alors à la surface du lit et participe à la filtration. La taille des particules se retrouvant dans les

percolâts devient plus petite du fait de la participation du gâteau de boues à la filtration. Par conséquent, la proportion de MES contenue dans les BV brutes se retrouvant dans les percolâts est diminuée. Ainsi, ce processus permet d'avoir des rendements journaliers d'élimination des MES plus élevés pour les BV plus concentrés en MES. Il en est de même pour les MS et les MV contenues dans les BV. La DCO dissoute et l'azote ammoniacal traverse plus facilement le massif filtrant (Wang et al., 2009) et serait donc moins affectées.

Tableau 4-8 : Coefficient de corrélation de Spearman entre les concentrations des BV brutes et les rendements épuratoires journaliers

	NH ₄ ⁺	MES	MS	MV	DCO
LSP_CA_3jrs	0,405	0,553* ^a	0,789* ^a	0,732* ^a	0,653* ^a
LSP_CA_6jrs	0,718* ^a	0,629* ^a	0,811* ^a	0,778* ^a	0,294
LSP_CA_9jrs	-0,679	0,679	0,857* ^a	0,250	0,429
LS_NP_3jrs	0,383	0,472* ^a	0,495* ^a	0,698* ^a	0,253
LS_NP_6jrs	0,837* ^a	0,559	0,601* ^a	0,490	-0,063
LS_NP_9jrs	-0,250	0,286	0,750	0,643	0,321

* : Valeur significative

a,b : différence non significative lorsqu'il y a la même lettre pour un même paramètre

4.3.2.5 Qualité et performance microbiologiques

La qualité des percolâts et les performances épuratoires liées à la microbiologie concernent les coliformes fécaux (CF), les streptocoques fécaux (SF) et les helminthes. Le Tableau 4-9 présente les teneurs moyennes en CF et SF obtenues dans les percolâts et les abattements des différents lits. Les teneurs en bactéries dans les percolâts restent importantes et les abattements faibles. Les concentrations en CF et SF sont de l'ordre de 10⁵ UFC/100ml et les abattements inférieurs à 2 ulog. Les abattements globaux varient entre -2,3ulog et 0,6ulog pour les CF et entre -0,3ulog et 0,7ulog pour les SF.

4.3.2.5.1 Résistance des coliformes fécaux

Aucune tendance claire ne se dégage pour l'élimination des CF. Les lits ayant 6 jours de repos ont les abattements les plus faibles avec -0,3ulog et -2,3ulog respectivement pour le LS_NP_6jrs et le LSP_CA_6jrs et les lits ayant 9 jours de repos ont les abattements les plus élevés avec 0,6ulog et 0,1ulog respectivement pour les lits non planté et les lits plantés. Ceci pourrait être dû à la dégénérescence des CF au bout de 7 jours (voir Figure 4-1 paragraphe 4.1.2). Neuf jours après une alimentation, les CF retenus dans les lits durant l'alimentation pourraient être tous détruits et la diminution des CF dans les percolâts serait essentiellement due à leur rétention dans le système.

Pour des durées de repos inférieures à 7 jours (3 jours et 6 jours) il pourrait avoir une multiplication des CF et un relargage de ceux-ci dans les percolâts lors de l'alimentation suivant les jours de repos.

4.3.2.5.2 Prolifération des streptocoques fécaux

Les abattements globaux obtenus avec les SF semblent diminuer avec la durée de repos aussi bien sur les LSP que sur les LSNP. Ceci pourrait s'expliquer par des charges hydrauliques plus importantes pour les périodes de repos plus grandes. En effet l'augmentation de la charge hydraulique occasionne la diminution des performances d'élimination des microorganismes, notamment des bactéries (Torres et al., 2009). Les charges hydrauliques importantes engendrent un temps de rétention moins important. Ainsi, l'adsorption des bactéries et la prédation de celles-ci par d'autres micro-organismes notamment les parasites sont diminués. Les performances d'éliminations des bactéries sont par conséquent moindres.

Tableau 4-9 : Qualité bactériologiques et abattement bactériologique des différents lits

Lits	Qualité		Abattement global		n
	Coliformes fécaux (UFC/100ml)	Streptocoques fécaux (UFC/100ml)	Coliformes fécaux (u.log)	Streptocoques fécaux (u.log)	
LS_NP_3jrs	$1,2 \cdot 10^5 \pm 6,1 \cdot 10^5$	$2,4 \cdot 10^5 \pm 3,0 \cdot 10^5$	0,2	0,7	22
LS_NP_6jrs	$1,4 \cdot 10^5 \pm 5,4 \cdot 10^5$	$2,8 \cdot 10^5 \pm 4,2 \cdot 10^5$	-0,3	0,7	11
LS_NP_9jrs	$4,2 \cdot 10^4 \pm 7,1 \cdot 10^4$	$5,3 \cdot 10^5 \pm 4,8 \cdot 10^5$	0,6	0,6	8
LSP_CA_3jrs	$1,1 \cdot 10^5 \pm 2,9 \cdot 10^5$	$2,9 \cdot 10^5 \pm 3,6 \cdot 10^5$	0,0	0,5	22
LSP_CA_6jrs	$1,9 \cdot 10^5 \pm 2,9 \cdot 10^5$	$3,6 \cdot 10^5 \pm 4,4 \cdot 10^5$	-2,3	0,5	11
LSP_CA_9jrs	$2,3 \cdot 10^5 \pm 3,6 \cdot 10^5$	$5,1 \cdot 10^5 \pm 3,6 \cdot 10^5$	0,1	-0,3	8

4.3.2.5.3 Elimination des parasites

La recherche des parasites dans les percolâts a permis d'observer les œufs d'ascaris dont les concentrations étaient plus élevées dans les boues brutes et les kystes d'amibes dont les tailles sont faibles (15-60µm). Les concentrations moyennes en parasites dans les percolâts varient de 1 ± 8 œufs/litre à 95 ± 124 œufs/litre (Tableau 4-10). Les rendements épuratoires globaux d'élimination des helminthes sont compris entre 79,6% et 100,0% (Tableau 4-10). Les rendements journaliers moyens varient entre 58% et 100%. Au regard des œufs d'helminthes dans les percolâts, la durée de repos et la présence de plantes ne semblent pas influencer les performances des lits de séchage. Les meilleurs rendements sur les lits non plantés ont été obtenus pour 6 jours de repos alors que le lit ayant 9 jours de repos a produit le meilleur rendement pour les lits plantés. Les teneurs en œufs d'helminthes les plus importantes ont été retrouvées dans les percolâts du lit ayant 9 jours de repos pour les lits non plantés et dans les percolâts du lit ayant 3 jours de repos pour les lits plantés.

Tableau 4-10 : Qualité parasitaire des percolâts et rendement épuratoire des différents lits

	Moyenne (œufs/litre)	Min (œufs/litre)	Max (œufs/litre)	Rendement global	Rendement journalier moyen	n
LS_NP_3jrs	5±42	0	140	97,2%	97±7%	21
LS_NP_6jrs	1±8	0	20	99,5%	99±3%	10
LS_NP_9jrs	95±124	0	350	79,6%	92±19%	8
LSP_CA_3jrs	31±98	0	80	98,2%	98±3%	21
LSP_CA_6jrs	16±45	0	105	94,1%	96±5%	10
LSP_CA_9jrs	0	0	0	100,0%	100%	8

4.3.2.5.4 Discussion des performances microbiologiques

Dans la littérature, peu de travaux sur le traitement des boues sur lits de séchage plantés ou non s'intéressent à la qualité bactériologique et parasitologique des percolâts issus du traitement des boues. Arias et al. (2003) ont obtenu des abattements de 2,2 à 1,2 ulog et 1,1 à 0,8 ulog respectivement pour les CF et les SF d'eaux usées traitées sur filtres plantés de roseaux à écoulement vertical avec des concentrations moyennes de $2,7 \cdot 10^6$ à $3,9 \cdot 10^7$ UFC/100mL et de $1,6 \cdot 10^8$ à $5,3 \cdot 10^8$ UFC/100mL respectivement pour les CF et les SF dans les eaux traitées. Ces concentrations en bactéries dans les influents et ces abattements sont supérieurs à ceux de la présente étude.

A Ouagadougou, Koné (2011) a noté des abattements en CF de 2,7 ulog, 2,1 ulog et 1,6 ulog respectivement pour des filtres plantés de *Andropogon gayanus*, de *Vetiveria nigritana* et non planté traitant les eaux usées de la ville. Les eaux brutes traitées par cet auteur contenaient en moyenne $1,1 \cdot 10^6$ CFU/100mL de CF. Les filtres plantés ont permis à cet auteur d'avoir de meilleurs rendements alors que les présents travaux ne permettent pas de dégager la même conclusion.

Weedon (2010) a enregistré des abattements en CF de plus de 3 ulog avec des charges hydrauliques d'eaux usées de 12mm/jr ayant une concentration moyenne de $3,4 \cdot 10^6$ UFC/100 mL. Il a obtenu, avec des eaux usées contenant en moyenne $10,1 \cdot 10^6$ UFC/100mL, un abattement de 2 ulog pour des charges hydrauliques de 340mm/jr. Des abattements inférieurs à 2 ulog ont été obtenus par cet auteur en maintenant 25 à 100mm d'eaux usées au dessus des lits. Cette dernière condition corrobore les résultats ici présentés. En effet, les charges hydrauliques moyennes d'alimentation dans les présents travaux ont variés entre 90mm et 217mm avec un maintien d'une hauteur de BV durant quelques heures notamment pour les BV les plus concentrées en MES et les abattements en CF obtenus sont tous inférieures à 1 ulog.

Les rendements épuratoires liés aux œufs d'helminthes présentés dans la littérature sont tous de 100% aussi bien pour les lits plantés (Kengne et al., 2010) que pour les lits non plantés (Cofie et al., 2006). Bien que les performances obtenues dans les présents travaux soient inférieures à ceux de la littérature, ils restent importants et supérieures à la plus part de procédés de traitement des BV. Heins et al. (1998) ont obtenu 50% de rendement avec les bassins de sédimentation traitant les BV. La sédimentation, la filtration, l'adsorption, l'oxydation, la prédation, irradiation solaire, la rétention par le biofilm et la mort naturelle sont les mécanismes participant à l'élimination des micro-organismes dans les lits de séchage (plantés et non plantés). La sédimentation et la filtration sont considérées comme les mécanismes principaux pour l'élimination des micro-organismes dans les filtres et lits de séchage (Green et al., 1997; Stott et al., 2003; Karim et al., 2004; Sleytr et al., 2007). Arias et al. (2003) concluent, par comparaison des performances des filtres plantés et des bassins de sédimentation, que la filtration serait en réalité le principal mécanisme associé à l'élimination des bactéries dans les filtres plantés. Le processus de filtration dans le traitement des BV intègre la sédimentation à la surface du lit de séchage. Ces deux processus indissociables dans le traitement des BV sur lit de séchage seraient les processus majeurs dans l'élimination des bactéries et parasites.

4.3.3 Tendances et synthèse sur les qualités globales de BV brutes et des percolâts

La qualité des percolâts durant les deux modes d'alimentation est telle qu'il est nécessaire d'avoir un traitement supplémentaire avant leur rejet ou leur utilisation du fait que les normes de rejet du Burkina Faso et/ou les directives de l'OMS ne sont pas atteintes. La comparaison des percolâts obtenus durant la phase d'alimentation des BV à volume constant et durant la phase d'alimentation des BV à charge en MES constante fait ressortir une différence significative pour 2 paramètres : la conductivité et l'ammonium. Aucune différence significative n'a été obtenue pour tous les autres paramètres.

4.3.3.1 Liens entre salinité, concentration en nutriments et plantes

La conductivité des percolâts des lits plantés de OL (phase d'alimentation des BV à volume constant) est significativement inférieure à celle des percolâts issus des lits durant l'alimentation des BV à charge en MES constante. Les teneurs en $N-NH_4^+$ dans les percolâts des lits plantés de SP sont significativement différentes de celles des autres lits. Les différences observées ne sont pas liées au mode d'alimentation car elles ne sont pas communes à tous les lits de la phase d'alimentation à volume constant. Elles sont spécifiques aux lits plantés de OL et SP respectivement pour la conductivité et l'ammonium.

La conductivité est moins élevée dans les percolâts des lits plantés de OL comparativement à tous les autres lits, aussi bien plantés que non plantés et quel que soit le mode d'alimentation. Il en est de même des teneurs en ammonium plus élevées dans les percolâts des lits plantés de SP comparativement aux autres lits. Ces particularités seraient liées aux espèces OL et SP respectivement pour la conductivité et l'ammonium. L'absorption des sels dissous par l'espèce OL comparativement aux autres espèces (SP et CA) serait plus importante. La rétention de l'ammonium serait moins importante dans les lits plantés de l'espèce SP.

L'analyse statistique montre une plus forte corrélation entre les concentrations d'ammonium dans les BV et celles dans les percolâts des LSP_SP et des LSP_CA ayant 6 et 9 jours de repos par rapport aux percolâts des autres lits (Tableau 4-11). Une meilleure oxygénation/aération de ces lits du fait de la présence de plantes résiduelles (pour les LSP_SP) et des durées de repos plus importantes (pour les LSP_CA) pourrait expliquer ces plus fortes corrélations. En effet, l'oxygénation/aération est favorable à la minéralisation par ammonification de l'azote organique de la boue résiduelle à la surface des lits de séchage. Une meilleure oxygénation/aération est favorable à la minéralisation de la matière organique. L'azote ammoniacal formé pourrait être relargué dans les percolâts lors des alimentations qui suivent la phase de repos.

Les teneurs en PT dans les percolâts des lits ayant 3 jours de repos sont d'avantage corrélées aux teneurs en PT dans les BV brutes comparativement aux autres lits. Cette corrélation plus marquée pourrait être liée au temps de rétention plus important dans les LSP ayant 3 jours de repos.

4.3.3.2 Importance de la qualité des boues brutes sur le niveau de rejet des percolâts

La comparaison de la qualité des percolâts obtenus dans les présents travaux, aussi bien durant le traitement à volume de BV constant que lors du traitement à charge en MES constante, fait remarquer que les BV les plus concentrées produisent les percolâts les plus concentrés bien qu'engendrant les meilleurs rendements épuratoires. Les coefficients de corrélation de Spearman obtenus entre la qualité de BV brutes et la qualité des percolâts (Tableau 4-11) pour l'ensemble des lits expérimentaux viennent confirmer cette remarque. Pour l'ensemble des lits, il existe une corrélation significative entre la conductivité, l'azote ammoniacal et les matières sèches des BV brutes et des percolâts. Les coefficients de corrélation entre la conductivité des BV brutes et celle des percolâts sont compris entre 0,587 et 0,929 (Tableau 4-11). Ceux entre les MS et l'azote ammoniacal des BV et des percolâts varient de 0,433 à 0,905 et de 0,467 et 0,888 respectivement (Tableau 4-11). Les teneurs en phosphore (ortho-phosphate et phosphore totale) dans les percolâts sont également liés à leur concentration dans les BV. Seuls le pH, la DCO, les nitrates et les nitrites

dans les percolâts présentent peu de corrélations significatives avec leurs valeurs dans les BV brutes.

Tableau 4-11 : Coefficient de corrélation de Spearman entre les concentrations des BV brutes et celles des percolâts

	pH	Cond	N-NH ₄ ⁺	PO ₄ ³⁻	PT	MES	MS	MV	DCO
LSP_OL	0,341	0,683* ^a	0,470* ^a	0,662* ^a	0,499* ^a	0,097	0,583* ^a	0,723* ^a	0,081
LSP_SP	0,826* ^a	0,877* ^a	0,888* ^b	0,632* ^a	0,807* ^a	0,425* ^a	0,623* ^a	0,470* ^a	0,521* ^a
LS_NP	0,702* ^a	0,883* ^a	0,637* ^a	0,659* ^a	0,657* ^a	0,443* ^a	0,433* ^a	0,365	0,671* ^a
LSP_CA_3jrs	0,392	0,682* ^a	0,548* ^a	0,701* ^a	0,850* ^b	0,440* ^a	0,818* ^b	0,650* ^a	0,188
LS_NP_3jrs	0,291	0,705* ^a	0,467* ^a	0,689* ^a	0,952* ^b	0,506* ^a	0,526* ^a	0,735* ^a	0,270
LSP_CA_6jrs	-0,049	0,636* ^a	0,718* ^b	0,628* ^a	0,500	0,629* ^a	0,811* ^a	0,778* ^a	0,294
LS_NP_6jrs	0,137	0,587*	0,837* ^b	0,606* ^a	0,587* ^a	0,559	0,601* ^a	0,490	-0,063
LSP_CA_9jrs	-0,071	0,929* ^a	0,786* ^b	0,635	0,541	0,548	0,905* ^b	0,952* ^a	0,071
LS_NP_9jrs	-0,120	0,929* ^a	0,833* ^b	0,443	0,709* ^a	0,595	0,833* ^a	0,643	0,262

* : Valeur significative

a,b : différence non significative lorsqu'il y a la même lettre pour un même paramètre

Les corrélations obtenues entre les BV et les percolâts pour ces différents paramètres suggèrent que leur élimination serait principalement due à leur rétention dans les lits de séchage (filtration, adsorption) et dans une moindre mesure aux transformations (oxydation, dégradation). En effet, les paramètres (DCO, nitrates, nitres) qui présentent peu de corrélation significative entre les percolâts et les BV brutes sont ceux pour lesquels diverses transformations interviennent de manière relativement importante dans leur élimination.

4.4 Modélisation expérimentale et numérique de la déshydratation des BV

4.4.1 Déshydratation des boues de vidange sur les lits de séchage non plantés

La déshydratation des BV sur les lits de séchage non plantés a été appréciée à travers le calcul de la siccité du résidu de boue sur les lits expérimentaux. Les figures Figure 4-14a, Figure 4-15a et Figure 4-16a présentent l'évolution de la siccité du dépôt de boue en fonction de la durée de repos lors d'un cycle d'alimentation/repos sur les lits de séchage expérimentaux non plantés respectivement pour des périodes de repos de 3,4 jours, 6 jours et 9 jours. Les figures Figure 4-14b, Figure 4-15b et Figure 4-16b reprennent l'évolution de la siccité en fonction de la durée de repos pour les 3 lits non plantés avec les valeurs moyennes des siccités des boues résiduelles. Les charges moyennes réelles d'alimentation des lits de séchage non plantés ont été de 28 kg de MES/m².an

(soit 52 kg de MS/m².an), 30 kg de MES/m².an (soit 58 kg de MS/m².an) et de 29 kg de MES/m².an (soit 58 kg de MS/m².an) respectivement pour les lits de périodes de repos de 3,4 jours, 6 jours et 9 jours. Les BV brutes ont une siccité moyenne de 0,76% (Annexe 4).

