

Faculté des Sciences
Unité Assainissement et Environnement

Étude de l'assainissement non collectif en Afrique Subsaharienne : Application à la ville de Bujumbura

Dissertation présentée par

Patrice BIGUMANDONDERA
en vue de l'obtention du grade de
Docteur en Sciences

Décembre 2014

Composition du Jury :

Président : Pr Jean Jacques BOREUX (Université de Liège, Belgique)
Promoteur : Pr Jean-Luc VASEL (Université de Liège, Belgique)
Co-Promoteur : Pr Théophile NDIKUMANA (Université du Burundi, Burundi)
Membres : Pr Philippe ANDRE (Université de Liège, Belgique)
Ir Louis VANDEVENNE (Université de Liège, Belgique)
Dr Chema KEFFALA (Institut Agronomique de Chott Mériem, Tunisie)

Année académique 2014-2015

A

*Odette mon épouse
Caleb, Dervi et Noah mes enfants*

Tables des matières

Remerciements	vii
Résumé	x
Summary	xii
Liste des figures.....	xiv
Liste des tableaux.....	xviii
Listes des Sigles et abréviations	xxi
Introduction générale	1
Références Bibliographiques	4

CHAPITRE I:... Assainissement non collectif : cheminement en trois étapes 5

I.1. Quelques définitions	5
I.2. Technologies d'assainissement non collectif pour les pays en développement	6
I.2.1. Maillon amont	6
I.2.1.1. Technologies de recueils des eaux usées et des excreta au niveau du ménage.	7
I.2.1.2. Plusieurs technologies, laquelle faut-il choisir?	22
I.2.2. Maillon intermédiaire	22
I.2.3. Maillon aval	27
Références bibliographiques	29

CHAPITRE II: Vers une meilleure compréhension de la gestion des eaux usées en Afrique subsaharienne..... 33

II.1. Panorama de la gestion des eaux usées domestiques en Afrique subsaharienne	33
II.2. Cas d'étude de la ville de Bujumbura	42
II.2.1. Introduction.....	42
II.2.2. Description du milieu d'étude : Ville de Bujumbura.....	43
II.2.2.1. Situation géographique, administrative et démographique de la ville de Bujumbura	43
II.2.2.1.1. Situation géographique.....	43
II.2.2.1.2. Situation administrative de la ville de Bujumbura.....	43

II.2.2.1.3. Situation démographique	44
II.2.2.2. Alimentation en eau potable et assainissement de la ville de Bujumbura.....	45
II.2.2.2.1. Alimentation en eau potable de la ville	45
II.2.2.2.2. Assainissement liquide de la ville de Bujumbura.....	46
II.2.3. Enquêtes effectuées en ville de Bujumbura.....	49
II.2.3.1. Enquête-ménage	50
II.2.3.1.1. Élaboration du questionnaire d'enquête.....	50
II.2.3.1.2. Formation des enquêteurs et déroulement d'enquête.....	51
II.2.3.1.3. Critères d'échantillonnage.....	52
II.2.3.1.4. Méthodologie d'échantillonnage.....	53
II.2.3.2. Enquête auprès des entreprises de vidanges.....	53
II.2.3.3. Enregistrement et stockage des données d'enquêtes	54
II.2.3.3.1. Élaboration d'une base de données	54
II.2.3.3.2. Présentation et structure des bases de données	54
II.2.3.4. Traitement des données d'enquêtes	56
Références bibliographiques	89

CHAPITRE III: Indicateur global d'assainissement non collectif comme outil d'évaluation et de suivi des performances pour l'assainissement non collectif en Afrique subsaharienne 92

III.1. Introduction	92
III.2. Méthodologie.....	94
III.3. Description des méthodes utilisées pour l'établissement de l'indicateur global d'ANC.....	95
III.3.1. Méthode de Saaty.....	96
III.3.2. ELECTRE	97
III.3.3. Composite Programming.....	98
III.4. Résultats.....	100
III.4.1. Indicateurs et alternatives des différents maillons de la chaîne d'assainissement ..	100
III.4.2. Choix des Critères et évaluation des alternatives	102
III.4.2.1. Critères de classement des alternatives pour l'Indicateur I_1	103
III.4.2.2. Critères de classement de diverses alternatives pour les Indicateurs I_3 et I_4 .	105
III.4.2.3. Critères de classement de diverses alternatives pour l'Indicateur I_5	106
III.4.2.4. Critères de classement de diverses alternatives pour l'Indicateur I_6	107
III.4.3. Classement des alternatives de différents indicateurs selon la méthode ELECTRE II	108
III.4.4. Agrégation des indicateurs en indicateur unique de synthèse par le Composite Programming	109
III.4.5. Contributions des différents indicateurs à la réalisation de l'indicateur global d'ANC	

III.5. Enquête parasitologique	112
III.6. Discussion et conclusion.....	114
Références Bibliographiques	116

CHAPITRE IV: Procédure de sélection des technologies d'Assainissement non collectif dans les pays en développement **119**

IV.1. Introduction	119
IV.1.1. Définition	119
IV.1.2. Les éléments d'un système d'assainissement non collectif	119
IV.2. Revue de la littérature.....	122
IV.3. Méthodologie de choix des systèmes d'assainissement non collectif...	125
IV.4. Critères de sélection des technologies d'assainissement.....	127
IV.4.1. Maillon amont	127
IV.4.2. Maillon intermédiaire.....	130
IV.4.3. Maillon aval	131
IV.5. Sélection des technologies d'assainissement	132
IV.5.1. Grille de sélection pour le maillon amont	133
IV.5.2. Grille de sélection pour le maillon intermédiaire.....	138
IV.6. Configuration des systèmes d'assainissement non collectif	139
IV.7. Quid de la ville de Bujumbura?.....	141
IV.7.1. Systèmes d'assainissement non collectif en ville de Bujumbura	141
IV.7.2. Évaluation des systèmes d'assainissement non collectif en ville de Bujumbura	142
IV.7.2.1. Nature du sol et niveau de la nappe phréatique.....	143
IV.7.2.2. Rayon d'action.....	148
Références Bibliographiques	153

CHAPITRE V: Étude des processus de décantation des particules solides dans des fosses septiques **156**

V.1. Introduction	156
V.2. Matériel et méthodes.....	158
V.2.1. Démarche expérimentale	158
V.2.2. Méthodes d'interprétation des essais	159
V.3. Résultats et discussions.....	162
V.3.1. Par la méthode de Tay.....	163
V.3.2. Par la méthode de Krishnan	165

V.3.3. Synthèse et comparaison des T_{50} selon les méthodes de Tay et de Krishnan	168
V.4. Conclusion.....	172
Références bibliographiques	172

CHAPITRE VI:Évaluation du taux d'accumulation et de production de boues dans la fosse septique 174

VI.1. Introduction	174
VI.1.1. Différentes couches dans la fosse septique	175
VI.1.2. Processus se déroulant au sein de la fosse septique.....	176
VI.1.2.1. Processus physiques.....	177
VI.1.2.2. Processus biologiques	178
VI.2. Travaux antérieurs en rapport avec le taux d'accumulation des boues 178	
VI.2.1. Techniques de mesure de l'épaisseur des boues	178
VI.2.1.1. Technique de la tige	179
VI.2.1.2. Sludge Gun®	180
VI.2.1.3. Détecteur portable du niveau de boues EPARCO	180
VI.2.2. Valeurs de la littérature.....	181
VI.2.2.1. Taux d'accumulation des boues	181
VI.2.3. Production spécifique des boues dans la fosse septique	183
VI.3. Approches méthodologiques	183
VI.3.1. Choix des fosses septiques	184
VI.3.2. Méthodes de mesure de l'épaisseur des boues et de prélèvement de l'échantillon de boues	185
VI.3.2.1. Mesure de l'épaisseur de boues et de l'écume.....	185
VI.3.2.2. Prélèvement de l'échantillon de boues dans la fosse septique	186
VI.4. Résultats et interprétation des résultats	187
VI.4.1. Informations de base sur les fosses septiques sélectionnées	187
VI.4.2. Taux d'accumulation des boues dans les fosses septiques	188
VI.4.3. Flux d'accumulation des boues dans les fosses septiques	191
VI.5. Conclusion.....	195
Références Bibliographiques	197

CHAPITRE VII:Caractérisation et essai de valorisation des boues de vidange..... 199

VII.1. Introduction	199
VII.2. Revue de la littérature.....	200
VII.2.1. Caractéristiques des boues de vidange	200

VII.2.2. Traitement des boues de vidange	203
VII.2.2.1. Digestion anaérobie	203
VII.2.2.1.1. Définition et historique	203
VII.2.2.1.2. Les différentes étapes de la digestion anaérobie	204
VII.2.2.1.3. Inhibiteurs de la digestion anaérobie	206
VII.2.2.2. Compostage	206
VII.2.2.2.1. Définition	206
VII.2.2.2.2. Les phases du compostage	206
VII.2.2.2.3. Les techniques de compostage	208
VII.2.2.2.4. Les paramètres de compostage	209
VII.2.3. Déchets solides municipaux dans les pays en voie de développement	210
VII.3. Matériels et méthodes	210
VII.3.1. Essai de traitement des boues en réacteur aéré et non aéré	211
VII.3.2. Co-digestion anaérobie partielle couplée à un compostage dans le même réacteur	212
VII.4. Résultats et interprétation des résultats	214
VII.4.1. Traitement en réacteur aéré	214
VII.4.2. Traitement en réacteur anaérobie : production en méthane des boues de vidange	223
VII.4.3. Co-digestion anaérobie partielle couplée à un compostage dans le même réacteur	227
VII.4.3.1. Caractéristiques des déchets mis en réacteur	227
VII.4.3.2. Production du méthane dans un réacteur séparé (en batch)	231
VII.4.3.3. Bilan DCO de la digestion anaérobie	231
VII.4.3.4. Compostage du digestat	233
VII.5. Conclusion	235
Références bibliographiques	237
Conclusions générales et perspectives	242
Annexes	248

Remerciements

Au terme de ce travail, il me tient à cœur d'exprimer par les lignes qui suivent toute ma gratitude aux personnes physiques et morales, sans lesquelles cette thèse n'aurait pas été réalisée.

Mes remerciements vont au gouvernement de la République du Burundi pour m'avoir octroyé une bourse d'études et à l'Université du Burundi pour m'avoir autorisé d'aller continuer mes études et supporter ma famille durant cette période.

Mes sincères remerciement vont à l'endroit de Professeur VASEL Jean-Luc pour avoir accepté d'encadrer cette Thèse, ses remarques pertinentes, sa rigueur scientifique et sa disponibilité a permis l'aboutissement du présent travail.

Je remercie très vivement Professeur NDIKUMANA Théophile, Co-promoteur de cette Thèse, pour la confiance qu'il m'a faite en mettant à ma disposition son laboratoire. Je lui suis très reconnaissant de l'ambiance qu'il a fait régner dans son laboratoire et de l'aide qu'il m'a apporté pour que mes travaux de terrain puissent avancer sans embûche. À tout problème qui se posait, la solution était vite trouvée et de façon satisfaisante.

Mes remerciements vont également aux membres du jury :

-Professeur BOREUX Jean-Jacques, en plus d'accepter de faire partie de ceux qui vont juger cette thèse, je lui suis très reconnaissant de m'avoir fourni son aide quant il fallait appliquer les outils d'aide multicritères à la décision,

-Ir VENDEVENNE Louis, qui était également membre de mon comité de thèse, j'ai tout au long de cette thèse bénéficié de ses compétences scientifiques,

- Professeur ANDRE Philippe, sa disponibilité et sa réaction rapide pour tout problème d'ordre administratif surtout durant cette année où il assurait le rôle de promoteur administratif en remplacement de Monsieur VASEL qui était partie en retraite,

-Docteur KEFFLA Chema pour avoir accepté de faire partie du jury qui va juger ce travail. Quand elle était encore membre de l'Unité Assainissement et Environnement, son bon humeur au sein de l'unité et son aide surtout lors des sorties de terrain pour les essais de décantation dans les fosses septiques ont beaucoup contribué dans l'avance de ce travail.

J'adresse des remerciements aux membres de l'unité Assainissement et Environnement au sein de laquelle cette thèse s'est déroulée : Hugues, Fouad, Corine, Jean Philip et David ; à mes collègues doctorants : Dine, Thierry, Gaston, Émilienne, Leonard et Alex. Aux anciens de l'équipe : Casimir, Trésor, Marcello, Céline, Elodie et Duc

Je remercie également :

- L'ARES-CCD (ancienne CUD) par le biais du projet PIC Burundi qui a rendu possible les travaux de terrain au Burundi
- PACODEL pour l'octroi des subsides de finalisation de thèse
- L'entreprise Eparco qui a mis à notre disposition via l'unité Assainissement et Environnement, le matériel de mesure d'accumulation des boues dans les fosses septiques.

Je tiens également à remercier BARTOLOOME Chantal pour son écoute permanente et son courage à trouver des solutions sur des problèmes administratifs compliqués, HEYMAN Catherine pour sa disponibilité qu'elle a toujours témoignée, DASNOY Françoise gestionnaire des maisons communautaires, Lucia, Lisbert, Monique, Gérard ainsi qu'à tout le personnel de Campus d'Arlon pour l'un ou l'autre geste posé pour faire avancer cette Thèse.

Je témoigne aussi ma sympathie envers ma famille élargie au Burundi et mes amis qui n'ont rien ménagé pour aider mon épouse dans l'éducation des enfants durant mon absence. Ici en Belgique, mes pensées vont plus spécialement à la famille BUKASA Nicaise et à Madame Grégonie pour l'amour qu'elles ont témoignés en vers moi durant mon séjour en Belgique.

Mes remerciements s'adressent également aux autorités administratives des communes de Cibitoke, Kinama, Kinindo et Musaga de la Mairie de Bujumbura pour leur collaboration durant les enquêtes de terrain ; aux autorités du Ministère de la Santé publique et de la lutte contre le SIDA pour m'avoir accordé l'accès aux données épidémiologiques et surtout à madame Florence Nishimagizwe pour sa disponibilité ; aux autorités de la SETEMU pour m'avoir donné l'autorisation d'accéder à la station d'épuration de Buterere ; aux différents ménages qui ont collaboré dans les enquêtes et ceux qui ont mis à notre disposition leurs fosses septiques pour des analyses.

Un grand merci à ANTOINE Denis pour son aide dans la mise en page de cette thèse et à KUBWIMANA Désiré pour son aide à la réalisation des cartes de la ville de Bujumbura.

Je suis aussi reconnaissant à toutes les personnes que j'ai rencontrées durant mon passage en Belgique que ça soit dans les maisons communautaires ou ailleurs et qui ont rendu agréable mon séjour en Belgique. Je pense spécialement à Jean Fruit, Jean Claude, Carlène, Claude, Jimmy, Christophe, Famille MODIBO, Godefride, Jonathan, Léonidas, Capitoline, Olivier, François, Bernard,...

Enfin qu'il me soit permis de remercier tous ceux qui de près ou de loin ont participé à la réalisation de ce thèse et qui n'ont pas pu être cités.

Résumé

La filière d'assainissement non collectif (ANC) en Afrique subsaharienne est un domaine complexe qui nécessite la mise à contribution d'une approche multidimensionnelle mobilisant plusieurs acteurs et domaines de compétence variés.

Cette thèse a pour objet principal de mener une étude intégrant les trois maillons de la chaîne qui composent la filière d'assainissement non collectif, à savoir le maillons amont qui concerne les ouvrages d'ANC installés au niveau des domiciles de particuliers, le maillon intermédiaire qui concerne l'évacuation et le transport des boues vers un site de traitement et le maillon aval qui concerne le dépôtage et le traitement des boues vidangées. Une méthode sociologique mobilisant des techniques d'enquêtes et d'observation sur site a permis de bien comprendre les pratiques d'assainissement non collectif sur terrain dans le contexte des pays en développement. Des méthodologies allant dans le sens d'initier des mesures correctives par rapport à ce qui se fait actuellement sont adoptées. C'est notamment la mise en place d'une méthode d'évaluation de l'assainissement non collectif utilisant un indicateur qui résulte d'une combinaison des indicateurs élaborés en tenant compte des trois maillons de la filière. Parallèlement, une procédure de sélection des technologies d'assainissement se basant sur un certain nombre de critères a été adoptée. Les technologies proposées de même que les critères utilisés pour leur mise en place suivent la même logique que précédemment, c'est à dire celle consistant à tenir en considération les trois maillons de la filière.

Cette étude s'est également intéressée aux éléments de dimensionnement de la fosse septique et d'évaluation de ses performances, en raison de la place primordiale qu'elle occupe dans de nombreuses filières. Ainsi, les essais de décantation sur colonne qui ont été réalisés montrent que la décantabilité des matières qui entrent dans cet ouvrage est bonne mais que dans l'effluent qui sort de la fosse septique reste des matières susceptibles de décanter, résultat qui nécessite d'être pris en compte lors de la mise en place de dispositifs aval qui suivent la fosse septique. La mesure du taux d'accumulation des boues dans la fosse septique montre que pour une période de vidange de quatre ans, le dimensionnement peut se faire sur base d'un taux moyen d'accumulation des boues de 0,22L/habitant /jour et que le compartimentage de la fosse septique ne se justifie pas du point de vue de l'accumulation des boues. Ces valeurs (aussi exprimée en g DCO EH⁻¹ j⁻¹) sont utiles à la fois pour évaluer la fréquence de vidange à adopter, mais aussi les capacités de traitement de gadoues à mettre en œuvre.

Les analyses effectuées sur ces boues de vidange les présentent comme un produit faiblement biodégradable avec un talon dur en DCO atteignant 47,5 %, comme un produit ayant un potentiel méthanogène faible limitant l'intérêt de leur valorisation en digestion anaérobie en tant que substrat. Mais par contre, leur co-traitement avec les déchets ménagers dans un procédé de co-digestion anaérobie partielle suivi du compostage où les boues de vidanges sont considérées comme inoculum de digestion est intéressant et les résultats préliminaires trouvés sont encourageants, notamment en matière de gain de temps dans la durée du processus. Le procédé a entre autres avantages de limiter la manipulation du déchet en cours de traitement et de fournir à la fin deux produits directement valorisables : le compost et le méthane.

Ainsi nous espérons que ce travail pourra contribuer à la mise en place dans les pays africains d'un assainissement non collectif plus efficace et plus en mesure de répondre aux objectifs fixés par les organismes internationaux.

Mots clés : assainissement non collectif, biodégradabilité, boue de vidange, co-digestion, indicateur d'assainissement, potentiel méthanogène, taux d'accumulation

Summary

On-site sanitation sector in sub-Saharan African is a complex area that requires the involvement of a multidimensional approach mobilizing various actors and competencies.

The main purpose of this thesis is to conduct a study integrating the three links in the sanitation chain that compose the on-site sanitation sector, namely the upstream links regarding sanitation facilities installed at private homes, the intermediate link for evacuation of sludge and transport to a treatment site and the downstream link for disposal and treatment sludge. A sociological approach mobilizing both survey techniques and on-site observation has allowed understanding the on-site sanitation practices in the field of developing countries. Methodologies to initiate corrective action with respect to what is done so far are utilized. Such as a method for evaluating on-site sanitation using an indicator that is a combination of indicators developed taking into account the entire sanitation sector. At the same time, a procedure to select sanitation technologies based on a number of criteria was adopted. The proposed technologies as well as criteria used for their implementation follow the same logic as previously, i.e. that consisting of taking into account the entire sanitation sector.

This study also examined the design procedure of the septic tank and of evaluated its performance on site given that it is used in many sanitation systems. Settling column tests were carried out show that the effluent who enters in the septic tank settles well but settleable solids remain in the effluent leaving the septic tank remaining, parameter that needs to be taken into account in the establishment of the infiltration bed after the septic tank. Quantification of sludge accumulation rates in the septic tank shows that for a pump out period every 4 years, the design can be based on an average sludge accumulation rate of 0.22L/person/day. These values (as expressed in g COD/person/day) are useful both to assess withdrawal, but also to design sludge's disposal site.

Analyses of these sludges reveal a poorly biodegradable product with a non-biodegradable COD fraction reaching 47.5%, thus as a product with a low methanogenic potential, limiting the interest of its application in anaerobic digestion as a substrate. But, their co-treatment with organic solids waste in a partial anaerobic co-digestion process followed by composting. In this case sludges are considered as digestion inoculums. Preliminary results are encouraging, particularly in terms of total time needed for the entire process. Among other advantages, this

process reduces handling of the waste being processed and provides two end products directly recoverable: compost and methane.

So we hope that this research will contribute to the establishment in African countries for more efficient on-site sanitation, able to meet the targets set by international organizations.

Key Words: on-site sanitation, biodegradability, sludge, co-digestion, indicator, methanogenic potential, accumulation rates

Liste des figures

Figure 1: Latrine à canon (Kouam Kenmogne, 2013)	8
Figure 2: Latrine <i>VIP</i> à simple fosse (Kalbermatten <i>et al.</i> , 1980)	10
Figure 3: Latrine <i>VIP</i> à double fosse (Kalbermatten <i>et al.</i> , 1980).....	11
Figure 4: Inclinaison du tuyau de chute des excreta de ROEC (Kalbermatten <i>et al.</i> , 1980).....	12
Figure 5 : Schéma de la fosse septique (Kalbermatten <i>et al.</i> , 1980).....	14
Figure 6 : système <i>aqua-privy</i> (Franceys <i>et al.</i> , 1995).....	15
Figure 7 : Siphon hydraulique (Tilley <i>et al.</i> , 2008).....	16
Figure 8 : Latrine à siphon avec fosse sous la superstructure (Cotton <i>et al.</i> , 1995)	16
Figure 9 : Latrine à siphon avec fosse déportée (Cotton <i>et al.</i> , 1995)	16
Figure 10 : Latrine avec déviation d'urine (a), cuvette de la toilette (b) (Langergraber & Muellegger, 2005).....	19
Figure 11 : Latrine surélevée (Franceys et Pickford, 1995)	21
Figure 12 : Véhicules de vidange mécanique (a) Vacuum tank (b) Micravac (c) Dung Beetle et (d) vacutug (source: O'Riordan, 2009).....	23
Figure 13 : Exemple de technologie utilisée en vidange semi-mécanique : Gulper (Sugden, 2005)	24
Figure 14 : Photo MAPPET (Klingel <i>et al.</i> , 2002).....	25
Figure 15 : Vidange manuelle d'une fosse à Dar es Salam: (a) homme se trouvant dans la fosse (b) à l'extérieur de la fosse un autre déverse les boues dans la cour de la parcelle (Sugden, 2005).....	26
Figure 16 : Options potentielles de traitement/valorisation des boues de vidanges	28
Figure 17 : Carte administrative de la ville de Bujumbura	44
Figure 18 : Zone à assainissement collectif et non collectif en Ville de Bujumbura	48
Figure 19 : Structure de la base de données de l'enquête-ménage	55
Figure 20 : Structure de la base de données de l'enquête auprès des entreprises de vidange	55
Figure 21 : Vue générale de la base de données de l'enquête-ménage	55
Figure 22 : Extrait d'une table de la base de données de l'enquête-ménage.....	56
Figure 23 : Nombre d'habitants par ménage pour différentes communes	59

Figure 24 : Proportions des niveaux d'instruction du responsable du ménage dans les communes enquêtées.....	60
Figure 25 : Plan factoriel formé par les axes 1et 2.....	73
Figure 26 : Plan factoriel formé par les axes 1et 3.....	74
Figure 27 : Plan factoriel formé par les axes 2et 3.....	744
Figure 28 : Plan factoriel formé par les axes 1et 2.....	76
Figure 29 : Plan factoriel formé par les axes 1et 3.....	77
Figure 30 : Plan factoriel formé par les axes 2et 3.....	77
Figure 31 : Plan factoriel formé par les axes 1et 2.....	79
Figure 32 : Plan factoriel formé par les axes 1et 3.....	79
Figure 33 : Plan factoriel formé par les axes 2et 3.....	80
Figure 34 : Planification de la gestion de l'ANC en ville de Bujumbura.....	86
Figure 35: Schéma simplifié de la méthodologie	95
Figure 36: Regroupement des indicateurs par lot.....	110
Figure 37 : Schéma conceptuel du système d'assainissement non collectif (De Bruijne et al., 2007)	119
Figure 38 : Illustration d'une provision de mélange d'assainissement à l'échelle d'une ville (Letema et al. (2012)).....	124
Figure 39 : Schéma générale d'un système d'assainissement et des critères à prendre en compte pour le choix de technologies	133
Figure 40 : Grille de sélection des technologies à installer au niveau du ménage.....	134
Figure 41 : Grille de sélection des technologies de vidange des boues.....	138
Figure 42 : Configuration des systèmes d'assainissement: cas des systèmes humides.....	140
Figure 43 : Configuration des systèmes d'assainissement: cas des systèmes secs.....	140
Figure 44 : Systèmes d'assainissement rencontrés en ville de Bujumbura	142
Figure 45 : Profils géologiques des forages et niveau de la nappe phréatique	144
Figure 46 : Localisation des forages en ville de Bujumbura	145
Figure 47 : Déversement des eaux usées dans le caniveau d'eau pluviale du quartier Carama (commune Kinama)	146

Figure 48 : Boues vidangées en Commune Kinama: proportion entre le quartier Carama et le reste de la commune Kinama (de janvier- juillet 2013)	147
Figure 49 : Quantité des boues dépotée à la station d'épuration de Buterere	150
Figure 50 : Rayon d'action entre le site de dépotage des boues et les différentes localités de la ville de Bujumbura	151
Figure 51 : Évolution des concentrations en matières en suspension (MES) après divers temps de sédimentation en colonne (Edeline, 1992)	157
Figure 52 : (a) schéma de la colonne de décantation utilisée et (b) Essai de décantation sur terrain	159
Figure 53 : Graphes ayant servi à la détermination du temps correspondant à 50 % d'enlèvement des MES par la méthode de Tay.	165
Figure 54 : Pourcentage d'enlèvement des MES en fonction de la vitesse ascensionnelle.....	167
Figure 55 : Comparaison des deux méthodes de Tay et Krishnan par rapport au T_{50} : (a) cas d'effluents d'entrée; (b) cas d'effluents de sortie	169
Figure 56 : Différentes zones au sein de la fosse septique (Bounds, 1997 & Kalbermatten <i>et al.</i> , 1980)	176
Figure 57 : Différents types de décantation des particules dans une fosse septique (Seabloom <i>et al.</i> , 2005).....	177
Figure 58: Dispositif de mesure des hauteurs des sédiments (Keffala <i>et al.</i> , 2011)	179
Figure 59: Sludge Gun® (Lossing, 2009)	180
Figure 60 : Détecteur portable du niveau de boues (Eparco assainissement, 2008).....	181
Figure 61 : Pompe submersible utilisée pour prélever l'échantillon de boues.....	187
Figure 62 : Taux d'accumulation des boues par compartiment.....	190
Figure 63 : Évolution des flux dans la fosse septique en fonction du temps de stockage des boues. 193	
Figure 64 : Rapport DCO/MS et MVS/MS en fonction de la durée de stockage des boues dans la fosse septique.....	193
Figure 65 : Différentes étapes de la digestion anaérobie (Godon, 2011 ; Paing, 2001 ; Schink, 1997)	204
Figure 66 : Courbe théorique d'évolution de la température au cours du compostage (Francou, 2003).	207
Figure 67 : Dispositif expérimental du réacteur aéré.....	211
Figure 68 : Schéma du réacteur non aéré	212