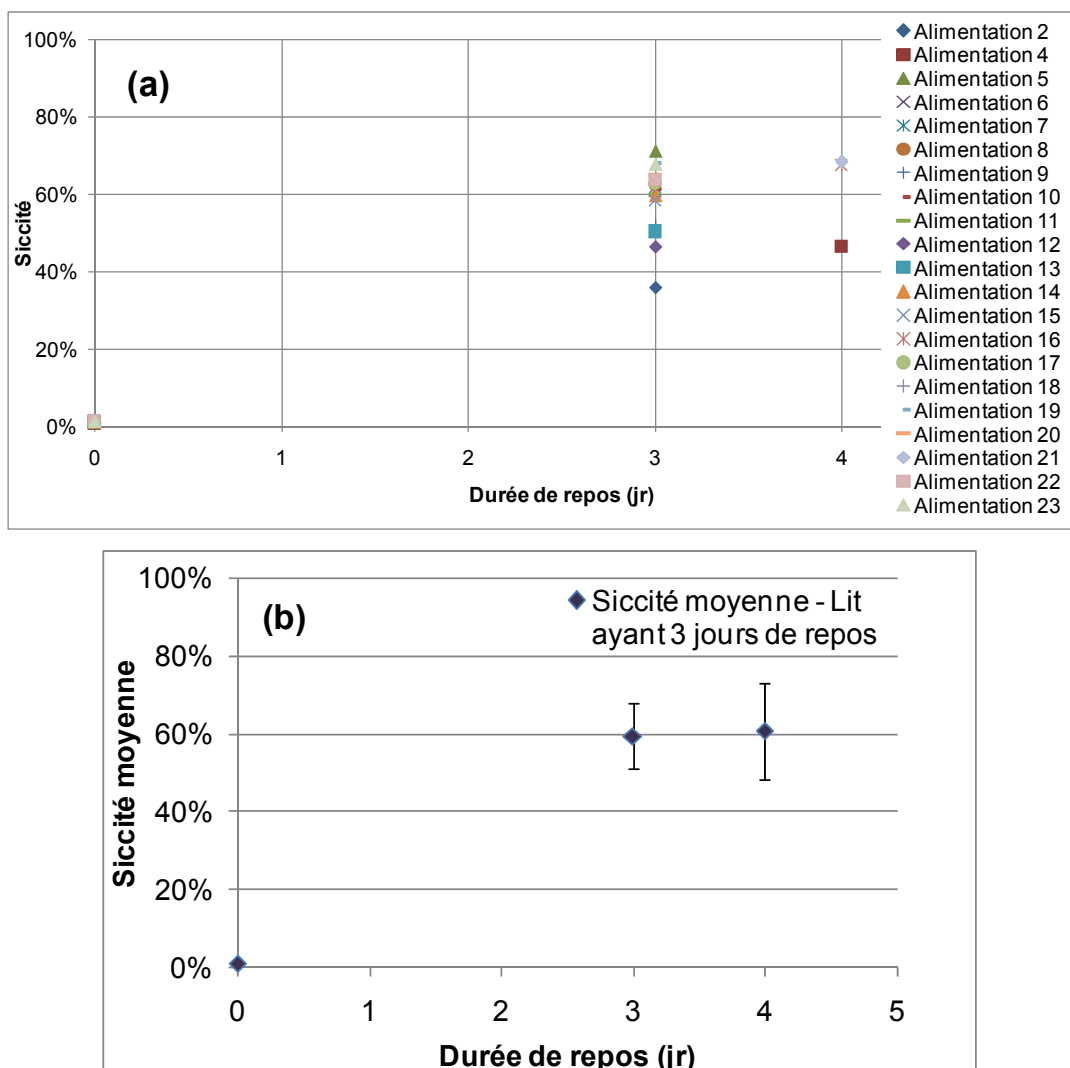


Figure 4-14 : Evolution de la siccité du dépôt de boue résiduelle en fonction du nombre de jour de repos sur le lit non planté ayant en moyenne 3,4 jours de repos

A chaque cycle d'alimentation repos, la siccité des boues résiduelles a été supérieure à 30% après 3 jours de repos quel que soit le lit de séchage (Figure 4-14a, Figure 4-15a, Figure 4-16a). Elle a été en moyenne de $59 \pm 8\%$, $50 \pm 14\%$ et $59 \pm 20\%$ pour les lits avec un cycle de 3,4 jours de repos (LS_3jr), 6 jours de repos et 9 jours de repos respectivement (Figure 4-14b, Figure 4-15b, Figure 4-16b). Il n'y a pas de différence significative entre les siccités des boues résiduelles des différents lits au bout de 3 jours de repos ($p = 0,07$).

Après 6 jours de déshydratation, la siccité moyenne des boues résiduelles sur le lit ayant un cycle de 9 jours de repos (LS_9jr) est significativement supérieure ($p=0,010$) à celle du lit ayant un cycle de

6 jours de repos (LS_6jr). Les valeurs moyennes de siccité obtenues sont de $54 \pm 15\%$ et $80 \pm 18\%$ respectivement pour LS_6jr et LS_9jr (Figure 4-15b, Figure 4-16b).

Sur les 3 lits de séchage non plantés, une augmentation rapide de la siccité moyenne après 3 jours de repos a été constatée. Cette augmentation de la siccité moyenne, allant de moins de 2% à plus de 50%, sur les 3 lits serait due au drainage important juste après l'alimentation des boues. Malgré des charges hydrauliques instantanées (et par conséquent les charges de MES et de MS instantanées) plus importantes pour les lits ayant des cycles avec des durées de repos plus grandes, la siccité des boues résiduelles est du même ordre de grandeur sur les 3 lits.

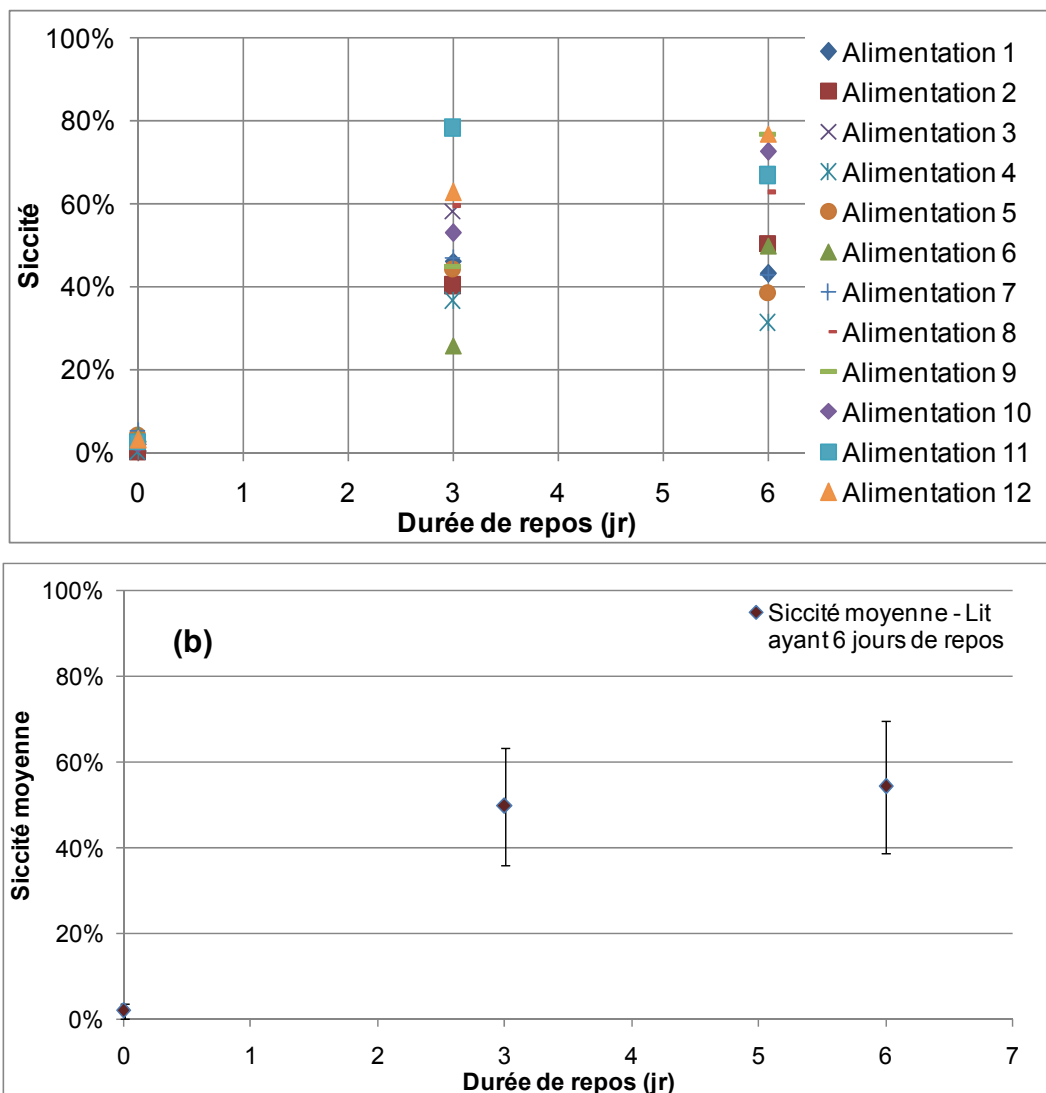


Figure 4-15 : Evolution de la siccité du dépôt de boue résiduelle en fonction du nombre de jour de repos sur le lit non planté ayant en moyenne 6 jours de repos

La siccité moyenne sur le lit LS_6jr obtenue après 3 jours de repos n'a pas changé de manière significative au bout de 6 jours (Figure 4-15b). Cependant, la siccité moyenne du lit LS_9jr a augmenté sur la même durée pour se stabiliser aux alentours de 80% (Figure 4-16b).

L'allure de l'évolution de la siccité moyenne pour l'ensemble des lits a été la même. Une augmentation relativement importante sur une certaine durée puis une très faible variation par la suite. Cette allure correspond bien à l'évolution de la déshydratation des boues (Amadou, 2007, Léonard, 2002). L'atteinte d'une siccité du même ordre de grandeur au 3^{ème} jour de repos sur les 3 lits suggère que pour une même charge (en kg de MES/m².an) les cycles avec des durées de repos plus importantes produisent de meilleures performances. La siccité moyenne finale de LS_9jr est la plus grande. Cependant, celle du lit LS_6jr est la plus faible. La charge moyenne réelle d'alimentation plus importante sur le lit LS_6jr pourrait être à l'origine de cette moins bonne déshydratation.

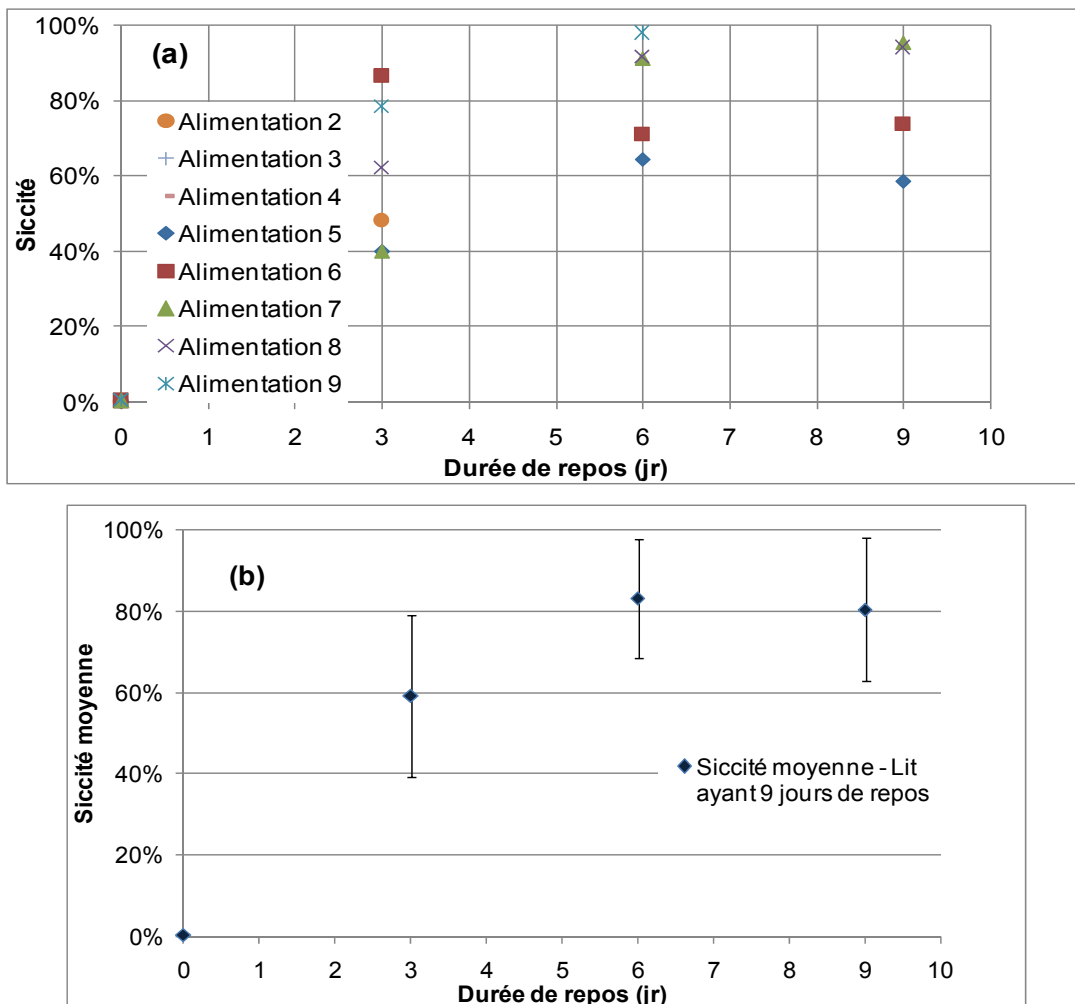


Figure 4-16 : Evolution de la siccité du dépôt de boue résiduelle en fonction du nombre de jour de repos sur le lit non planté ayant en moyenne 9 jours de repos

Des siccités finales de 60 à 80% sont de bonnes performances de déshydratation pour les lits de séchage (naturel). Cofie et al. (2006) enregistrent des siccités finales variant entre 19% et 49 % avec une moyenne de $27 \pm 11,7\%$ et des durées de repos 7 à 59 jours. Les charges d'alimentation de ces auteurs sont tout de même 4 à 6 fois plus importantes (196 à 321 kg de MS/m².an) que celles des présents travaux (52 à 58 kg de MS/m².an). Les siccités finales obtenues par Duchène (1990) varient entre 30 – 35% pour 2 à 3 semaines de repos sous un climat moins chaud (été de climat tempéré en France) que celui des présents travaux. Avec les lits de séchage plantés, les siccités relevées dans la littérature sont inférieures à 72% avec des phases de repos pouvant aller jusqu'à 176 jours selon le climat et la nature des boues (Stefanakis et al., 2014).

4.4.2 Comparaison de la solution numérique et de la solution analytique de l'équation de consolidation de Terzaghi

La Figure 4-17 présente la pression interstitielle adimensionnelle (pression interstitielle rapportée à la pression initiale) en fonction de la profondeur à des pas de temps différents, pour des conditions initiales rectangulaire (pression interstitielle u_i constante dans la couche de boue) et triangulaire et dans une situation de double drainage. La répartition de la pression interstitielle permet d'estimer l'humidité volumétrique en fonction de la profondeur d'où son intérêt dans cette étude. L'évolution de la solution numérique et de la solution analytique est similaire, aussi bien pour les conditions initiales rectangulaire que triangulaire. La similarité des solutions analytique et numérique est plus importante au début du processus qu'à la fin de celui-ci notamment pour les conditions initiales triangulaires. Pour une profondeur donnée, la pression interstitielle est maximale à l'instant initial et diminue avec le l'augmentation du temps dans les deux cas. Pour une condition initiale rectangulaire, la surpression est symétrique dans la couche de boue et est maximale au milieu de celle-ci. Cette symétrie n'est pas observée pour une condition initiale triangulaire. Pour les conditions initiales triangulaires, la surpression augmente avec la profondeur dans la moitié supérieure de la couche de boue. Elle est maximale à l'intérieur de la moitié inférieure de la couche de boue. Les conditions initiales triangulaires correspondent au cas du traitement des boues sur lit de séchage du fait que la charge est assimilée à la hauteur d'eau au dessus du point considéré.

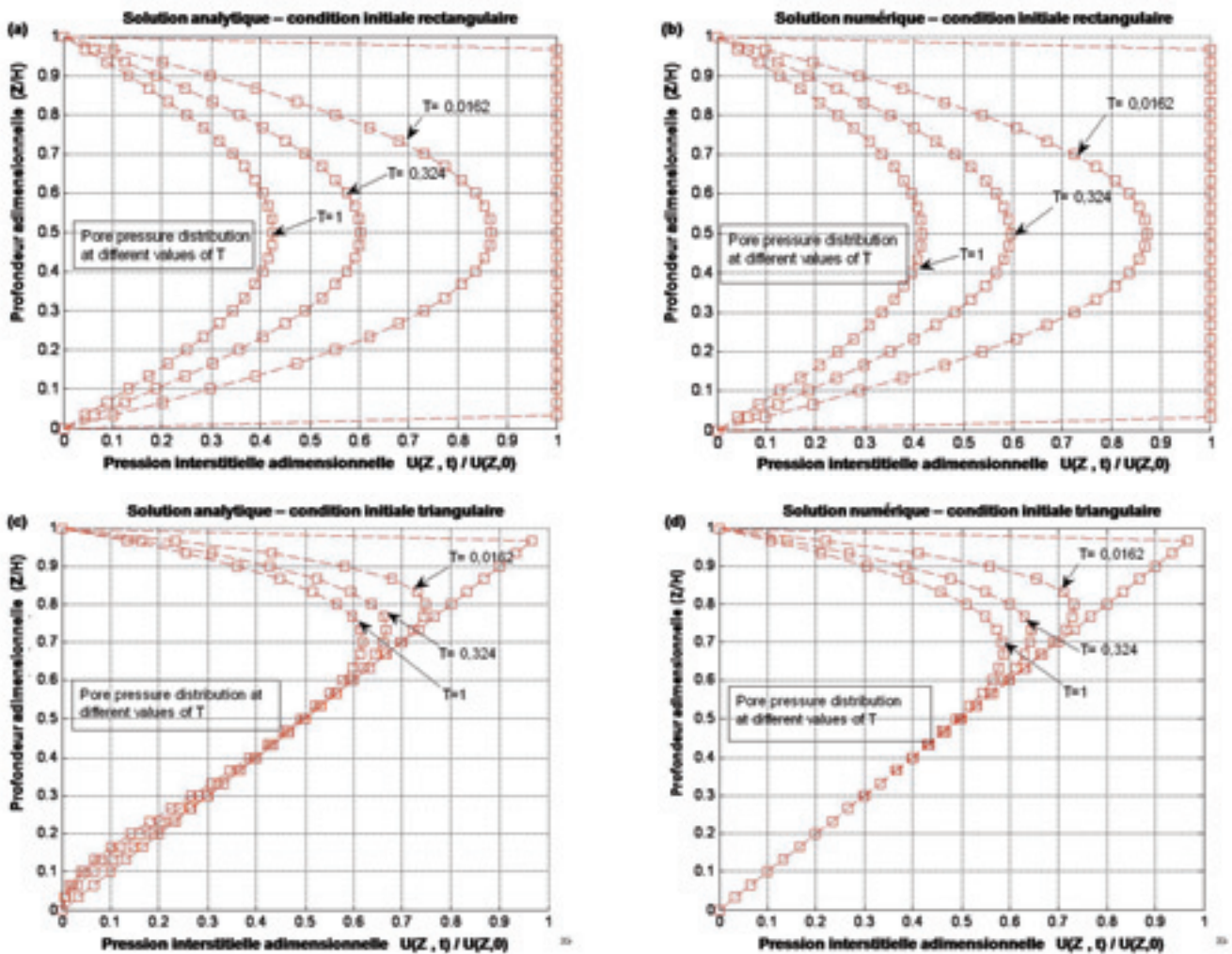


Figure 4-17 : Comparaison de la solution analytique (à gauche) et de la solution numérique (à droite) de l'équation de consolidation de Terzaghi : (a) et (b) condition initiale rectangulaire – (c) et (d) condition initiale triangulaire

4.4.3 Simulation de la déshydratation des BV sur lit de séchage

La simulation de la déshydratation a été faite pour des lits de séchage plantés de l'espèce *Phramites australis* situés à Barcelone en Espagne (Uggetti et al., 2012) et pour un lit de séchage non plantés situé à Ouagadougou au Burkina Faso.

4.4.3.1 Paramètres de base intervenant dans les modèles

4.4.3.1.1 Evapotranspiration : évaporation et transpiration

a. Evapotranspiration de référence

Les données pour le calcul de l'évapotranspiration de référence (ET_0) durant les travaux n'ont pas pu être relevées. L' ET_0 des années 2004 à 2009 a été utilisée. Elle est représentée pour chaque jour

de l'année sur la Figure 4-18a. L' ET_0 retenue et considérée pour les simulations de la déshydratation des boues sur les lits de séchage non plantés est représentée sur la Figure 4-18b.

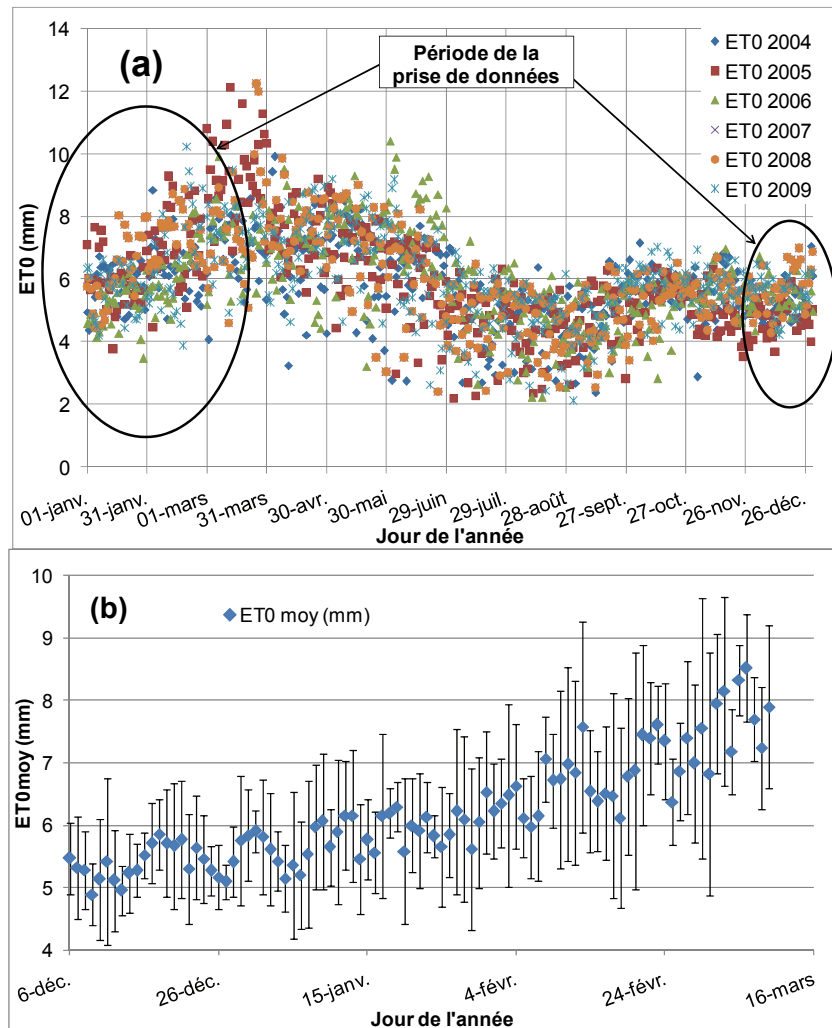


Figure 4-18 : Evolution de l'évapotranspiration de référence- ET_0 : (a) les années 2004, 2005, 2006, 2007, 2008 et 2009 (b) valeurs moyennes sur la période de prélèvement des données (Source de données : service national de météorologie du Burkina Faso)

Sur la période de prise de données, c'est-à-dire du 6 décembre au 10 mars, l'évapotranspiration de référence a une tendance à la hausse. Les données des années antérieures utilisées présentent une ET_0 variant autour de 5,5 mm/jour au début du mois de décembre pour atteindre des valeurs autour de 8,5 mm/jour en mi-mars. Les valeurs de l' ET_0 journalière de 2004 à 2009 varient entre 6% et 30% autour de la valeur moyenne avec un écart relatif moyen de 15%. Aucune pluie n'a été enregistrée sur la période considérée. Le terme prenant en compte les pluies a donc été pris égal à zéro dans les calculs.

b. Coefficient de transpiration

La simulation de la déshydratation des boues sur lits de séchage plantés a été comparée aux travaux de Uggetti et al. (2012). L'espèce utilisée par ces auteurs est *Phragmites australis*. La composante du coefficient cultural prenant en compte la transpiration ($K_S \cdot K_{C-TR}$) a été obtenue en supposant que les plantes n'ont subi aucun stress environnemental ($K_S=1$ tant que la teneur en eau dans les boues résiduelles est suffisante pour la plante). La valeur de $K_C=1,10$ a été retenue pour le coefficient cultural de base pour les roseaux (Allen et al., 1998), et $K_{C-TR} = 1,275$ a été obtenue (Annexe 5) et retenue pour les simulations.

c. Coefficient d'évaporation

La composante du coefficient cultural prenant en compte l'évaporation (K_{C-E}) est différente sur les lits non plantés et les lits plantés et est fonction de l'état d'humidité de la boue. Pour simplifier la résolution numérique du modèle, l'évaporation a été considérée nulle ($K_{C-E}=0$) le 1^{er} jour de repos (négligeable devant la perte d'eau par drainage) et son évolution les jours suivants a été modélisée telle que décrit par Allen et al. (1998). Dans le cas des lits plantés, il a été supposé que la plante est à mi-saison (floraison, fructification). Les valeurs de K_{C-E} obtenues après calculs (Annexe 5) varient entre 1,05 et 0,13 pour les lits de séchage non plantés et est de 0,175 pour les lits de séchage plantés.

4.4.3.1.2 Caractéristiques des boues

La boue a été assimilée à de l'argile. Dans l'approche 1 (paragraphe 4.4.3.2), à l'image de l'argile, la perméabilité de la boue a été considérée comme variant entre 10^{-6} m/s et 10^{-10} m/s (SCS, 1990) et le coefficient de consolidation entre 10^{-6} m²/s et 10^{-10} m²/s (SCS, 1990). Dans l'approche 2, Les relations suivantes entre l'indice des vides et la perméabilité, d'une part, et entre l'indice des vides et la coefficient de compressibilité, d'autre part, utilisées ont été (Abbasi et al., 2007):

$$\begin{cases} e = 2,77 - 0,61 \cdot \log \sigma' & (a) \\ e = 8,10 + 0,92 \cdot \log k & (b) \end{cases} \quad \text{Eq 4-1}$$

Ces relations tirées de Abbasi et al. (2007) ont été obtenues à partir d'essais oedométriques sur un sol argileux (sol de classe CH selon la classification USCS) composé de 13% de sable, 67% de limon et 20% d'argile.

4.4.3.2 Approche 1 : simulation avec le coefficient Cv constant

4.4.3.2.1 Déshydratation des boues résiduaires sur les lits de séchage plantés

La comparaison des résultats simulés et expérimentaux a été effectuée sur la base de l'évolution de l'humidité volumique dans la couche de boue résiduelle. Dans l'approche 1, les valeurs optimales retenues sont celles présentant l'erreur minimale sur les plages de variation des coefficients Cv et K. Les données utilisées proviennent des travaux de Uggetti et al. (2012) et Argilaga (2011). Ces auteurs ont mis en place trois pilotes pour des expériences de traitement des boues résiduaires sur lits de séchage plantés. Ces lits de séchage expérimentaux étaient constitués de trois réservoirs en PVC de 1 m² chacun et de hauteur de 1m (Figure 4-19). Au cours des trois premiers mois, les lits ont été alimentés avec des eaux usées pour favoriser la croissance des plantes. Ensuite, Les lits ont traité les boues provenant des stations d'épuration de Barcelone. La charge de boues était de 40 kg MS/m² pour chaque lit.



Figure 4-19 : Lits de séchage plantés de roseaux expérimentaux pour le traitement des boues résiduaires (Argilaga, 2011)

L'acquisition des données a été effectuée via une sonde introduite dans la boue à environ 10 cm de profondeur. Les simulations de l'évolution de l'humidité volumique ont été réalisées avec les valeurs des paramètres regroupées dans le Tableau 4-12.

Tableau 4-12 : Valeurs des paramètres d'entrée pour les simulations de la déshydratation des boues sur lits de séchage plantés avec le modèle de l'approche 1

Paramètres		Simulation 1	Simulation 2	Simulation 3	Simulation 4
Hauteur des boues	H (m)	0,30	0,30	0,30	0,12
Durée	T (jr)	5	8	8	5
Subdivision de H	I	30	30	30	30
Subdivision de T	N	20	32	32	30

Paramètres		Simulation 1	Simulation 2	Simulation 3	Simulation 4
Porosité initiale	n_0	0,92	0,86	0,94	0,78
Evapotranspiration	ETP (mm)	2,1	3,7	3,7	3,7
*Subdivision de C_v	N_{Cv}	25	25	25	25
*Subdivision de K	N_K	25	25	25	25

*Subdivision d'une unité logarithmique

La Figure 4-20 présente le résultat de ces simulations avec le modèle de l'approche 1 auquel sont associés les données et le modèle proposés par Uggetti et al. (2012). Le modèle de l'approche 1 reproduit relativement bien les données fournies par Uggetti et al. (2012).

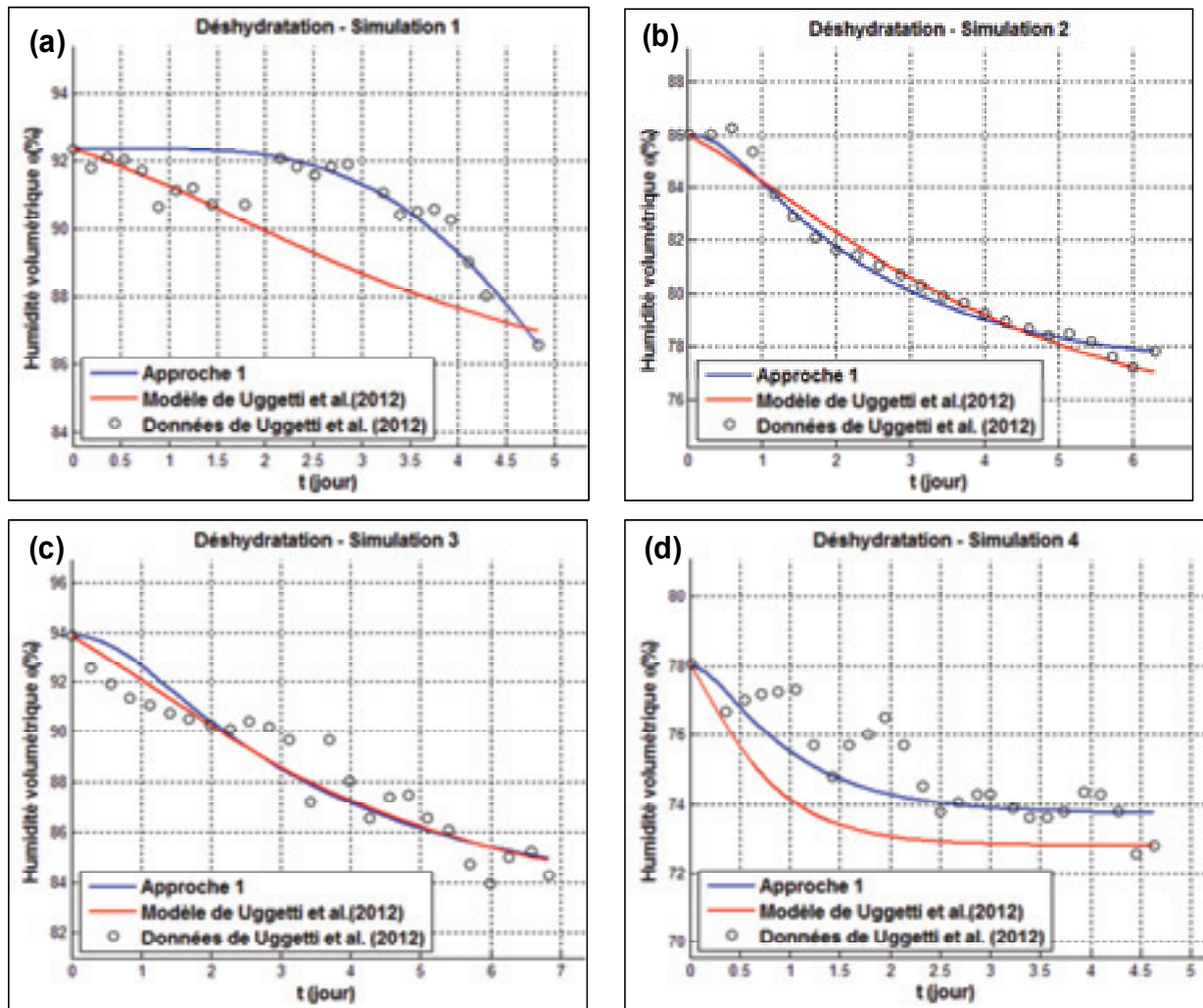


Figure 4-20: Simulations de l'évolution de l'humidité volumique des boues sur lits de séchage plantés par l'approche 1 (C_v et K constants) avec les données de Uggetti et al. (2012)-(a) Expérience 1 (b) Expérience 2 (c) Expérience 3 (d) Expérience 4 .

Les surfaces d'erreurs des différentes expériences simulées, présentées à la Figure 4-21, montrent de très forts écarts entre données et simulations (avec l'approche 1) pour des valeurs du couple (Cv,K) appartenant à la région $[2.10^{-9}, 2.10^{-7}] \times [10^{-7}, 10^{-6}]$. Des valeurs de perméabilité K de l'ordre de 10^{-10} m/s correspondent à des sols ou des matériaux pratiquement imperméables et semblent très faibles et irréaliste pour les boues d'épuration.

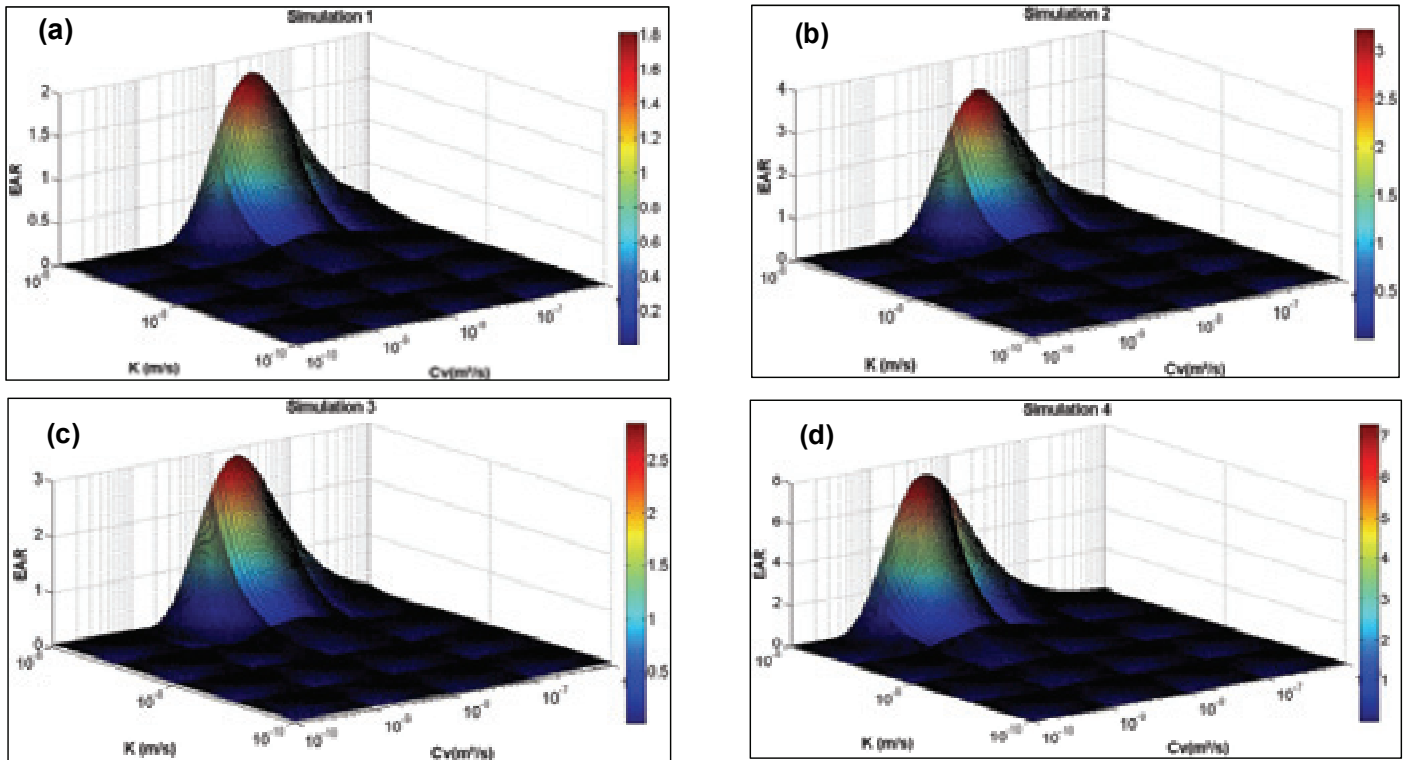


Figure 4-21 : Surface des erreurs en fonction des variations de Cv et K dans l'approche 1 dans la déshydratation des boues sur lits de séchage plantés avec les données de Uggetti et al. (2012)-(a) Expérience 1(b) Expérience 2(c) Expérience 3 (d) Expérience 4 .

Pour les coefficients Cv et K retenus (Tableau 4-13), les erreurs absolues relatives obtenues sont faibles et même souvent inférieures à celles obtenue avec le modèle de Uggetti et al. (2012).Elles sont toutes inférieures à 1%. Les simulations 2 et 3, avec des erreurs absolues relatives de 0,31% et 0,97% respectivement, sont celles qui présentent respectivement la plus faible et la plus forte erreur. Les coefficients Cv retenus sont compris entre 10^{-9} m²/s et 10^{-7} m²/s et la perméabilité K entre 10^{-10} m/s et 10^{-7} m/s.

Tableau 4-13 : Erreurs absolues relative et coefficients Cv et K obtenus avec l'approche 1 pour les lits de séchage plantés

	EAR (%) Approche 1	EAR (%) Uggetti et al. (2012)	Cv (m ² /s) Approche 1	K (m/s) Approche 1
Simulation 1	0,58	1,43	$3,5 \times 10^{-9}$	$7,5 \times 10^{-8}$
Simulation 2	0,31	0,43	$4,4 \times 10^{-8}$	$1,0 \times 10^{-8}$
Simulation 3	0,97	0,84	$3,3 \times 10^{-8}$	$7,5 \times 10^{-9}$
Simulation 4	0,88	1,99	$2,1 \times 10^{-8}$	1×10^{-10}

Uggetti et al. (2012) ont obtenu des coefficients $C_v = 3,5 \times 10^{-8} \text{ m}^2/\text{s}$ et $K = 8,6 \times 10^{-9} \text{ m/s}$. La simulation des expériences 2 (simulation 2) et expérience 3 (simulation 3) avec l'approche 1 permet d'obtenir des valeurs du même ordre de grandeur que ces auteurs. Ces résultats montrent la capacité de la théorie de Therzaghi, à savoir un modèle purement diffusif avec coefficient de consolidation constant, à rendre compte de la dynamique de déshydratation des boues au sein des lits de séchage plantés.

4.4.3.2.2 Déshydratation des boues de vidange sur les lits non plantés

La Figure 4-22 présente le résultat des simulations de l'évolution de l'humidité volumique (en fonction du temps) sur les lits de séchage non planté, avec le modèle de l'approche 1, auquel sont associées les surfaces d'erreurs fonction du coefficient de consolidation C_v et de la perméabilité K . Les données expérimentales de l'évolution de l'humidité volumique sur les lits de séchage sont également présentées sur la figure. Ce résultat a été obtenu à partir des valeurs des paramètres regroupées dans le Tableau 4-14.

Tableau 4-14 : Valeurs des paramètres d'entrée pour les simulations de la déshydratation des boues sur lits de séchage non plantés avec le modèle de l'approche 1

Paramètres		LS_3 jr	LS_6 jr	LS_9 jr
Hauteur des boues	H (m)	0,05	0,05	0,05
Durée	T (jr)	4	7	10
Subdivision de H	I	10	10	10
Subdivision de T	N	20	28	30
Porosité initiale	n_0	0,978	0,978	0,978
Evapotranspiration	ETP (mm)	6,5	6,5	6,5
*Subdivision de C_v	N_{C_v}	25	25	25
*Subdivision de K	N_K	25	25	25

*Subdivision d'une unité logarithmique

Les simulations et les résultats expérimentaux ont la même allure. Une diminution rapide de l'humidité volumique vers une valeur asymptotique est observée expérimentalement et avec le modèle. Aussi bien pour la simulation que pour les lits expérimentaux, l'humidité volumique des boues sur les lits de séchage non plantés ayant 9 jours de repos est inférieure à 10% en fin de cycle de repos. L'humidité volumique des lits de séchage non plantés ayant 3 et 6 jours de repos reste au dessus de 10%. Les simulations permettent d'obtenir le même résultat.