Figure 69 : Réacteur de co-digestion anaérobiose partielle couplée à un compostage d'un mélange de boue avec les déchets ménagers (a) photo du réacteur, (b) schéma du réacteur vu de l'intérieur...	214
Figure 70 : Évolution de la DCO non filtrée en réacteur aéré	221
Figure 71 : Évolution de la DCO filtrée en réacteur aéré	222
Figure 72 : Quantité cumulée de méthane produite dans les réacteurs en batch	224
Figure 73 : Évolution des AGV, DCO et DBO ₅ pendant la 1 ^{ère} phase de recirculation du jus de fermentation	230
Figure 74 : Évolution des AGV, DCO et DBO pendant la 2ème phase de recirculation du jus de fermentation	230
Figure 75 : Production cumulée de biogaz au cours des deux phases de recirculation.....	231
Figure 76 : Schéma du bilan DCO	232
Figure 77 : Évolution du pH et de NH ₄ ⁺ /NO ₃ ⁻ au cours du compostage.....	234
Figure 78 : Évolution de la température et du rapport C/N au cours du compostage	234
Figure 79 : Déchet avant traitement (à gauche) et après traitement (à droite).....	235

Liste des tableaux

Tableau 1 : Avantages et inconvénients des différentes techniques de vidange	26
Tableau 2: Tableau de synthèse en matière de gestion des eaux usées et excreta dans différentes régions d'Afrique	41
Tableau 3 : Pourcentage de la population par type d'approvisionnement en eau dans la ville de Bujumbura	46
Tableau 4 : Pourcentage de la population par type d'assainissement dans la ville de Bujumbura	47
Tableau 5 : Ouvrages d'ANC, lieux de déversement des eaux usées ménagères, approvisionnement en eau et catégorie sociale.....	58
Tableaux 6 : Relation entre mode assainissement et source d'approvisionnement en eau	62
Tableaux 7 : Relation entre le mode assainissement et la catégorie sociale.....	63
Tableaux 8 : Relation entre mode assainissement et accessibilité du ménage	64
Tableaux 9 : Proportion (%) entre le mode d'assainissement et mode de vidange.....	66
Tableaux 10 : Proportion (%) entre le mode d'assainissement et le rejet des eaux usées (EU) ménagères.....	68
Tableau 11 : Variables et modalités de réponses utilisées en ACM.....	71
Tableau 12 : Valeurs propres pour les communes de Cibitoke, Kinama et Musaga.....	72
Tableau 13 : Caractéristiques des entreprises de vidanges en ville de Bujumbura	82
Tableau 14 : Échelle de Saaty	96
Tableau 15 : Matrice des jugements	96
Tableau 16 : Choix de la méthode multicritère	98
Tableau 17 : Poids des états pour l'indicateur I2 [État de l'ouvrage d'assainissement]	101
Tableau 18 : Indicateurs et alternatives pour les différents maillons de la chaîne.....	102
Tableau 19 : Tableau des performances pour les alternatives de l'indicateur I1 [Installation d'assainissement dont dispose le ménage].....	105
Tableau 20 : Tableau des performances pour les alternatives des indicateurs I3 et I4 [Déversement des eaux usées de cuisine et de lessive, Déversement des eaux usées de douche].....	106
Tableau 21 : Tableau des performances pour les alternatives de l'indicateur I ₅ [<i>Action en cas de remplissage de la fosse</i>]	107

Tableau 22 : Tableau des performances pour les alternatives de l'indicateur I_6 [<i>Lieu de dépotage des boues vidangées</i>]	107
Tableau 23 : Classement des alternatives selon la méthode ELECTRE II.....	108
Tableau 24 : Performances des systèmes d'ANC en ville de Bujumbura	111
Tableau 25 : Prévalence des parasites intestinaux dans la zone d'étude	113
Tableau 26 : Ordres de grandeurs de la conductivité hydraulique dans différents types de sols	128
Tableau 27 : Quantité des boues dépotés à la STEP de Buterere dans la période de janvier-juillet 2013	147
Tableau 28 : Évolution des concentrations en MES en fonction du temps de rétention et des profondeurs de la colonne	163
Tableau 29 : Données des paramètres permettant la détermination du temps correspondant à 50 % d'enlèvement des MES selon la méthode de Tay	164
Tableau 30 : Pourcentages des MES éliminées et les vitesses ascensionnelles.....	166
Tableau 31 : Synthèse et comparaison des T50 selon les méthodes de Tay et Krishnan	168
Tableau 32 : (a) Caractéristiques physico-chimiques des effluents de sortie des FS (b) Ratios entre quelques paramètres de pollution	171
Tableau 33 : Taux d'accumulation présentés dans l'article de Philip <i>et al.</i> , 1993.....	181
Tableau 34 : Informations de base sur les fosses septiques étudiées	188
Tableau 35 : Taux d'accumulation des boues	189
Tableau 36 : Flux d'accumulation des boues en DCO	192
Tableau 37 : Flux d'accumulation des boues en matières sèches (MS)	192
Tableau 38 : Flux d'accumulation des boues en matières solides volatiles (MSV)	192
Tableau 39 : Rapport DCO/MS et MVS/MS en fonction du temps d'accumulation des boues dans la fosse septique	193
Tableau 40 : Caractéristiques moyennes des boues de vidange.....	201
Tableau 41: Évolution du pH, DCO et nitrites en traitement aérobie pour l'échantillon E1.....	215
Tableau 42 : Évolution du pH, DCO et nitrites en traitement aérobie pour l'échantillon E2.....	216
Tableau 43 : Évolution du pH, DCO et nitrites en traitement aérobie pour l'échantillon E3.....	217
Tableau 44 : Évolution du pH, DCO et nitrites en traitement aérobie pour l'échantillon E4.....	218
Tableau 45 : Évolution du pH, DCO et nitrites en traitement aérobie pour l'échantillon E5.....	219

Tableau 46 : Évolution du pH, DCO et nitrites en traitement aérobie pour l'échantillon E6.....	220
Tableau 47 : Talon réfractaire en DCO filtrée et non filtrée des différents échantillons.....	222
Tableau 48 : Potentiel méthanogène des boues de vidange.....	225
Tableau 49 : Bilan DCO et % de conversion de la DCO en CH4	226
Tableau 50 : Caractéristiques des DSM (à gauche) et des boues de vidange (à droite)	228
Tableau 51 : Évolution de certains paramètres dans le jus de fermentation au cours de la co-digestion anaérobie partielle	229
Tableau 52 : Évolution des paramètres de suivi au cours du compostage	233

Listes des Sigles et abréviations

ANC :	Assainissement non collectif
ARS-CCD :	Académie de Recherche et d'Enseignement supérieur – Commission de la Coopération au Développement
BSP :	Bloc sanitaire partagé
BV :	Boues de vidange
DBO ₅ :	Demande biochimique en oxygène en 5jours
DBOF :	DBO filtrée
DBONF :	DBO non filtrée
DCO :	Demande chimique en oxygène
DCOF :	DCO filtrée
DCONF :	DCO non filtrée
DSM :	Déchets solides municipaux
EcoSan :	Ecological Sanitation
ELECTRE :	Élimination Et Choix Traduisant la REalité
EU :	Eaux usées
FAO :	Food and Agriculture Organization of the United Nations
FS :	Fosse septique
LT :	Latrine traditionnelle
LS :	Latrine à siphon
MAPET :	Manual Pit Emptying Technology
MEEATU :	Ministère de l'Eau, de l'Environnement, de l'Aménagement du Territoire et de l'Urbanisme
MES :	Matières en suspension
MS :	Matières sèches
MVS :	Matières volatiles solide
N-NH ₄ ⁺ :	Azote ammoniacal

N-NO₂⁻ : Azote des nitrites

N-TOT : Azote total

OMD : Objectifs du millénaire pour le développement

PACODEL: Centre pour le Partenariat et la Coopération au Développement

PED : Pays en développement

ROBUCO : Road Building Company

SETEMU : Services Techniques Municipaux

STEP : Station d'épuration

TCMe : Toilette à chasse mécanique

Introduction générale

L'Afrique subsaharienne est caractérisée par une prédominance de l'assainissement non collectif (ANC) aussi bien en milieu rural que dans les grandes villes (Ingallinella *et al.*, 2002). La filière d'assainissement non collectif comme filière de gestion des eaux usées domestiques produites au niveau du ménage se caractérise par trois maillons la chaîne, chacun utilisant ses propres technologies. Depuis l'an 2000, l'assainissement se trouve inscrit parmi les secteurs devant faire objet d'évaluation pour les Objectifs du Millénaire pour le Développement (OMD), cette évaluation concerne la cible N° dix de l'objectif sept des OMD. Alors que l'échéance fixée pour l'atteinte des objectifs du millénaire arrive à l'expiration (échéance fixée pour 2015), le constant qui se dégage est que l'Afrique subsaharienne n'a pas atteint ses objectifs en matière d'assainissement et plus grave encore, reste une région du monde où l'écart entre le niveau atteint actuel en matière d'assainissement et celui qui était fixé comme cible est énorme. Les statistiques montrent que depuis 1990 (ligne de base pour les OMD) jusqu'en 2011, les pays de l'Afrique subsaharienne, en matière d'accomplissement des OMD pour l'assainissement, sont passés de 19 à 24% en milieu rural et de 43 à 42% en milieu urbain (WHO & UNICEF, 2013). En milieu rural, il y a eu une faible amélioration de la situation durant cette période, mais par contre, la situation en milieu urbain a régressé et la tendance se poursuit sans doute étant donné que depuis 2011 on ne voit pas d'actions concrètes ayant été entreprises allant dans le sens de renverser la situation. Sans être exhaustif, les raisons qui sont à la base de ce retard ou pour mieux dire de cet échec sont entre autres : la croissance démographique non maîtrisée (ONU-Habitat, 2013), le manque de moyens financiers, le manque de personnel qualifié pour la mise en place et la maintenance des technologies d'assainissement adaptées aux pays en développement de façon générale et à l'Afrique en particulier (Mara, 2003), l'absence de politiques claires en matière d'assainissement plus particulièrement en ANC, le manque d'initiatives locales destinées à trouver des solutions particulières pour des problèmes particuliers, les stratégies en matière d'assainissement qui sont en déphasage avec le degré d'urbanisation actuel. Un constat fort qui se dégage est que depuis longtemps, dans les pays africains, la gestion des excreta et des eaux usées a été une photographie des solutions ayant été adoptées ailleurs, surtout importées des pays développés alors que les contextes ne sont pas les mêmes.

À divers endroits dans les pays en développement, plusieurs études (comme cela va être montré tout le long de ce travail) traitant de l'ANC ont été conduites, mais le constat général

est l'absence d'une méthodologie consistant à s'intéresser à toute la filière constituée de trois maillons par ailleurs interconnectés. La conséquence découlant de cet état de choses est qu'il persiste à l'heure actuelle une confusion entre technologie d'assainissement et filière d'assainissement non collectif. L'exemple le plus frappant est quand l'ouvrage d'ANC qui stocke les excreta est assimilé à tort et à travers à la filière d'ANC alors qu'en principe le premier n'est qu'un des éléments du maillon amont de la chaîne d'assainissement. Malheureusement, cette confusion se remarque aussi dans la méthodologie d'évaluation des OMD en matière d'assainissement utilisée par le Programme commun OMS/UNICEF. L'indicateur utilisé dans cette évaluation consiste à voir le nombre de personnes ayant accès à des installations d'assainissement améliorées (UN, 2002). Cet indicateur tel qu'utilisé jusqu'ici par l'OMS/UNICEF n'est évidemment pas suffisant car il se limite seulement à l'ouvrage de stockage d'excreta et reste muet sur la gestion des eaux usées ménagères de même que sur l'évacuation, le transport et le traitement des boues de vidange. Il en est de même dans les méthodologies utilisées pour le choix des technologies d'ANC où il se remarque un manque de vision globale se rapportant à toute la filière. Le secteur d'ANC dans les pays en développement est un domaine complexe, en interaction avec d'autres secteurs, dont notamment les secteurs d'approvisionnement en eau, d'urbanisme et d'aménagement du territoire, de santé publique, de protection de l'environnement sans oublier celui de l'administration territoriale. La maîtrise de la filière d'ANC doit passer par l'utilisation d'une approche multidimensionnelle mettant à contribution des outils et domaines de compétence variés.

L'objectif de cette thèse est de mener une étude intégrant l'assainissement non collectif dans toutes ses composantes c'est-à-dire depuis l'ouvrage d'assainissement installé au niveau du ménage jusqu'à l'étape de traitement des boues de vidange. La ville de Bujumbura (capitale du Burundi) servira de terrain d'application.

De cet objectif général, découlent des objectifs spécifiques suivants :

- Au moyen d'une enquête ménage et des observations sur site, comprendre les pratiques de l'assainissement non collectif sur terrain,
- Établir un indicateur permettant l'évaluation de l'assainissement non collectif et tenant compte des trois maillons de la filière d'assainissement,

- Proposer une procédure de sélection des technologies d'assainissement à mettre en place localement en vue d'assurer une gestion des eaux usées et des excreta produits au niveau du ménage,
- Faire le point sur les éléments de dimensionnement de la fosse septique en procédant à des essais de décantation en colonne d'effluents de fosse septique et à des mesures du taux d'accumulation des boues dans la fosse septique,
- Déterminer la biodégradabilité des boues de vidange par traitement en réacteur aéré ainsi que leur potentiel méthanogène par traitement en réacteur non aéré.
- Tester un procédé de co-digestion anaérobiose partielle suivi du co-compostage, dans un même réacteur, des boues de vidange avec les déchets solides municipaux.

Les hypothèses de travail sur lesquelles repose cette recherche sont :

- La maîtrise de l'assainissement non collectif passe obligatoirement par la prise en compte des trois maillons de la chaîne constituant la filière et constitue la seule condition pour espérer un bon état sanitaire des utilisateurs,
- À chaque situation correspondent des technologies adaptées qu'il convient de mettre en œuvre pour gérer les eaux usées et les excreta,
- Il n'y a pas de technologie qui s'adapte à toutes les situations et une technologie d'assainissement n'est efficace que si elle est adaptée aux contraintes du milieu local où elle est utilisée,
- La maîtrise de l'assainissement non collectif nécessite de recourir à plusieurs approches.

La présente recherche est structurée en sept chapitres qui constituent en quelque sorte le cheminement de l'assainissement non collectif selon les trois maillons de la chaîne :

- Le chapitre I explique de façon globale les trois maillons de la chaîne d'assainissement non collectif ainsi que les technologies utilisées pour chacun des maillons en vue de gérer les eaux usées domestiques produites dans les ménages des particuliers.
- Le chapitre II se consacre, au moyen des données d'une enquête ménage conduite en ville de Bujumbura, à développer une méthodologie qui combine plusieurs variables et qui permet d'apporter une meilleure compréhension de l'assainissement non collectif en Afrique subsaharienne.
- Les chapitres III et IV partent des lacunes constatées au chapitre II en matière de gestion de l'ANC. Le chapitre III consiste à développer un indicateur permettant l'évaluation de l'ANC dans le contexte des pays en développement. Le chapitre IV quant à lui se consacre à

mettre en place une procédure de sélection des technologies d'ANC qui tiennent compte des trois maillons de la chaîne d'assainissement.

- Les chapitres V et VI s'intéressent au dimensionnement de la fosse septique, ouvrage de stockage et de traitement partiel des excreta et des eaux usées, par des essais de décantation en colonne (chapitre V) et par des mesures du taux d'accumulation des boues dans la fosse septique (chapitre VI).
- Le chapitre VII boucle notre recherche en se penchant sur la caractérisation des boues de vidange et tester une éventuelle possibilité de leur valorisation.

La réalisation des objectifs ci-haut cités a nécessité l'usage de plusieurs méthodologies et outils qui seront décrits au niveau des différents chapitres constitutifs de cette thèse. Chaque chapitre sera encadré par une introduction et une conclusion, à la fin de chaque chapitre seront fournies également les références bibliographiques se rapportant au chapitre en question.

Références Bibliographiques

Ingallinella A. M., Sanguinetti G., Koottatep T., Montangero A. & Strauss M., 2002. The challenge of faecal sludge management in urban areas- strategies, regulations and treatment options. *Water Science & Technology*, 46(10), 285-294.

Mara D. D., 2003. Water, sanitation and hygiene for the health of developing nations. *Public Health*, 117(6), 452-456.

ONU-Habitat, 2013. *Time to think urban*. Naïrobi (Kenya). 32 P.

United Nations (UN), 2002. *Report of the world summit on sustainable development*. United Nations, New York. A/CONF199/20, 167 p.

WHO & UNICEF, 2013. *Progress on drinking water and sanitation. 2013 update*. WHO Press Geneva, Switzerland, 39 p.

CHAPITRE I: Assainissement non collectif : cheminement en trois étapes

L'assainissement non collectif (ANC) est constitué par trois parties bien distinctes appelées «maillons de la chaîne d'assainissement non collectif». Chaque maillon de la chaîne utilise ses propres technologies et a un rôle à jouer dans cet ensemble qu'on appelle assainissement non collectif. Le premier maillon de la chaîne (maillon amont) sert à collecter, stocker et à traiter du moins partiellement les excreta et les eaux usées produits dans les domiciles des particuliers, son rôle est de garantir l'hygiène domestique. Le deuxième maillon (maillon intermédiaire) concerne l'évacuation et le transport des matières partiellement traitées au niveau du maillon précédent vers un site de dépotage, son rôle est de garantir l'hygiène urbaine. Les boues ainsi évacuées doivent subir un traitement convenable afin de les rendre inoffensives d'où la raison d'être du troisième maillon (maillon aval) qui a comme rôle de garantir le maintient de la qualité et l'hygiène de l'environnement. Dans les paragraphes qui suivent sont développées les différentes technologies qu'utilisent chacun des maillons de la chaîne d'ANC, mais avant cela une définition des termes qui seront fréquemment utilisés est donnée afin de permettre aux lecteurs de saisir ces différentes notions de la même manière.

I.1. Quelques définitions

1°Eaux usées domestiques : ensemble constitué par les eaux vannes et les eaux usées ménagères. Les eaux vannes (eaux noires) sont constituées d'excreta (urines et excréments), d'eau de chasse (dans des systèmes humides) et de l'eau de nettoyage anal ou matériaux de nettoyage (papier de toilettes ou autres) tandis que les eaux usées ménagères (eaux grises) sont constituées par les eaux de cuisine, de vaisselle, de lessive et de douche.

2°Ouvrage d'ANC : l'ouvrage d'ANC désigne tout ouvrage installé au niveau du ménage destiné à recevoir, stocker et traiter partiellement les excreta et/ou les eaux usées domestiques.

3°Technologies d'ANC : les technologies d'ANC représentent les différentes technologies utilisées à chaque maillon de la chaîne d'assainissement non collectif pour gérer les excreta et les eaux usées domestiques. On distingue donc les technologies destinées à stocker les excreta et les eaux usées domestiques, celles chargées de traiter et d'infiltrer l'effluent sortant du traitement primaire (maillon amont), les technologies destinées à la vidange des boues et à leur transport vers le site de dépotage (maillon intermédiaire) enfin les technologies destinées à être mises en œuvre pour traiter les boues une fois sur le site de dépotage (maillon aval).

4°Système d'ANC : ensemble constitué par une succession logique et compatible de différentes technologies issues des trois maillons de la filière d'assainissement.

5°Boues de vidange ou gadoues : les boues de vidange désignent les matières qui s'accumulent dans les ouvrages d'ANC et qui subissent une digestion anaérobiose en attendant d'être acheminées vers un site de dépotage pour subir un traitement (ou valorisation), lorsque l'ouvrage d'ANC est plein. Dans certains pays une fréquence minimale de vidange est imposée.

I.2. Technologies d'assainissement non collectif pour les pays en développement

Dans les pays en développement, pour chacun des trois maillons de la chaîne d'assainissement, plusieurs variantes de technologies d'assainissement sont utilisées pour gérer les eaux usées et les excreta produits au niveau du ménage. Le recours à l'une ou l'autre technologie d'ANC devrait dans la mesure du possible tenir compte d'un certain nombre de critères (ces critères seront développés au chapitre IV de la présente thèse). Le présent chapitre se focalisera à décrire le principe de fonctionnement des technologies qui sont utilisées actuellement dans les pays en développement en mettant l'accent sur les avantages et les inconvénients sur le plan sanitaire et environnemental découlant de leur utilisation. Les différentes technologies seront décrites en prenant soin de les situer dans leurs maillons respectifs afin de bien comprendre le rôle de chacun. Dans la mesure du possible la description de chacune des technologies sera accompagnée d'un schéma afin de permettre aux lecteurs de bien comprendre le principe de fonctionnement et de pouvoir reproduire ou reconnaître les mêmes modèles sur terrain.

I.2.1. Maillon amont

Ce maillon comprend les technologies permettant de recueillir la totalité des eaux usées domestiques générées au niveau du ménage, de les stocker temporairement et éventuellement de les traiter partiellement (PDM & pS-Eau, 2010). Son rôle principal est d'améliorer les conditions sanitaires dans les domiciles des ménages en confinant les eaux usées et les excreta. Les technologies de ce maillon se caractérisent par une interface utilisateur et un dispositif de collecte et de stockage des eaux usées et ou des excreta. Selon que le système d'assainissement utilisé par le ménage est humide ou sec, les technologies pour le maillon amont diffèrent aussi.

Pour les systèmes humides, la toilette à chasse mécanique ou manuelle constitue l'interface utilisateur dans la plupart des cas et la fosse septique (qui reçoit les excreta et les eaux usées domestiques) est utilisée pour stocker et traiter partiellement les matières décantées.

Pour les systèmes secs donc ne nécessitant pas d'eau pour fonctionner, l'interface utilisateur fait d'office l'ouvrage destiné à stocker les excreta. Les eaux usées ménagères quant à elles devraient être acheminées dans une mini fosse septique qui les traite partiellement. La gestion des eaux usées ménagères constitue un défi que les pays africains devraient surmonter pour atteindre le stade d'assainissement pour tous ; en effet force est de constater qu'actuellement, dans la plupart des cas, les eaux usées ménagères sont déversées sans aucun traitement préalable causant ainsi un préjudice à l'environnement et occasionnant des maladies qui devraient être évitées par un traitement convenable de ces eaux usées.

A part les systèmes humides et secs conventionnels, il ya également des systèmes secs EcoSan qui consistent en une séparation à la source des excréments et des urines en plus de ce qui est fait pour les systèmes secs. Ci-dessous sont présentées les technologies de différents ouvrages destinés à stocker les excreta et les eaux usées ménagères au niveau des parcelles des particuliers.

I.2.1.1. Technologies de recueils des eaux usées et des excreta au niveau du ménage

Les technologies utilisées par les ouvrages d'ANC se déclinent en trois catégories: technologies humides, technologies sèches et technologies sèches EcoSan.

A. Technologies sèches

Les technologies sèches sont des technologies qui ne nécessitent pas d'eau pour fonctionner, elles ne recueillent que les excreta ainsi qu'une faible quantité d'eau (celle de nettoyage anal et d'entretien de la latrine) ; les eaux usées ménagères (eaux de cuisine, de douche et de lessive) devront être traitées par un autre ouvrage tel qu'une mini fosse septique (Van Nostrand & Wilson, 1983). Les technologies sèches sont le plus souvent utilisées quand le ménage n'est pas approvisionné en eau à l'intérieur de la parcelle. De par leurs caractéristiques intrinsèques on distingue :

1° Latrine traditionnelle à fond perdu

C'est une latrine sommairement réalisée avec les moyens de bord comprenant une simple fosse recouverte d'une dalle en béton ou en bois munie d'un trou de défécation et d'une cabine (appelée superstructure) assurant l'intimité. Les excréments tombent directement dans la fosse par un simple trou à la turque ou un siège percé. Ce type d'ouvrage est le plus répandu en Afrique Subsaharienne (Eau Vive, 2010 ; Franceys *et al.*, 1992 ; Katukiza *et al.*, 2012). Les principaux inconvénients pour cette latrine sont les odeurs et la prolifération des mouches et elle est sujette à des risques sanitaires et environnementaux élevés. Il y a également un risque élevé de pollution de la nappe phréatique du fait qu'elle est profonde et n'est pas étanche.

Dans cette catégorie de latrines traditionnelles, on rencontre plusieurs variantes utilisées dans les pays en développement, tous dérivant de la configuration générale de la latrine traditionnelle à fond perdu, il s'agit de :

✓ Latrine à canon



C'est une latrine traditionnelle à fond perdue, munie de tuyau de "trop plein" permettant de déverser les excreta soit dans les caniveaux ou dans les cours d'eau comme le montre la figure ci-contre.

Figure 1: Latrine à canon (Kouam Kenmogne, 2013)

- **Latrine suspendue:** la latrine suspendue est constituée d'une superstructure et de planches érigés sur pilotis de bois au dessus de l'eau, le long des rivières, des marres d'eau stagnante (Franceys *et al.*, 1992). Ce type de latrine présente des risques majeurs pour la santé humaine étant donné que dans la majorité des cas cette eau sur laquelle est suspendue la latrine est la seule source d'eau utilisée par ces mêmes populations pour des besoins quotidiens (boisson, baignade, préparation de la nourriture,...).
- **Latrine à tinette:** Cette latrine comporte un seau ou autre récipient - la tinette - qui reçoit les matières fécales (ainsi que quelquefois l'urine ou les produits de nettoyage anal) et qu'on doit enlever périodiquement (Cotton *et al.*, 1995).