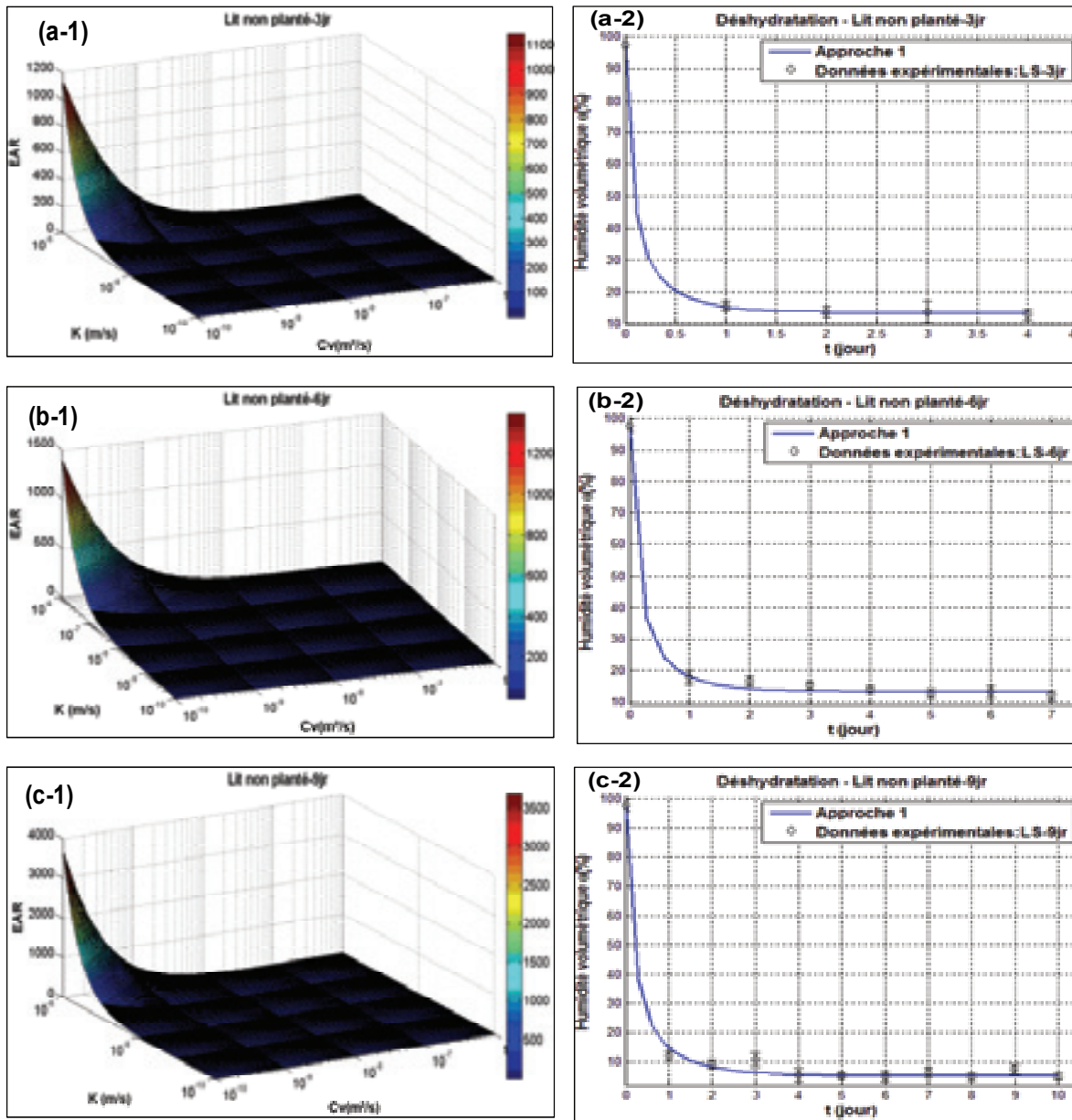


Figure 4-22: Surface des erreurs en fonction des variations de Cv et K (à gauche) et simulations de l'évolution de l'humidité volumique (à droite) par l'approche 1 dans la déshydratation des boues sur lits de séchage non plantés avec les données expérimentales-(a) LS_3 jr (b) LS_6 jr (c) LS_9 jr.

Bien que les tendances obtenues expérimentalement soient retrouvées par le modèle, les erreurs absolues relatives s'écartent de manière importante de zéro et sont bien plus grandes qu'avec les lits plantés. Pour les valeurs du couple (Cv,K) appartenant à la région $[10^{-10}, 10^{-9}] \times [10^{-7}, 10^{-6}]$, l'erreur absolue relative est supérieure à 100 et peut même dépasser 3000. De manière générale, sur les plages de variations de Cv et K choisies pour les simulations, la valeur maximale de l'erreur est d'autant plus grande que la durée de repos du lit de séchage simulé l'est. Il en est de même pour les erreurs obtenues avec les coefficients Cv et K retenus (Tableau 4-15). Les erreurs absolues relatives

obtenues pour les valeurs de Cv et K retenues sont comprises entre 1% et 15%. Les coefficients Cv retenus sont compris entre 10^{-8} m²/s et 10^{-9} m²/s et la perméabilité K entre 10^{-8} m/s et 10^{-6} m/s.

Tableau 4-15 : Erreurs absolues relative et coefficients Cv et K obtenus avec l'approche 1 pour les lits de séchage non plantés

	EAR (%) Approche 1	Cv (m ² /s) Approche 1	K (m/s) Approche 1
LS_NP_9jr	13,12	$3,3 \times 10^{-9}$	$7,5 \times 10^{-8}$
LS_NP_6jr	6,03	$5,9 \times 10^{-9}$	$1,2 \times 10^{-7}$
LS-NP_3jr	1,74	$9,3 \times 10^{-9}$	$1,7 \times 10^{-7}$

Quel que soit le lit non planté (donc la durée de repos), les coefficients Cv et K retenus sont quasiment du même ordre de grandeur.

Ce constat pourrait être dû à une diminution rapide (1 jour) de l'humidité des BV, rendant ainsi rapidement le dépôt de boues non saturé. Lorsque le dépôt de boue est saturé, il constitue un milieu diphasique (eau et matière solide). Aussi la variation de volume du dépôt compense exactement le volume d'eau évacué par déshydratation. Ceci est observé jusqu'à ce que la teneur en eau du dépôt atteigne la limite plastique (Vincent et al., 2012). Une fois le milieu devenu quasi-solide, il est moins déformable, non saturé et donc triphasique, le départ d'eau dû au séchage n'est plus exactement compensé par la réduction du volume du dépôt. Vincent et al. (2012) montrent que le dépôt de BV sur les lits de séchage plantés n'est quasiment pas déformable. La variation des coefficients Cv et K caractérisant la couche de BV résiduel serait donc faible.

4.4.3.3 *Approche 2 : simulation avec le coefficient Cv variable*

La simulation de l'humidité volumique dans les lits de séchage avec l'approche 2 permet d'avoir la surface présentée à la Figure 4-23. Cette figure donne l'allure de l'humidité volumique en fonction du temps et de la profondeur. Pour une ETP de 2,1mm et une hauteur de boue de 50 cm, après 100 jours de repos, l'humidité volumique passe de 94% à environ 40% à la surface du lit tandis qu'au fond du lit (50 cm de la surface) elle se limite à environ 80%. Au regard de la Figure 4-23, la couche de boue pourrait être subdivisée en 3 horizons à la fin des 100 jours de repos: un horizon supérieur dont l'humidité est inférieure à 60%, un horizon intermédiaire dont l'humidité est comprise entre 60% et 75% et un horizon inférieur dont l'humidité se situe entre 75% et 80%.

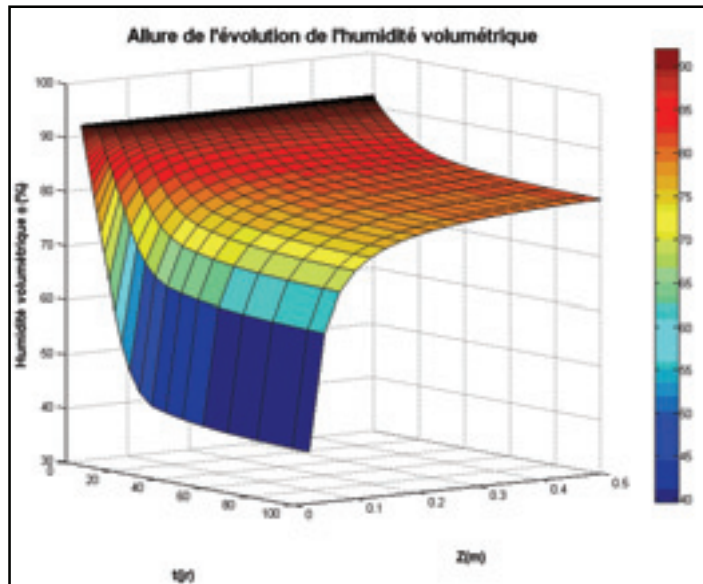


Figure 4-23 : Allure générale de l'évolution de l'humidité volumétrique en fonction du temps et de la profondeur sur les lits de séchage

L'allure des variations de l'humidité obtenues par les simulations est conforme à la description de la déshydratation des boues sur lit de séchage (planté ou non) présentée dans la littérature (Troesch, 2009 ; Kuffour, 2010).

L'allure de l'évolution du coefficient de consolidation est présentée à la Figure 4-24a ci-dessous. Les simulations montrent des variations du coefficient de consolidation avec la profondeur.

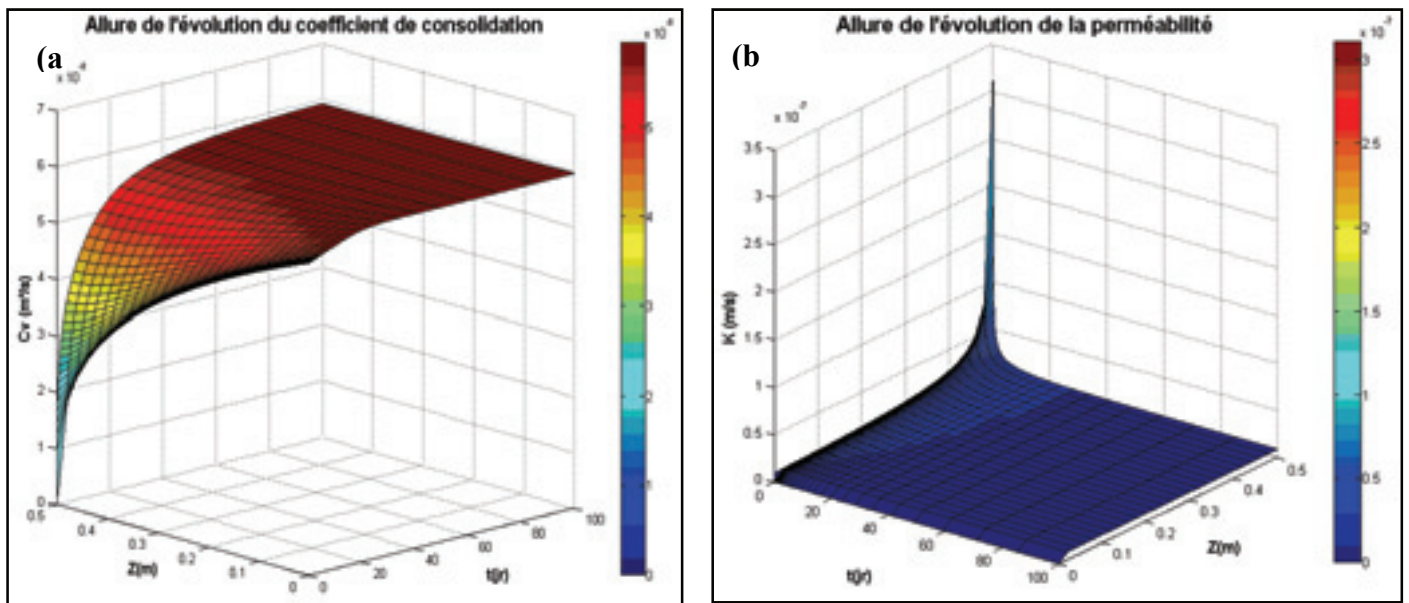


Figure 4-24 : Allure générale de l'évolution du coefficient de consolidation et de la perméabilité en fonction du temps et de la profondeur

A l'instant initial, il est maximal à la surface du lit. Le coefficient de consolidation augmente avec le temps et devient quasi constant dans l'ensemble du lit au bout d'un certain temps. Il garde le même ordre de grandeur tout au long de la déshydratation (sur la Figure 4-24a $\sim 10^{-8}$).

L'allure de l'évolution de la perméabilité (Figure 4-24b) présente, à l'instant initial, des valeurs minimales à la surface qui augmentent avec la profondeur. La perméabilité diminue avec le temps et devient quasi constant dans l'ensemble du lit au bout d'un certain temps. Elle garde le même ordre de grandeur tout au long de la déshydratation (sur la Figure 4-24b $\sim 10^{-7}$).

4.4.3.3.1 Déshydratation des boues résiduaire sur lits de séchage plantés

La comparaison des simulations et des résultats expérimentaux a été effectuée sur la base de l'évolution de l'humidité volumique dans la couche de boue résiduelle. Pour les simulations, les paramètres d'entrée du modèle sont ceux de l'approche 1 (Tableau 4-12), exception faites des subdivisions de Cv et K (paramètres sans intérêt pour le modèle). La Figure 4-25 présente le résultat des simulations de l'évolution de l'humidité volumique avec le modèle de l'approche 2 auquel sont associés les données de Uggetti et al. (2012). Le modèle de l'approche 2 reproduit très partiellement les données fournies par Uggetti et al. (2012).

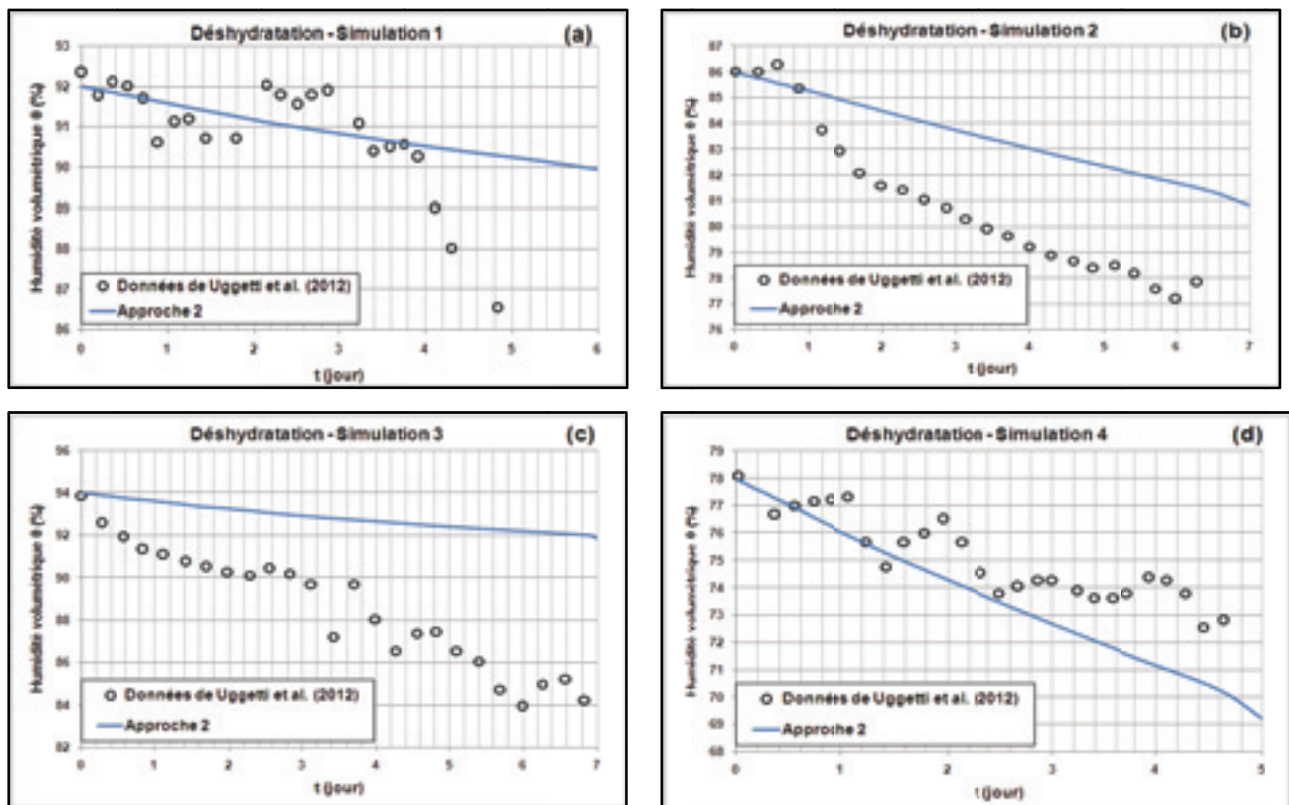


Figure 4-25 : Comparaison des simulations de l'évolution de l'humidité volumique des boues résiduaire sur lits de séchage plantés par l'approche 2 et des données de Uggetti et al. (2012)-(a) Expérience 1 (b) Expérience 2 (c) Expérience 3 (d) Expérience 4.

La décroissance de l'humidité volumique est observée aussi bien au niveau des simulations que pour les données expérimentales. Cependant, les écarts entre simulations et données sont relativement importants (Tableau 4-16) et augmentent avec le temps de séchage. Le Tableau 4-16 présente les erreurs absolues relatives obtenues pour les simulations avec le modèle de l'approche 2, de l'approche 1 et du modèle proposé par Uggetti et al. (2012). Les erreurs absolues relatives obtenues avec le modèle de l'approche 2 sont comprises entre 0,75% et 5%. Elles semblent faibles mais peuvent être 6 à 11 fois supérieures à ceux obtenues avec le modèle de l'approche 1 et le modèle de Uggetti et al. (2012). Ces deux derniers modèles seraient donc mieux adaptés pour les plages d'humidité et les durées de repos considérées. D'autant plus que les tendances observées en fin de période de repos laissent penser à une augmentation des écarts entre données expérimentales et simulation.

Tableau 4-16 : Erreurs absolues relative obtenues avec l'approche 2 pour les lits de séchage plantés

	EAR (%) Approche 2	EAR (%) Approche 1	EAR (%) Uggetti et al. (2012)
Simulation 1	0,79	0,58	1,43
Simulation 2	3,56	0,31	0,43
Simulation 3	4,9	0,97	0,84
Simulation 4	1,9	0,88	1,99

4.4.3.3.2 Déshydratation des boues de vidange sur lits de séchage non plantés

La simulation de la déshydratation des boues de vidange sur lit de séchage non planté a été réalisée en considérant le terme source, prenant en compte la transpiration, nulle ($K_{C-TR}=0$). La Figure 4-26 présente l'évolution de l'humidité volumique dans la couche de boue en fonction de la profondeur et du temps. Pour les simulations, les paramètres d'entrée du modèle sont ceux de l'approche 1 (Tableau 4-14), exception faites des subdivisions de C_v et K (paramètres sans intérêt pour le modèle).

Les valeurs d'humidité obtenues après 10 jours de repos sont toute supérieures à 95%. Expérimentalement, après seulement 3 jours de repos, aucune valeur de l'humidité volumique n'a été au dessus de 25%. Pour chaque mesure réalisée, les écarts minimums entre simulations et mesures expérimentales sont donc de 70% soit plus de 280% d'erreur absolue relative. Pour les paramètres retenus (H , ETP , caractéristiques des boues, n_0 , K_C), le modèle de l'approche 2 ne reproduit pas bien la déshydratation des boues de vidange sur lit de séchage non planté.

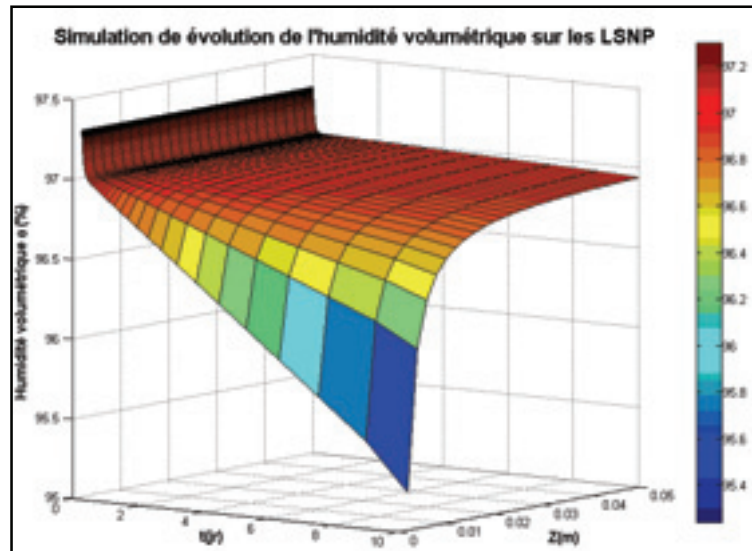


Figure 4-26 : Simulation de l'évolution de l'humidité volumétrique sur les LSNP en fonction du temps et de la profondeur

L'incapacité du modèle de l'approche 2 à reproduire l'évolution de l'humidité volumétrique de la couche de boue résiduelle sur les LSNP avec une erreur < 15% pourrait être dû à la variation importante d'humidité (l'humidité volumétrique passe de plus de 95% à moins de 25% en 1 jour de repos) dans la couche de boue résiduelle après 1 jour de repos. Cette variation importante implique une variation importante des caractéristiques de la boue et donc des paramètres qui la caractérisent utilisés dans les calculs numériques. Ces variations importantes sont contraires aux hypothèses de base de l'équation de consolidation (Eq 3-12) notamment les faibles déplacements dans les boues et par conséquent les faibles variations de porosité.

Expérimentalement, l'observation de la couche de boues résiduelle porte à croire qu'après une journée de repos, les variations des caractéristiques de la couche de boue sont moins importantes. L'évaluation de la siccité de la boue résiduelle (Figure 4-14, Figure 4-15, Figure 4-16) et les mesures de l'humidité volumétrique confortent cette idée (Figure 4-22). Les simulations avec le modèle de l'approche 2 ont été reprises en considérant la fin de la première journée de repos comme le temps initial. La Figure 4-27 présente les résultats obtenus.