- **Latrine à trou foré:** On peut utiliser comme latrine un puits foré avec une tarière manuelle ou mécanique. Le diamètre est souvent de 400 mm, avec une profondeur de 6 à 8m (Franceys et al., 1992). Cette latrine se rencontre souvent dans des camps de déplacés où elle est réalisée en urgence pour éviter des catastrophes sanitaires liées au péril fécal.

2° Latrine sèche améliorée

La latrine sèche améliorée est conçue en suivant les mêmes principes que la latrine traditionnelle à fond perdu mais où on ajoute dans la latrine un **tuyau vertical d'aération en PVC qui permet d'évacuer les odeurs et d'empêcher les mouches d'infester la cabine**, ce tuyau s'appelle **event** et il est muni à son sommet d'un **grillage fin anti insectes**. Le terme «amélioré» vient du fait que les nuisances liées aux odeurs et aux mouches qui caractérisent la latrine traditionnelle sont éliminées ou du moins réduites suite à ce tuyau d'aération dont dispose la latrine (Environnement Recherche Action au Cameroun, 2002 ; Mara, 1984). La technologie développée dans ces latrines exige de prendre certaines précautions pour son bon fonctionnement notamment celle de prévoir une entrée d'air au-dessus de la porte de la latrine, de ne pas fermer le trou de défécation afin de favoriser la circulation d'air ainsi que celle de placer la porte face aux vents dominants sans oublier que l'intérieur de la latrine doit rester sombre pour ne pas attirer les mouches. Sa porte doit donc rester fermée (Brikké & Bredero, 2003).

Cette latrine porte couramment le nom de «**Ventilated Improved Pit**» (VIP) ou **Latrine améliorée auto-ventilée (LAA)**. Mais en réalité dans cette catégorie, on distingue la latrine VIP (latrine améliorée à simple fosse), la latrine VIDP (**Ventilated Improved Double- Pit**) qui est une latrine améliorée à double fosse et la latrine ROEC (*Reed's Odorless Earth Closet*) qui est une latrine de type VIP à fosse déportée.

- **Latrine VIP à simple fosse :**

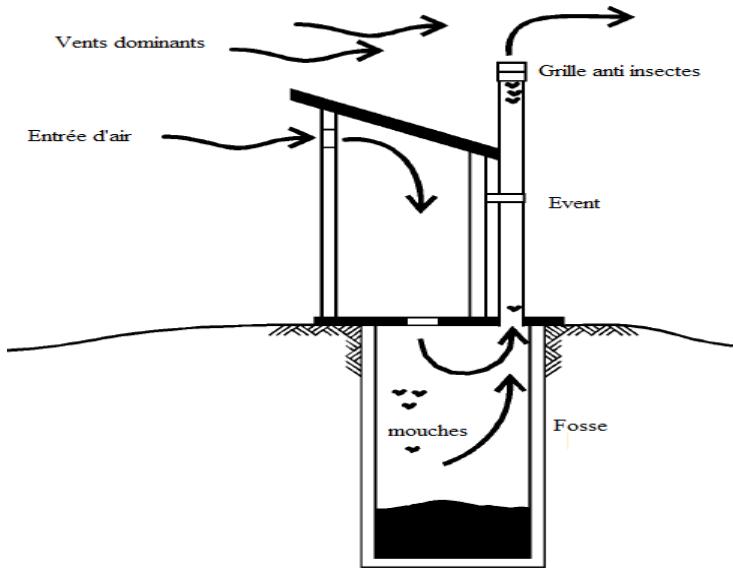


Figure 2: Latrine VIP à simple fosse (Kalbermatten et al., 1980)

- **Latrine VIP à double fosse :** Van Nostrand & Wilson (1983) montrent que les principes de conception sont les mêmes que celles de la latrine VIP à simple fosse mais qu'on a amélioré pour l'adapter aux conditions de terrain plus complexes notamment s'il n'est pas possible de creuser une fosse profonde soit que la nappe phréatique est proche de la surface ou que le sol est rocheux, ou si on n'a pas assez d'espace pour construire une autre fosse chaque fois que la première est pleine et que les services de vidange des boues ne sont pas développés et disponibles à tout moment. Les principes de conception de la VIDP est qu'on dispose de deux fosses assez profondes placées côté à côté et qui ne communiquent pas entre elles ; une seule superstructure est construite à cheval sur ces fosses. Chacune de ces deux fosses est munie d'un tuyau d'aération qui a comme rôle d'évacuer les odeurs et de retenir prisonniers les mouches et autres insectes comme dans le cas de la latrine à simple fosse. Le fait de disposer de deux fosses rend l'entretien plus flexible. En effet, les deux fosses n'étant pas utilisées en même temps, et chacune est dimensionnée à tel point qu'il peut fonctionner pendant un certain temps (en principe pas moins de trois ans) avant le remplissage, de cette façon, les excreta de l'autre fosse qui n'est pas en activité auront eu le temps de se dessécher et de se décomposer et pourra être vidée n'importe quand au cours de cette période pendant laquelle l'autre fosse est en fonctionnement (Kalbermatten et al., 1980). Il faut signaler aussi que le fait de disposer d'une double fosse minimise les risques sanitaires liés aux pathogènes contenus dans les excreta, car les excreta digérés et séchés sont beaucoup moins contaminés.

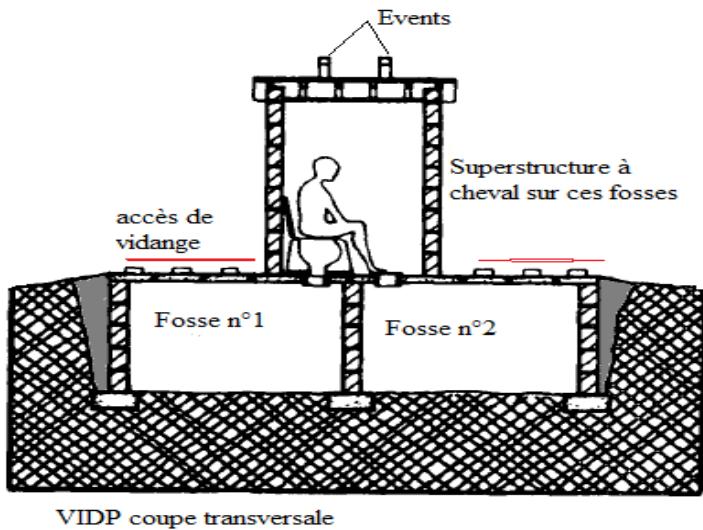


Figure 3: Latrine VIP à double fosse (Kalbermatten *et al.*, 1980)

- **ROEC (Reed's Odorless Earth Closet)** : ROEC est une autre conception de la latrine VIP qui consiste en une fosse déportée par rapport à la superstructure abritant dans son sein un trou de défécation (figure 4). Les excreta tombent gravitairement dans la fosse via une chute (sorte de goulotte) qui est inclinée de 60°. Les avantages de cette fosse par rapport à ces homologues VIP sont les suivants : étant donné que la fosse est complètement déportée, il n'y a pas de crainte de son effondrement pour les usagers ; le contenu de la fosse est invisible, la vidange de la fosse est facile sans toutefois affecter la superstructure et il est possible de faire une fosse plus large qui pourra être utilisée pendant longtemps (Kalbermatten *et al.*, 1980). Le seul inconvénient est que les excréments lors de leur chute pourront souiller les bords de la goulotte ce qui pourra constituer un foyer privilégié de la prolifération des mouches. Il est à signaler tout de même que ce type de latrine est moins rencontré que les deux précédents.

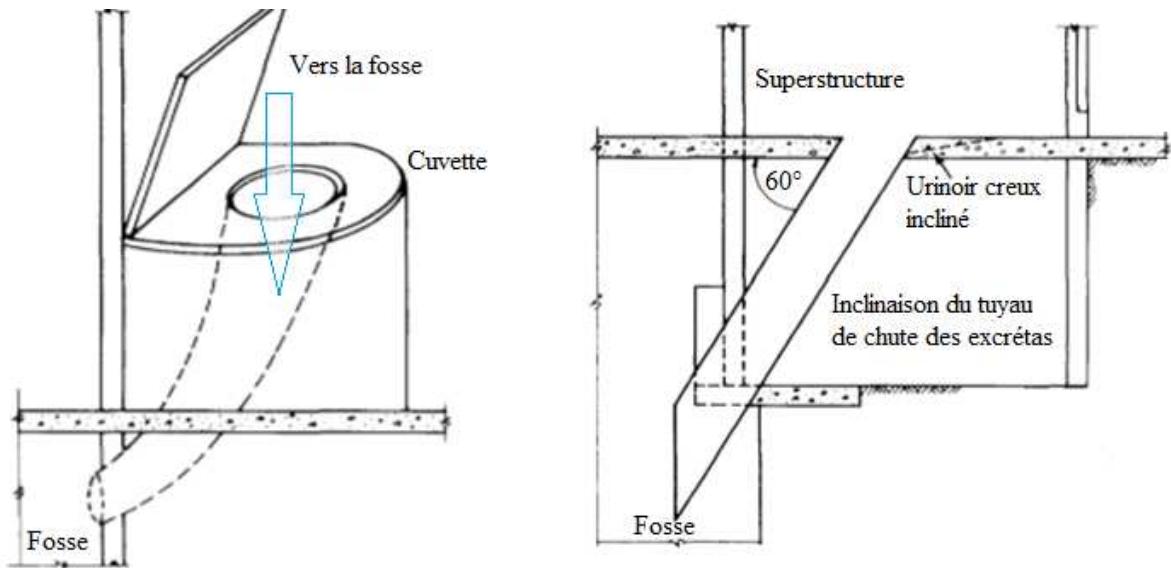


Figure 4: Inclinaison du tuyau de chute des excreta de ROEC (Kalbermatten et al., 1980)

B. Technologies humides

Les technologies humides sont des technologies qui nécessitent de l'eau pour fonctionner. Les principales variantes de cette catégorie sont :

1° Fosse septique

Une fosse septique est une chambre imperméable à l'eau faite en béton, en fibre de verre, en PVC ou en plastique pour le stockage et le traitement des eaux vannes et des eaux usées ménagères. Les eaux vannes proviennent d'une toilette à chasse mécanique ou manuelle qui joue le rôle d'interface utilisateur, cette toilette utilise entre 3-20 l d'eau pour évacuer les excreta (Tilley *et al.*, 2008). La fosse septique assure deux fonctions : la fonction physique (décantation) qui concerne la séparation des matières fécales et d'autres matières en suspension ainsi que les graisses, la fonction biologique qui hydrolyse et digère les boues par fermentation anaérobiose (Vasel, 2007). Le dimensionnement de la fosse septique tient compte de ces deux fonctions (la décantation et la digestion des boues).

Le calcul de la fonction de décantation revient à calculer la surface à partir d'une vitesse ascensionnelle choisie, la vitesse ascensionnelle étant égal à Q/S où Q est le débit d'entrée maximum et S la surface horizontale de la fosse. Connaissant le débit maximum d'entrée et la vitesse ascensionnelle étant fixée, on peut déduire la surface à mettre en œuvre.

La dégradation d'une partie de la matière accumulée qui peut être évaluée à partir du taux d'accumulation des boues dans la fosse septique permettra de déterminer la capacité de stockage des boues à mettre en œuvre et de fixer la période entre deux vidanges. Le dimensionnement d'une fosse septique devrait aussi rester attentif à prévoir les dispositifs d'entrée et de sortie qui doivent être conçus de manière à permettre une distribution du liquide sans créer un court circuit dans la fosse ou une remise en suspension trop importante des boues déjà accumulées (Vasel, 2007). Dans bien des cas, la fosse septique est cloisonnée à raison de 2/3 pour le premier compartiment et 1/3 pour le second, même si ce compartimentage ne se justifie pas du point de vue de la décantation. L'effluent qui sort de la fosse septique doit subir un traitement avant d'être rejeté ; dans les pays africains, le dispositif qui assure cette fonction est le puits perdant qui est supposé traiter et infiltrer les eaux sortant de la fosse septique (Kalbermatten *et al.*, 1980). Le puits perdant utilisé dans les pays africains consiste en une fosse profonde à laquelle on remplit avec des moellons de rivière. L'admission de l'effluent dans un tel dispositif conduit soit à la pollution de la nappe pour des sols perméables et à nappe d'eau peu profonde soit au colmatage rendant nulle toute tentative d'infiltration dans les sols argileux et occasionnant la résurgence de l'effluent à la surface avec tout le désagrément que cela pose au niveau du ménage sans oublier les conséquences sanitaires et environnementales que cela provoque. Les réglementations des pays africains en matière de traitement d'effluents de fosse septique devraient s'adapter aux connaissances scientifiques en la matière en privilégiant des options alternatives au puits perdant comme les filtres à sable, les filtres à zéolithe ou à tourbe ou les tranchés d'infiltration qui ont déjà montré leur capacité épuratoire dans les pays où ils sont utilisés (Vasel, 2007).

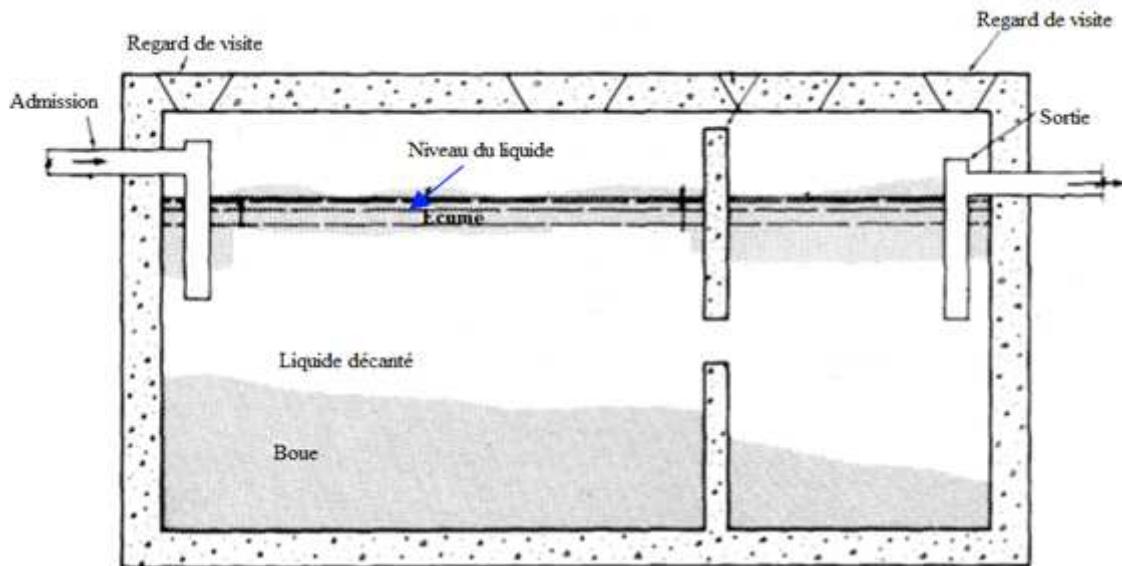


Figure 5 : Schéma de la fosse septique (Kalbermatten et al., 1980)

2° *Aqua-privy*

Aqua-privy est une latrine installée au dessus d'une fosse étanche remplie d'eau, on suspend sous le trou de défécation un tuyau de chute qui amène les excreta directement dans la fosse (Franceys *et al.*, 1995) et qui subissent une digestion anaérobiose comme dans le cas d'une fosse septique normale (Kalbermatten *et al.*, 1980). Le tuyau de chute plonge sous le liquide ce qui constitue un joint hydraulique empêchant ainsi les remontées du gaz dans la superstructure et des odeurs qui attirent les mouches. La fosse est munie d'un tuyau de ventilation qui évacue les gaz de fermentation. Cette fosse est connectée à un dispositif qui reçoit le liquide décanté et dans la plupart des cas il s'agit d'un puits perdant qui devrait par ailleurs être remplacé par d'autres systèmes plus performants comme discuté au paragraphe précédent.

Le point critique de l'*aqua-privy* est de pouvoir maintenir le joint hydraulique en contrôlant régulièrement le niveau de l'eau qui doit rester toujours au-dessus de l'extrémité inférieure du tuyau de chute. Sur terrain, ce système a été un désastre, soit bloqué et débordant, soit manquant d'eau et dégageant alors des odeurs qui attirent les mouches (Franceys et Pickford, 1995).

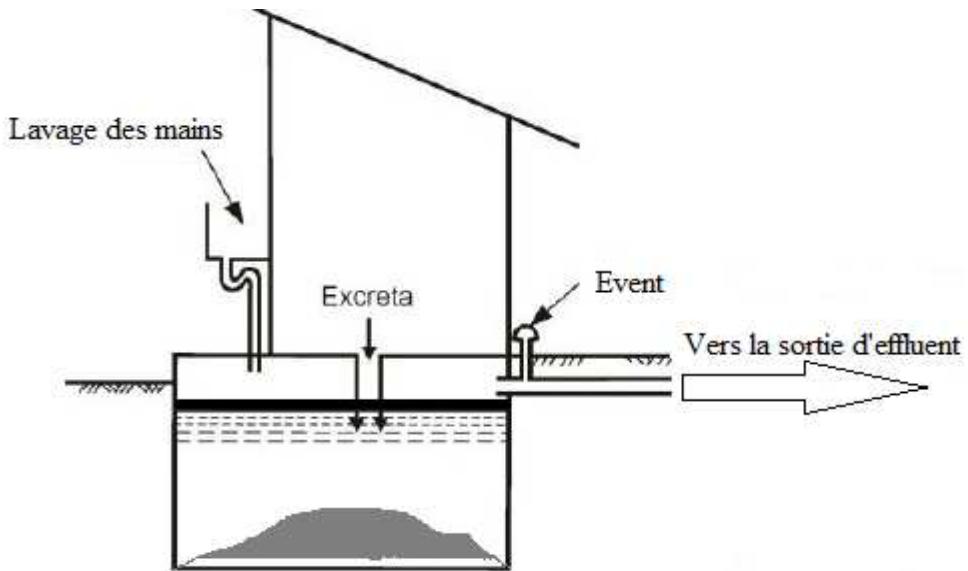


Figure 6 : système *aqua-privy* (Franceys *et al.*, 1995)

3° Latrine à siphon hydraulique

La latrine à siphon également appelé latrine à chasse manuelle, réunit les caractéristiques d'une latrine à fosse (du point de vue stockage des excreta) et celles d'une toilette à chasse mécanique avec fosse septique (parce qu'utilisant aussi de l'eau pour évacuer les excreta). Comme son nom l'indique, elle est munie d'un siphon qui empêche les odeurs de remonter dans la superstructure en provenance de la fosse. Environ 2-3L d'eau sont nécessaires pour évacuer les excreta à travers le siphon (Tilley *et al.*, 2008). Les excreta sont collectés dans la fosse qui se trouve soit directement en dessous de la superstructure (figure 8) ou décalée par rapport à la superstructure et dans ce dernier cas, on parle d'une latrine à siphon avec fosse déportée (figure 9). Dans la plupart des cas, la latrine n'étant pas étanche, le liquide s'infiltre dans le sol et les risques de pollution des eaux souterraines ne sont pas à exclure (Nelson & Murray, 2008). Plusieurs configurations de latrine à siphon existent: on peut avoir une latrine à siphon (déportée ou pas) avec une fosse étanche, les effluents sortant de cette fosse sont alors dirigés vers une fosse septique (afin d'achever la décantation) qui est sensée recevoir aussi les eaux usées ménagères. L'autre variante est quand les excreta sont dirigés immédiatement dans la fosse septique via un tuyau qui relie cette dernière au siphon hydraulique, on se retrouve dans le cas d'une toilette à chasse manuelle avec fosse septique. La latrine à siphon est appropriée quand l'eau est utilisée pour le nettoyage anal ou tout au moins avec du papier de toilette mais l'usage des solides durs et volumineux est à proscrire au risque de boucher la toilette (Mara, 1985 ; Nelson & Murray, 2008 ; Todd, 1985).

Si l'espace le permet, une double fosse utilisée alternativement peut être construite, le principe reste le même que celle d'une double fosse ventilée décrite plus haut.

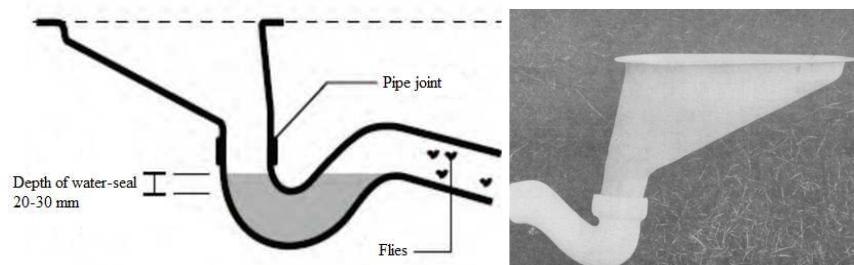


Figure 7 : Siphon hydraulique (Tilley et al., 2008)

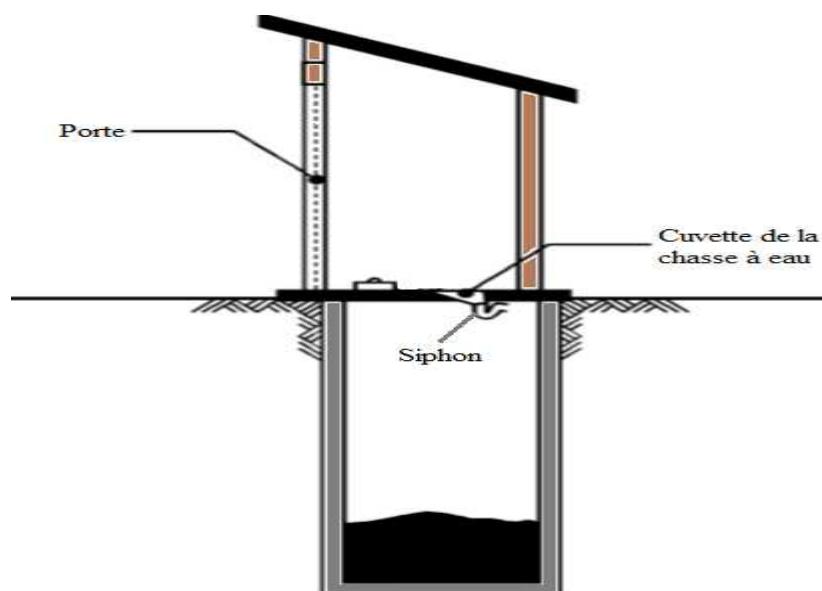


Figure 8 : Latrine à siphon avec fosse sous la superstructure (Cotton et al., 1995)

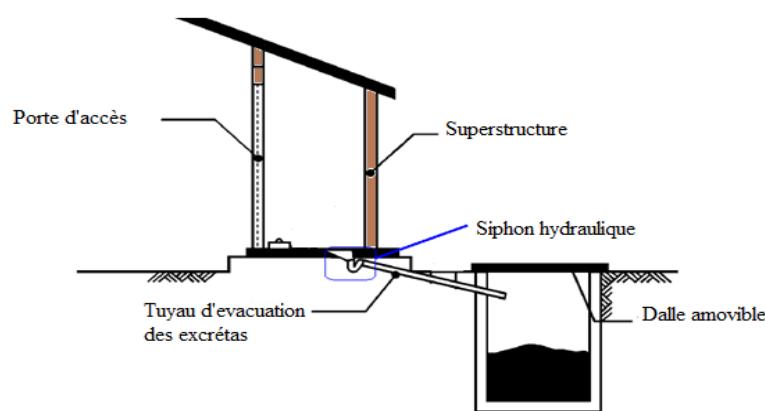


Figure 9 : Latrine à siphon avec fosse déportée (Cotton et al., 1995)

C. Technologies d'assainissement écologique (EcoSan)

Les technologies EcoSan sont développées initialement en Europe du nord notamment en Suède et au Norvège mais aussi dans certains pays asiatiques particulièrement la Chine et le Vietnam (Esrey *et al.*, 2001a). Ces technologies, en plus de jouer le rôle de la prévention des maladies et de la protection de l'environnement à l'instar des autres technologies conventionnelles présentées ci-dessus, s'intéressent à la récupération et au recyclage des nutriments, en particulier l'azote, contenus dans les urines et les fèces pour servir d'amendement du sol d'une façon séparée ou conjointe (Tumwebaze *et al.*, 2011). La spécificité de ces technologies est que les fosses sont soit construites entièrement hors sol ou semi enterrée et qu'il faut limiter autant que possible la quantité d'eau admis dans la fosse sinon les processus de compostage sont perturbés. Les systèmes EcoSan ne sont ni largement connus, ni bien maîtrisés. La grande réticence vient du fait que ces systèmes exigent de la part des ménages certaines manipulations du produit (les fèces ou les urines) à des degrés divers. Un autre aspect qu'il faut prendre en considération est que dans les cultures où le lavage anal après la défécation est rendu obligatoire soit par la religion ou la tradition, ces systèmes sont difficilement acceptés. Enfin une contrainte non moindre est que les systèmes EcoSan avec déviation d'urine exigent les hommes comme les femmes à adopter la position accroupie pour uriner et cela risque de n'est pas bien fonctionner si les hommes ne sont pas prêts à faire cet effort supplémentaire pour le cas de la toilette avec déviation d'urine (Esrey *et al.*, 2001a). En Afrique Subsaharienne, les pays où les systèmes EcoSan sont utilisés sont principalement le Zimbabwe, le Botswana, l'Éthiopie, l'Ouganda et l'Afrique du Sud. Dans tous ces pays, les motivations qui sont à la base de l'utilisation de l'EcoSan sont soit la pénurie d'eau, la prévention de la pollution des eaux souterraines, la présence d'un sol rocheux qui empêche tout creusement dans le sol ou le coût des fertilisants du sol qui deviennent de plus en plus chers (Esrey, 2001 ; Tumwebaze *et al.*, 2011 ; Windberg & Germany, 2006). Il existe deux techniques de base en matière d'assainissement écologique. Dans la première technique l'urine et les matières fécales sont combinées et transformées en humus au moyen d'un processus de compostage. La seconde technique, l'urine et les fèces sont séparées (Hannan & Andersson, 2002)

1° Latrine à compost

Les deux principales variantes de la latrine à compost sont la latrine *Arborloo* (simple fosse) et la latrine à fosses alternées (double fosse)

- **Latrine Arborloo**

Les systèmes *Arborloo* consistent en une latrine sèche, placée au-dessus d'une fosse peu profonde, d'environ 1 m de profondeur. Cette fosse, généralement creusée manuellement, est busée dans sa partie supérieure et recouverte d'une dalle. Les excreta tombent immédiatement dans la fosse via un trou aménagé au travers la dalle et sont recouverts de terre, de cendre ou des feuilles afin de limiter les odeurs et favoriser le processus de compostage. Quand la latrine est presque remplie, on y plante un arbre fruitier après avoir déplacé la superstructure vers une autre fosse nouvellement creusée. Ce genre de technologie est adapté dans les régions rurales où on n'a pas de contrainte d'espace et où les risques d'inondation ou de nappes d'eau affleurent sont absents (Breslin, 2002 ; Esrey, 2001 ; Still, 2002 ; Waste, 2006).

- **Fosses alternées**

La latrine à fosses alternées est constituée par deux fosses peu profondes. Une superstructure amovible est placée sur la première latrine. Quand la première latrine est pleine, on déplace la superstructure et on la place sur la seconde et la première est couverte de terre, de cendre ou de la matière végétale afin de faciliter le processus de compostage. Le contenu de la première fosse ne sera enlevé que quand la deuxième fosse est pleine, la superstructure peut alors être replacée sur la première fosse et le processus recommence (Breslin, 2002 ; Morgan, 2005 ; Esrey *et al.*, 2001b)

2° Latrine avec déviation d'urine ou à déshydratation

Les arguments avancés par les adeptes de la latrine avec déviation d'urine sont que les fèces et les urines sont deux produits différents en qualité et en quantité et qu'ils doivent être traités aussi dans des processus différents. Ainsi Drangert (1997) et Del Porto & Steinfeld (2000) indiquent que la production journalière par personne est estimée à 1kg et 150g respectivement pour les urines et les fèces (les quantités peuvent varier en fonction de l'âge de la personne, du régime alimentaire, du climat et du style de vie), que 80% de l'azote et presque 2/3 du phosphore et de potassium des excreta proviennent de l'urine au moment où 70% du carbone provient des fèces. Les urines sont en plus stériles pour une personne normale alors les fèces contiennent une grande quantité de bactéries et de parasites (Esrey *et al.*, 2001a ; Mara *et al.*, 2007).

Les latrines avec déviation d'urine possèdent deux compartiments, où sont stockées séparément l'urine et les fèces. L'urine coule de la toilette à travers un tuyau et est recueilli dans un compartiment différent de celui des fèces. Les fèces sont conditionnées directement dans la fosse. Après chaque défécation, elles sont recouvertes de terre sèche, de cendre ou de sciure de bois, permettant de contrôler les odeurs et d'absorber l'humidité (Rüd & Münch, 2008). Les hommes aussi bien que les femmes doivent s'accroupir pour uriner afin de s'assurer que l'urine est déviée dans le canal prévu à cet effet. L'eau utilisée pour le lavage anal est recueillie séparément pour ne pas diluer les fèces ou polluer l'urine avec des agents pathogènes. Cela nécessite un dispositif approprié pour le lavage anal. De petites quantités d'eau de lavage anal peuvent s'infiltrer mais si des quantités plus importantes sont produites, elles doivent être traitées en même temps que les eaux grises pour empêcher la pollution de la nappe phréatique (waste, 2006; Drangert, 1997 ; Esrey *et al.*, 2001a). La réussite de cette technologie exige une sensibilisation préalable des utilisateurs, et dans la communauté, il ne doit pas exister de barrières culturelles quant à la manipulation des excreta et ou de l'urine et en plus à proximité, il faut qu'il y ait des pratiques agricoles afin d'absorber les flux produits.

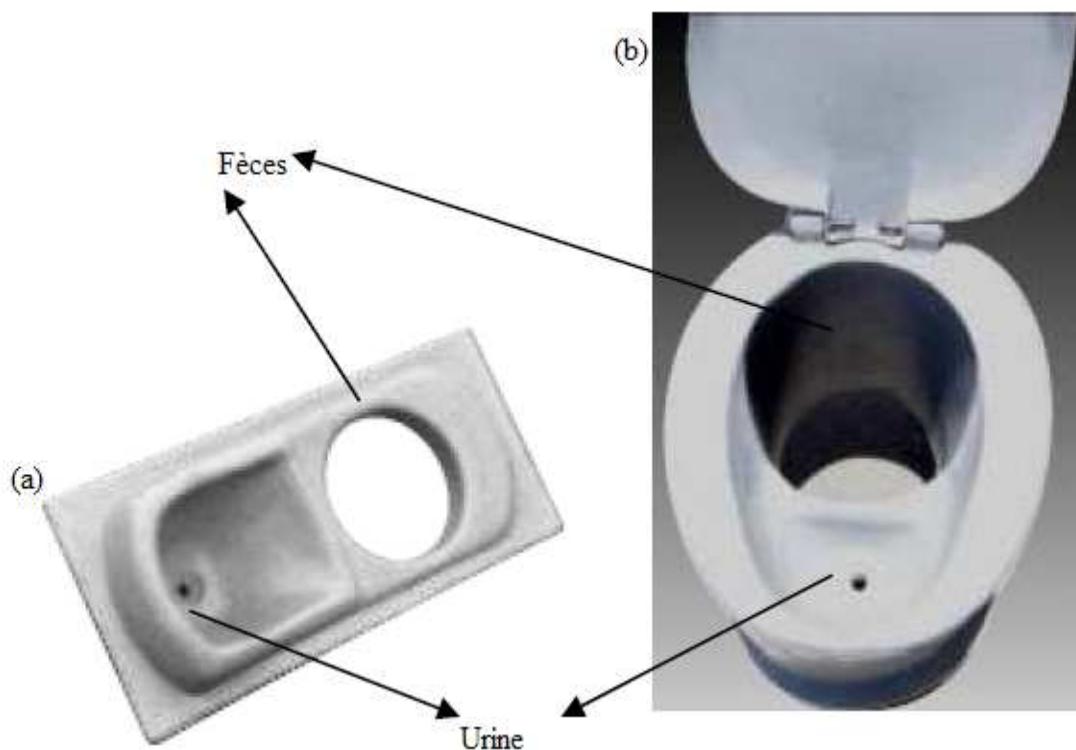


Figure 10 : Latrine avec déviation d'urine (a), cuvette de la toilette (b) (Langergraber & Muellegger, 2005)

Des versions plus modernes (figure 10) de la latrine avec déviation d'urine ont été également observées au Mexique et en Suède où la toilette est construite dans la salle de bain d'une

maison moderne. Cette latrine à siège amovible est munie d'un collecteur d'urine placé dans le sous-sol et une chambre de traitement des fèces placée également dans le sous-sol de la salle de bain, cette chambre est accessible de l'extérieur de la maison où on peut extraire les fèces, les déshydrater pendant environ 6 mois après la dernière utilisation. Le contenu déshydraté peut être traité ultérieurement dans un bac à compost ventilé (Esrey *et al.*, 2001a).

D. Des technologies dictées par les conditions locales

Des adaptations des technologies ci-haut présentées peuvent avoir lieu selon les contraintes locales qui peuvent être d'ordre techniques (cas de nappe d'eau peu profonde ou d'un sol rocheux) ou socio-économique (cas des bidonvilles). Parmi ces adaptations, les plus rencontrées consistent en la mise en place des latrines à fosse surélevée et des blocs sanitaires partagées.

1° Latrine à fosse surélevée

Les latrines à fosse surélevée sont utilisées dans les cas où la nappe d'eau est peu profonde et où il y a des risques de contamination des eaux souterraines ou qu'on est en présence d'un sol rocheux empêchant toute tentative de creusement en profondeur dans le sol. Les caractéristiques intrinsèques restant les mêmes, chacune de ces technologies présentées ci-dessus peut être converties en une latrine à fosse surélevée.

La conception de la latrine consiste en une fosse dont une partie n'est pas enterrée mais surélevée par la construction d'un compartiment en béton. En effet, on creuse tout d'abord à la profondeur adéquate (tant que le sol n'est pas trop dur ou que le niveau de la nappe phréatique reste à une distance du fond de la fosse n'occasionnant pas une pollution de cette dernière), puis on prolonge cette fosse en hauteur en réalisant un léger coffrage crépi sur ses différentes parois jusqu'à la hauteur nécessaire pour obtenir le volume souhaité de la fosse. Il faut prévoir des escaliers d'accès à la fosse par les usagers (Franceys et Pickford, 1995).

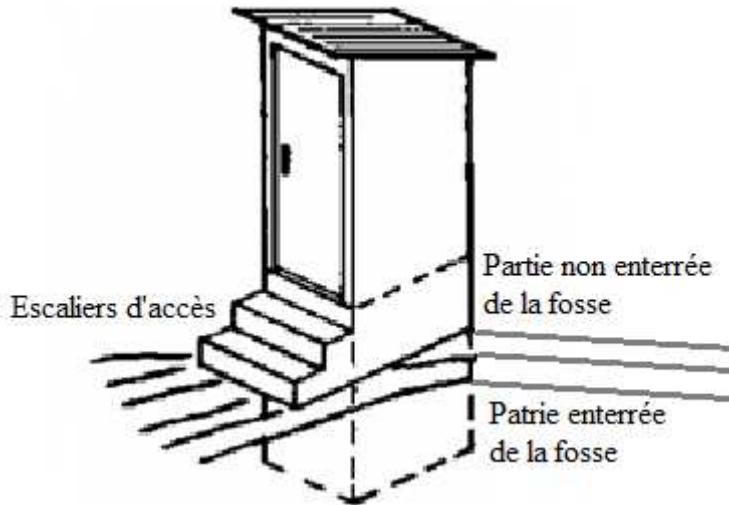


Figure 11 : Latrine surélevée (Franceys et Pickford, 1995)

2° Blocs sanitaires partagés

Pickford (1995) et WHO & UNICEF (2010) définissent les installations d'assainissement partagées comme des installations partagées par deux ou plusieurs ménages. Les blocs sanitaires partagés englobent les toilettes partagées par les ménages qui habitent dans la même parcelle (cas le plus fréquent en Afrique subsaharienne), les toilettes publiques se trouvant sur les places publiques tels que les marchés ou tout près des stations de bus ainsi que les blocs sanitaires partagés qu'on rencontre dans les bidonvilles et qui sont utilisés par des gens qui ont des moyens limités, qui manquent d'espace pour construire leurs installations d'assainissement à domicile ou que le régime foncier ne le permet pas (cas des personnes occupant un domaine ne leur appartenant pas et qui peuvent être expulsés à tout moment). Dans le cas des bidonvilles, les blocs sanitaires partagés se révèlent comme la seule alternative acceptable du point de vue sanitaire et environnemental à l'évacuation d'excreta. La gestion de ces blocs sanitaires partagés peut être confiée soit à un comité choisi au sein de la communauté, à l'administration publique ou à une ONG locale (Schouten & Mathenge, 2010). L'accès à ses installations est dans la plupart des cas payant et l'argent récolté sert à assurer la maintenance et à payer le personnel qui s'occupe de l'entretien journalier de ces installations. Bien gérées, ces installations peuvent réduire significativement les problèmes d'ordre sanitaires et environnementaux liés à la défécation en plein air (Thieme & Dekoszmovszky, 2010).

I.2.1.2. Plusieurs technologies, laquelle faut-il choisir?

Ce rapide tour d'horizon des différentes technologies utilisées dans les pays en développement pour le maillon amont de l'ANC lance un défi important sur la technologie qu'il faut choisir parmi celles qui sont décrites précédemment. Il n'y a pas de technologie qui s'adapte à toutes les situations, une technologie n'est performante que si elle est adaptée aux conditions locales du milieu où elle est implantée. Ceci veut dire que le choix de l'une ou l'autre technologie doit tenir compte d'un certain nombre de critères, ces critères concernent l'espace disponible, le type d'approvisionnement en eau, la nature du sol et le niveau de la nappe phréatique sans oublier le statut foncier de la localité. Nous y reviendrons au chapitre IV.

I.2.2. Maillon intermédiaire

Le maillon intermédiaire de l'assainissement non collectif consiste à répondre à la question suivante : que faire une fois que l'ouvrage d'assainissement non collectif est plein ? Deux principales options se présentent, soit le ménage peut combler la fosse et creuser une nouvelle fosse, soit il peut procéder à la vidange des boues.

La première option, s'il y a assez d'espace, reste avantageuse du moment qu'elle limite le contact avec les excreta et que ces derniers pourront rester définitivement enterrés dans le sol mais présente toutefois des inconvénients notamment : le risque de contamination des eaux souterraines dans le cas d'une nappe peu profonde ou d'un sol très perméable ainsi que le manque à gagner en enterrant un produit ayant des potentialités d'être converti en une ressource qu'on pourrait valoriser en produisant de l'énergie et du compost. Aussi, il convient de signaler que le manque d'espace pour construire une nouvelle fosse, comme c'est le cas dans les villes des pays en développement où la densité de la population est élevée, place cette option parmi les options à risque et devrait par conséquent être abandonnée au profit de la vidange. O'Riordan (2009) constate par ailleurs que creuser une nouvelle fosse revient plus cher que vidanger la fosse et continuer à l'utiliser.

Quant à la vidange, trois options technologiques sont actuellement utilisées dans les pays en développement: la vidange mécanique, la vidange semi-mécanique et la vidange manuelle. L'objectif principal de toute vidange est de préserver la salubrité du quartier «PDM & pS-Eau, 2010» tout en assurant une évacuation hygiénique des boues vers un site de dépotage autorisé permettant un bon état sanitaire et une protection de l'environnement. Ci-dessous est discutée chacune des trois options de vidange.

1° Vidange mécanique

La vidange mécanique utilise un engin muni d'un moteur pour fournir la puissance requise afin de tirer les boues se trouvant dans la fosse. Cette technologie fait appel à ce qu'on appelle communément les camions vidangeurs, dans cette catégorie on distingue notamment :

- *Vacuum tanker* : Il s'agit d'une citerne d'une capacité de 1 à plus de 10 m³ montée sur un camion avec une pompe à vide reliée au réservoir pour aspirer les boues (Thye *et al.*, 2009). *Vacuum tanker* (figure 12a) est plus utilisé à travers le monde soit par les départements municipaux d'assainissement ou les entrepreneurs privés qui œuvrent dans le domaine de la vidange des boues. Ils sont utilisés seulement dans des endroits où l'accessibilité en voiture (donc voies carrossables) est possible et où le contenu des fosses à vidanger est visqueux au risque de bloquer les tuyaux aspirant les boues vers le réservoir (Koanda, 2006 ; O'Riordan, 2009).
- Des technologies développées pour être utilisées sur des sites peu accessibles et dont la maintenance est possible localement ont été testées sur terrain (figure 12 a, b, c et d), on cite le cas de *Micravac* utilisé en Afrique du sud, *Dung Beetle* utilisé au Ghana et de *Vacutug* utilisé dans Kibera (bidonville de Nairobi au Kenya) ainsi que dans d'autres pays de l'Afrique subsaharienne (Tanzanie, Mozambique, Afrique du Sud, Angola, Ghana) mais aussi dans d'autres régions du monde telles que la suisse, l'Irlande, l'Angleterre et le Bangladesh (Opel & Bashar, 2013 ; O'Riordan, 2009 ; Still & Foxon, 2012).

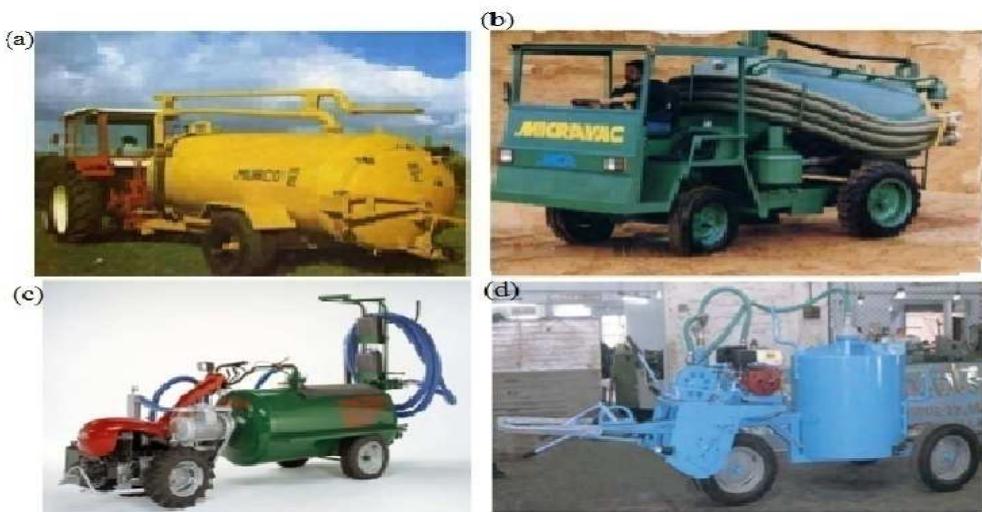


Figure 12 : Véhicules de vidange mécanique (a) Vacuum tank (b) Micravac (c) Dung Beetle et (d) vacutug (O'Riordan, 2009)

2° Vidange semi-mécanique

Le principe de la vidange semi-mécanique est tel qu'une force manuelle est appliquée mais un mécanisme enlève les boues. Les motivations qui sont à la base de cette technologie de vidange sont : réduire la dépendance énergétique utilisée en vidange mécanique, diminuer les risques de blocage de la pompe étant donné qu'il n'y a pas de contact entre cette dernière et les boues vidangées, résoudre les problèmes d'accessibilité rencontrés en vidange mécanique où les camions de grand calibre ont des difficultés de passer dans des ruelles qui se rencontrent dans les quartiers non planifiés des pays en développement, utiliser des outils faciles à maintenir localement étant données que ces technologies sont fabriquées sur place ou tout au moins peuvent être adaptées localement et enfin permettre une vidange à un prix abordable comparativement à la vidange mécanique qui est jugé chère (Muller et Rijnsburger, 1988 ; Thye *et al.*, 2009). La vidange semi-mécanique reste néanmoins bénéfique quand les boues sont dépotées à une faible distance de lieu de vidange, ce qui veut dire que l'utilisation des stations de transfert devient alors une nécessité pour une bonne gestion de ces boues.

Entre autres technologies utilisées en vidange semi-mécanique, on peut citer le cas de *MAPET* (*Manual Pit-latrine Emptying Technology*) qui a été développé en Tanzanie et à Nairobi (kenya), *Gulper* testé également en Tanzanie, *Nibbler* et *Gobbler* utilisées en Afrique du sud (O'Riordan, 2009 ; Thye *et al.*, 2011).



Figure 13 : Exemple de technologie utilisée en vidange semi-mécanique : *Gulper* (Sugden, 2005)



Figure 14 : Photo MAPPET (Klingel et al., 2002)

3° Vidange manuelle

En l'absence d'autres technologies viables, les ménages recourent à la vidange manuelle des boues qui se sont accumulées dans les fosses. Cette pratique présente des risques sanitaires élevés tant pour les vidangeurs que pour les habitants de la parcelle et les ménages environnants étant donné que les boues vidangées sont dépotées pour la plupart des cas clandestinement (Klingel *et al.*, 2002). Deux techniques sont utilisées en vidange manuelle, la première est dite "technique d'excavation" où les vidangeurs enlèvent la dalle et retirent les boues contenues dans la fosse pour soit les dépoter à l'extérieur de l'habitation ou les enterrer dans la parcelle où la vidange a lieu si il y a assez d'espace. La seconde quant à elle dite "de rinçage ou de drainage" consiste à vider le contenu de la fosse dans une autre fosse adjacente qui est plus profonde que la fosse à vidanger, cette opération nécessite une grande quantité d'eau pour faire le rinçage mais aussi de bonne conditions du site sinon le risque d'effondrement est élevé (O'Riordan , 2009 ; Still, 2002).



Figure 15 : Vidange manuelle d'une fosse à Dar es Salam: (a) homme se trouvant dans la fosse (b) à l'extérieur de la fosse un autre déverse les boues dans la cour de la parcelle (Sugden, 2005)

Le tableau 1 présente les avantages et les inconvénients de chacune des trois techniques de vidange.

Tableau 1 : Avantages et inconvénients des différentes techniques de vidange

Technologies	Avantages	inconvénients
Vidanges mécaniques	-Rapide, -Hygiénique, -pas de contacts avec les boues, -odeurs minimisées pendant la vidange, - n'exigent pas de station de transfert si le site n'est pas trop éloigné.	-Cher, -pas possible si les routes d'accès au ménage sont étroites/ ou n'est pas bien aménagées.
Vidange semi-mécanique	-Moins chère que la précédente, - moyennement rapide, -possible dans des quartiers non planifiés avec des ruelles, - pas de contact avec les boues au moment de la vidange	-nécessite une station de transfert si non il ya risque de dépôtage clandestin, - exigent du temps comparativement à la précédente, - odeurs
Vidange manuelle	-moins chère, - n'exige pas de compétences particulières, - possible dans les quartiers non planifiés à accessibilité limitée	-risques sanitaires élevés pour les vidangeurs et les habitants de la parcelle, - risques de pollution des eaux de surface et ou souterraines (dépotage incontrôlé) - gêne olfactive intense, - démolition de la dalle et ou de la superstructure pour vidanger, - exige beaucoup de temps, - métier dégradant pour les vidangeurs, - dépôtage clandestin des boues.

I.2.3. Maillon aval

Une fois que les boues ont été vidangées, elles doivent subir un traitement afin de diminuer les risques de transmission des maladies liées aux excreta ou de pollution des eaux souterraines et de surface. Dans les pays en développement et plus spécialement en Afrique subsaharienne, les problèmes liés à la gestion des boues de vidange restent à ce jour non résolu, ces problèmes se rencontrent à plusieurs niveaux : les technologies permettant un transport hygiénique des boues jusqu'au site de dépotage font défaut surtout pour les localités non accessibles en voiture ; les sites de dépotage sont peu nombreux et se trouvent dans les grandes villes seulement, ce qui laisse penser que les boues des zones rurales et des villes moyennes ne sont pas traitées ; le dépotage dans une station d'épuration de la ville (pour les pays qui en disposent) qui traite les eaux usées qui proviennent de l'assainissement collectif est l'option privilégiée sans qu'il ait une étude préalable de faisabilité de cette option. En effet les boues de vidange ne devraient être admises en Station d'épuration (STEP) que moyennant quelques conditions : (a) la STEP doit être en bon état de fonctionnement, Koné (2002), au cours d'une enquête réalisée en Afrique de l'ouest et du centre sur le fonctionnement des stations d'épuration, a montré que la plupart des stations d'épurations présentaient des signes de dysfonctionnement soit qu'elles étaient à l'arrêt, entretien insuffisant, faible abattement bactérien ou étanchéité défaillante des bassins occasionnant une perte d'eau par infiltration. (b) le ratio DBO_5 matière de vidange/ DBO_5 nominale de la STEP (en charge) doit être de 20% maximum, mais la DBO_5 n'étant pas un paramètre pertinent pour les boues de vidange, il faut plutôt appliquer le taux de 20% sur la DCO. (c) En plus, en France par exemple, on considère que le rapport entre le volume journalier des boues de vidange et celui de l'effluent global qui entre à la STEP doit rester inférieur à 3% (Alexandre *et al.*, 2004).

Les options de traitement existent et sont bien documentées pour les pays industrialisés, mais tous ne sont pas bénéfiques pour l'Afrique subsaharienne. Les problèmes d'ordre énergétiques et ceux liés à des compétences techniques requises pour la mise en place et la maintenance des ouvrages de traitement sont parmi les obstacles majeurs qui empêchent un véritable développement du secteur de traitement des boues de vidange dans les pays en développement. Les options de traitement devraient faire l'objet d'une étude approfondie par rapport aux besoins et aux compétences de chaque pays au lieu d'imiter des technologies utilisées ailleurs. De plus, les boues de vidange devraient être considérées comme une ressource à valoriser au lieu de les prendre comme un déchet à se débarrasser ; la valorisation énergétique et ou la valorisation matière qui produirait du compost pouvant être utilisé pour

amender les sols sont des voies prometteuses dans le contexte de l'Afrique subsaharienne soumise à un défi de l'autosuffisance énergétique ainsi que celui de nourrir sa population surtout que ce continent fait face à une démographie galopante qui reste non maîtrisée actuellement (ONU-Habitat, 2013). Bien entendu les préoccupations de protection sanitaires doivent aussi s'intégrer dans cette démarche.

Sans être exhaustif, le schéma de la figure 16 présente un aperçu d'options potentielles qui peuvent être facilement mises en œuvre dans le contexte des pays en développement pour le traitement des boues de vidange.