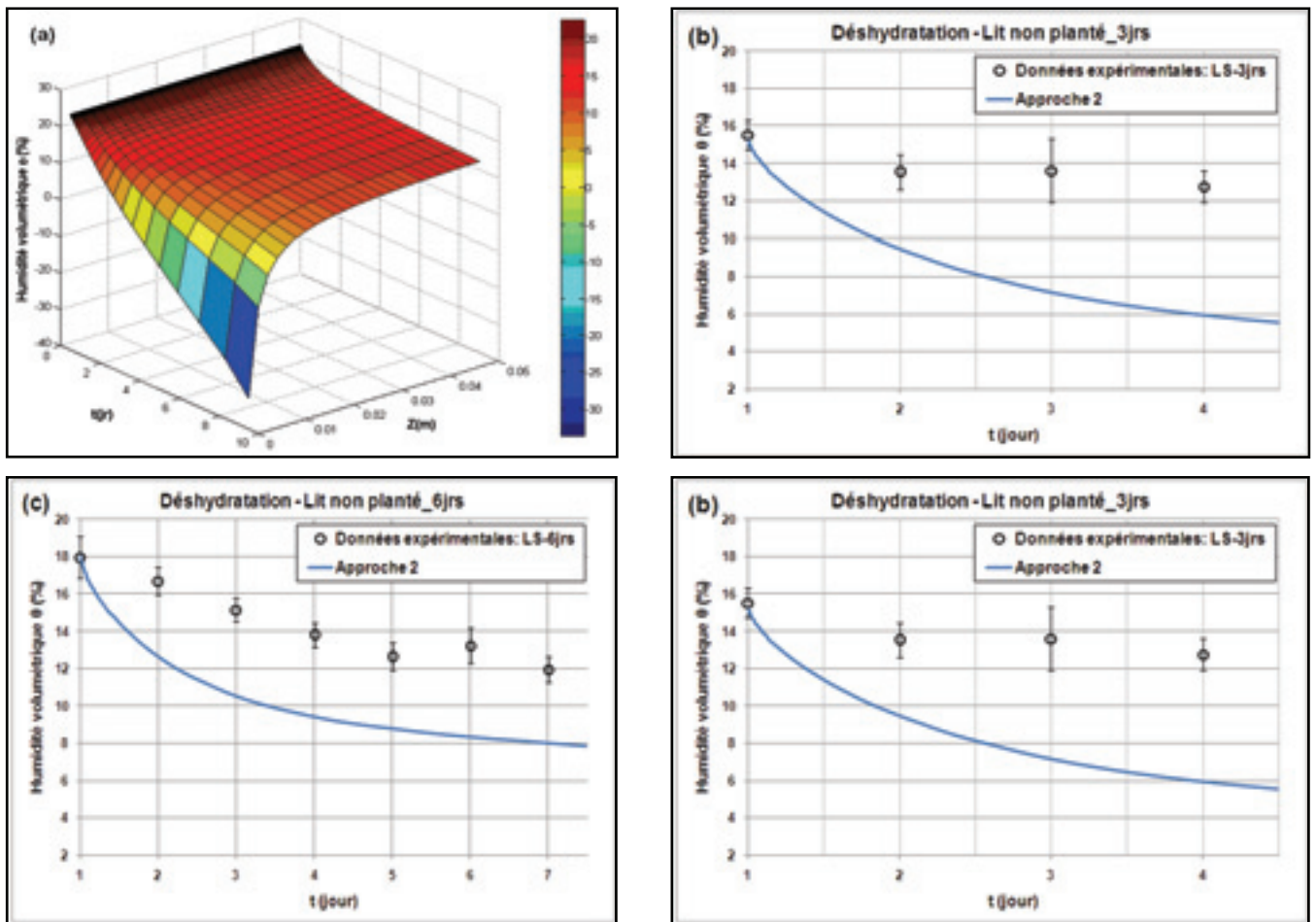


Figure 4-27 : (a) Simulation, avec l'approche 2, de l'évolution de l'humidité volumique sur les LSNP après 1 jour de déshydratation et comparaison des simulations par l'approche 2 et des données expérimentales (b) sur le lit ayant 3 jours de repos - LS_3jrs (c) sur le lit de 6 jours ayant 6 jours de repos - LS_6jrs (d) sur le lit ayant 9 jours de repos - LS_9jrs.

La surface de l'évolution de l'humidité volumique au sein de la couche de boue en fonction de la profondeur et du temps est donnée à la Figure 4-27a. Il est possible de voir des valeurs négatives d'humidité à la surface du lit. Ces valeurs négatives (et donc anormales pour un lit réelle) seraient dues à la composante de l'évaporation (notamment à l'évaluation du coefficient K_{CE}) utilisée dans le modèle. En effet, les hypothèses de Allen et al. (1998) adoptées pour le calcul de l'évaporation considèrent que la couche de sol (ici de boue) sujette à l'évaporation est de 15 cm alors que la couche de boue simulée est de 5 cm. Les coefficients K_r et K_{CE} (voir Eq 3-17 et Annexe 5) calculés dans le modèle dépendent de cette hypothèse.

Les figures Figure 4-27b, Figure 4-27c et Figure 4-27d présentent la simulation de l'évolution de l'humidité volumique au fond de la couche de boue sur les lits de séchage non planté ayant des périodes de repos moyenne de 3 jours, 6 jours et 9 jours, respectivement, en considérant la fin de la première journée de repos comme temps initial. Les écarts entre mesures et simulation ont tendance

à augmenter avec le temps de repos comme avec les lits plantés. Bien que les écarts entre simulations et mesures restent importantes, les erreurs absolues relatives sont moins grandes que celles obtenues sans changement du temps initial. Elles sont comprises entre 25% et 45% (Tableau 4-17). Les erreurs absolues relatives obtenues avec le modèle de l'approche 2 sont toutes supérieures à celles obtenues avec le modèle de l'approche 1 (3,5 à 19 fois plus grande), malgré la modification du temps initial.

Tableau 4-17 : Erreurs absolues relative obtenues avec l'approche 2 pour les lits de séchage non plantés

	EAR (%) Approche 2	EAR (%) Approche 1
LS_NP_9jr	44,42	13,12
LS_NP_6jr	26,92	6,03
LS-NP_3jr	32,76	1,74

4.4.3.4 *Synthèse des résultats de modélisation*

Les résultats des simulations par les modèles des deux approches permettent de dégager quelques conclusions sur l'aptitude d'un modèle purement diffusif à l'occurrence le modèle de Terzaghi à rendre compte de la dynamique de la déshydrations des boues de vidange sur lits de séchage plantés et non plantés :

- le modèle de l'approche 1 considérant le coefficient de consolidation C_v constant reproduit mieux les données expérimentales que celui de l'approche 2. Il semble davantage être adapté aux lits de séchage planté qu'aux lits de séchage non planté.
- Le modèle de l'approche 2 considérant un coefficient de consolidation C_v variable permet d'apprécier les tendances de l'évolution de l'humidité volumétrique, du coefficient de consolidation et de la perméabilité en fonction du temps et de la profondeur sans pour autant générer des valeurs pertinentes. Il est à préciser que cette approche 2 s'éloigne des principales hypothèses qui fondent le modèle de Terzaghi. Toutefois, ce modèle est cohérent avec la physique selon laquelle le comportement rhéologique de la boue serait évolutif durant le processus de déshydratation. Une étude plus approfondie sur la détermination des principaux facteurs influençant l'évolution du coefficient de consolidation des boues serait à même de faire progresser notre compréhension de cette approche.

5 Conclusion générale et perspectives

Le traitement des boues de vidange reste le maillon faible de la gestion des boues de vidange en Afrique de l'Ouest. Les lits de séchage plantés et non plantés font partie des procédés de traitement les plus simples à mettre en œuvre, en cours d'utilisation ou envisagés dans plusieurs pays de la sous-région. Cependant, le dimensionnement de ces procédés pour le traitement des boues reste empirique et le transfert de cette technologie d'un pays à l'autre occasionne souvent de mauvais dimensionnements et/ou des dysfonctionnements. Par ailleurs la prévision des performances de l'utilisation de ces procédés dans un contexte nouveau reste difficile. De plus, la compréhension des critères d'adaptabilité des plantes endogènes au traitement des boues de vidange sur les lits de séchage plantés dans les conditions locales doivent être aussi améliorés.

Les objectifs du présent travail de recherche étaient de :

- Evaluer les performances épuratoires des lits de séchage plantés et non plantés pour le traitement des boues de vidange de Ouagadougou ;
- Accéder aux potentialités de traitement des boues de vidange sur lits de séchage plantés d'espèces fourragères endogènes (*Oryza longistaminata*, *Sporobolus pyramidalis* et *Cyperus alopecuroides*) dans le contexte soudano-sahélien de Ouagadougou ;
- Modéliser le processus de déshydratation des boues sur lits de séchage plantés et non plantés.

La méthodologie de recherche adoptée porte sur un volet expérimental et sur un volet numérique. Un dispositif expérimental constitué de 13 lits de séchage expérimentaux a été mis en place et géré selon 2 modes d'alimentation des BV. Le suivi des paramètres globaux de pollution (pH, Cond, Eh, MS, MES, MV, DCO, N-NH₄⁺, N-NO₃⁻, N-NO₂⁻, PT, P-PO₃⁴⁻, Coliformes fécaux, Streptocoques fécaux, Helminthes) a permis d'évaluer les performances épuratoires des lits pour le traitement des BV de Ouagadougou. Le suivi des paramètres allométriques des plantes (hauteur des plantes, score visuel, nombre de plantes) a permis d'apprécier les conditions limites d'adaptabilité de celles-ci. Le volet numérique s'est articulé autour de la modélisation numérique selon 2 approches. Les simulations de l'évolution de l'humidité volumique dans la couche de boue résiduelle comparées aux résultats

expérimentaux ont permis de dégager les conclusions relatives à l'usage des modèles proposés.

5.1 Conclusion

5.1.1 Evaluation des performances épuratoires des lits de séchage

Les performances de traitement des BV sur les lits de séchage font ressortir des résultats mitigés. Les résultats présentent des rendements épuratoires globaux satisfaisants pour l'élimination des matières en suspension ($\geq 85\%$). L'élimination globale de la DCO varie entre 35% et 74%. L'élimination globale des nutriments sont les plus faibles et varient entre 17% et 80% pour l'azote ammoniacal et entre 21% et 73% pour le phosphore total. Ces rendements globaux positifs cachent des rendements épuratoires journaliers moins satisfaisants et parfois négatifs. Pour l'ensemble des paramètres étudiés, des rendements épuratoires journaliers négatifs ont été obtenus. Les percolâts issus des lits de séchage traitant les boues de vidange de Ouagadougou restent très concentrés et ne respectent pas les normes de rejets nationales. Un traitement complémentaire de ceux-ci est absolument nécessaire avant rejet ou utilisation. Les analyses statistiques font ressortir une corrélation relativement importante entre la qualité des boues d'alimentation et la qualité du percolât. Plus les BV d'alimentation sont concentrées, plus le percolât l'est. A l'inverse, les rendements sont plus importants lorsque les BV sont plus chargées.

Sur le plan microbiologique, l'abattement des bactéries (CF et SF) est faible et même négatif dans certains cas. L'élimination globale des bactéries est restée inférieure à 1ulog. L'élimination des helminthes a par contre été satisfaisante sur l'ensemble des lits étudiés. Les rendements globaux et journaliers sont supérieurs à 80%.

5.1.2 Adaptabilité des plantes endogènes au traitement des boues de vidange sur lits de séchage plantés

Dans les conditions expérimentales de l'étude, les résultats montrent que les espèces *Oryza longistaminata*, *Sporobolus pyramidalis* et *Cyperus alopecuroïdes* ne peuvent pas être utilisés dans les lits de séchage plantés pour le traitement des BV de Ouagadougou. Durant les travaux, les plantes des trois espèces ont toutes flétries et sont en partie mortes. La corrélation entre les caractéristiques physico-chimiques des BV et les indices de croissance ont montré des liens entre l'augmentation des teneurs en DCO, $N-NH_4^+$, $P-PO_4^{3-}$ et la conductivité des BV d'une part et l'impact négatif sur le score visuel, la densité des plantes et la hauteur des plantes

d'autre part, notamment pour l'espèce *Oryza longistaminata*. Des valeurs limites de concentration de 1900-4625 mg/L pour la DCO, 175 à 359 mg/L pour le NH_4^+ , 20 à 27 mg/L pour P-PO_4^{3-} et 4400-5880 mS/cm pour la conductivité ont été mis en évidence pour *Oryza longistaminata*. Au-delà de ces valeurs de concentration dans les BV, un effet négatif sur la croissance de l'espèce OL a été constaté. Aucune valeur limite n'a été clairement observée pour les espèces *Sporobolus pyramidalis* et *Cyperus Alopecuroïdes*. L'effet conjoint des concentrations élevées de ces paramètres auraient détruits les plantes.

5.1.3 Modélisation de la déshydratation des boues sur lit de séchage

La modélisation de la déshydratation des boues sur les lits de séchage a été faite à travers 2 approches. Les simulations de l'évolution de l'humidité des boues selon les 2 approches ont été comparées, d'une part, aux résultats expérimentaux pour les lits de séchage non plantés, et d'autre part, au résultat de Uggetti et al. (2012) pour les lits de séchage plantés. Les résultats font ressortir de très bonne performance avec le modèle de l'approche 1, aussi bien avec les lits des séchages non plantés que pour les lits de séchage plantés. Les erreurs absolues relatives obtenues avec cette approche restent en dessous de 15%. L'approche 2 produit des résultats beaucoup moins satisfaisants et les erreurs obtenues avec celle-ci peuvent être jusqu'à 19 fois supérieures à celles obtenues avec l'approche 1. Cependant elle a l'avantage de reproduire les tendances de l'évolution des coefficients de consolidation et la perméabilité en fonction de la profondeur dans la couche de boue et en fonction du temps.

5.2 Perspectives

5.2.1 Adaptabilité des LSP au contexte local

Les résultats obtenus mettent en évidence la complexité du choix des plantes endogènes pouvant être utilisées pour le traitement des BV sur lits de séchage plantés. Au-delà des performances de traitement et de déshydratation, le choix des macrophytes adaptés au traitement des boues de vidange sur LSP doit se poursuivre en se concentrant sur des objectifs supplémentaires :

- évaluer l'influence de la qualité des boues sur la croissance des plantes ;
- évaluer l'influence de la charge d'alimentation et des cycles alimentation/repos sur le développement des plantes et l'évolution de la couche de boue accumulée ;
- évaluer l'influence des cycles alimentation/repos sur les caractéristiques des boues résiduelles accumulée ;

Des travaux de recherche visant à atteindre les objectifs ci-dessus devraient contribuer à améliorer la compréhension des conditions d'adaptabilité des espèces endogènes au traitement des BV sur LSP dans le contexte soudano-sahélien.

5.2.2 Modélisation

5.2.2.1 Modèle de déshydratation

Les modèles qui ont été proposés dans le cadre de cette étude viennent prendre en compte un certain nombre d'éléments qui, à notre connaissance, n'était pas pris en compte dans les modèles de déshydratation des boues sur lit de séchage présentés dans la littérature. L'évolution de l'humidité avec la profondeur au sein de la couche de boue, les variations de la perméabilité et du coefficient de consolidation au cours de la déshydratation font partie de ces éléments nouveaux. Cependant la comparaison des simulations aux données expérimentales ont fait ressortir des besoins d'amélioration de ceux-ci.

Dans les relations liant les caractéristiques des boues (Eq 4-1 notamment), les coefficients adoptés ont été empruntés à l'argile. Les résultats des simulations montrent des écarts relativement importants qui pourraient être liés aux caractéristiques des boues introduites dans le modèle de l'approche 2. Des coefficients spécifiques aux boues résiduelles et aux boues de vidange permettraient d'améliorer les résultats avec le modèle de l'approche 2. Des essais spécifiques aux boues pourraient être développés pour la détermination de ceux-ci.

Dans les modèles développés, l'augmentation de la hauteur de la couche de boue provoquée par les alimentations successives de boues n'est pas prise en compte. Cette hypothèse pourrait sembler acceptable du fait que l'augmentation de la hauteur de la couche de boue après chaque alimentation est insignifiante par rapport à l'épaisseur totale de boue. Cependant, l'introduction du volume de boue d'alimentation dans les modèles permettrait d'améliorer leur performance modèle.

Un coefficient de stress environnemental et la prise en compte des précipitations sont prévus dans les modèles. Cependant la réponse du modèle au stress lié à la qualité des boues d'alimentation et aux précipitations (notamment la pluie) n'a pas été testée. Le calibrage des coefficients de stress et de précipitation permettrait également l'amélioration des performances des modèles.

En introduisant la minéralisation des boues dans les modèles, ceux-ci constitueraient un puissant outil d'optimisation de la gestion des lits de séchage notamment des lits de séchage plantés car il comprendrait deux des principaux mécanismes (filtration, déshydratation et

minéralisation) de traitement des boues sur lit de séchage. L'introduction du phénomène de minéralisation nécessite une connaissance approfondie du processus de minéralisation dans les LS. A ce jour, la littérature reste pauvre sur le sujet. Cependant des simplifications telles que proposées au paragraphe 5.2.2.2 peuvent être envisagées.

5.2.2.2 Modèle de minéralisation

A notre connaissance, il n'existe pas dans la littérature des modèles de minéralisation du dépôt des boues de vidange sur les lits de séchage. La masse de matière organique dans les boues de vidange est une proportion de la masse totale des BV. La masse de matière organique dans les BV peut être présentée comme en Eq 5-1.

$$M_{org.} = C.M_{BV}. \quad \text{Eq 5-1}$$

M_{org} : masse de la matière organique totale

M_{BV} : masse des BV

C : facteur de proportionnalité de la matière organique dans les BV

Par dérivation de l'équation Eq 5-1, la relation Eq 5-2 est obtenue.

$$\frac{dM_{org.}}{dt} = M_{BV} \cdot \frac{dC}{dt} + C \cdot \frac{dM_{BV}}{dt} \quad \text{Eq 5-2}$$

La matière volatile peut être assimilée à la matière organique. Ainsi, le facteur C est considéré comme la proportion de matière volatile dans les BV et sa dérivée par rapport au temps peut être prise comme la variation par rapport au temps de la proportion de matières volatile dans les boues résiduelles, sur les lits de séchage.

5.2.2.3 Couplage des modèles de déshydratation et de minéralisation

Pour coupler les modèles de déshydratation et de minéralisation des boues sur les lits de séchage, la phase de repos des boues sur les lits peut être considérée comme une succession de cycle de déshydratation et de minéralisation. Pendant la phase de déshydratation la perte d'eau des boues entraîne une diminution de la masse totale des boues. Une nouvelle diminution de la masse de boue s'ensuit par dégradation de la matière organique. La nouvelle masse de boues obtenue pourrait alors être considéré comme masse de départ pour un nouveau cycle de déshydratation et minéralisation. La Figure 5-1 présente l'organigramme proposé pour le couplage des modèles.

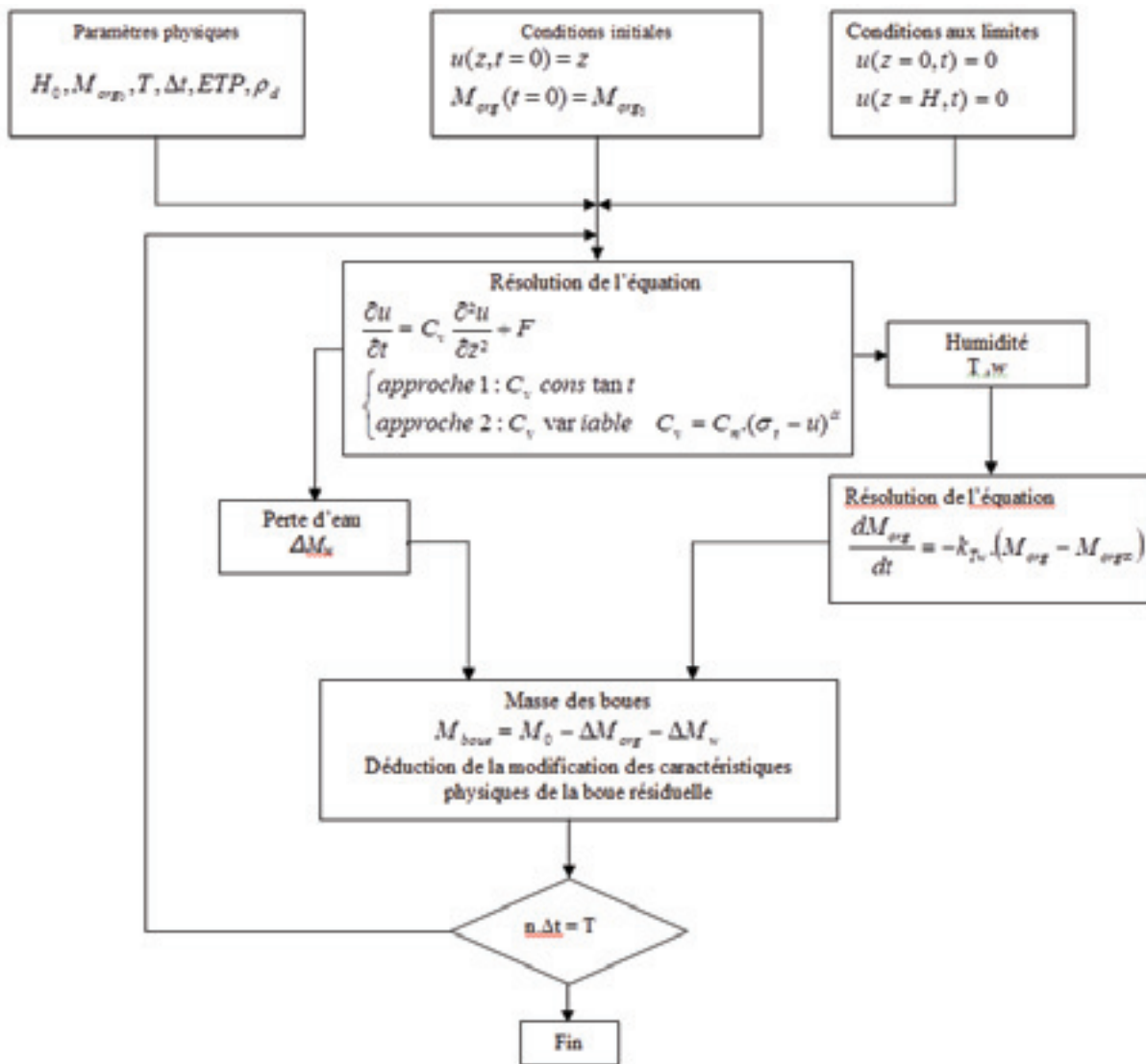


Figure 5-1 : Organigramme du couplage des modèles de déshydratation et de minéralisation.

Références bibliographiques

- Abbasi, N., Rahimi, H., Javadi, A. A., Fakher, A., 2007. Finite difference approach for consolidation with variable compressibility and permeability. *Computers and Geotechnics* 34, 41 - 52.
- AESN, 2008. Compte rendu de l'atelier International « Eau dans la ville et assainissement urbain » des 23 et 24 juin 2008 – Marina de Bercy - Paris. Agence de l'Eau Seine Normandie
- Allen, R. G., L. S. Pereira, D. Raes et M. Smith, 1998. Crop evapotranspiration: guidelines for computing crop water requirements, *United Nations FAO, Irrigation and Drainage Paper 56*, FAO, Rome, Italy.
- AMCOW, WSP, UNICEF, WaterAid and CREPA, 2011. Sanitation and Hygiene in Africa at a Glance - A synthesis of country priority actions. *African Ministers' Council on Water (AMCOW), Water and Sanitation Program (WSP), UNICEF, WaterAid, CREPA*, 48p.
- Anderson, T. W., Darling, D. A., 1952. Asymptotic theory of certain “goodness-of-fit” criteria based on stochastic processes. *Annals of Mathematical Statistics* 23: 193–212.
- Arias, C.A., Cabello, A., Brix, H., Johansen, N.-H., 2003. Removal of indicator bacteria from municipal wastewater in an experimental two-stage vertical flow constructed wetland system. *Water Science and Technology* 48 (5), 35–41.
- Ayers, R.S., et Westcot, D.W., 1985. Water Quality for Agriculture, FAO Irrigation and Drainage Paper 29 rev 1. *FAO*, UN, Rome 174p.
- Bassan, M., Mbéguéré, M. et Zabsonré, F., 2013. Integrated faecal sludge management scheme for the cities of Burkina Faso. *Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development*, 03 (2), 216-221.
- Begg, J.S., Lavigne, R.L., Veneman, P.L.M., 2001. Reed beds: constructed wetlands for municipal wastewater treatment plant sludge dewatering. *Water Science and Technology*, 44 (11–12), 393–398.
- Blunier, P., Koanda, H., Klutse', A., Kone', D., Strauss, M. et Tarradellas, J., 2004. Quantification des boues de vidange produites et vidangées: Exemple de la ville de Ouahigouya au Burkina. *InfoCREPA* 45.
- Buckley C. A., Foxon K. M., Brouckaert C. J., Rodda N., Nwaneri C., Balboni E., Couderc A. and Magagna D., 2008. Scientific Support for the Design and Operation of Ventilated Improved Pit Latrines (VIPs) and the Efficacy of Pit Latrine Additives. *Water Research Commission*. Report No. TT 357/08.
- Bösch, A. et Schertenleib, R., 1985. Emptying on-site excreta disposal systems: Field tests with mechanized equipment in Gaborone (Botswana). *IRCWD Report No. 03/85*. IRCWD, Duebendorf, Eawag/Sandec, Switzerland.

- Burgoon, P.S., Kirkbride, K.F., Henderson, M., Landon, E., 1997. Reed beds for biosolids drying in the arid northwestern United States. *Water Science and Technology*, 35 (5), 287–292.
- Canler, J.P. , 2010. Guide technique sur les matières de vidanges issues de l’assainissement non collectif : caractérisation, collecte et traitement envisageable. *Documentation technique FNDAE, Cemagref*, Editions, 37, Antony. 67p
- Chu, C.P. et Lee, D.J., 1999. Ternary consolidation stage in consolidation dewatering of sludges. *Journal of the Chinese Institute of Engineers* 22(4), 441-449.
- Chang, I.L. et Lee, D.J., 1998. Ternary Expression Stage in Activated Sludge Dewatering. *Water Research* 32, 905-914.
- CIEH, 1993. Comité Inter-Africain d'Etudes Hydrauliques - "Etude comparative des systèmes d'épuration collectifs dans le contexte africain". CIEH; Ouagadougou. 66 p.
- Cornice, R, 1992. Conditionnement et traitement des boues des stations d'épuration des eaux résiduaires urbaines et des usines de production d'eau potable. *Institut National Agronomique de Paris, cycle "Valorisation agricole des déchets des usines de traitement des eaux"*, 13-17 avril 1992.
- CREPA, 2004. Etude comparative des modes de gestion des boues de vidange en Afrique de l'Ouest: Analyse des problèmes et recommandations. *CREPA - Etudes et travaux*, 48p.
- Crites, R.W., and G. Tchobanoglous (1998). Small and Decentralized Wastewater Management Systems. *McGraw-Hill Book Company*, New York. 1084p
- De Maeseneer, J.L., 1997. Constructed wetland for sludge dewatering. *Water Science and Technology* 35 (5), 279–285.
- Diaw, B., 1996. Modélisation du transfert d'eau en milieu poreux non saturé: application à l'étude de la recharge des nappes d'eaux souterraines en région soudano-sahélienne. Thèse de Doctorat de l'Université de Louis Pasteur de Strasbourg. 304p
- Direction Générale de l'Information et des Statistiques Sanitaires, 2013. Annuaire statistique 2012. Ministère de la Santé du Burkina Faso. 230p
- Dodane, P-H. et Bassan, M., 2014. Settling-Thickening Tanks, In *Faecal sludge management: systems Approach for Implementation and Operation*, IWA Publishing, p. 123-140.
- Dodane, P.H., Mbéguéré, M., Kengne, I.M., Strande-Gsutke, L., 2011. Planted Drying Beds for Faecal Sludge Treatment: Lessons Learned Through Scaling Up in Dakar, Senegal. *Sandec News déc 2011*, 14 – 15.

- Dominiak, D., M. Christensen, K. Keiding et P. H. Nielsen, 2011a. 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.
- Dominiak, D., M. L. Christensen, K. Keiding et P. H. Nielsen, 2011b. Sludge quality aspects of full-scale reed bed drainage. *Water Research* **45** (8): 6453-6460.
- Drakatos, P. A., Kalavrouziotis, I. K., Hortis, T. C., Varnanas, S. P., Drakatos, S. P., Bladenopoulou, S. and Fanariotou, I. N., 2002. Antagonistic Action of Fe and Mn in Mediterranean-Type Plants Irrigated with Wastewater Effluents Following Biological Treatment. *International Journal Of Environmental Studies*. Vol. 59 (1): 125 – 132.
- Drewes, J.E., Heberer, T., Reddersen, K., 2002. Fate of pharmaceuticals during indirect potable reuse. *Water Science and Technology*, 46(3):73–80.
- Drexler, J. Z., F. E. Anderson et R. L. Snyder, 2008. Evapotranspiration rates and crop coefficients for a restored marsh in the Sacramento-San Joaquin Delta, California, USA. *Hydrological Processes* **22**(6): 725-735.
- Edwards, J.K., Gray, K.R., Cooper, D.J., Biddlestone, A.J., Willoughby, N., 2001. Reed bed dewatering of agricultural sludges and slurries. *Water Science and Technology* 44 (11–12), 551–558.
- Francou, C., 2003. Stabilisation de la matière organique au cours du compostage de déchets urbains : Influence de la nature des déchets et du procédé de compostage – Recherche d'indicateurs pertinents, Thèse de Doctorat, Institut national agronomique Paris-Grignon, 289p.
- GAÏD, A, 1999. Traitement des eaux usées urbaines. *Techniques de l'Ingénieur, Traité Construction*. Document C 5-220. 30p.
- Elmitwalli, T., 2013. Sludge accumulation and conversion to methane in a septic tank treating domestic wastewater or black water. *Water Science and Technology* 68 (4), 756-764.
- Giraldi, D., Masciandaro, G., Peruzzi, E., Bianchi, V., Peruzzi, P., Ceccanti, B., Iannelli, R., 2009. Hydraulic and biochemical analysis on full-scale sludge consolidation reed beds in Tuscany (Italy). *Water Science and Technology* 60 (5), 1209–1216.
- Hamilton, A. J., Bolanda, A-M., Stevens, D., Kelly, J., Radcliffe, J., Ziehl, A., Dillon, P., Pauline, B., 2005. Position of the Australian horticultural industry with respect to the use of reclaimed water. *Agricultural Water Management*, vol. 71, p. 181-209.
- Hardej, M., Ozimek, T., 2002. The effect of sewage sludge flooding on growth and morphometric parameters of *Phragmites australis* (cav.) Trin.ex Steudel. *Ecological Engineering* 18, 343–350.
- He, R., Salvato, F., Park, J.J., Kim, M.J., Nelson, W., Balbuena, T. S., Willer, M., Crow, J.A., May, G.D., Soderlund, C.A., Thelen, J.J., Gang, D.R., 2014. A systems-wide comparison of red rice (*Oryza longistaminata*) tissues identifies rhizome specific genes and

proteins that are targets for cultivated rice improvement. *BMC Plant Biology* 12, 14 - 46. doi: 10.1186/1471-2229-14-46.

Heinss, U., Larmie, S.A. and Strauss, M., 1998. Solids separation and ponds systems for the treatment of faecal sludge in the tropics: lessons learnt and recommendations for preliminary design. *SANDEC report n° 05/98. EAWAG/SANDEC, Duebendorf, Switzerland.*

Hingray, B., Picouet, C. Musy, A., 2009. Hydrologie 2. Une science de l'ingénieur. Presses Polytechniques Universitaires Romandes, Lausanne. 650p

Hillel, D., 1998. Introduction to environmental soil physics, Elsevier, Academic Press.

Hofmann, K., 1990. Use of phragmites australis in sewage sludge treatment. In: *Proceeding of International Conference on the Use of Constructed Wetlands in Water Pollution Control, held in Cambridge, UK, 24-28 september 1990. Pergamon Press.* (11), 269 - 277.

Ingallinella, A.M., Fernandez, R.G., Sanguinetti, G., 2000. Co-Treating Septage and Wastewater in Ponds – Results of Field Research Conducted at Alcorta, Argentina. *Sanitary Engineering Centre, University of Rosario, Argentina and SANDEC. EAWAG/SANDEC, P.O. Box 611, CH-8600 Duebendorf, Suisse.*

INSD, 2004. Enquête Démographique et de Santé 2003. Institut National de Statistique et de la Démographie. *Ministère de l'Économie et du Développement, Edition septembre 2004. Burkina Faso.*

Kengne Nounsi I.M., Amougou Akoa, Bemmo N., Strauss M, Troesch S., Ntep F., Tsama Njitat V., Ngoutane Pare M. and Koné D., 2006. Potentials of sludge drying beds vegetated with *Cyperus papyrus* L. and *Echinochloa pyramidalis* (Lam.) Hitchc. & Chase for faecal sludge treatment in tropical regions. In: *Proceed. Int. Conf. Wetlands Systems for water pollution control.*, Lisbon, Portugal, 943-953.

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. *Ecol. Eng.* 34, 233–242.

Kengne, I.M., Dodane, P.-H., Akoa, A., Koné, D., 2010. Vertical flow constructed wetlands as sustainable sanitation approach for faecal sludge dewatering in developing countries. *Desalination* 251, 291–297.

Kengne, I.M., Soh Kengne, E., Akoa, A., Bemmo, N., Dodane, P.-H., Koné, D., 2011. Vertical-flow constructed wetlands as an emerging solution for faecal sludge dewatering in developing countries. *J. Water Sanit. Hyg. Dev.* 01 (1), 13–19.

Kim B.J. et Cardenas J.R., 1990. Use of reed beds for dewatering sludge in the USA. In: *Proceed Int. Conf. Constructed Wetlands in Water Pollution Control, Pergamon Press, Vol.*, 563-566.

- Kim, B.J., Smith, E.D., 1997. Evaluation of sludge dewatering reed beds: a niche for small systems. *Water Science and Technology* 35 (6), 21–28.
- Klingel, F., Montangero, A., Koné, D. et Strauss, M., 2002. Gestion des boues de vidanges dans les pays en développement-Manuel de planification. EAWAG/SANDEC, première édition. 57p
- Klutsé, A., Maiga, A.H., Kientga, M., Kaboui, E. et E. Kouassi-Komlan, 2004. Etude de faisabilité détaillée de la collecte, du transport et/ou du traitement décentralisé et de transport des boues de vidange dans la ville de Ouagadougou, Burkina Faso. WSP, Mairie de Ouagadougou et ONEA. Rapport final, 140 p.
- Koanda, H., 2006. Vers un assainissement urbain durable en Afrique subsaharienne: Approche innovante de planification de la gestion des boues de vidange. *Thèse de doctorat n° 3530, Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne, Suisse*, 306p.
- 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. et Nelson, K., 2010. Low-Cost Options for Pathogen Reduction and Nutrient Recovery from Faecal Sludge. Wastewater Irrigation and Health. Assessing and Mitigating Risk in Low-Income Countries. P. Drechsel, C. A. Scott, L. Raschid-Sally, M. Redwood and A. Bahri. London, Earthscan: 171-188.
- Koné, D., Cofie, O., Zurbrügg, C., Gallizzi, K., Moser, D., Drescher, S., Strauss, M., 2007. Helminth eggs inactivation efficiency by faecal sludge dewatering and cocomposting in tropical climates. *Water Research*, 41 (19): 4397-4402.
- Koné D., 2002. Wastewater treatment by stabilization ponds and macrophytes-based systems in West and Central Africa: State of the art, removal performance and design criteria. *Ph.D. thesis n° 2653, Swiss Institute of Technology (EPFL)*, 170 p.
- Koné, D. et Strauss, M., 2004. Low-cost Options for Treating Faecal Sludges (FS) in Developing Countries – Challenges and Performance. In: *Proceedings of 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, 27 Sept. – 1 Oct., 2004.
- Koottatep T., Polprasert C., Oanh N.T.K., Heinss U., Montangero A. et Strauss M., 2001. Septage dewatering in vertical-flow constructed wetlands located in the tropics. *Water Science and Technology*, pp. 181-188. Vol. 44.
- Koottatep T., Surinkul N., Polprasert C., Kamal A.S.M., Koné D., Montangero A., Heinss U. et Strauss M., 2005. Treatment of septage in constructed wetlands in tropical climate: Lessons learnt from seven years of operation. *Water Science and Technology*, 51(9), 119-126.
- Kruskal and Wallis, 1952. Use of ranks in one-criterion variance analysis. *Journal of the American Statistical Association*, 47 (260), 583–621.

Lekha, K.R., Krishnaswamy, N.R., Basak, P., 2003. Consolidation of clays for variable permeability and compressibility. *Geotech Geoenviron Eng*;129(11):1001-1009.

Liénard A., Duchene P. et Gorini D., 1995. A study of activated sludge dewatering in experimental reed-planted or unplanted sludge drying beds. *Water Science and Technology*, Vol 32(3), pp 251-261.

Lienard, A. et Payrastré, F., 1996. Treatment of sludge from septic tanks in reed beds filters pilot plants. In: IWA (Ed), 5th Int. Conf. on Wetlands Systems for Water Pollution Control, Vol. I, IWA, Vienna, p.1-9.

Liénard, A., 2004. Traitement des matières de vidange en milieu rural. Evaluation technico-économique des filières. *Documentation technique FNDAE, 90 pp. Cemagref, Editions*, 30, Antony.

Liénard, A., Canler, J.P., Mesnier, M., Troesch, S., Boutin, C., 2008. Le traitement des matières de vidange : en station d'épuration ou en lits plantés de roseaux ? *Ingénieries, EAT*, n°53, p 35-48.

Lopez-Vazquez, C. M., Dangol, B., Hooijmans, C. N. et Brdjanovic, D., 2014. Co-treatment of Faecal Sludge in Municipal Wastewater Treatment Plants, In *Faecal sludge management: systems Approach for Implementation and Operation*, IWA Publishing, p. 177-201.

Lossing, H., Champagne, P. et McLellan, P. J., 2010. Examination of sludge accumulation rates and sludge characteristics for a decentralized community wastewater treatment systems with individual primary clarifier tanks located in Wardsville (Ontario, Canada). *Water Science and Technology*, Vol 62 (12), pp 2944-2952.

Magnan, J.P., (2001). Déformabilité des sols : Tassements-Consolidation. C214. *Traité Construction*, volume C 2I. *Techniques de l'Ingénieur*, 23p.

Mann, H. B., Whitney, D. R., 1947. On a Test of Whether one of Two Random Variables is Stochastically Larger than the Other. *Annals of Mathematical Statistics*, 18 (1), 50-60.

Mansell, J., Drewes, J., Rauch, T., 2004. Removal mechanisms of endocrine disrupting compounds (steroids) during soil aquifer treatment. *Water Science and Technology*, 50(2):229-237.

Mayo A.W., 1995. Modeling coliform mortality in waste stabilization ponds. *J. Environ. Engineer.*, 121, 2, 140-152.

Merigout, Patricia, 2006. Étude du métabolisme de la plante en réponse à l'apport de différents fertilisants et adjuvants culturaux. Influence des phytohormones sur le métabolisme azoté. Thèse de doctorat. Institut National Agronomique Paris-Grignon. 228p

Mesnier M., 2007. Matières de vidange issues de l'assainissement non collectif : caractérisation de leur composition et étude des différentes filières adaptées à leur traitement. Master 2 Université de Franche-Comté.

- Morella, E., Foster, V., Banerjee, G. S., 2008. Diagnostics des infrastructures nationales en Afrique : l'état de l'assainissement en Afrique subsaharienne. *Banque mondiale*
<http://www.eu-africa-infrastructure-tf.net/attachments/library/aicd-background-paper-13-sanit-sect-summary-fr.pdf>
- Moriwaki, T., Umhara, K., 2003. Method for determining the coefficient of permeability of clays. *Geotech Testing J*;26 (1)
- Mroczkowski W. et Stuczyński T., 2006. Toxic Effects of Ammonia Volatilizing from Sandy Soil Fertilized with Ammonium Salts and Urea on Barley Crop Decreases. *Polish J. of Environ. Stud. Vol. 15, No. 5 (2006), 827-832*
- Nwaneri, C. F., 2009. Physico-Chemical characteristics and biodegradability of contents of Ventilated Improved Pit latrines in eThekweni Municipality. Master of Science dissertation. School of Biological and Conservation Science. University of KwaZulu-Natal. South Africa.
- Nassar, A.M., Smith, M., Afiti, S., 2006. Sludge dewatering using the reed bed systems in the Gaza Strip, Palestine. *Water and Environmental Journal* 20, 27–34.
- NF EN 1085, septembre 1997) Traitement des eaux usées Vocabulaire
- Nielsen, S., 2003. Sludge treatment and drying reed bed systems.
http://www.armbiosolids.co.uk/pdf/20031009_Steen_Nielsen.pdf
- Nielsen, S., 2003. Sludge drying reed beds. *Water Science and Technology*, **48**(5), 101–109.
- Nielsen, S., 2010. Sludge treatment reed bed facilities – Organic load and operation problems. In: *Proceedings of 12th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control Venice (Italy)*, 4-8 October 2010.
- Nielsen S. et Willoughby N., 2005. Sludge treatment and drying reed bed systems in Denmark. *Water and Environment Journal*, 19(4), 296-305.
- Njoroge et Mwamachi, 2004. Ammonia removal from an aqueous solution by the use of a natural zeolite.; 2004. *Revue du génie et de la science de l'environnement*, 3 (2): 147-154.
doi 10.1139/s03-070
- Norris, J.A., 2000. Sludge Build-Up in Septic Tanks, Biological Digesters and Pit Latrines in South Africa. Research Report No. 544/1/00, *Water Research Commission*, South Africa.
- Nwaneri, C. F., Foxon, K. M., Bakare, B. F. and Buckley, C. A., 2008. Biological degradation processes within a pitlatrine. In *Water Institute of Southern Africa (WISA) Conference*, Sun City, 19 - 22 May 2008. 12p
- Ojeda, G., E. Perfect, J. M. Alcañizet O. Ortiz, 2006. Fractal analysis of soil water hysteresis as influenced by sewage sludge application. *Geoderma* 134(3-4): 386-401.