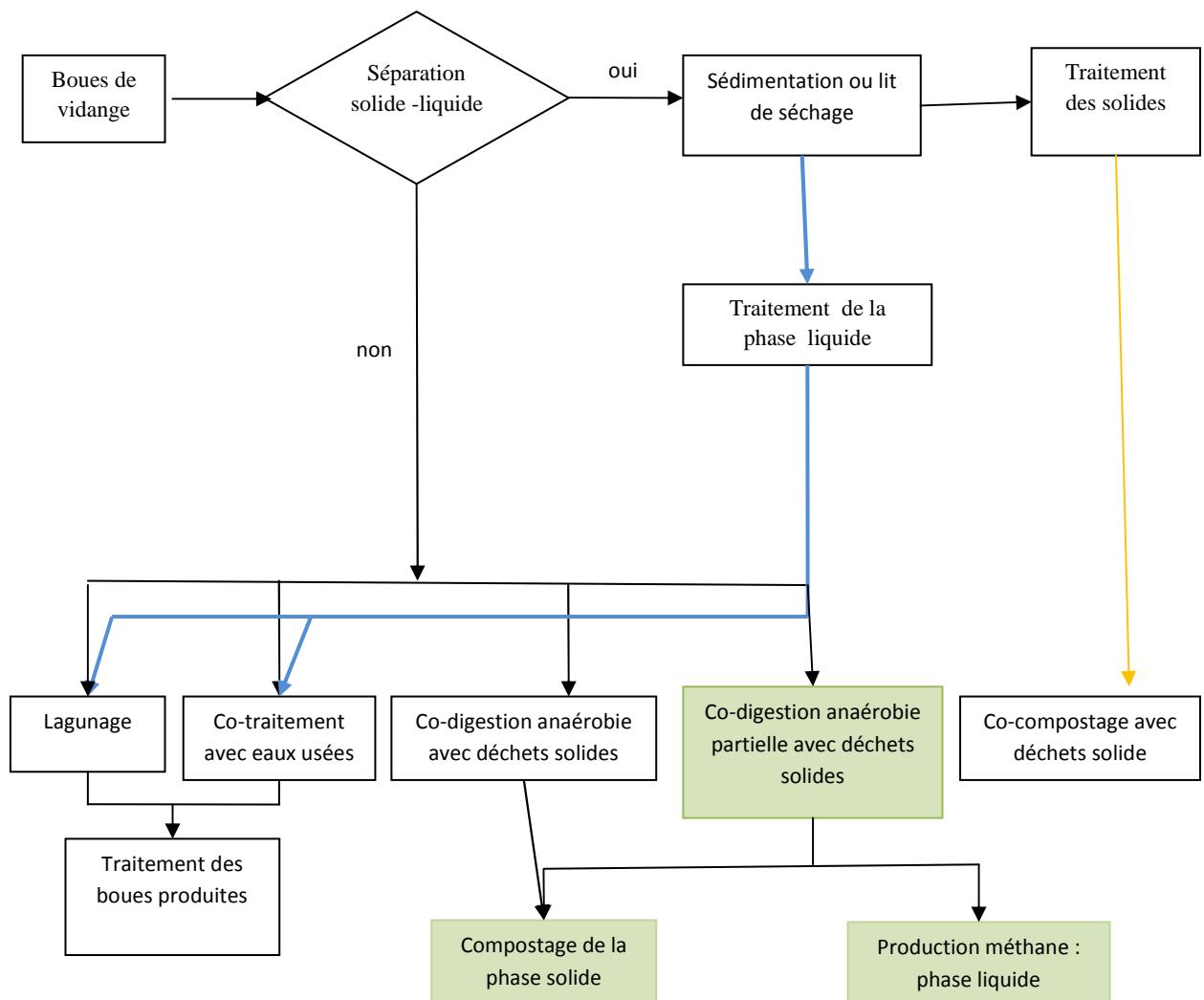


Figure 16 : Options potentielles de traitement/valorisation des boues de vidanges

Sur ce schéma, il est montré des options qui ne nécessitent pas beaucoup de compétences du point de vue technique et qui s'orientent vers la reconversion de la matière en un produit valorisable, notamment la production d'énergie et du compost organique pour amender le sol.

Ce schéma veut montrer que l'utilisation des boues de vidanges sans traitement préalable est à proscrire. La Co-digestion anaérobiose partielle avec les déchets ménagers jusqu'à l'étape d'acidogénèse suivie du compostage dans un même réacteur après avoir retiré le jus de fermentation semble intéressante dans la mesure où elle minimise la manipulation du déchet en cours de traitement. Cette technique a été testée dans le cadre de cette recherche et sera présentée au chapitre VII de cette thèse.

Références bibliographiques

- Alexandre O., Foglia A. et Victoire R., 2004. *Mise en place des schémas départementaux d'élimination des matières de vidange. Étude de cas : le schéma d'élimination en Indre-et-Loire*. Unité Mixte de Recherche Cemagref-ENGEES en Gestion des Services Publics, ENGEES, Strasbourg, 46 p.
- Breslin E. D., 2002. Introducing Ecological Sanitation: Some lessons from a small town pilot project in Mozambique. *Water Science & Technology*, 45(8), 217-224.
- Brikké F. & Bredero M., 2003. *Linking technology choice with operation and maintenance in the context of community water supply and sanitation: A reference document for planners and project staff*. Geneva: WHO and IRC Water and Sanitation Centre, 27 p.
- Cotton A., Franceys R., Pickford J. & Saywell D., 1995. *On-Plot Sanitation in low-income urban communities*. WEDC Loughborough Univ. of Technology, Loughborough, 79 p.
- Del Porto D. & Steinfeld C., 2000. *The Composting Toilet System Book*. Center for Ecological Pollution Prevention, première édition, Concord, Massachusetts, 235 p.
- Drangert J. O., 1998. Fighting the urine blindness to provide more sanitation options. *water SA*, 24(2), 157-164.
- Eau Vive, 2010. *Étude des conditions de diffusion des ouvrages d'assainissement autonome en milieu rural sahélien*. Rapport final, Montreuil, France, 99 p.
- Environnement Recherche Action au Cameroun, 2002. *Guide de construction et d'utilisation de la latrine à double fosse ventilée à Yaoundé: Model Melen IV 2002*. Projet d'assainissement autonome du quartier Melen IV Yaoundé, Yaoundé, Cameroun, 28 p.
- Esrey S.A., Gough J., Rapport D., Sawyer R., Simpson-Hébert M. & Vargas J., 2001a. *Assainissement écologique*. ASDI, Stockholm, Suède, 93 p.
- Esrey S. A., Andersson I., Hillers A. & Sawyer R., 2001b. *Closing the loop*. Ecological sanitation for food security. SIDA, Stockholm, Sweden, 117 p.
- Esrey S. A., 2001. Towards a recycling society: ecological sanitation-closing the loop to food security. *Water Science & Technology*, 43(4), 177-187.
- Franceys R., Pickford J. & Reed R. (1992). *A guide to the development of on-site sanitation*. World Health Organization, Genève, Suisse, 229 p.

Franceys R. & Pickford J., 1995. *On-plot sanitation in low-income urban communities: a review of literature*. WEDC, Loughborough University, 81 p

Hannan C. & Andersson I., 2002. Gender perspective on Ecological sanitation. *97th Annual Meeting of the Association of American Geographers, February 27-March 3, 2001*, New York, 7 p.

Kalbermatten J. M., Julius, D. S. & Gunnerson C. G., 1980. *Appropriate Technology for Water Supply and Sanitation. A sanitation field manual*. World bank, Washington, 86 p.

Katukiza A. Y., Ronteltap M., Niwagaba C. B., Foppen J. W. A., Kansiime F. & Lens P. N. L., 2012. Sustainable sanitation technology options for urban slums. *Biotechnology advances*, 30(5), 964-978.

Klingel F., Montangero A., Koné D. et Strauss M., 2002. *Gestion des boues de vidange dans les pays en développement*. Manuel de planification. Eawag/Sandec, Dübendorf, Suisse, 57 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, École Polytechnique Fédérale de Lausanne, Suisse, 311 p.

Koné D., 2002. *Épuration des eaux usées par lagunage à microphytes et macrophytes en Afrique de l'ouest et du centre : État des lieux, performances épuratoires et critères de dimensionnement*. Thèse de Doctorat, École Polytechnique Fédérale de Lausanne, Suisse, 170 p.

Kouam Kenmogne G.R., 2013. *Vers une gestion rationnelle de l'eau dans une situation complexe d'urbanisation anarchique dans un pays en développement : cas du bassin de l'Abiergue (Yaoundé-Cameroun)*. Thèse de Doctorat: Université de Liège, Belgique, 256 p

Langergraber G. & Muellegger E. (2005). Ecological Sanitation—a way to solve global sanitation problems? *Environment international*, 31(3), 433-444.

Mara D.D., 1984. *The design of ventilated improved pit latrine*. Washington DC, The WorldBank, TAG Technical Note No. 13, 73 p.

Mara D.D., 1985. *The Design of Pour-Flush Latrines*. Washington DC, The World Bank, TAG Technical Note No. 15, 36 p.

Mara D., Drangert J., Anh N. V., Tonderski A., Gulyas H. & Tonderski K., 2007. Selection of sustainable sanitation arrangements. *Water Policy*, 9(3), 305-318.

Morgan P., 2005. *Successful demonstration activities in the use of toilet compost and urine as a source of nutrients for growing crops*. Aquamor, Harare, 9 p.

Muller S. & Rijnsburger J., 1988. MAPET. *A Neighbourhood-Based Pit Emptying Service with Locally Manufactured Handpump Equipment in Dar es Salam, Tanzania*. Manual Pit-Latrine Emptying Technology Project Final Report. Gouda, the Netherlands, 55 p.

Nelson K. L. & Murray A., 2008. Sanitation for unserved populations: technologies, implementation challenges, and opportunities. *Annual Review of Environment and Resources*, 33, 119-151.

ONU-HABITAT, 2013. *Time to think urban*. Nairobi, Kenya, 32 P.

Opel A. & Bashar M. K., 2013. Inefficient technology or misperceived demand: the failure of Vacutug-based pit-emptying services in Bangladesh. *Waterlines*, 32(3), 213-220.

O'Riordan M., 2009. *Investigation into Methods of Pit Latrine Emptying*. Partners in Development WRC Project, 1745, 1.2.1. 75 p.

PDM & pS-Eau, 2010. *Choisir des solutions techniques adaptées pour l'assainissement liquide*. Guides méthodologiques SMC sur l'eau et l'assainissement n°4. Panoply, 136 p.

Pickford J., 1995. *Low-Cost Sanitation: A survey of practical experience*. ITDG Publishing: London, UK, 167 p.

Rüd S. & Münch E.V., 2008. Ecological sanitation: selected example projects from Sub-Saharan Africa, Asia and Europe. *Paper delivered to the NETSSAF Final Conference "Pathways towards sustainable sanitation in Africa"*, 24-27 September, 2008 Ouagadougou, Burkina Faso, 6 p.

Schouten M. A. C. & Mathenge R. W. (2010). Communal sanitation alternatives for slums: A case study of Kibera, Kenya. *Physics and Chemistry of the Earth*, Parts A/B/C, 35(13), 815-822.

Still D. A., 2002. *After the pit latrine is full... what then? Effective options for pit latrine management, Biennial conference*. Water Institute of Southern Africa. Durban, South Africa, 10 p.

Still D. A. & Foxon K., 2012. *Tackling the challenges of full pit. Volume 1: Understanding sludge accumulation in VIPs and strategies for emptying full pits*. Water research commission, Pretoria, South Africa, 156 p.

Sugden S., 2005. *Excreta management in unplanned areas*. London School of Hygiene and Tropical Medicine, Londre, 42 p.

Thieme T. & Dekoszmovszky J., 2010. Les solutions de marché et l'assainissement des bidonvilles de Nairobi. *Revue française de gestion*, N° 208-209, 191-217.

Thye Y. P., Templeton M. R. & Ali M., 2011. A critical review of technologies for pit latrine emptying in developing countries. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 41(20), 1793-1819.

Tilley E., Lüthi C., Morel A., Zurbrügg C. & Schertenleib R., 2008. *Compendium of sanitation systems and technologies*. Eawag. Dübendorf, Switzerland, 158 p.

Todd D. M., 1985. Third world sanitation options-the Zambian case. *Environmentalist*, 5(2), 111-121.

Tumwebaze I. K., Orach C. G., Nakayaga J. K., Karamagi C., Luethi C. & Niwagaba C., 2011. Ecological sanitation coverage and factors affecting its uptake in Kabale municipality, western Uganda. *International journal of environmental health research*, 21(4), 294-305.

Van Nostrand J. & Wilson J., 1983. *Le Cabinet d'aisances amélioré à double fosse ventilée: Manuel de construction pour le Botswana*. Banque Internationale pour la Reconstruction et le Développement/Banque Mondiale, Washington, U.S.A, 49 p.

Vasel J.L., 2007. Évolution de l'assainissement individuel: perspectives et questions en suspens. *Tribune de l'eau*, 641(1), 3-16.

Waste, 2006. Des solutions adaptées pour l'assainissement. Exemple de technologies innovantes à faible coût pour la collecte, le transport, le traitement et la réutilisation des produits de l'assainissement. *4ème forum mondial sur l'eau, mars 2006*, Mexico, 68 p.

WHO and UNICEF, 2010. *Progress on Sanitation and Drinking-water: 2010 Update*. World Health Organization and United Nations Children's Fund Joint Monitoring Programme for Water Supply and Sanitation. UNICEF, New York and WHO, Geneva, 56 p.

Windberg C. & Germany, P. B. B., 2006. Ecological Sanitation Compost Toilets in Sri Lanka: An Appropriate Solution? In Sustainable Development of Water Resources, *Water Supply and Environmental Sanitation. 32nd WEDC International Conference*. Colombo, Sri Lanka, 80-83.

CHAPITRE II: Vers une meilleure compréhension de la gestion des eaux usées en Afrique subsaharienne

"Bien comprendre pour bien agir". Voilà en résumé la ligne directrice du présent chapitre. Dans le passé plusieurs tentatives de proposer des solutions à la gestion des eaux usées en Afrique subsaharienne se sont soldées à des échecs parce que probablement les vraies causes du problème posé n'ont pas été bien identifiées. L'ANC est très complexe surtout si on considère la situation des pays en développement et nécessite donc de prendre en considération plusieurs paramètres. La compréhension de l'ANC dans le contexte africain va d'abord commencer par un tour d'horizon sur le continent afin de voir les solutions adoptées dans divers pays pour résoudre les problèmes de gestion des eaux usées en ANC. Une étude de cas sera par la suite présentée où une méthodologie permettant de poser un bon diagnostic des problèmes rencontrés dans le domaine de l'ANC en condition africaine sera mise en place, diagnostic qui va déceler où il faut agir en priorité pour progresser vers l'assainissement pour tous.

II.1. Panorama de la gestion des eaux usées domestiques en Afrique subsaharienne

Dans ce paragraphe, il sera question de faire un tour d'horizon dans un certain nombre de pays d'Afrique subsaharienne où on essaiera de montrer les solutions adoptées par les ménages pour gérer les eaux usées domestiques. En fonction de la documentation disponible et pour différents des pays, cette revue bibliographique explicitera les proportions des gens qui recourent à l'ANC, les ouvrages d'ANC utilisés au niveau du ménage, où sont déversées les eaux usées ménagères, comment se fait la vidange des boues et où sont dépotées les boues vidangées.

En Tanzanie, jusqu'en 2003, il n'y avait pas de politique nationale d'assainissement, les aspects de l'assainissement étaient inclus dans la politique de la santé avec juste une mention sans beaucoup de détails sur la promotion de la construction des ouvrages d'assainissement et leurs utilisations par les ménages. Cela donc a incité les chercheurs à mener des recherches dans ce domaine dans le sens d'assister les pouvoirs publics à mettre en place des politiques d'assainissement, de faire de bons choix à de bons moments (Chaggu, 2003).

Chaggu (2003) et Milanesi *et al.* (2006) montrent que dans la ville de Dar ES Salam, environ 81 % des ménages utilisent la latrine traditionnelle (sous ses différentes formes), la latrine VIP n'est utilisé qu'à raison de 2 %, la fosse septique avec un puits perdant n'est utilisée qu'à raison de 9,5 %, le tout à l'égout ne couvre que 6,5 %, et les gens sans aucun système d'assainissement représentent 1 %. 71 % des enfants à bas âge (entre 0 et 4ans) défèquent dans la cour de la maison, 22 % des enfants utilisent les mêmes latrines que les adultes tandis que 5 % utilisent les pots prévus et 2 % défèquent dans la rue. Pour 52 % des cas, la latrine fait d'office le lieu de douche et 32 % ont une douche et une latrine séparées mais les eaux de douche sont déversées dans la latrine contre 15 % qui rejettent l'eau de douche dans une autre fosse que la latrine et 1 % n'ont pas de douche. Environ 84 % de la population utilisent de l'eau pour le nettoyage anal, seulement 1 % utilise le papier hygiénique, 15 % utilisent soit l'eau soit le papier hygiénique. Le nombre de personnes qui utilisent la même latrine varient entre 4 et 39.

Quand la fosse est pleine, 72 % vidangent, 23 % creusent une autre fosse et 5 % ne savent pas ce qu'ils vont faire. De ceux qui vidangent, 73 % des latrines sont vidangées soit par camion vidangeurs pour des routes vastes ou par MAPET (vidange semi-mécanique) là où les routes sont étroites, le reste utilise la technique de drainage (technique qui consiste à vider le contenu de la fosse dans une autre fosse adjacente). L'option de dépotage le plus utilisée est celui consistant à enterrer les boues vidangées en particulier celles vidangées par MAPET, l'autre option c'est le dépotage dans la station d'épuration de la ville (Chaggu, 2003).

A Nairobi (Kenya), l'assainissement collectif représente 10 % de la population tandis qu'à Kampala (Ouganda), il ne représente que 7 %. Au Kenya, la fosse septique représente 18 %, la VIP 12 % et Latrine traditionnelle 60 % alors qu'à Kampala, la Fosse septique est utilisée par 18,6% de la population, la VIP par 21,4 % et la Latrine traditionnelle par 53 %. Dans les deux pays, la fosse septique est suivi d'un puits perdant qui est dans la plupart des cas colmaté et déborde ce qui fait que son contenu se retrouve avec les eaux usées de douche et de cuisine dans les caniveaux qui transportent l'eau pluviale. A Kampala dans les endroits où la nappe phréatique est peu profonde, les gens construisent des latrines avec des fosses surélevées, des latrines VIP et des latrines à chasses manuelles, ces latrines sont souvent partagées par plus de deux ménages (Katukiza *et al.*, 2010 ; Letema, 2012). Dans les bidonvilles comme celui de Kibera (Kenya), considéré comme le plus grand bidonville d'Afrique, où la densité de la population est élevée avec des gens à faible revenu, on y rencontre des latrines à fosses qui débordent fautes d'être vidangées à temps, des toilettes suspendues au-dessus des rivières ou

des égouts mais également des blocs sanitaires partagés (comme la célèbre «*Iko toilet*» terme *swahili* qui signifie «toilette est ici»). Toutes ces toilettes à usage commun fonctionnent sur un modèle de paiement pour chaque utilisation ou en procèdent à un abonnement mensuel d'environ 1,35 dollars. Dans le même bidonville de Kibera, il y a aussi usage de toilettes volantes appelées «*peepoo*» conçues pour servir tous ceux qui n'ont pas d'installations sanitaires ; ce sont des simples sachets en plastique qui sont utilisés immédiatement quand le besoin se fait pressant, des sacs que l'on jette ensuite le plus loin possible ce qui fait qu'ils se retrouvent en peu partout (sur le toit des habitations, dans les passages communs, sur les terrains de jeux, dans les rivières,...). Après usage, chaque sac reste pendant 24 h sans odeur (probablement dû à l'urée enrobée à l'intérieur de ce sac) et se transforme en quelques semaines en engrais. Pour fournir aussi des toilettes aux plus défavorisés, une ONG kenyane a mis en place un programme dénommé «*BioCentre concept*» basé sur la fourniture de toilettes à biogaz (Letema, 2012 ; Thieme et Dekoszmovszky, 2010). Katukiza *et al.* (2010) dans leur étude menée dans le bidonville de Bwaise III (Kampala) ont signalé l'usage des toilettes sèches à déviation d'urine ainsi les latrines à biogaz comme des options intéressantes du point de vue environnemental et sanitaire dans ce bidonville.

La vidange de boues dans les deux villes (Nairobi et Kampala) se fait soit mécaniquement en utilisant un camion vidangeur de 2 à 11m³ de capacité, soit manuellement (surtout pour les latrines traditionnelles par crainte d'effondrement de ces dernières mais aussi du fait que les boues sont difficiles à aspirer parce que moins visqueuses que celles des fosses septiques) D'autre technologies surtout dans les bidonvilles ont été testées comme l'usage de *Vacutug* ou *MAPET* développées respectivement au Kenya et en Tanzanie (Katukiza *et al.*, 2012). Les boues vidangées manuellement sont soit dépotées dans les canaux qui drainent l'eau pluviale, soit enterrées à côté de la fosse vidangée si l'espace le permet ou dépotées dans les regards de visite de l'égout si à proximité il ya un réseau d'égout. Quant aux latrines à fosse surélevée, pour faire la vidange, on ouvre l'orifice sur les côtés de la latrine surélevée pendant la saison pluvieuse pour extraire les boues et l'eau pluviale se charge de les transporter vers les rivières avoisinantes (Letema, 2012).

Au Zimbabwe, dans la ville de Bulawayo, une étude menée par Chinyama *et al.* (2012) montre que 61 % de la population pratique la défécation en plein air tandis que 6,5 % possède une latrine à chasse, 19,6 % ont des latrines sèches traditionnelles et 12,9 % utilisent des blocs sanitaires partagés.

Au Lesotho, le Programme de la Banque mondiale et le gouvernement du Lesotho ont initié un programme d'installation des latrines *VIP* tant dans le monde rural qu'urbain et ce programme a bien marché. Mais, le programme s'est heurté à des problèmes de vidange des boues que les camions vidangeurs n'arrivaient pas à aspirer parce que trop épaisses. Pour palier à ce problème, le personnel du programme a alors anticipé les conséquences liés à ce problème de vidange des boues en encourageant l'option de la construction des latrines à double fosse ventilées et améliorées (latrines VIDP). Les enquêtes sociales réalisées ont indiqué que les ménages seraient prêts à vider eux- mêmes les fosses (latrines VIDP) après une période de maturation de 3-5 ans. Cependant, dans certains secteurs où la nappe phréatique est peu profonde, les fosses ne s'asséchaient jamais correctement entraînant la contamination des autres latrines. Pour l'évacuation des eaux usées ménagères, des simples fosses d'écoulement ont été utilisées, mais en raison des caractéristiques médiocres de drainages des sols et en particulier lorsque le ménage utilise beaucoup d'eau, ces fosses se colmataient rapidement occasionnant le débordement de ces eaux usées (PEA-AF, 2002).

Au Mali dans la ville de Mopti, Dorier-Apprill *et al.* (2002) expliquent que «les solutions domestiques adoptées pour le stockage temporaire des eaux usées ménagères et des excreta consistent à creuser des puisards qui jouxtent la plupart des maisons. Pour les eaux usées ménagères, la vidange incombe aux bonnes ou à des vidangeurs indépendants auprès de qui certains ménages souscrivent même un abonnement mensuel. À l'aide de barriques montées sur des charrettes à bras, les manœuvres évacuent à longueur de journée en saison sèche les eaux « grises » vers les berges des bas-fonds de la ville. Le mode d'évacuation des excreta repose aussi sur le travail des vidangeurs, associé à une disposition originale des lieux d'aisance. En effet, la proximité de la nappe phréatique interdit tout système de fosse enterrée dans la majeure partie de la ville. Le système le plus répandu est celui des latrines en étage (surélevées), sous lesquelles se situe un réservoir de 2 à 3 m³, situé au rez-de-chaussée des maisons au niveau de la rue et doté de murs étanches et épais, les toilettes quant à elles se trouvant sur le toit en terrasse. Une à deux fois par an, il est nécessaire de vider le réservoir en perçant le mur de banco qui le sépare de la rue. Ce travail est exclusivement réalisé manuellement par des vidangeurs artisanaux, les camions de vidange municipaux, détériorés, n'ayant jamais été remplacés. Le dépotage se pratique donc en période de basses eaux sur les marges inondables de la ville, aux abords immédiats de l'espace bâti, sur les remblais des berges et même dans les caniveaux».

Pour la Commune VI du district de Bamako (toujours au Mali), les ouvrages d'ANC sont majoritairement la fosse septique pour les quartiers aisés et la latrine traditionnelle pour les quartiers précaires. La vidange des boues se fait soit mécaniquement pour les quartiers aisés ou manuellement pour les quartiers précaires, les boues de vidanges sont livrées aux agriculteurs de légumes après un Co-compostage traditionnel sommaire (mélange des boues avec les déchets ménagers ou la bouse de vache) ou sont dépotées clandestinement en dehors de la ville (Bolomey *et al.*, 2003).

A Ouagadougou (Burkina Faso), Cissé (1997) note que 70 % de la population utilisent les latrines traditionnelles, tandis que 18 % de la population utilisent les latrines étanches. Dans ces ménages, les eaux usées ménagères sont rejetées dans un puisard ou sur le sol. Les W-C à chasse raccordés à une fosse septique qui recueillent les excreta et les eaux ménagères, desservent 5 % de la population, 7 % de la population n'a aucune installation d'assainissement à sa disposition et dans la ville, on dénombre 12 blocs de toilettes publiques. Les boues de vidanges (plus de 20000 m³/an) provenant des différents ouvrages d'assainissement sont déversées dans l'environnement urbain sans aucun traitement préalable. Dans la même ville de Burkina Faso, des stratégies de gestion des boues de vidange ont été développées; en effet lors de la livraison des Boues de Vidange (BV) au site de traitement, les entreprises de collecte perçoivent une prime afin de les inciter à n'acheminer les BV qu'au site de traitement plutôt que de pratiquer l'évacuation illicite (ONEA, 1993).

Mpakam *et al.* (2006) et Kuitcha *et al.* (2008) dans leurs études menées dans la ville de Yaoundé (Cameroun), ont montré que dans les quartiers étudiés, l'assainissement est essentiellement de type non collectif. La latrine à fond perdu est le principal mode d'évacuation des excreta (95 % des cas). Les systèmes modernes avec fosses septiques sont également présents mais sont mal construits, presque jamais entretenus, sans système d'étanchéité et sujets à des odeurs nauséabondes. En cas de remplissage, plus de 80 % des ménages enquêtés ferment la fosse et réalisent une nouvelle fosse, et à force de réaliser de nouvelles fosses sur des surfaces réduites, les populations, quelques fois ,sont obligées de réimplanter la fosse sur d'anciens sites qui avaient servi autrefois, 15 % vidangent et 5 % n'y pensent même pas. Cette situation est imputable aux coûts élevés de vidange et à la non disponibilité des camions vidangeurs. Beaucoup de ceux qui vidangent leurs fosses manuellement le font en saison pluvieuse, et déposent les boues vidangées dans des surfaces ouvertes ou dans des rigoles afin que les eaux de ruissellement puissent se charger de leur transport. D'autres encore laissent leurs fosses ouverts dont les eaux de ruissellement se

chargent également de la vidange. A cause de la densification de l'habitat, ces excreta doivent transiter par la cour du voisin avant d'atteindre les bas-fonds et cela fait l'objet de nombreuses polémiques au sein de la population de ces quartiers. Les eaux usées ménagères sont évacuées à même le sol ou dans des rigoles de fortune et stagnent partout dans les concessions et constituent ainsi de véritable site de reproduction des moustiques, vecteurs de paludisme qui sévit à l'état endémique dans la ville.

À Bouaké, deuxième ville de la côte d'Ivoire, l'assainissement collectif concerne 4,4 % alors l'assainissement non collectif concerne 95,6 %. Les eaux usées de douche sont déversées à raison de 42 % dans le puits perdant, 32 % dans la fosse septique et 26 % dans la rue. 47,4 % des ouvrages d'ANC nécessitent de l'eau pour fonctionner et 52,6 % n'en demandent pas. Quand la fosse est pleine, 60 % des ouvrages d'ANC sont vidangés manuellement tandis 40 % sont vidangés mécaniquement. On rencontre l'utilisation conjointe de ces deux techniques où la vidange manuelle complète la voie mécanique. En effet, les camions aspirateurs utilisés sont défaillants et ne recueillent que le liquide surnageant de la fosse tandis que la boue épaisse reste au fond. Dans ces conditions, la fosse reste encore pleine au quart (1/4). Cela exige alors certains ménages à faire appel à des vidangeurs manuels qui eux descendent dans la fosse pour en extraire la boue. Une fois les boues vidangées, 49,1 % sont rejetées dans la rue, 30,57 % dans la nature, 2,2 % au site de dépotage autorisé (endroit indiqué par la mairie) et 18,13 % dans les champs pour servir d'épandage agricole (CREPA-CI, 2002).

Une étude menée au Nigéria (pays où la religion musulmane est majoritaire) montre que l'acceptabilité d'une installation d'assainissement dépend beaucoup plus des facteurs socio-culturels et religieux. En effet 51 % des gens enquêtés disent qu'ils ne sont pas prêts à manipuler et à utiliser des excreta en agriculture contre 41 % qui disent n'avoir pas des problèmes à le faire (Ilesanmi, 2006). Ceci voudrait dire que l'installation d'un système ÉcoSan (qui se base sur l'utilisation et la manipulation des excreta) dans ces conditions risquerait de ne pas fournir les résultats escomptés. Par contre dans la ville de Kisoro (Ouganda), Langergraber (2005) dans son étude a montré que le système EcoSan a été testé et adopté par les ménages sans difficulté.

A Kumasi (Ghana), une ville d'un million d'habitants, 40 % de la population utilisent des toilettes publiques, non reliées aux égouts, qui sont vidangées en moyenne une fois par semaine. Les boues collectées de ces installations sont biochimiquement instables (DBO₅ élevée) et révèlent des concentrations de N-NH₄⁺ très élevées, puisque l'urine est évacuée

aussi avec les excréments (Koné & Strauss, 2004). Dans la même ville, pour la gestion des boues de vidange, les autorités ont réussi à convaincre les entreprises de vidange à livrer leurs charges aux sites désignés bien qu'elles doivent payer les frais de dépotage. L'autorité municipale joue donc le rôle de facilitateur actif d'initiatives communautaires et du secteur privé, le résultat est que 90 % des BV sont collectées et transportées par des entreprises de vidange privées vers deux stations de traitement des BV organisées en filières de bassins de sédimentation et de stabilisation (Cofie, 2006 ; Strauss *et al.*, 2006). Par contre à Cotonou (Bénin), les entreprises de vidange se sont organisées en cartel empêchant ainsi toute régulation du tarif de vidange, cela a conduit à une recrudescence de la vidange manuelle dans les franges de la population pauvre et vulnérable (Klutse, 2004).

Une enquête menée par Duroyaume (2002) à Debre-Berhan (Ethiopie) une ville d'environ 530 000 habitants montre que la situation en assainissement se présente de la façon suivante : 41% des ménages utilisent des latrines privées, 26 % ont recourt à de simples trous domestiques creusés au niveau de la parcelle (témoignant d'un niveau de précarité élevé surtout pendant la période pluvieuse), 19 % (soit environ 1/5^{ème} des ménages) fréquentent les champs de défécation à ciel ouvert, 13 % des ménages utilisent des latrines communales (au totale 19 latrines sont identifiées où la fréquentation est d'en moyenne 350 usagers par latrine et par jour) et 1% fréquente des latrines publiques (installées dans des gares routières et ou les marchés). Le même auteur signale qu'au total, 55 % des habitants ont accès à un système de collecte des excreta répondant à des critères d'hygiène et d'assainissement corrects (vidange mécanique) et 45 % (dont 26 % utilisant des trous domestiques et 19 % fréquentant les champs de défécation à ciel ouvert) de la population ne disposent d'aucun système de collecte d'excreta. Le traitement des boues collectées consiste en un large trou aménagé par la municipalité à environ 4 km de la ville où un tracteur équipé d'une citerne de vidange d'une capacité 12 m³ vient les dépoter.

A Nouakchott, une ville Mauritanienne, Collignon (2002 b) lors de son enquête a constaté que 10 % de la population utilise l'assainissement collectif, le reste fait recourt à l'assainissement non collectif en utilisant différents types d'ouvrages dont 47,9 % pour la latrine sèche, 40,5 % pour la fosse septique avec chasse mécanique et 11,6 % utilisent une latrine qui fait office de douche également. Le même auteur a constaté que 57,9 % des eaux de cuisine et de lessive sont déversées dans la fosse alors que 42,1 % sont déversées dans la rue. La vidange des fosses est effectuée à hauteur de 46,3 % par des camions vidangeurs et 32,2 % par une vidange manuelle. Signalons 21,5 % des ménages enquêtés signalent n'avoir jamais effectué

de vidange. Collignon (2002a) signale qu'il n'existe pas de sites officiels de décharge des matières de vidange à Nouakchott, les boues sont livrées aux agriculteurs ou dépotées clandestinement en dehors de la ville dans les espaces vides ou enterrées dans la cour de la parcelle. Selon le même auteur, le nombre d'habitants par concession est en moyenne de 12 personnes dans la ville de Nouakchott.

Ci-dessous, nous dressons un tableau qui synthétise les situations rencontrées dans différentes villes en matière de gestion des eaux usées domestiques et des excreta.

Tableau 2: Tableau de synthèse en matière de gestion des eaux usées et excreta dans différentes régions d'Afrique

Ville (pays)	% de ceux qui utilisent l'ANC	Ouvrages d'ANC	Déversement EU ménagères	Mode vidange boues	Lieu de dépotage des boues
Dar Es Salam (Tanzanie)	93,5	LT (81%), VIP (2%), FS (9,5%), aucun (1%)	78,5% dans LT ou caniveaux, 15% dans FS	Vidange mécanique ou manuelle (67,3%), creuse autre fosse (22,7%)	- Enterrées sur place - Dépotage en station d'épuration
Nairobi (Kenya)	90	FS (18%), VIP (12%), LT (60%)	-	Mécanique, sémi-mécanique ou manuelle	-Dépotage clandestin ou enterrées au côté de la fosse vidangée
Kampala (Ouganda)	93	FS (18,6%), VIP (21,4%), LT (53%)	-	Mécanique, sémi-mécanique ou manuelle	-Dépotage clandestin ou enterrées au côté de la fosse vidangée
Bulawayo (Zimbabwe)	100	défécation en pleine air (61%), FS (6,5 %), LT (19,6%), Latrines publiques (12,9%)	-	-	-
Bamako (Mali)	-	FS pour les quartiers aisés, LT pour les quartiers dits précaires	-	Vidange mécanique ou manuelle	- Livrées aux agriculteurs, - Dépotage clandestins
Ouagadougou (Burkina Faso)	-	LT (70%), L. étanche (18%), FS (5%), aucun (7%)	-Dans un puisard -dans les caniveaux	Mécanique ou manuelle	- Dépotage clandestin - Dépotage en site autorisé
Yaoundé (Cameroun)	-	Majoritairement la LT (environ 95 % des cas)	Principalement les caniveaux	15 % vidangent, 80% creusent une autre fosse, 5 % ne savent quoi faire	Dépotage dans les caniveaux transportant l'eau pluviale
Bouaké (Côte d'Ivoire)	95,6	Ouvrages humides (47,4%), Ouvrages secs (52,6%)	Puits perdant (42%) FS (32%), dans la rue (26%)	Vidange manuelle (60%) Vidange mécanique (40%)	-Dépotages clandestin (79,7%) -Livrées aux agriculteurs (18,1%) -Site autorisé (2,2)
Kumasi (Ghana)	-	Toilettes publiques (environ 40%)	-	La vidange mécanique domine, 90% des cas	Traitement dans un bassin de sédimentation/ stabilisation
Debré-Béhan (Ethiopie)	-	Latrines privées (41%), simple trou foré (26%), défécation en pleine air (19%), latrines publiques (14%)	-	Vidange mécanique (55%), ceux aucun système de collecte d'excreta (45%)	Dépotage dans un trou aménagé par la municipalité en dehors de la ville
Nouakchott (Mauritanie)	90	Latrine sèche (47,9%), FS (40,5%), Latrine sèche utilisés comme douche (11,6%)	Fosse ou puisard (57,9%), rue (42,1%)	Vidange mécanique (46,3%), vidange manuelle (32,2%)	- Livrées aux agriculteurs - Dépotage clandestin

II.2. Cas d'étude de la ville de Bujumbura

II.2.1. Introduction

La réussite de l'assainissement non collectif passe inévitablement par une maîtrise des trois maillons de la chaîne (expliquées précédemment) qui constitue la filière d'ANC. L'absence des lois régissant l'assainissement non collectif dans les pays en développement ainsi que le manque d'accompagnement du point de vue financier et technique par les services publics dans ce domaine font que les ménages deviennent les seuls responsables de l'organisation et de la gestion des eaux usées générées au niveau de leurs parcelles. La situation est telle que l'assainissement non collectif en Afrique subsaharienne relève d'une démarche individuelle des ménages qui décident des ouvrages d'assainissement à mettre en place, quand il faut vidanger les boues accumulées dans ces ouvrages, qui réalise la vidange, comment la vidange est faite et où sont déchargées les boues vidangées. Le panorama qui vient d'être dressé montre que diverses solutions sont adoptées par les ménages dans divers pays, des solutions qui, dans la plupart des cas ne sont pas conformes du point de vue sanitaire et environnemental. Le manque de moyens financiers associé au manque d'expertise dans le secteur de l'ANC ont comme conséquences la mise en place par les ménages des systèmes d'ANC non adaptés aux conditions locales et qui sont précurseurs de maladies et de dégradation de l'environnement. L'assainissement non collectif est en relation directe avec le statut foncier, le type d'approvisionnement en eau dont dispose le ménage, la densité de la population, le niveau d'aménagement de la voirie, l'espace disponible dans la parcelle (réservé à l'assainissement), la nature du sol, le niveau de la nappe phréatique, la catégorie sociale des bénéficiaires des services d'assainissement sans oublier la disponibilité ou non des services de vidange des boues ainsi que l'aménagement et la maintenance des sites de traitement de ces boues. Ces deux derniers (services de vidange et sites de traitement des boues) font d'ailleurs partie intégrante du système d'ANC et devraient être bien identifiés et planifiés au moment de la mise en place d'ouvrages d'ANC. Une meilleure compréhension de l'ANC nécessite donc de prendre en considération tous ces paramètres ci-haut inventoriés, leur connaissance ne peut se faire que par une investigation de terrain mobilisant des méthodes de type enquête et des campagnes de mesures nécessitant des compétences diverses. Dans le cadre de cette recherche, nous avons fait recours aux techniques d'enquête, deux enquêtes de terrain (une enquête sociale auprès des ménages et une enquête auprès des entreprises de vidange) ont été effectuées dans la ville de Bujumbura (capitale du Burundi). L'enquête ménage a concerné quatre des huit communes de la ville de Bujumbura utilisant l'ANC tandis que l'enquête

auprès des entreprises de vidange a concerné toutes les entreprises de vidange œuvrant dans la ville de Bujumbura. Avant de décrire la démarche adoptée pour mener les enquêtes de terrain et les traitements qu'on en a faits, une contextualisation de la zone d'étude (ville de Bujumbura) s'impose.

II.2.2. Description du milieu d'étude : Ville de Bujumbura

II.2.2.1. Situation géographique, administrative et démographique de la ville de Bujumbura

II.2.2.1.1. Situation géographique

Bujumbura, ville capitale de la République du Burundi (pays d'Afrique centrale), est situé à l'Ouest du pays au bord du lac Tanganyika (lac d'une superficie de plus de 34 000 km²) qui est utilisé pour l'approvisionnement en eau de boisson de la ville de Bujumbura et ses environs (CAPART, 1952). La ville de Bujumbura correspond au point de coordonnées géographiques 29°21'51" longitude Est et 3°22'55" latitude Sud. La ville de Bujumbura a aujourd'hui une superficie de 10,461hectares (d'après la nouvelle délimitation), le relief est caractérisé par une plaine de basse altitude qui se relève d'ouest en est avec une altitude moyenne de 820 mètres. Le climat, de type tropical, offre un ensoleillement dominant toute l'année et une température moyenne de 23°C, avec des pics à 28°- 30°C au cours des périodes les plus chaudes. Bujumbura, comme l'ensemble du pays, connaît quatre saisons : la grande et la petite saison sèche, la grande et la petite saison pluvieuse (MEEATU, 2013).

II.2.2.1.2. Situation administrative de la ville de Bujumbura

La municipalité de Bujumbura est une entité administrative dotée d'une personnalité juridique et d'une autonomie de gestion. La Mairie est subdivisée en treize communes urbaines (figure 17) : Kanyosha, Kinindo, Musaga, Rohero, Nyakabiga, Bwiza, Buyenzi, Ngagara, Cibitoke Kamenge, Kinama, Buterere, et Gihosha.

Chaque commune est subdivisée en autant de quartiers que l'exige son étendue. Les communes sont dirigées par des Administrateurs et les quartiers par des Chefs de quartiers.

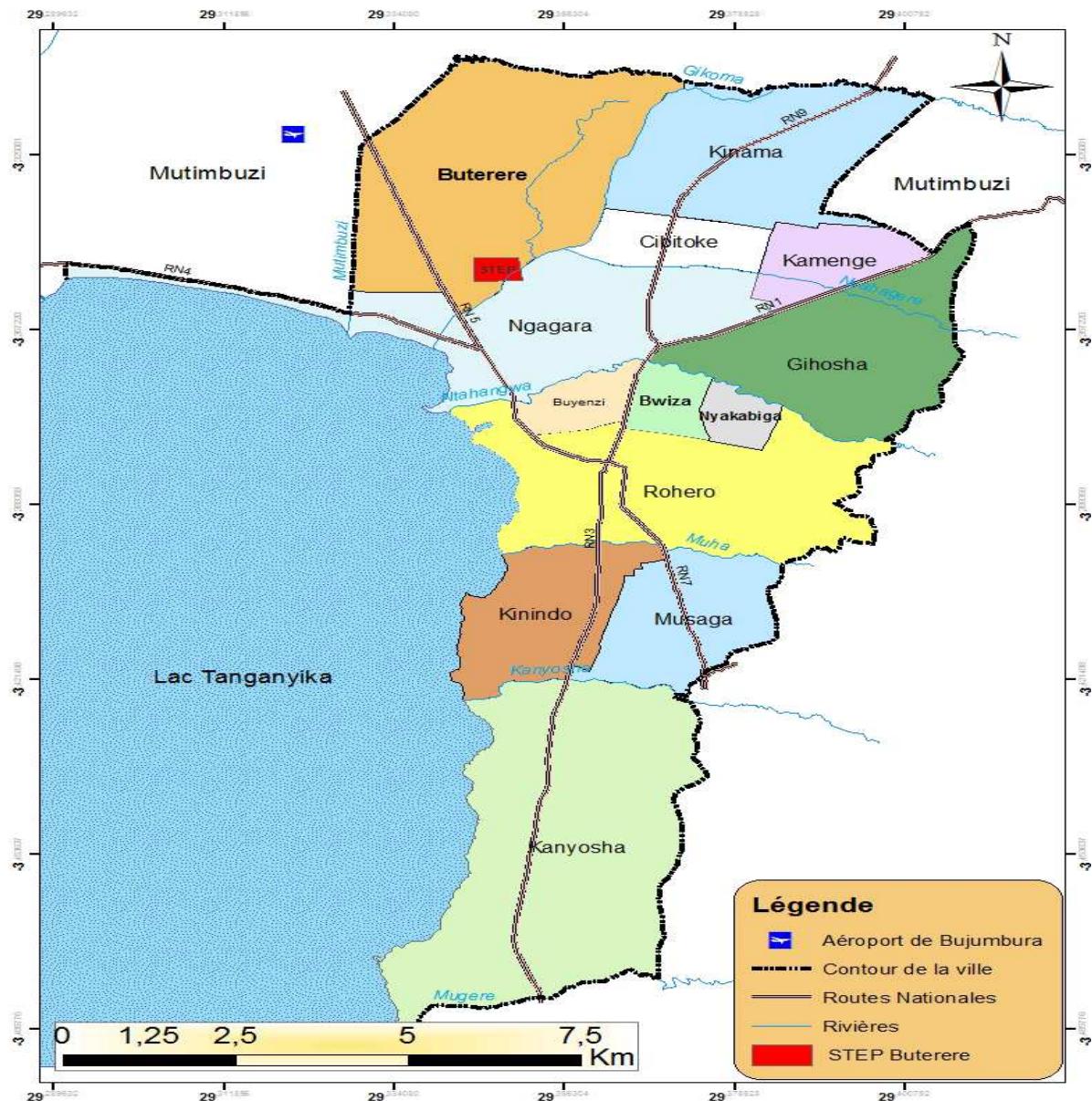


Figure 17 : Carte administrative de la ville de Bujumbura

II.2.2.1.3. Situation démographique

Le Burundi est un des pays les plus surpeuplés d'Afrique centrale. En 1993, la population burundaise était estimée à environ 6 millions d'habitants soit une densité de plus de 230 habitants au km² (Nzigidahera, 2012). Les résultats du dernier recensement général de la population de 2008 indiquent que la population burundaise était estimée à 8 053 574 habitants, soit une densité moyenne de 310 habitants au km². L'accroissement annuel de la population est estimé à 3 %. Dans cet effectif, la ville de Bujumbura compte une population résidente de 497 166 habitants. La population active dépasse les 300.000 habitants (Nzigidahera, 2012 ; RGPH, 2011). Mais cette population (résidente) est inégalement répartie.

Elle se regroupe surtout dans les quartiers périphériques du noyau de la Capitale où la densité atteint parfois plus de 2.000 habitants au km². La population citadine est essentiellement jeune. Une partie croissante des salariés travaillent dans le secteur tertiaire, tandis que les agriculteurs voient leur surface de terre cultivable diminuer avec l'urbanisation croissante, les poussant à exercer leurs activités aux abords de la ville (MEEATU, 2013).

II.2.2.2. Alimentation en eau potable et assainissement de la ville de Bujumbura

II.2.2.2.1. Alimentation en eau potable de la ville

La grande partie de l'eau potable utilisée dans la ville de Bujumbura est captée dans le lac Tanganyika. L'approvisionnement en eau potable influence le type d'assainissement adopté pour une localité donnée, l'assainissement collectif n'étant possible que si les ménages concernés disposent d'un branchement privé à domicile. En toute logique, l'installation d'un réseau d'assainissement collectif devrait être précédée par un ravitaillement en eau dans les domiciles des ménages concernés. Pour une localité à assainissement non collectif, le système d'assainissement est aussi dépendant du niveau d'approvisionnement en eau dont dispose le ménage. En ville de Bujumbura, moins de 50% de la population dispose des branchements privés dans leurs domiciles (tableau 3), cela veut dire que si l'on veut faire l'extension du réseau d'assainissement collectif, il faut avant tout revoir le niveau actuel d'approvisionnement en eau. Le tableau 3 nous montre que les communes de Buterere, de Kamenge, de Kinama, de Kanyosha, de Buyenzi et de Musaga sont très moins nanties en branchements privés. Pourtant parmi ces communes, certaines sont tout près de la station d'épuration actuelle dont dispose la ville de Bujumbura telles les communes de Buterere, Kinama et Kamenge. Ces communes pourraient être connectées à la station à peu de frais et cela constituerait un atout vu que ces communes se caractérisent par une densité élevée de la population et sachant que cette station travaille actuellement en dessous de la charge nominale pour laquelle elle avait été conçue. Mais à cause de leurs niveaux d'approvisionnement en eau, cela n'est pas du tout viable du point de vue technique mais aussi environnemental et sanitaire. Il revient alors au pouvoir public de faire une planification prévoyante et intelligente dans le domaine de l'approvisionnement en eau et de l'assainissement.

Tableau 3 : Pourcentage de la population par type d'approvisionnement en eau dans la ville de Bujumbura

Commune	Nbre de ménages	personnes	Branchemet privé à domicile (%)	Borne fontaine (%)	Sources d'eau non potable (%) *
Buterere	6 576	28 371	3,3	62	34,7
Buyenzi	10 130	47 363	46	38	16
Bwiza	7 878	37 688	89	2,7	8,3
Cibitoke	10 419	50 899	58	38	4
Gihosha	6 585	39 503	56	28	16
Kamenge	11 185	50 070	21	69	10
Kanyosha	11 498	59 181	28	38	34
Kinama	10 593	49 776	16	79	5
Kinindo	3 680	21 920	98	0,1	1,9
Musaga	8 008	43 735	44	38	18
Ngagara	4 248	30 296	88	0,7	1,3
Nyakabiga	4 400	20 883	93	4	3
Rohero	2 608	17 481	82	6,8	11,2
TOTAL	97 805	497 166	47	38	15

(Source : **Ministère de l'Énergie et des Mines, 2011**), *: parmi les sources d'eau non potable identifiées: puits non protégés, eau de surface, vendeurs privés d'eau en sachets

II.2.2.2.2. Assainissement liquide de la ville de Bujumbura

Dans la ville de Bujumbura, deux types d'assainissement sont utilisés: l'assainissement collectif et non collectif (figure 18). Cinq communes sur les 13 communes qui constituent la ville de Bujumbura sont partiellement raccordées au réseau de la station d'épuration de Buterere. Il s'agit des communes de Buyenzi, de Bwiza, de Ngagara, de Nyakabiga et de Rohero. La station d'épuration de Buterere est située au nord-ouest de la ville de Bujumbura à cheval entre les communes de Ngagara et de Buterere. C'est une station d'épuration de type lagunage qui a une capacité de 246 000 équivalents-habitants mais qui ne reçoit qu'environ 60 000 équivalents-habitants en considérant seulement la population connectée à cette station sans compter la quantité de boues de vidange qui est dépoté à la dite station (MEEATU, 2013). Le pourcentage de la population de la ville de Bujumbura connecté à la station d'épuration n'est que de 9,1%, le reste de la population utilise l'assainissement non collectif sous ses différentes formes (Ministère de l'Énergie et des Mines, 2011). Le tableau 4 donne une vue global de l'assainissement dans la ville de Bujumbura.

Tableau 4 : Pourcentage de la population par type d'assainissement dans la ville de Bujumbura

Commune	Nbre de ménage	personnes	Assainissement collectif (%)	Assainissement non collectif (%) *
Buterere	6 576	28 371	0,1	99,9
Buyenzi	10 130	47 363	1,3	98,7
Bwiza	7 878	37 688	35	65
Cibitoke	10 419	50 899	0,1	99,1
Gihosha	6 585	39 503	0,3	99,7
Kamenge	11 185	50 070	9,7	89,7
Kanyosha	11 498	59 181	0	100
Kinama	10 593	49 776	0	100
Kinindo	3 680	21 920	0	100
Musaga	8 008	43 735	0	100
Ngagara	4 248	30 296	71	29
Nyakabiga	4 400	20 883	60	40
Rohero	2 608	17 481	14	86
TOTAL	97 805	497 166	9,1	89,9

(Source: Ministère de l'Énergie et des mines, 2011) *: dans ce % est inclus également ceux qui n'ont pas aucun système d'assainissement

Comme nous le montrent le tableau 4 et la figure 18, la majorité des ménages de la ville de Bujumbura font recourt à l'assainissement non collectif, cette situation devrait perdurer, vu les conditions socio-économiques qui prévalent au Burundi comme dans la plupart des pays en développement d'ailleurs (Ingallinella et *al.*, 2002 ; Kuitcha et *al.*, 2008). Cela renforce l'intérêt de s'intéresser à l'ANC non pas comme une solution transitoire pour migrer vers l'assainissement collectif mais plutôt comme une technique qui doit s'asseoir sur des principes scientifiques solides et des critères du développement durable afin de garantir un avenir meilleur à ces milliers de gens qui l'utilisent actuellement et qui continueront à l'utiliser particulièrement dans les pays en développement. En ville de Bujumbura, l'assainissement collectif concerne principalement le centre ville où les eaux usées collectées dans cette localité sont acheminées par réseau d'égout vers la station d'épuration de Buterere (au nord-ouest de la ville). Les quartiers périphériques utilisent l'assainissement non collectif et il faut signaler que c'est dans ces mêmes quartiers à assainissement non collectif que la densité de la population est élevée.