ONU-HABITAT, 2010. L'état des villes africaines 2010 : gouvernance, inégalité et marché fonciers urbains. ISBN No. 978-92-1-132292-7

ONEA, 1993. Plan stratégique d'assainissement des eaux usées de la ville de Ouagadougou au Burkina Faso. Office national de l'Eau et de l'assainissement-Ministère de l'Environnement et de l'eau, Ouagadougou, Burkina faso.

Obarska-Pempkowiak, H., Tuszynska, A., Sobocinski, Z., 2003. Polish experience with sewage sludge dewatering in reed systems. *Water Science and Technology* 48 (5), 111–117.

Pahren, H., J. Lucas, J. Ryan, and G. Dotson. 1979. Health risks associated with land application of municipal sludge. *Journal Water Pollution Control Federation* 51 (11): 2588–2601.

Paniconi, C., Aldama, A. A., Wood, E. F., 1991. Numerical evaluation of iterative and non-iterative methods for the solution of the nonlinear Richards equation. *Water Resour. Res.*, 27 (6), 1147-1163.

Paniconi, C., Putti, M., 1994. Comparison of Picard and Newton iteration in the numerical solution of multidimensional variably saturated flow problems. *Water Resour. Res.*, 30 (12), 3354-3374.

Peacock, C. E. et T. M. Hess, 2004. Estimating evapotranspiration from a reed bed using the Bowen ratio energy balance method. *Hydrological Processes* 18(2): 247-260

Pescod, M. B., 1971. Sludge handling and disposal in tropical developing countries. *Journal of Water Pollution and Control Federation* 43(4), p. 555-570.

Pundsack, J., Axler, R. Hicks, R., Henneck, J., Nordman, D., McCarthy, B., 2001. Seasonal pathogen removal by alternative on-site wastewater treatment systems. *Water of Environmental Research* 73:204-212

Rakotomalala, N., 2012. Analyse de corrélation : Etude des dépendances – Variables quantitatives. Cours, Université de Lyon. 89p.

Rehacek, S., 1996. Gestion des boues de vidange dans la ville de Ouagadougou. Mémoire de fin d'étude, EPFL, Suisse. 74p

Robidoux P.Y., Lopez-Gastey J., Choucri A. et Sunahara G.I., 1998. Procedure to screen illicit discharge of toxic substances in septic sludge received at a wastewater treatment plant. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 39(1), 31-40.

Ronteltap, M., Dodane, P.H. et Bassan, M., 2014. Overview of treatment technologies. In *Faecal sludge management: systems Approach for Implementation and Operation*, IWA Publishing, p. 97-122

Savado, A., 1999. Etude du système de gestion des boues de vidange à Ouagadougou. Mémoire de fin d'étude, EIER, Ouagadougou, Burkina Faso. 81p

Soil Conservation Service (SCS), 1990. Elementary soil engineering. In : Engineering soil manual, SCS, US Department of Agriculture, Washington, D.C., Chapter 4.

Second, G., Bezançon, G., Bozza, J., 1977. Variabilité d'*O. longistaminata* et du complexe sativa des *Oryza* en Afrique. Aspects écologiques et évolutifs. In: Réunion sur les espèces africaines de riz. 25–26 Janvier, ORSTOM, Paris, France, pp. 47–55. ORSTOM, Paris, France.

Soutter, M., Mermoud, A., A. Musy, 2007. Ingénierie des eaux et du sol: processus et aménagements. Presses Polytechniques Universitaires Romandes, Lausanne.

Spychała et Błażejowski, 2003. Sand filter clogging by septic tank effluent. *Water Science and Technology* Vol 48 No 11–12 pp 153–159.

Still, D. et Foxon, K., 2012. Tackling the Challenges of Full Pit Latrines, Volume 2: How fast do pit toilets fill up? A scientific understanding of sludge build up and accumulation in pit latrines, WRC Report No. 1745/2/12 Water Research Commission, Pretoria. ISBN 978-1-4312-0292-8.

Stefanakis, A.I., Akrotos, C.A., Melidis, P., Tsihrintzis, V.A., 2009. Surplus activated sludge dewatering in pilot-scale sludge drying reed beds. *Journal of Hazardous Materials* 172 (2–3), 1122–1130.

Stefanakis, A.I., Komilis, D.P., Tsihrintzis, V.A., 2011. Stability and maturity of thickened wastewater sludge treated in pilot-scale sludge treatment wetlands. *Water Research* 45, 6441–6452.

Stefanakis, A.I. et Tsihrintzis, V.A., 2012. Effect of various design and operation parameters on performance of pilot-scale sludge drying reed beds. *Ecological Engineering* 38, 65–78.

Stephens, M. A., 1974. EDF Statistics for Goodness of Fit and Some Comparisons. *Journal of the American Statistical Association*, 69, 730–737.

Strauss, M., Larmie, S.A., Heinss, U., 1997. Treatment of Sludges from On-Site Sanitation: Low-Cost Options. *Water Science and Technology*, Vol 35, No 6, pp 129-136.

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 für 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. Schmoll, eds.). IWA Publishing House and WHO Water Series. ISBN No. 3-932816-34-X.

Summerfelt, T.S., Adler, R.P., Glenn, M.D., Kretschmann, N.R., 1999. Aquaculture sludge removal and stabilization within created wetlands. *Aquacultural Engineering* 19, 81–92.

- Suntti, C., Magri, M.E. et Philippi, L.S., 2010. Treatment and dewatering of septic tank sludge by constructed wetlands in Southern Brazil. In : Proceedings of 12th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control Venice (Italy), 4-8 October 2010.
- Troesch, Stéphane, 2009. Traitement et valorisation des boues et matières de vidanges sur lit de séchage plantés de roseaux. Thèse de doctorat. Université de Savoie. 304p
- UADE et OIEAU, 1993. Assainissement urbain en Afrique : Gestion des déchets liquides et solides dans les centres urbains d'Afrique. Rapport final du Séminaire Assainissement Urbain en Afrique. Ministère Français de la coopération.
- Uggetti, E., Llorens, E., Pedescoll, A., Ferrer, I., Castellnou, R., Garcia, J., 2009. Sludge dewatering and stabilization in drying reed beds: characterization of three fullscale systems in Catalonia, Spain. *Bioresource Technology* **100**: 3882–3890.
- Uggetti, E., Ferrer, I., Llorens, E., Garcia, J., 2010. Sludge treatment wetlands: a review on the state of the art. *Bioresource Technology* 101, 2905-2912.
- Uggetti, E., Argilaga, A., Ferrer, I., Garcia, J., 2012a. Dewatering model for optimal operation of sludge treatment wetlands. *Water Research* 46, 335 - 344.
- Uggetti, E., Ferrer, I., Carretero, J., Garcia, J., 2012b. Performance of sludge treatment wetlands using different plant species and porous media. *Journal of Hazardous Materials* 217–218, 263–270.
- Van Dam, J.C. and Feddes, R.A., 2000. Numerical simulation of infiltration, evaporation and shallow groundwater levels with the Richards equation. *Journal of Hydrology*, 233(1-4): 72–85.
- Van Der Eerden, J.M, 1982. Toxicity of ammonia to plants. *Agriculture and Environment*. pp. 223-235
- Vincent, J., 2011. Les lits de séchage de boue plantés de roseaux pour le traitement des boues activées et les matières de vidange: adapter la stratégie de gestion pour optimiser les performances. Thèse de doctorat. Université de Savoie. 256p
- 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.
- Weill, A. et Duval, J., 2009. Les amendements organiques : fumiers et composts. In Guide de gestion globale de la ferme maraîchère biologique et diversifiée. Module 7, Amendement et fertilisants – chapitre 12. *Equiterre*. pp 19.
- WHO-UNICEF, 2000. Global water supply and sanitation assessment 2000 report. *World Health Organization and United Nations Children's Fund*. 87 p.

WHO, 2013. UN-water Global Analysis and Assessment of Sanitation and Drinking-Water (GIAAS) 2012 report: the challenge of extending and sustaining services. *World Health Organization*. (http://whqlibdoc.who.int/publications/2012/9789241503365_eng.pdf).

Yang, H., Hu, L., Hurek, T., Reinhold-Hurek, B., 2010. Global characterization of the root transcriptome of a wild species of rice, *Oryza longistaminata*, by deep sequencing. *BMC Genomics* 11, 705. doi: 10.1186/1471-2164-11-705

Yobi, A, Schlauch, K.A., Perryman, B., Oliver, M.J., Cushman, J.C., 2013. Biomass production, nutritional, and mineral content of desiccation-sensitive and desiccation-tolerant species of *Sporobolus* under multiple irrigation regimes. *Journal of Agronomy And Crop Science* 199 (5), 309 - 320.
doi: 10.1111/jac.12022

Yubo, C., Tieheng, S., Lihui, Z., Tingliang, J., Liping, Z., 2008. Performance of wastewater sludge ecological stabilization. *Journal of Environmental Sciences* 20, 385–389.

Zhao, C., Z. Nan et G. Cheng (2005). Methods for estimating irrigation needs of spring wheat in the middle Heihe basin, China. *Agricultural Water Management* 75(1): 54-70.

Zwara, W., Obarska-Pempkowiak, H., 2000. Polish experience with sewage sludge utilization in reed beds. *Water Science and Technology* 41 (1), 65–68.

Annexes

Annexe 1 : Analyse préliminaire des boues de vidange pour le dimensionnement du dispositif expérimental

Une campagne de pré-caractérisation des boues de vidange de Ouagadougou a été réalisée durant les mois d'avril et mai 2012. Des paramètres physico-chimiques et microbiologiques ont été analysés sur 34 échantillons de boues de vidanges brutes prélevées sur le site de dépotage de Kossodo.

5.2.3 Méthodologie

Pour la caractérisation des boues de vidanges nous avons fait les analyses sur des échantillons de boues prélevés sur le site de décharge de Kossodo.

Prélèvements

Le manuel de gestion des BV dans les pays en développement élaboré par Klingel et *al.* (2002) conseille de prélever au moins 30 échantillons pour des résultats significatifs. Les prélèvements ont été faits sur 34 camions.

Les prélèvements ont été faits à raison de trois flacons en verre de 1L par camion (flacon1, flacon2 et flacon3). Les prélèvements se faisaient au moment du déchargement des camions de vidange. Les boues ont été prélevées dans au début du déchargement (flacon1), lorsque la citerne était à moitié vide (flacon2) et en fin du déchargement (flacon3) comme préconisé par Klingel et *al.* (2002). Le mélange des boues provenant d'un même camion se faisait afin d'en extraire l'échantillon composite sur lequel s'est fait les analyses. Le mélange était constitué de 0,25L du flacon1, 0,5L du flacon2 et 0,25L du flacon3. D'après Klingel et *al.* (2002), cette méthode permet d'obtenir des résultats se rapprochant des caractéristiques des boues de vidange arrivant en station de traitement.

Après les prélèvements et mélanges in situ, les flacons de BV étaient conditionnés à basse température dans une glacière et transportés au laboratoire de dépollution des eaux usées (LEDES) de 2iE de Ouagadougou.

Analyses

Le pH, la conductivité et la température des boues ont été mesurés sur le site de déversement juste après le prélèvement des échantillons à l'aide d'un multi mètre WTW-340i. Au laboratoire les paramètres physico-chimiques (DCO, MES, MS, MVS, P-PO₃⁴⁻),

bactériologiques (*E.Coli*, les Coliformes Thermo tolérants et les Streptocoques)et parasitologiques(œufs d'helminthes) ont été analysés.

5.2.4 Résultats

Le résumé de la qualité des boues analysées est présenté dans le Tableau A1-1 ci-dessous. La campagne de pré-caractérisation des boues de vidange de la ville de Ouagadougou a permis d'obtenir une concentration moyenne d'environ 8,6g de MS/litre de boues de vidange et une conductivité moyenne de 205 $\mu\text{S/cm}$. Ce qui permet d'envisager des apports hebdomadaires moyens de 231 litres de boues de vidange sur des lits de séchage expérimentaux de 1,2m² de surface. Ce volume correspond à une alimentation de 150 kg de MS/m².an et une hauteur de boue de 19,2 cm. Alors avec une revanche de 10 cm, la hauteur au-dessus de la couche de sable serait de 30 cm. La capacité moyenne de stockage hebdomadaire minimale correspondante est de 2536 m³/semaine pour 13 lits expérimentaux. Le volume moyen de percolât pour une alimentation hebdomadaire ne dépasserait pas le volume de boues brutes soit 231 litres. Au regard de la conductivité moyenne obtenue, les boues de vidange alimentant les lits ne causerait pas un problème de salinité.

Tableau A1-1 : Pré-caractérisation physico-chimique des matières de vidange de Ouagadougou

	Moy	Min	Max	ET	N
pH	8,3	7,38	9,7	0,33	34
Cond* ($\mu\text{S/cm}$)	205	158	245	18	34
MES (mg/L)	4 344	290	14 815	3867	29
MS (mg/L)	8 608	946	23 314	5897	34
Siccité (%)	0,87%	0,10%	0	0,59%	34
MVS	4 996	422	17 098	3932	34
MVS (%MS)	56	27	90	15	34
DCO (mg/L)	6 930	460	24 500	5800	34
P-PO ₃ ⁴⁻ (mg/L)	166	43	780	152	34
E.Coli(UFC/100ml)	2,2.10 ³	10 ²	7,6.10 ³	1,8. 10 ³	32
Coliformes thermotolérants(UFC/100ml)	3,0.10 ³	3,0. 10 ²	8,2.10 ³	2,0.10 ³	32
Streptocoques(UFC/100ml)	2,4.10 ³	10 ²	7,9.10 ³	2,0.10 ³	33
Œufs d'helminthes (u/l)	77	0	568	141	16

***Les valeurs conductivité obtenu pour l'ensemble des boues de vidange dans la suite des travaux laissent penser à un défaut de calibrage du multi-mètre WTW-340i pour ce paramètre.**

Annexe 2 : Analyse granulométrique du matériau du massif filtrant

Les courbes granulométrique des matériaux du massif filtrant sont représentées sur la figure A2-1 ci-dessous.

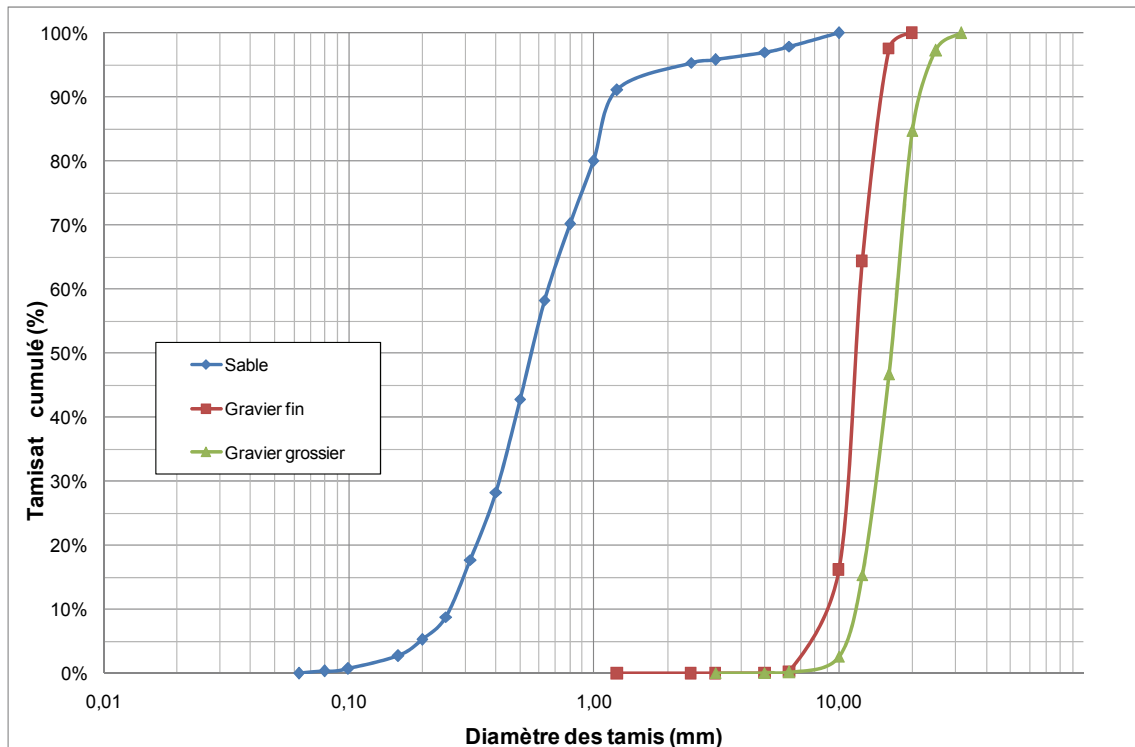


Figure A2-1: Granulométrie du massif filtrant

Les recommandations du Cahier des Clauses Techniques Particulières(CCTP) pour la mise en place des massifs filtrant dans les filtres plantés de roseaux pour le traitement des eaux usées (MAP, 2007) sont les suivantes :

- Couche filtrante : sable

Alluvionnaire siliceux, $0,25\text{mm} < d_{10} < 0,40\text{ mm}$, $CU \leq 5$, teneurs en fines $< 3\%$ en masse, épaisseur de 30 minimum

- Couche de transition : gravier

D'épaisseur de 10 à 20 cm, les diamètres des grains doivent respecter la règle de Terzhagi exprimée par les inégalités ci-dessous

- $d_{15_transition} \leq 5 \cdot d_{85_filtrante}$
- $d_{50_drainante}/10 \leq d_{50_transition} \leq d_{50_drainante}/5$
- Couche de transition : gravier

Granulométrie adaptée de 20 à 60 mm, d'épaisseur de 10 à 20 cm.

Les matériaux du massif filtrants utilisés ont les caractéristiques présentées dans le tableau ci-dessous

Tableau A2-1 : Divers diamètres spécifique des matériaux du massif filtrant

	Sable	Gravier fin	Gravier grossier
Diamètre à 15% des passants, d_{15}	0,30	10,00	12,5
Diamètre à 50% des passants, d_{50}	0,57	10,25	16,5
Diamètre à 85% des passants, d_{85}	1,15	10,50	20,00

Les matériaux utilisés pour les lits de séchage expérimentaux présentent les caractéristiques ci-après:

Couche filtrante : Sable

Epaisseur : 20 cm,

Diamètre à 10% des passants : $d_{10}=0,26\text{mm}$

Diamètre à 60% des passants : $d_{60}=0,66\text{mm}$

Coefficient d'uniformité $CU=d_{60}/d_{10}=2,5$

Couche de transition : gravier fin

Epaisseur: 20 cm

Les inégalités ci-après sont vérifiées

- $d_{15_gravier\ fin} \leq 5 \cdot d_{85_sable}$
- $d_{50_gravier\ grossier}/10 \leq d_{50_gravier\ fin}$
- $d_{50_gravier\ grossier}/5 \geq d_{50_gravier\ fin}$

Couche drainante : gravier grossier

Epaisseur : 20 cm

Des recommandations faites par (MAP, 2007), 3 ne sont pas respectée : l'épaisseur de la couche de sable, la granulométrie de la couche drainante et l'une des inégalités de la règle de Terzhagi.

La granulométrie de la couche drainante et la règle de Terzhagi non respecté sont du fait de la livraison par le fournisseur d'un gravier non conforme au cahier de charge.

Vu les principaux objectifs de traitement des boues de vidange sur lits de séchage (réduction du volume par déshydratation) une épaisseur de 20 cm est suffisante comme le présente la littérature. L'épaisseur minimale de 30 cm représente la couche active (activité biologique) du lit de sable pour l'épuration des eaux usées.

Annexe 3 : Courbe hauteur-volume pour l'évaluation du volume despercolâts

Les fûts pour le recueil des percolâts sont d'allure cylindrique et ont été posés horizontalement (axe de révolution horizontal). La courbe hauteur-volume permettant d'évaluer le volume despercolâts pour une hauteur donnée a été établie par jaugeage. Ce jaugeage a été réalisé à l'aide d'un bécber de 2 litres, d'un seau de 12 litres de contenance et d'un mètre en bois. Le bécber a permis d'étalonner le seau. Le fut, posé horizontalement, a été rempli par apport successif d'un volume de 10 litres d'eau au seau. La courbe hauteur-volume (figure A3-1) a été établie sur la base des niveaux d'eaux obtenus à chaque apport d'eau.