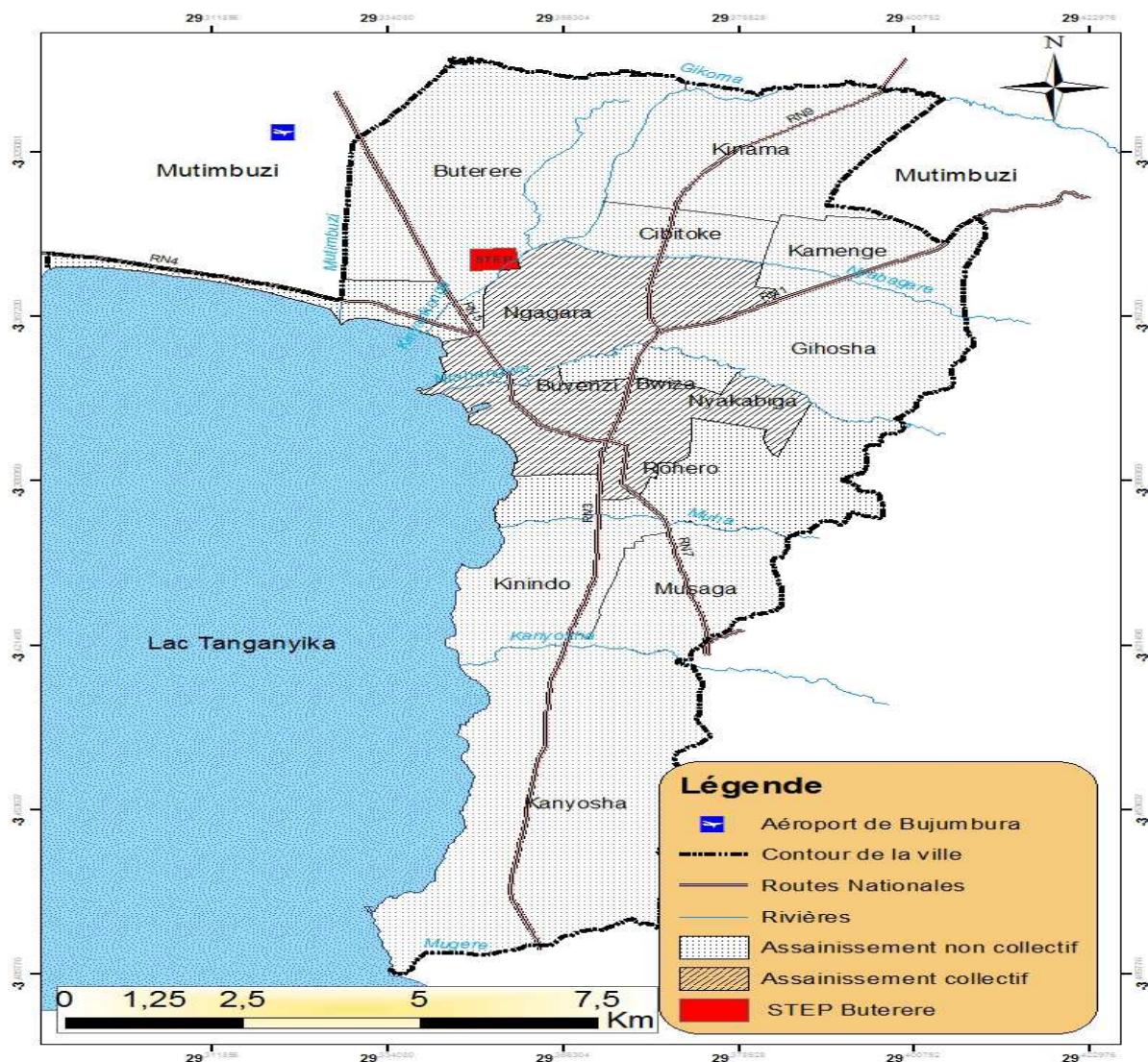


Figure 18 : Zone à assainissement collectif et non collectif en Ville de Bujumbura

Au Burundi, plusieurs acteurs interviennent dans le domaine de l'assainissement non collectif, on peut citer notamment les acteurs gouvernementaux constitués principalement de cinq ministères à savoir:

- le Ministère de l'Eau, de l'Environnement, de l'Aménagement du Territoire et de l'Urbanisme au travers sa direction de l'assainissement et du contrôle de la qualité de l'eau ;
- le Ministère de l'Énergie et des Mines (MEM) au travers la Régie de production de l'eau et de l'électricité (Regideso) en charge de la fourniture de l'eau potable ;
- le Ministère de la Santé Publique (MSP) au travers sa direction de la promotion de la Santé, de l'Hygiène et de l'Assainissement ;
- le Ministère de l'intérieur au travers les Services Techniques Municipaux (SETEMU)

qui ont en charge la gestion de la station d'épuration où sont dépotées également les boues de vidanges ;

-le Ministère de la décentralisation et du développement communal au travers la Régie communale de l'eau.

A ces acteurs gouvernementaux s'ajoutent ceux constitués par les ménages (acteurs principaux), les acteurs privés formels constitués par les entreprises de vidange mécanique des boues et les acteurs privés informels constitués par les maçons qui construisent les ouvrages d'assainissement et les vidangeurs manuels des boues. Cet état de choses rend difficile la coordination d'un domaine aussi important que l'assainissement, occasionnant un chevauchement et une dispersion d'effort créant ainsi un double emploi et aboutissant à un gaspillage des fonds publics qui devraient être utilisés pour progresser vers l'assainissement pour tous.

Pourtant, «la déclaration de *e Thekwini*» adoptée par les différents ministères africains en charge de l'eau lors de la deuxième Conférence africaine sur l'assainissement et l'hygiène, tenue en 2008 à Durban en Afrique du Sud (*AfricaSan 2008*), avait exigé que chaque pays se dote d'une institution unique pour la coordination du secteur d'assainissement capable de fédérer tous les acteurs du domaine (AMCOW, 2008).

II.2.3. Enquêtes effectuées en ville de Bujumbura

L'assainissement et plus particulièrement l'assainissement non collectif est un domaine complexe surtout dans les pays en développement où ce domaine souffre du manque de subventions de la part de l'état, et où la réglementation laisse à désirer ou n'est pas du tout appliquée même là où elle existe. Dans ces conditions, devant une gamme de variétés des technologies utilisées et utilisables en ANC, chaque ménage installe le système d'ANC selon ses moyens et par rapport à ce qui existe et facilement disponible sur le marché mais qui ne correspond pas forcément à ce qui devrait être installé si les conditions locales étaient prises en compte.

Une des méthodes permettant de bien comprendre l'ANC et toutes les questions qui l'entourent est de faire un suivi de proximité auprès des utilisateurs et des bénéficiaires directs des services d'assainissement en recourant aux méthodes de types enquêtes.

II.2.3.1. Enquête-ménage

Une enquête-ménage a été conduite dans quatre communes de la ville de Bujumbura choisie parmi celles qui utilisent l'ANC. Il s'agit des communes de Cibitoke et de Kinama au nord-ouest de la ville de Bujumbura ainsi que celles de Kinindo et de Musaga au sud de la ville. L'objectif de cette enquête est de fournir des informations sur les pratiques de l'ANC en prenant en considération les trois maillons de la chaîne. Le terme «ménage» est à comprendre ici comme l'ensemble des familles qui, dans une concession, partagent les mêmes installations de stockage et d'évacuations des déchets liquides c'est-à-dire les eaux usées domestiques et les excreta. Rarement dans les pays en développement et plus particulièrement en Afrique subsaharienne on trouve de ménages unifamiliaux ; les individus de notre échantillon seront donc les différentes concessions ou parcelles constituées par une ou plusieurs familles qui partagent les mêmes installations sanitaires que nous allons assimiler par défaut aux ménages. La conception globale de l'enquête a consisté en l'élaboration du questionnaire d'enquête, la formation des enquêteurs, l'interview des ménages, le dépouillement et le traitement des données.

II.2.3.1.1. Élaboration du questionnaire d'enquête

L'élaboration du questionnaire d'enquête s'est inspirée de celui d'Odoulami (2009) et a été adapté par après au cas qui concerne cette étude c'est-à-dire l'assainissement non collectif. Ce questionnaire [*Annexe II.1*] comprend les rubriques suivantes:

- **Identification** : cette partie marque la prise de contact avec le ménage enquêté où on renseigne le nom de la commune enquêtée, le quartier, le nombre de personnes vivant dans ce ménage ; la connaissance du nombre de personnes vivant dans le ménage est nécessaire du fait que les quantités d'eaux consommées et les eaux usées rejetées en dépendent, ce nombre influence aussi l'ouvrage d'assainissement non collectif installé au niveau du ménage, notamment son volume et la périodicité de vidange des boues accumulées dans cet ouvrage.
- **Source d'approvisionnement en eau et usages** : l'eau et l'assainissement sont très liés, on ne peut pas prétendre comprendre l'assainissement sans tenir compte de la façon dont le ménage s'approvisionne en eau. Cette rubrique a donc le mérite de renseigner les sources d'approvisionnement en eau mais également les quantités utilisées au sein du ménage.
- **Hygiène et assainissement** : cette partie du questionnaire cherche à comprendre la façon dont l'eau est gérée au niveau du ménage surtout en ce qui concerne le transport et la

conservation de cette eau ainsi que la distance du lieu de ravitaillement de cette eau (donnée qui sera mise en relation avec le type d'ouvrage installé au niveau du ménage). Cette partie renseigne également sur la gestion des eaux usées ménagères notamment leurs lieux de déversement. En effet un bon système d'assainissement doit s'occuper à la fois des excreta et des eaux usées ménagères.

- **Maladies hydriques** : cette partie donne des renseignements sur la prévalence des maladies hydriques au sein du ménage. En effet, l'eau utilisée (en qualité et en quantité) au sein du ménage d'une part et le système d'assainissement dont dispose le ménage d'autre part ont une grande influence sur l'état sanitaire du ménage (ou de la localité) sous étude.
- **Accessibilité à la maison** : cette partie renseigne sur l'état de la voirie qui mène au ménage et cherche à comprendre si le ménage est accessible par voiture. Cette information est utile dans la planification des opérations de vidange des boues surtout sur le mode de vidange et d'évacuation des boues vidangées. En effet, dans les localités ne permettant pas un accès facile des camions vidangeurs, la pratique de la vidange manuelle reste la seule alternative possible suivie le plus souvent du dépotage clandestin des boues avec toutes les conséquences d'ordre sanitaire et environnementale qui vont avec cette pratique.
- **Assainissement individuel** : partie importante de notre questionnaire d'enquête, cette rubrique nous donne des informations sur le système d'assainissement non collectif dont dispose le ménage, le mode de vidange, la fréquence de vidange, le prix de vidange, l'état de l'ouvrage d'assainissement ainsi que le lieu de dépotage des boues vidangées.
- **Guide d'observation sur site** : le guide d'observation sur site concerne des observations que l'enquêteur note au moment du déroulement de l'enquête et qui peuvent être utilisées comme complément aux données fournies par l'enquêté. L'observation portera entre autre sur l'emplacement de l'ouvrage d'assainissement ainsi que son accessibilité à la vidange. Des prises de photo sont également réalisées sur des éléments susceptibles d'aider à la compréhension des pratiques de l'ANC. Un schéma du système d'assainissement utilisé par le ménage est également dressé.
- **Guides d'entretien** : afin de compléter notre enquête-ménage, une série d'entretiens a été menée. Cela a concerné les chefs des quartiers de la localité enquêtée et les agents des centres de santé.

II.2.3.1.2. Formation des enquêteurs et déroulement d'enquête

Quatre étudiants qui préparaient leurs mémoires en psychologie et sciences de l'éducation ont été recrutés et formés pendant trois demi-journées par mes soins. La formation a concernée

l'utilisation du questionnaire en mettant l'accent sur les termes techniques auxquels ils ne sont pas familiers ainsi la méthodologie d'échantillonnage. Chaque enquêteur a été supervisé au premier jour du début de l'enquête afin de s'assurer que l'utilisation du questionnaire se fait correctement. La durée de l'enquête a été d'un mois (du 25 juillet au 24 août 2011). L'enquête a consisté en une interview directe sur les domiciles des gens par les enquêteurs. Les difficultés rencontrées au cours de cette enquête concernent notamment le fait que l'assainissent (tout ce qui regarde les excréments) jusqu'à l'heure demeure un sujet tabous dans les sociétés africaines. Les gens avaient du mal à collaborer pour répondre à certaines questions reprises dans notre questionnaire.

II.2.3.1.3. Critères d'échantillonnage

Comme cela a été déjà signalé plus haut, les communes de Kinama, de Cibitoke, de Musaga et de Kinindo ont fait l'objet de cette enquête. Le choix de ces communes a été dicté par deux critères à savoir : le standing de l'habitat ainsi que la distance entre la commune sous étude et le site de dépotage des boues vidangées dans les ouvrages d'ANC.

1° Standing de l'habitat

Nous partons de l'hypothèse selon laquelle la catégorie sociale des ménages influence le système d'assainissement mis en place par le ménage. Par système d'assainissement, il faut entendre les ouvrages d'assainissement installés au niveau du ménage, la gestion des eaux usées ménagères générées par le ménage et la gestion des boues de vidange (leur vidange et leur transport vers un site de dépotage). De par leurs caractéristiques, les communes de la ville de Bujumbura se déclinent en trois groupes de catégories sociales à savoir les catégories de bas standing, de moyen standing et de haut standing. Ainsi la commune de Kinindo est considérée comme une commune de haut standing, à Musaga se côtoie les trois catégories sociales avec une prédominance de la catégorie de moyen standing, enfin les communes de Cibitoke et de Kinama sont des communes où on y rencontre exclusivement les deux catégories sociales le bas et le moyen standing, avec exception dans la commune de Kinama où le quartier de Carama nouvellement lotis se caractérise par les catégories de moyen et de haut standing.

2° Distance entre la commune et le site de dépotage des boues de vidange

Dans la ville de Bujumbura, la station d'épuration de Buterere constitue le seul site de dépotage autorisé des boues vidangées dans les ouvrages d'assainissement non collectif. L'assainissement collectif concerne principalement le centre-ville tandis l'assainissement non collectif concerne les communes périphériques. Les communes de Cibitoke et de Kinama se trouvent à proximité de la station d'épuration de Buterere (au nord-ouest de la ville). Les communes de Kinindo et de Musaga se trouvent (au sud de la ville) et sont donc éloignées du site de dépotage par rapport aux premières. Nous voulons donc vérifier, par le choix de ces communes, si la proximité ou l'éloignement du site de dépotage a une influence sur le choix des systèmes d'assainissement à mettre en place, ainsi que sur la gestion des boues de vidange notamment le mode de vidange des boues et le lieu de dépotage de ces dernières.

II.2.3.1.4. Méthodologie d'échantillonnage

La méthode des itinéraires imposés a été appliquée pour le choix des ménages à enquêter. En effet les différentes communes de la ville de Bujumbura sont subdivisées en quartiers, lesquels quartiers sont à leurs tours constitués par différentes rues. Pour chacune des quatre communes, nous prenons comme repère la route goudronnée qui traverse la commune (point de départ) et nous prenons comme itinéraire les différentes rues transversales. Nous enquêtons le premier ménage sur la rive droite de la rue qui entre dans le quartier et puis nous comptons cinq ménages en progressant dans la même rue et nous enquêtons le sixième ménage de la rive gauche. Dans une rue, les noms des ménages à enquêter devront porter les numéros 1, 6, 11, 16, 21,.... Nous procérons ainsi pour les rues successives constitutives des quartiers dans les différentes communes ayant fait l'objet de l'enquête.

Ainsi dans la commune de Kinama 145 ménages ont été enquêtés, 149 ménages dans la commune de Cibitoke, 150 ménages dans la commune Kinindo et 146 dans la commune de Musaga. Au total dans les quatre communes 590 ménages ont été enquêtés.

II.2.3.2. Enquête auprès des entreprises de vidanges

Un questionnaire d'enquête a été adressé aux entreprises qui s'occupent de la vidange mécanique des ouvrages d'ANC de la ville de Bujumbura **[annexe II.2]**. En 2011, au total sept entreprises de vidange ont été inventoriées (BINUB, BGC, Andrew- Kurt, PSG, Rukara-Inabasha, Mercus- cleaning et SETEMU). BINUB ne vidangeant que les boues provenant du Bureau Intégré des Nations Unies au Burundi seulement, et n'a pas fait donc partie de

l'enquête. Six entreprises de vidange ont reçu chacune un questionnaire d'enquête. Les différentes rubriques de ce questionnaire d'enquête sont les suivantes : l'identification de l'établissement ; la nature, la fréquence et la quantité des déchets liquides éliminés ; le traitement et la valorisation des eaux usées et des boues ; le coût de la vidange et les difficultés du métier de la vidange mécanique. Ce questionnaire d'enquête apporte des informations supplémentaires recueillies auprès des ménages sur la gestion des boues de vidange.

II.2.3.3. Enregistrement et stockage des données d'enquêtes

Les données recueillies lors de ces deux enquêtes (enquête-ménage et enquête auprès des entreprises de vidange) ont été enregistrées et stockées dans une base de données Access®.

II.2.3.3.1. Élaboration d'une base de données

La base de données est un outil de travail intéressant, car il permet le stockage, le regroupement, l'exploitation et le traitement d'une grande quantité de données dans un même fichier. Dans le cas qui concerne cette étude, deux bases de données Access® ont été créées, la première pour l'enquête-ménage et la deuxième pour l'enquête auprès des entreprises de vidange. Chacune d'elles reprend les différentes rubriques du questionnaire d'enquête et est utilisée pour enregistrer et stocker les données issues de ces enquêtes.

II.2.3.3.2. Présentation et structure des bases de données

Dans une base de données Access®, on trouve des **Tables** et des **Formulaires** ; les formulaires constituent une manière d'afficher les données à l'écran et simplifient la saisie ou la recherche d'un enregistrement ; les Tables correspondent aux différentes catégories d'informations reprises dans le questionnaire d'enquête et représentent des objets qui contiennent les données stockées dans une base de données. Dans une table, les libellés des colonnes s'appellent des **Champs** et chaque ligne de la table constituent un **Enregistrement** (symbolisé par *Enr*), l'enregistrement contient les caractéristiques relatives à un (et un seul) ménage. La saisie (encodage) se fait en mode formulaire ou en mode feuille de données. Les bases de données réalisées sont des bases de données relationnelles, c'est-à-dire que les différentes tables dans la base de données sont utilisées conjointement. Ce qui facilite la saisie des données, la recherche de l'information dans la base de données et le traitement notamment par des croisements entre différentes rubriques du questionnaire d'enquête. Les figures 19 et 20 montrent respectivement la structure des bases de données qui seront utilisées dans le

cadre de ce travail pour l'enquête-ménage et l'enquête auprès des entreprises de vidange tandis que les figures 21 et 22 montrent respectivement une vue générale de la base de données de l'enquête-ménage et l'extrait de l'une des tables de la base des données de l'enquête-ménage.

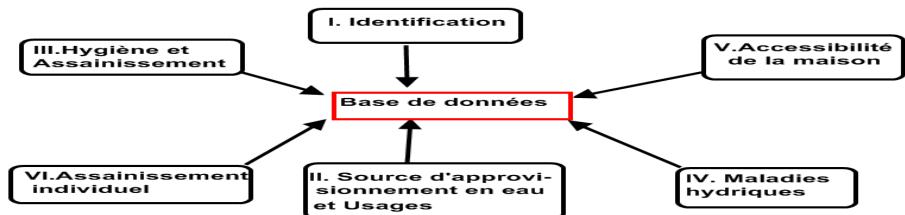


Figure 19 : Structure de la base de données de l'enquête-ménage

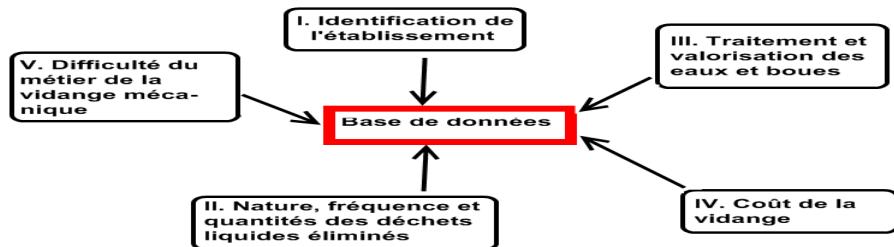


Figure 20 : Structure de la base de données de l'enquête auprès des entreprises de vidange

Enquêteur	Identification	Source d'approvisionnement en eau et usages	Hygiène et Assainissement	Maladies Hydriques	Accessibilité à la maison	Assainissement individuel	Guide d'observation	Observations de l'enquêteur	Guide d'entrepreneur
Quelles sont vos sources d'approvisionnement en eau ?									
<input checked="" type="checkbox"/> Approvisionnement pluie <input type="checkbox"/> Approvisionnement puits <input type="checkbox"/> Approvisionnement Lac <input type="checkbox"/> Approvisionnement Citerne <input type="checkbox"/> Approvisionnement OP <input checked="" type="checkbox"/> Approvisionnement Fontaine publique <input checked="" type="checkbox"/> Approvisionnement Autres sources									
Quel est l'aspect de l'eau que vous utilisez ?									
Pluie	<input checked="" type="checkbox"/>	Puits	<input type="checkbox"/>	Lac	<input type="checkbox"/>	Citerne	<input type="checkbox"/>		
Aspect	Trouble	Aspect		Aspect		Aspect			
O.P.	<input type="checkbox"/>	Fontaine Publique	<input checked="" type="checkbox"/>	Autres Sources	<input type="checkbox"/>				
Aspect		Aspect	Claire	Aspect	Soueuse				
La quantité d'eau disponible est-elle suffisante ?									
Pluie	<input checked="" type="checkbox"/>	Puits	<input type="checkbox"/>	Lac	<input type="checkbox"/>	Citerne	<input type="checkbox"/>		
Durée	une partie de l'année	Durée		Durée		Durée			
O.P.	<input type="checkbox"/>	Fontaine Publique	<input type="checkbox"/>	Autres Sources	<input type="checkbox"/>				
Durée		Durée	une partie de l'année	Durée	toute l'année				
Utilisez-vous plusieurs sources d'approvisionnement ? <input checked="" type="checkbox"/>									
Buisson	<input type="checkbox"/>	Cuisson	<input checked="" type="checkbox"/>	Lessive	<input checked="" type="checkbox"/>	Vaisselle	<input checked="" type="checkbox"/>		
Eau	Fontaine Publiqu <u>o</u>	Eau	Fontaine Publiqu <u>o</u>	Eau	Pluie, autres sou <u>o</u>	Eau	Pluie, Fontaine pu <u>o</u>		
Douche	<input checked="" type="checkbox"/>	Antenne	<input type="checkbox"/>	Nettoyage	<input type="checkbox"/>	Autres	<input type="checkbox"/>		
Enr :	<input type="button" value=" <"/> <input type="button" value=" >"/> <input type="button" value=" <<"/> <input type="button" value=" >>"/> <input type="button" value="*"/>		sur 599		<input type="button" value="!"/> <input type="button" value="!!"/> <input type="button" value="!!!"/>				
Mode Formulaire									

Figure 21 : Vue générale de la base de données de l'enquête-ménage

Figure 22 : Extrait d'une table de la base de données de l'enquête-ménage

II.2.3.4. Traitement des données d'enquêtes

A. Enquête-ménage

La méthodologie adoptée pour interpréter les données d'enquête consiste d'abord à définir une variable d'intérêt. La variable d'intérêt est la variable qui fait l'objet d'une étude statistique. En effet, l'organisation d'une enquête suppose l'existence d'un phénomène dont on veut rendre compte, c'est ce phénomène qui va être la variable d'intérêt. Une fois la variable d'intérêt identifiée, l'étape qui suit est de repérer les variables (questions de l'enquête) qui sont liées à cette variable d'intérêt, pour cela on fera des croisements entre différentes variables avec cette variable d'intérêt et on vérifiera l'écart à l'indépendance par la méthode du test de Khi-2 de Pearson. Des tableaux croisant deux variables seront donc générés.

Après avoir repéré les variables qui sont liées au phénomène étudié, on fera le recours à une analyse multivariée, qui permettra de faire une analyse globale du phénomène, c'est-à-dire qui positionnera les différentes modalités de la variable d'intérêt dans un univers de modalités suffisamment riche, mais limité pour que l'analyse ne soit pas submergée par trop de données (Cibois, 2007).

Le choix de la variable d'intérêt passe par revisiter les objectifs de la recherche c'est-à-dire ce qui a motivé le recours à l'utilisation de l'enquête par questionnaire. Ainsi le but de la présente enquête se décline en des questions suivantes : Quels sont les systèmes d'assainissement non collectif mis en place par les ménages ? Comment ces systèmes

maintiennent-ils un bon état sanitaire et environnemental ? Quels sont les facteurs qui influencent l'installation de tel ou tel autre système d'assainissement par le ménage ? Quelles sont les conséquences découlant de l'installation de ce système au sein du ménage du point de vue sanitaire et environnemental ? Comme on le voit ici toutes ces questions tournent autour des systèmes d'assainissement non collectif. Un système d'assainissement non collectif étant un ensemble formé par trois maillons de la chaîne tel que cela a été défini au chapitre premier. La variable d'intérêt considérée dans la présente étude est «l'ouvrage d'assainissement non collectif». L'ouvrage d'assainissement non collectif installé au sein du ménage est considéré comme un élément central pour apprécier l'état du système d'assainissement non collectif adopté par le ménage.

Les différentes variables qui seront mises en relation avec la variable d'intérêt sont choisies en tenant compte des trois maillons de la chaîne d'ANC et des connaissances actuelles en génie sanitaire.

Une caractérisation de la zone d'étude est nécessaire avant de faire les croisements entre variables.

A1. Caractérisation de la zone d'étude

A1.1. Caractéristiques générales des ménages enquêtés

Tableau 5 : Ouvrages d'ANC, lieux de déversement des eaux usées ménagères, approvisionnement en eau et catégorie sociale

		% des ménages par commune enquêtée			
Caractéristiques de la zone d'étude		Cibitoke	Kinama	Kinindo	Musaga
Ouvrage d'ANC	Fosse septique	8	14	100	61
	Latrine traditionnelle	61	85	-	39
	Latrine à siphon	31	-	-	-
	Sans latrine	-	1	-	-
Déversement des eaux usées de douche	Caniveaux	84	87	3	42
	Puits perdant	4	4	85	55
	Fosse septique	9	6	12	3
	Latrine traditionnelle	3	3	-	-
Déversement des Eaux usées cuisine	Caniveaux	99	97	47	98
	Puits perdant	1	3	52	2
	Fosse septique	-	-	1	-
Approvisionnement en eau	Robinet à domicile	71	34	100	89
	Fontaine publique	29	66	-	11
Catégorie sociale	Haut standing	1	3	90	17
	Moyen standing	50	56	10	70
	Bas standing	49	41	-	13

Les communes de Kinindo et de Musaga se caractérisent par une utilisation à grande échelle de la fosse septique, tandis que dans les communes de Cibitoke et Kinama, la latrine traditionnelle domine. Dans les communes de Cibitoke, de Kinama et de Musaga presque 100% des ménages rejettent les eaux usées de cuisine dans les caniveaux destinés à transporter les eaux pluviales tandis dans la commune de Kinindo, le rejet des eaux de cuisine dans les caniveaux concerne 47 % des ménages et 52 % des ménages les rejettent dans un puits perdant. La majorité des ménages en commune de Cibitoke et de Kinama rejettent les eaux usées de douche dans les caniveaux soit respectivement 87 % et 84 %, tandis qu'en commune de Kinindo, 85 % des ménages rejettent les eaux usées de douche dans les puits perdants ; alors que dans la commune de Musaga, le rejet de ces eaux usées se partage entre

les caniveaux et le puits perdant soit 42 % et 55 % respectivement. Sauf la commune de Kinama où les ménages s'approvisionnent en eau par fontaines publiques à raison de 66 %, le reste des communes enquêtées disposent à majorité des robinets à domicile soit 71% pour Cibitoke, 89 % pour Musaga et 100 % pour Kinindo. La catégorie de haut standing domine en commune Kinindo tandis que dans la commune de Musaga, le moyen standing domine et les ménages en communes de Cibitoke et de Kinama se partagent entre les catégories de moyen standing et de bas standing.