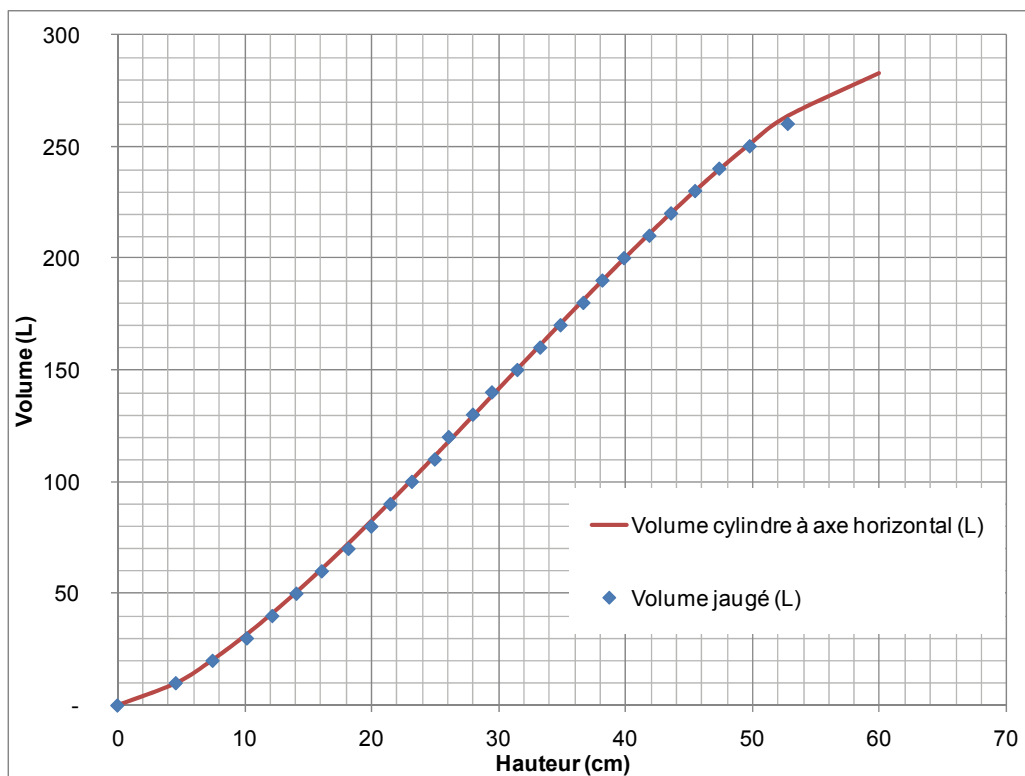
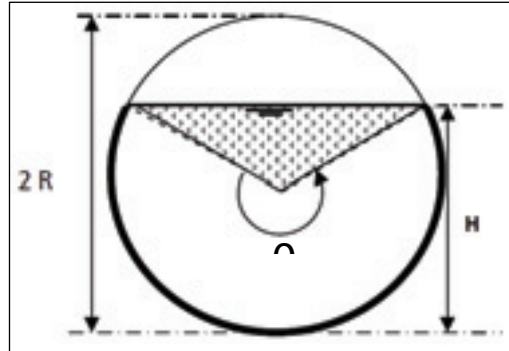


Figure A3-1 : Courbe hauteur-volume pour l'évaluation du volume despercolâts

Les valeurs de volume obtenues ont été comparées aux volumes d'un fluide dans un cylindre horizontal donné pour les hauteurs obtenues (figure A3-1). Les relations ci-dessous ont été utilisées pour le calcul de volume.

$$\begin{cases} V = S.L \\ S = \frac{R^2}{2} . (\theta - \sin \theta) \\ \theta = 2 . \text{Arc} \cos \left(1 - \frac{H}{R} \right) \end{cases}$$



V : volume du fluide à la hauteur H dans le cylindre horizontal

S : section mouillée

L : Longueur du cylindre (les futs ont une longueur de 1m)

R : Rayon du cylindre (les futs ont un diamètre d'environ 0,60 m soit environ 0,30m de rayon).

L'erreur relative maximale, $E_R = \text{Max}_{\text{Hauteur } k} \left| \frac{V_{\text{jaugé}_k} - V_{\text{calculé}_k}}{V_{\text{jaugé}_k}} \right|$, entre les volumes jaugés et les

volumes calculés est de 1,2%.

Le calcul de volume des percolâts a été fait par l'utilisation des relations ci-dessus, donnant le volume d'un fluide à une hauteur donné dans un cylindre d'axe horizontal.

Annexe 4 : Caractéristiques physiques des boues de vidange brute

Les caractéristiques physiques des boues de vidange brutes considérées comme matériaux poreux ont été évaluées sur la base des échantillons de boues collectés durant la campagne de pré-caractérisation (Annexe 1) et durant l'alimentation à volume constant. Divers paramètres couramment utilisés pour la caractérisation d'un sol ont été évalués.

5.2.5 Méthodologie

La masse volumique, la masse volumique des solides, la siccité, la teneur en eau et l'humidité volumique des BV brutes sont les paramètres qui ont été recherchés. La mesure des matières solides (MS) a précédé le calcul des paramètres recherchés. Les analyses des MS ont été faites au laboratoire par séchage à l'étuve à 105°C durant 24h. Les relations données dans le tableau A4-1 ci-dessous ont permis de calculer les différents paramètres.

Tableau A4-1 : Relation de calcul des paramètres physiques des BV brutes

Paramètre	Formule de calcul
Volume de l'échantillon de BV (50 mL ou 100 mL)	V_{BV} (mesuré)
Masse du creuset vide	$P_{cr-vide}$ (mesuré)
Masse du creuset avec l'échantillon brut	$P_{cr+éch}$ (mesuré)
Masse du creuset avec l'échantillon sec	$P_{cr+échsec}$ (mesuré)
Matière solide (MS)	$(P_{cr+échsec} - P_{cr-vide}) / V_{BV}$
Masse volumique	$(P_{cr+éch} - P_{cr-vide}) / V_{BV}$
Siccité (s)	$(P_{cr+échsec} - P_{cr-vide}) / (P_{cr+éch} - P_{cr-vide})$
Fraction massique d'eau	$(P_{cr+éch} - P_{cr+échsec}) / (P_{cr+éch} - P_{cr-vide})$
Masse de l'eau (M_w)	$P_{cr+éch} - P_{cr+échsec}$
Volume d'eau (V_w)	$(P_{cr+éch} - P_{cr+échsec}) \cdot \rho_w$
Humidité volumique	V_w / V_{BV}
Volume solide (V_s)	$V_{BV} - V_w$
Masse solide (M_s)	$P_{cr+échsec} - P_{cr-vide}$
Masse volumique solide	M_s / V_s
Teneur en eau	M_w / M_s

5.2.6 Résultats

Les résultats de calculs ont permis de déterminer les valeurs moyennes de différents paramètres recherchés (Tableau A4-2). La siccité moyenne des BV brutes est inférieure à 1% et la masse volumique moyenne proche de celle de l'eau ($984 \pm 12 \text{ kg/m}^3$). La valeur moyenne de la masse volumique des particules solides des BV est proche de celle du fumier de poulet (Weill et Duval, 2009). Elle est de 426 kg/m^3 et varie entre 24 et 2500 kg/m^3 . L'eau représente en moyenne 97,3% du volume des BV. La teneur en eau des BV brute varie entre 21 et 1027.

La siccité, la masse volumique des particules solides et la teneur en eau est très variable des boues issues d'un camion de vidange à un autre. Les coefficients de variation de ces paramètres sont respectivement de 109%, 112% et 83%.

Tableau A4-2 : Caractérisation physiques des BV brutes

	Moy	Min	Max	ET	N	Coef Var
Masse volumique BV (kg/m^3)	984	957	1004	12	72	1%
Siccité (%)	0,8%	0,1%	4,4%	0,8%	72	109%
Masse volumique des particules solides (kg/m^3)	426	24	2500	476	72	112%
Teneur (massique) en eau	278	21	1027	229	72	83%
Humidité volumique (%)	98%	94%	100%	1%	72	1%

Annexe 5 : Estimation de l'évaporation et de la transpiration sur les lits de séchage

L'évapotranspiration (ET) dans un contexte donné en présence d'une seule espèce peut être évaluée à partir de l'évapotranspiration de référence ET_0 par la relation $ET=K_C \cdot ET_0$. Le coefficient cultural (K_C) s'écrit comme la somme de deux termes, l'un prenant en compte la transpiration de la plante ($K_S \cdot K_{C-TR}$) et l'autre prenant en compte l'évaporation du sol (K_{C-E}). L'objet de ce paragraphe est le calcul de K_{C-TR} et K_{C-E} pour l'évaluation de la transpiration dans les LSP et de l'évaporation sur les LSNP dans le cadre des simulations réalisés dans les présents travaux.

5.2.7 Méthode d'estimation

La méthode de calcul utilisée est celle décrite par Allen et al. (1998). La boue a été assimilée à l'argile. Le tableau A5-1 ci-dessous résume les formules de calculs et les valeurs retenues pour certains paramètres dans l'estimation de l'évaporation sur les lits de séchage non planté.

Tableau A5-1 : Formules de calcul du coefficient K_{C-E} et de l'estimation de l'évaporation journalière pour les LSNP

Paramètre	Formule/hypothèse/valeur (source)
K_{CB}	K_{CB} (Allen et al., 1998) Valeur retenue 0,15
Capacité au champ (θ_{FC})	Varie entre 0,32 et 0,40 (Allen et al., 1998) Valeur retenue 0,32 m ³ /m ³
Point de flétrissement (θ_{WP})	Varie entre 0,20 et 0,24 (Allen et al., 1998) Valeur retenue 0,20 m ³ /m ³
Epaisseur de sol/boue sujet à évaporation (Ze)	Varie entre 0 et 0,15 m (Allen et al., 1998) Valeur retenue 0,15 m
Hauteur d'eau maximale d'évaporation sans restriction (REW)	Varie entre 8 et 12 (Allen et al., 1998). Valeur retenue 12
Hauteur d'eau maximale d'évaporation avec restriction (TEW)	$1000 \cdot (\theta_{FC} - 0,5 \cdot \theta_{WP}) \cdot Ze$ (Allen et al., 1998) Valeur obtenue 33 mm
Coefficient de réduction de l'évaporation (Kr)	$\text{Max}[0 ; (TEW - De_{i-1}) / (TEW - REW)]$ si $De_{i-1} > REW$, 1 sinon (Allen et al., 1998)

Paramètre	Formule/hypothèse/valeur (source)
Coefficient cultural maximal possible (K_{Cmax})	Valeur retenue 1,2 (Allen et al., 1998)
Coefficient d'évaporation (K_{CE})	$K_r.(K_{Cmax}-K_{CB})$ (Allen et al., 1998)
Hauteur cumulée d'eau évaporée au jour i (De_i)	$De_{i-1}+K_{CEi}.ET_0$
Evaporation (ET_{EV})	$K_{CE}.ET_0$

Le tableau A5-2 ci-dessous résume les formules de calculs et les valeurs retenues pour certains paramètres dans l'estimation de l'évaporation et la transpiration sur les lits de séchage plantés.

Tableau A5-2 : Formules de calcul des coefficients K_{C-E} , K_{C-TR} et de l'estimation de l'évaporation et la transpiration journalière pour les LSP

Paramètre	Formule/hypothèse/valeur (source)
Coefficient cultural des roseaux (K_C)	K_C (Allen et al., 1998)
Coefficient de transpiration de base de <i>Phragmites australis</i> (K_{CB})	$K_C - 0,1$ (Allen et al., 1998)
Hauteur des plantes (h)	Compris entre 1m et 3m (Allen et al., 1998). Valeur retenue 2 m
Vitesse du vent (u)	u / hypothèse (Argilaga, 2011) Valeur retenue 7,3 m/s
Humidité relative minimale (H_{Rmin})	H_{Rmin} / hypothèse (Argilaga, 2011) Valeur retenue 49%
Coefficient de transpiration spécifique aux conditions de terrain (K_{C-TR})	$K_{CB} + [0,04(u-2)-0,004(H_{Rmin}-45)](h/3)^{0,3}$ (Allen et al., 1998)
Capacité au champ (θ_{FC})	Varie entre 0,32 et 0,40 (Allen et al., 1998) Valeur retenue $0,32 \text{ m}^3/\text{m}^3$
Point de flétrissement (θ_{WP})	Varie entre 0,20 et 0,24 (Allen et al., 1998) Valeur retenue $0,20 \text{ m}^3/\text{m}^3$
Epaisseur de sol/boue sujet à évaporation (Ze)	Varie entre 0 et 0,15m (Allen et al., 1998) Valeur retenue 0,15 m

Paramètre	Formule/hypothèse/valeur (source)
Hauteur d'eau maximale d'évaporation sans restriction (REW)	Varie entre 8 et 12 (Allen et al., 1998). Valeur retenue 12
Hauteur d'eau maximale d'évaporation avec restriction (TEW)	$1000 \cdot (\theta_{FC} - 0,5 \cdot \theta_{WP}) \cdot Ze$ (Allen et al., 1998) Valeur obtenue 33 mm
Coefficient de réduction de l'évaporation (Kr)	$\text{Max}[0 ; (TEW - De_{i-1}) / (TEW - REW)]$ si $De_{i-1} > REW$, 1 sinon (Allen et al., 1998)
Hauteur cumulée d'eau évaporée au jour i (De _i)	$De_{i-1} + K_{CEi} \cdot ET_0$
Coefficient cultural maximal possible (K _{Cmax})	$\text{Max} \{1,2 + [0,04(u-2) - 0,004(H_{Rmin} - 45)](h/3)^{0,3} ; K_{CB} + 0,05\}$ (Allen et al., 1998)
Coefficient cultural des sols secs et nus (K _{Cmin})	Varie entre 0,15 et 0,20 (Allen et al., 1998) Valeur retenue 0,15
Fraction du couvert végétal (f _c)	$[(K_{CB} - K_{Cmin}) / (K_{Cmax} - K_{Cmin})]^{(1+0,5h)}$ (Allen et al., 1998)
Fraction de sol humidifiée (f _w)	Hypothèse, valeur retenue 1
Fraction de sol la plus évaporé (f _{ew})	$\text{Min}(1 - f_c ; f_w)$ (Allen et al., 1998)
Coefficient d'évaporation (K_{CE})	$\text{Min} [Kr \cdot (K_{Cmax} - K_{CB}) ; f_{ew} \cdot K_{Cmax}]$ (Allen et al., 1998)
Evaporation (ET_E)	$K_{CE} \cdot ET_0$ (Allen et al., 1998)
Epaisseur de sol/boue sujet à transpiration (Z _r)	Hypothèse : hauteur des boues et de la couche filtrante *Valeur retenue 0,55 m
Hauteur d'eau maximale transpirée avec restriction (TAW)	$1000 \cdot (\theta_{FC} - \theta_{WP}) \cdot Z_r$ (Allen et al., 1998) Valeur obtenue 66 mm
Hauteur d'eau maximale transpirée sans restriction (RAW)	$p \cdot TAW$ (Allen et al., 1998), hypothèse $p = 0,5$ Valeur retenue 33 mm
Coefficient de stress hydrique (K _s)	$\text{Max}[0 ; (TAW - Dr_{i-1}) / (TAW - RAW)]$ si $Dr_{i-1} > RAW$, 1 sinon

Paramètre	Formule/hypothèse/valeur (source)
Transpiration (ET_{TR})	K_s.K_{C-TR}.ET₀ (Allen et al., 1998)
Hauteur cumulée d'eau évaporée au jour i (Dr _i)	Dr _{i-1} + K _{Ci} .ET ₀ = Dr _{i-1} + (ET _E + ET _{TR}) (Allen et al., 1998)

(*) Sur la base des travaux de Uggetti et al. (2011), valeur de la somme de la couche de boue et de sable pour les lits simulés

Les valeurs d'ET₀ utilisées dans les calculs de la transpiration et de l'évaporation proviennent des travaux de Argilia (2011) pour les LSP et du calcul de la moyenne (pour une durée de repos donnée) des valeurs moyennes de l'évapotranspiration de référence pour les LSNP.

5.2.8 Résultats

Les valeurs de l'ET₀ obtenues sont inscrites dans les tableaux A5-3 et A5-4 respectivement pour les LSNP et les LSP. Le drainage étant très important le 1^{er} jour de repos, l'évaporation a été considérée négligeable la 1^{ère} journée. Le tableau A5-3 présente les résultats de calcul de l'évaporation sur les lits de séchage non plantés. L'évaporation sur les lits a diminué avec le temps et est moins importante que l'évapotranspiration de référence dès le 4^{ème} jour de repos. Les valeurs obtenues montrent que 96% de la hauteur d'eau évaporable a été évaporée.

Tableau A5-3 : Résultats de l'estimation de l'évaporation sur le LSNP avec 10 jours de repos

Jour	ET ₀ (mm)	De initial (mm)	Niveau d'humidité	K _r	K _{CE}	ET _{EV} (mm)	De final (mm)
1	6,7	0,0	1	1,0	1,05	7,1	0,0
2	6,7	0,0	1	1,0	1,05	7,0	7,0
3	6,7	7,0	1	1,0	1,05	7,1	14,1
4	6,4	14,1	2	0,9	0,95	6,1	20,1
5	6,8	20,1	2	0,6	0,64	4,4	24,5
6	6,3	24,5	2	0,4	0,43	2,7	27,2
7	6,5	27,2	2	0,3	0,29	1,9	29,1
8	6,3	29,1	2	0,2	0,20	1,2	30,3
9	6,2	30,3	2	0,1	0,13	0,8	31,1
10	6,3	31,1	2	0,1	0,09	0,6	31,7

Le tableau A5-4 présente les résultats de calcul de l'évaporation et de la transpiration sur les lits de séchage plantés simulés. Les hauteurs d'eau transpirées sont bien plus importantes que celles évaporées sur ces lits. Ceci montre bien l'importance des plantes dans la déshydratation des boues sur les LSP. L'ET₀ de référence est 2 à 3 fois plus élevé dans le contexte du lit non

planté (Ouagadougou) par rapport à celui des lits plantés (Barcelone). Cependant, les calculs montrent que la valeur estimée de la lame d'eau totale évaporée au bout de 10 jours est du même ordre de grandeur ou même supérieure à Barcelone (27 à 46 mm) qu'à Ouagadougou (32 mm). Alors, pour les saisons correspondant à ces situations, les siccités obtenues en climat soudano-sahélien avec les lits non plantés pourraient être atteinte sous un climat tempéré méditerranéen avec les lits plantés.

Tableau A5-4 : Résultats de l'estimation de l'évaporation et de la transpiration sur les LSP avec 10 jours de repos

Jour	De initial (mm)	Dr initial (mm)	Kr	K_{CE}	ET _E	De final (mm)	Ks	ET _{TR}	Dr final (mm)
Pour ET₀ = 3,7 mm, les calculs donnent K_{cmax} = 1,45 et K_{C-TR} = 1,275									
1	0,0	0,0	1,0	0,175	0,6	0,0	1,0	4,7	0,0
2	0,0	0,0	1,0	0,175	0,6	0,6	1,0	4,7	5,4
3	0,6	5,4	1,0	0,175	0,6	1,3	1,0	4,7	10,7
4	1,3	10,7	1,0	0,175	0,6	1,9	1,0	4,7	16,1
5	1,9	16,1	1,0	0,175	0,6	2,6	1,0	4,7	21,5
6	2,6	21,5	1,0	0,175	0,6	3,2	1,0	4,7	26,8
7	3,2	26,8	1,0	0,175	0,6	3,9	1,0	4,7	32,2
8	3,9	32,2	1,0	0,175	0,6	4,5	1,0	4,7	37,5
9	4,5	37,5	1,0	0,175	0,6	5,2	0,9	4,1	42,3
10	5,2	42,3	1,0	0,175	0,6	5,8	0,7	3,4	46,3
Pour ET₀ = 2,1 mm, les calculs donnent K_{cmax} = 1,45 et K_{C-TR} = 1,275									
1	0,0	0,0	1,0	0,175	0,4	0,0	1,0	2,7	0,0
2	0,0	0,0	1,0	0,175	0,4	0,4	1,0	2,7	3,0
3	0,4	3,0	1,0	0,175	0,4	0,7	1,0	2,7	6,1
4	0,7	6,1	1,0	0,175	0,4	1,1	1,0	2,7	9,1
5	1,1	9,1	1,0	0,175	0,4	1,5	1,0	2,7	12,2
6	1,5	12,2	1,0	0,175	0,4	1,8	1,0	2,7	15,2
7	1,8	15,2	1,0	0,175	0,4	2,2	1,0	2,7	18,3
8	2,2	18,3	1,0	0,175	0,4	2,6	1,0	2,7	21,3
9	2,6	21,3	1,0	0,175	0,4	2,9	1,0	2,7	24,4
10	2,9	24,4	1,0	0,175	0,4	3,3	1,0	2,7	27,4