A1.2. Nombre d'habitants par ménage dans les communes enquêtées

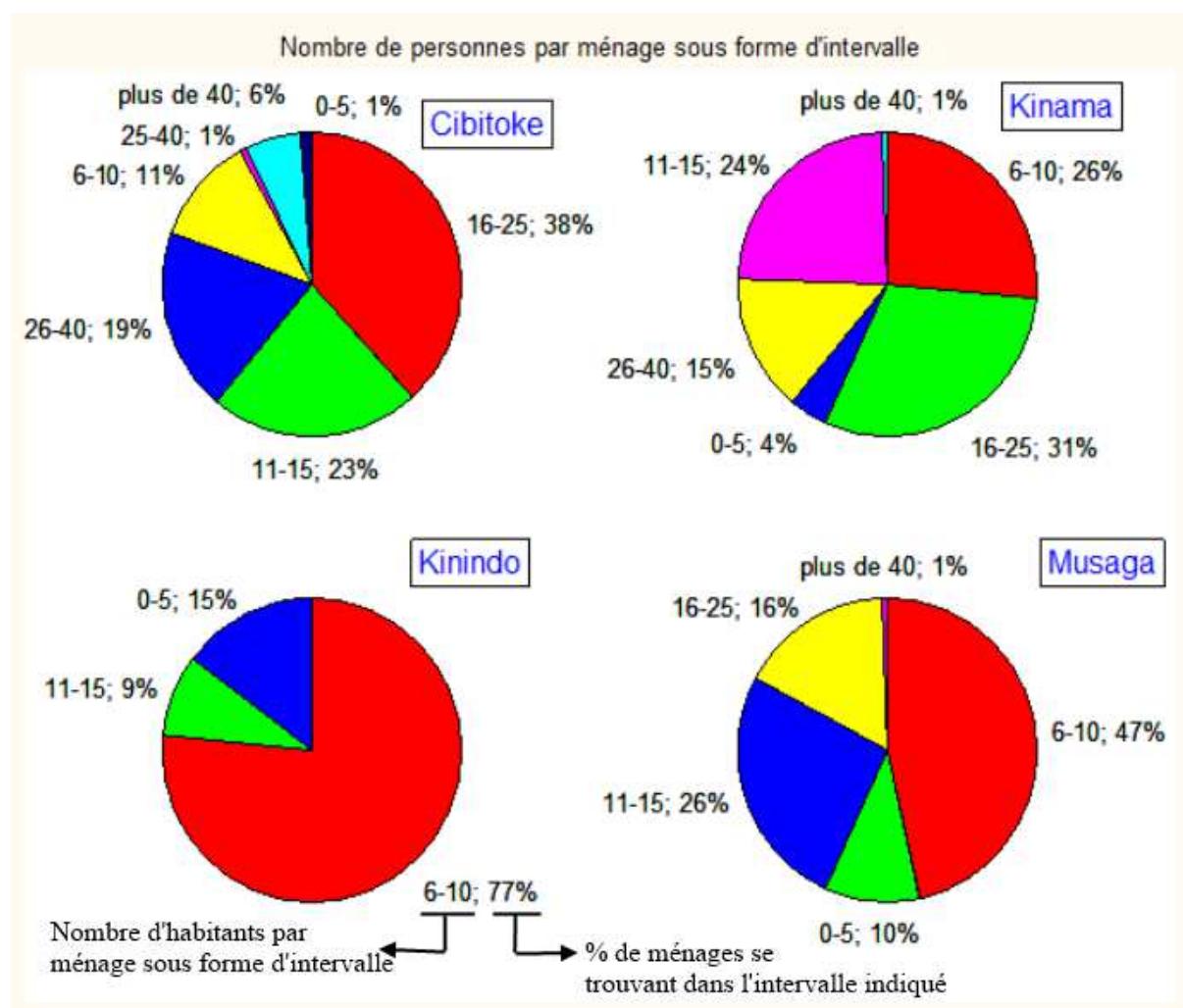


Figure 23 : Nombre d'habitants par ménage pour différentes communes

Les résultats de la figure 23 montrent que le nombre d'habitants par ménage est inversement proportionnel au standing de l'habitat. La commune de Cibitoke vient en tête où 64 % des ménages enquêtés logent au moins 16 personnes chacun, vient ensuite la commune de Kinindo où 47 % des ménages disposent au moins 16 personnes par ménage. En commune de

Musaga 83 % des ménages logent moins de 15 personnes par ménage alors que dans la commune de Kinindo, environ 92 % des ménages logent moins de 10 personnes par ménage. Le nombre de personnes par ménage, et donc la densité de la population dans une ville est en rapport direct avec la quantité d'excreta et d'eaux usées produits et conditionne les technologies d'assainissement à mettre en place pour gérer les eaux usées et les excreta. Dans le cas de l'ANC, par technologies d'assainissement, il faut entendre les ouvrages pour stocker et traiter partiellement les eaux usées et les excreta, ceux qui traitent et évacuent les effluents en provenance des fosses septiques, les outils de vidange des boues et l'aménagement des sites de dépotage qui doivent accueillir les boues vidangées.

A1.3. Niveau d'instruction des chefs de ménage

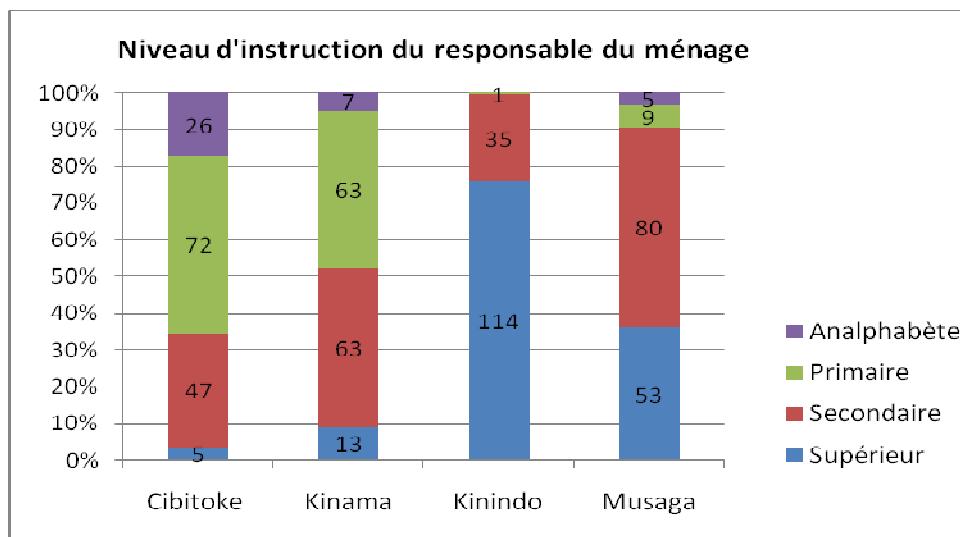


Figure 24 : Proportions des niveaux d'instruction du responsable du ménage dans les communes enquêtées

La figure 24 montre qu'en considérant le niveau d'instruction des chefs de ménages dans les différentes communes enquêtées, le niveau le plus élevé se rencontre en commune de Kinindo, suivi par la commune de Musaga, ensuite la commune de Kinama alors que la commune de Cibitoke occupe la dernière place. Du fait que dans les pays en développement la mise en place et la maintenance des installations d'ANC sont à la charge des ménages, la connaissance du niveau d'instruction du chef de ménage peut aider à comprendre le niveau de prise de conscience par les ménages des dangers d'un mauvais système d'assainissement et donne une idée sur le comportement qu'il faut adopter auprès des ménages si on veut initier des projets de mise en conformité des systèmes d'assainissement dans les domiciles des gens. C'est une donnée qui reste nécessaire et sur laquelle il faut se baser si on veut travailler avec les populations bénéficiaires des services d'assainissement.

A2. Analyse croisée des résultats d'enquête ménage

Après avoir caractérisé la zone d'étude, il convient maintenant de faire une analyse croisée entre variables. L'analyse croisée entre variables suivie d'une analyse multivariée va tenter de comprendre le pourquoi de la situation actuelle, et va montrer où il faut agir prioritairement pour améliorer la situation ou pour corriger une pratique jugée non conforme du point de vue sanitaire et environnemental. Si les pays en développement et plus particulièrement l'Afrique subsaharienne restent à la traîne pour l'accomplissement des objectifs du millénaire pour le développement en matière d'assainissement, c'est parce que dans la plupart des cas, les études menées dans le domaine de l'assainissement se concentrent sur l'ouvrage d'ANC seulement sans chercher à comprendre les interactions et le niveau de compatibilité entre cet ouvrage et les conditions locales où il (l'ouvrage) est installé. Pour être efficace, c'est plutôt toute la filière d'assainissement qui doit être évaluée sur base d'un certain nombre de critères déjà énoncés plus haut et qui seront par ailleurs discutés au niveau du chapitre IV.

Ci-dessous, des tableaux croisant la variable d'intérêt (l'ouvrage d'assainissement non collectif dont dispose le ménage) et les variables comme le type d'approvisionnement en eau, l'accessibilité du ménage en voie routière, la catégorie sociale, le mode de vidange de boues et le déversement des eaux usées de cuisine et de douche seront présentés, le but étant de comprendre les relations qui pourraient exister entre différentes variables, des relations qui pourront faire émerger des alternatives vers la résolution d'un problème particulier.

Tableaux 6 : Relation entre mode assainissement et source d'approvisionnement en eau

Cibitoke	Approvisionnement eau		fontaine publique	R.D(*)	Totaux Ligne
	Mode assainissement				
Effectif	Latrines traditionnelles à fond perdu	36	53	89	
%		24,16	35,57	59,73	
Effectif	Toilettes modernes avec fosse septique	0	12	12	
%		0,00	8,05	8,05	
Effectif	Latrines à siphon avec Fosse septique	8	40	48	
%		5,37	26,85	32,21	
Effectif	Ts Grpes	44	105	149	
% Total		29,53	70,47		

Chi² de Pearson : 13,9445, dl=2, p=0,000938

(*) RD : Robinet à Domicile

Kinama	Approvisionnement eau		fontaine publique	R.D	Totaux Ligne
	Mode assainissement				
Effectif	Latrines traditionnelles à fond perdu	85	34	119	
%		58,62	23,45	82,07	
Effectif	Toilettes modernes avec fosse septique	7	17	24	
%		4,83	11,72	16,55	
Effectif	Sans latrine	2	0	2	
%		1,38	0,00	1,38	
Effectif	Ts Grpes	94	51	145	
%		64,83	35,17		

Chi² de Pearson : 16,7447, dl=2, p=0,000231

Musaga	Approvisionnement eau		R.D	fontaine publique	Totaux Ligne
	Mode assainissement				
Effectif	Toilettes modernes avec fosse septique	92	0	92	
%		63,45	0,00	63,45	
Effectif	Latrines traditionnelles à fond perdu	18	9	27	
%		12,41	6,21	18,62	
Effectif	Latrines à chasse manuelle avec fosse septique	3	1	4	
%		2,07	0,69	2,76	
Effectif	Latrine traditionnelle+Toilettes modernes avec fosse septique	22	0	22	
%		15,17	0,00	15,17	
Effectif	Ts Grpes	135	10	145	
% Total		93,10	6,90		

Chi² de Pearson : 39,8750, dl=3, p=0,000000

Dans la commune de **Kinindo**, l'ouvrage d'assainissement est la fosse septique et tout le monde dispose du robinet au domicile (R.D). Dans les communes de Cibitoke, Kinama et Musaga, on remarque que la relation entre la source d'approvisionnement en eau et le mode d'assainissement dont dispose les ménages est significative avec des valeurs de p inférieures au seuil de significativité de 0,05 (p=0,000938, 0,000231, 0,000000 respectivement pour les

communes de Cibitoke, de Kinama et de Musaga). Dans les trois communes (Cibitoke, Kinama et Musaga), il est à remarquer que les ménages qui s'approvisionnent en eau par fontaine publique utilisent principalement la latrine traditionnelle à fond perdu comme ouvrage d'assainissement.

Tableaux 7 : Relation entre le mode assainissement et la catégorie sociale

Cibitoke	<i>Catég. sociale</i> <i>Mode assainissement</i>	<i>moyen</i> <i>standing</i>	<i>bas standing</i>	<i>haut standing</i>	<i>Totaux</i> <i>Ligne</i>
Effectif	Latrines traditionnelles	28	61	0	89
%		18,79	40,94	0,00	59,73
Effectif	Toilettes modernes avec FS	11	0	1	12
%		7,38	0,00	0,67	8,05
Effectif	Latrines à siphon avec FS	35	13	0	48
%		23,49	8,72	0,00	32,21
Effectif	Ts Grpes	74	74	1	149
% Total		49,66	49,66	0,68	
Chi ² de Pearson : 44,1154, dl=4, p=0,000000					

Kinama	<i>Catég. sociale</i> <i>Mode assainissement</i>	<i>moyen</i> <i>standing</i>	<i>bas</i> <i>standing</i>	<i>haut</i> <i>standing</i>	<i>Totaux</i> <i>Ligne</i>
Effectif	Latrines traditionnelles	65	53	1	119
%		44,83	36,55	0,69	82,07
Effectif	Toilettes modernes avec FS	15	0	9	24
%		10,34	0,00	6,21	16,55
Effectif	sans latrine	0	2	0	2
%		0,00	1,38	0,00	1,38
Effectif	Ts Grpes	80	55	10	145
% Total		55,17	37,93	6,90	
Chi ² de Pearson : 52,9071, dl=4, p=0,000000					

Musaga	<i>Catégorie sociale</i> <i>Mode assainissement</i>	<i>moyen</i> <i>standing</i>	<i>bas</i> <i>standing</i>	<i>haut</i> <i>standing</i>	<i>Totaux</i> <i>Ligne</i>
Effectif	Toilettes modernes avec FS	59	1	32	92
%		40,41	0,68	21,92	63,01
Effectif	Latrines traditionnelles	16	12	0	28
%		10,96	8,22	0,00	19,18
Effectif	Latrines à chasse manuelle	4	0	0	4
%		2,74	0,00	0,00	2,74
Effectif	L.T+Toilettes modernes avec F.S	22	0	0	22
%		15,07	0,00	0,00	15,07
Effectif	Ts Grpes	101	13	32	146
% Total		69,18	8,90	21,92	
Chi ² de Pearson : 68,1585, dl=6, p=0,000000					

En Commune Kinindo, deux catégories y sont rencontrées (moyen et haut standing) : tous utilisent la toilette moderne avec fosse septique comme mode d'assainissement. La valeur de p (p=0,000) dans les communes de Musaga, de Kinama et de Cibitoke montre qu'il ya une relation entre le mode assainissement et la catégorie sociale. Les catégories de bas standing et de moyen standing utilisent principalement la latrine traditionnelle comme ouvrage d'assainissement dans les communes de Cibitoke et de Kinama, tandis dans la commune de Musaga la majorité de la catégorie du moyen standing utilise la fosse septique comme ouvrage d'assainissement, cela pourrait s'expliquer par le fait que dans cette commune où cette catégorie est d'ailleurs prépondérante (70 %) comme le montre le tableau 5 serait constitué à majorité par des ménages où le responsable a au moins les niveaux d'enseignement secondaire ou supérieur (environ 90 %) des ménages enquêtés (figure 24). Cela nous pousse à dire que le niveau d'instruction aurait une influence sur le type d'assainissement installé au niveau du ménage, les chefs de ménage exerçant un emploi rémunéré (dans le privé ou dans le public) ont tendance à occuper une maison disposant d'une toilette moderne avec fosse septique. Ceci peut s'avérer un point important pour aider à la mise en place d'un assainissement correct : un assainissement amélioré est une preuve d'une progression sociale.

Tableaux 8 : Relation entre mode assainissement et accessibilité du ménage

Cibitoke	<i>Accessibilité</i> <i>Mode assainissement</i>				<i>Taux Ligne</i>
		<i>Moto</i>	<i>aucune</i>	<i>voiture</i>	
Effectif	Latrines traditionnelles	22	33	34	89
%		14,86	22,30	22,97	60,14
Effectif	Toilettes modernes avec FS	0	2	10	12
%		0,00	1,35	6,76	8,11
Effectif	Latrines à siphon avec FS	11	13	23	47
%		7,43	8,78	15,54	31,76
Effectif	Ts Grpes	33	48	67	148
%		22,30	32,43	45,27	
Chi ² de Pearson : 9,73985, dl=4, p=0,045045					

Kinama	<i>Accessibilité</i> <i>Mode assainissement</i>				<i>Taux Ligne</i>
		<i>Moto</i>	<i>aucune</i>	<i>voiture</i>	
Effectif	Latrines traditionnelles	2	2	117	121
%		1,35	1,35	79,05	81,76
Effectif	Toilettes modernes avec FS	0	0	25	25
%		0,00	0,00	16,89	16,89
Effectif	Sans latrine	0	0	2	2
%		0,00	0,00	1,35	1,35
Effectif	Ts Grpes	2	2	144	148
% Total		1,35	1,35	97,30	
Chi ² de Pearson : 0,917355, dl=4, p=0,922058					

Musaga	Mode assainissement	Accessibilité		Moto	aucune	voiture	Tauxs Ligne
		Moto	Accessibilité				
Effectif	Latrines traditionnelles	8	0	20	28		
%		5,52	0,00	13,79	19,31		
Effectif	Toilettes modernes avec FS	0	0	91	91		
%		0,00	0,00	62,76	62,76		
Effectif	Latrines à chasse manuelle avec FS	2	0	2	4		
%		1,38	0,00	1,38	2,76		
Effectif	Latrine traditionnelle+Toilettes modernes avec FS	0	0	22	22		
%		0,00	0,00	15,17	15,17		
Effectif	Ts Grpes	10	0	135	145		
% Total		6,90	0,00	93,10			
Chi ² de Pearson : 1,58694, dl=6, p=0,852716							

En commune Kinindo, 100 % des ménages enquêtés sont accessibles par voiture, en commune de Cibitoke ($p < 0,05$) il y a une relation entre le mode assainissement et l'accessibilité du ménage en voie routière, par contre dans les communes de Kinama et Musaga il n'y a pas de relation. Il faut cependant nuancer ces observations, la plupart des communes de la ville de Bujumbura sont en train de mettre en œuvre des programmes de pavage de leurs routes, c'est le cas de la commune Kinama où quand on a effectué la présente enquête, le pavage était déjà terminé alors dans la commune Cibitoke, le projet de pavage venait de commencer. On se trouve donc dans des situations où l'installation des ouvrages d'assainissement est antérieure au pavage des routes. Ceci veut aussi malheureusement dire que les améliorations faites en voie routière n'aboutissent pas aux possibilités de changer les installations d'assainissement au niveau du ménage. Le constat est d'autant vrai si nous savons que les améliorations en voie routière sont du ressort des pouvoirs publics tandis que les installations d'assainissement sont du ressort des ménages. L'accessibilité en voie routière est nécessaire surtout pour les opérations de vidange des boues en cas d'utilisations des camions de grand calibre, or la planification de l'assainissement non collectif tenant en compte les trois maillons de la chaîne c'est-à-dire prévoyant à l'avance la faisabilité de chacun des trois maillons de la chaîne n'est pas encore ancrée dans les mentalités des gens surtout dans les pays en développement pour que l'installation d'un type d'ouvrage d'ANC donné puisse se faire en fonction de l'accessibilité en voie routière ou non.

Tableaux 9 : Proportion (%) entre le mode d'assainissement et mode de vidange

Cibitoke	Mode vidange Mode assainissement	pas encore vidangée	Réalisation d'une autre fosse	Camion spécialisé	Manuellement	Taux Ligne
Effectif	Latrines traditionnelles	7	60	17	5	89
%		4,70	40,27	11,41	3,36	59,73
Effectif	Toilettes modernes avec FS	6	0	6	0	12
%		4,03	0,00	4,03	0,00	8,05
Effectif	Latrines à siphon avec FS	17	0	28	3	48
%		11,41	0,00	18,79	2,01	32,21
Effectif	Ts Grpes	30	60	51	8	149
% Total		20,13	40,27	34,23	5,37	
Chi ² de Pearson : 73,6818, dl=6, p=0,000000						

Kinama	Mode vidange Mode assainissement	Réalisation d'une autre fosse	Manuelle	Camion spécialisé	Pas encore vidanger	Taux Ligne
Effectif	Latrines traditionnelles	111	4	0	4	119
%		77,62	2,80	0,00	2,80	83,22
Effectif	Toilettes modernes FS	0	1	7	16	24
%		0,00	0,70	4,90	11,19	16,78
Effectif	Ts Grpes	111	5	7	20	143
%		77,62	3,50	4,90	13,99	
Chi ² de Pearson : 114,360, dl=3, p=0,000000						

Musaga	Mode vidange Mode assainissement	Pas encore vidangée	Réalisation d'une autre fosse	Camion spécialisé	Manuellement	Taux Ligne
Effectif	Toilettes modernes avec FS	60	0	31	1	92
%		41,10	0,00	21,23	0,68	63,01
Effectif	LT à fond perdu	8	10	9	1	28
%		5,48	6,85	6,16	0,68	19,18
Effectif	Latrines à chasse manuelle avec FS	0	0	3	1	4
%		0,00	0,00	2,05	0,68	2,74
Effectif	LT+Toilettes modernes avec FS	17	0	5	0	22
%		11,64	0,00	3,42	0,00	15,07
Effectif	Ts Grpes	85	10	48	3	146
% Total		58,22	6,85	32,88	2,05	
Chi ² de Pearson : 65,1501, dl=9, p=0,000000						

L'ouvrage d'assainissement : Fosse septique				
<i>Kinindo</i>	<i>Effectif</i>	<i>Effectifs - Cumulés</i>	<i>%</i>	<i>% - Cumulé</i>
Camion spécialisé	114	114	76	76
Pas encore vidangée	36	150	24	100

Dans les communes de Cibitoke, Kinama et Musaga il y a une relation entre le mode d'assainissement et le mode de vidange ($p<0,05$). Il est à remarquer que 77 % et 40 % des ménages respectivement pour les communes de Kinama et Cibitoke réalisent une autre fosse quand la première est pleine et l'ouvrage concerné par cette situation est la latrine traditionnelle tandis qu'en commune Musaga 58 % n'ont pas encore vidangé, la grande partie de ce pourcentage concerne les ménages qui utilisent la fosse septique. En commune de Kinindo, on utilise principalement la vidange mécanique (76 %), le reste n'a pas encore été vidangé. La réalisation d'une autre fosse une fois que la première est pleine se remarque beaucoup plus dans les communes de Kinama et de Cibitoke, communes qui se caractérisent aussi par une densité élevée de la population. Cette pratique est à considérer comme une pratique à risque : du fait que la densité de la population est élevée dans ces communes, donc un nombre élevé de personnes par ménage occasionnant un remplissage rapide des ouvrages d'assainissement , et sachant qu'il se remarque souvent un manque d'espace suite à l'existence de plusieurs familles dans la même concession, l'installation de la nouvelle fosse risquerait d'être réimplantée dans une ancienne fosse n'ayant pas encore stabilisée son contenu occasionnant ainsi un risque sanitaire élevé pour le ménage et ses voisins. La solution idéale dans ce cas serait de vidanger les boues et de les évacuer en dehors du quartier afin de pouvoir continuer à utiliser l'ouvrage.

Tableaux 10 : Proportion (%) entre le mode d'assainissement et le rejet des eaux usées (EU) ménagères

Cibitoke	<i>Rejet EU douche</i> <i>Mode assainissement</i>	caniveaux	Fosse d'aisance	F.S	puits creusé	puits perdant	Totaux Ligne
Effectif	Latrines traditionnelles	79	5	0	3	0	87
Effectif	Toilettes modernes avec FS	1	0	10	0	1	12
Effectif	Latrines à siphon avec FS	41	0	4	1	0	46
Effectif	Ts Grpes	121	5	14	4	1	145
% Total		83,45	3,45	9,66	2,76	0,69	
Chi ² de Pearson : 99,7225, dl=8, p=0,00000							

Cibitoke	<i>Rejet EU cuisine</i> <i>Mode assainissement</i>	caniveaux	puits creusés	Totaux Ligne
Effectif	Latrines traditionnelles	87	2	89
Effectif	Toilettes modernes avec FS	12	0	12
Effectif	Latrines à siphon avec FS	46	0	46
Effectif	Ts Grpes	145	2	147
% Total		98,64	1,36	
Chi ² de Pearson : 1,32135, dl=2, p=0,516503				

Kinama	<i>Rejet EU douche</i> <i>Mode assainissement</i>	caniveaux	F.S	puits creusé s	Fosse d'aisanc e	puits perdant	Totaux Ligne
Effectif	Latrines traditionnelles	104	1	4	5	0	114
Effectif	Toilettes modernes avec FS	7	10	0	0	7	24
Effectif	Sans latrine	2	0	0	0	0	2
Effectif	Ts Grpes	113	11	4	5	7	140
% Total		80,71	7,86	2,86	3,57	5,00	
Chi ² de Pearson : 87,5823, dl=8, p=0,000000							

Kinama	<i>Rejet Eu cuisine</i> <i>mode assainissement</i>	caniveaux	F.S	puits perdant	puits creusés	Totaux Ligne
Effectif	Latrines traditionnelles	115	0	0	2	117
Effectif	Toilettes modernes à F.S	21	1	2	0	24
Effectif	sans latrine	2	0	0	0	2
Effectif	Ts Grpes	138	1	2	2	143
% Total		96,50	0,70	1,40	1,40	
Chi ² de Pearson : 15,5623, dl=6, p=0,163006						

Musaga	Rejet EU douche Mode assainissement	puits perdant	caniveaux	cours d'eau	F.S	Totaux
						Ligne
Effectif	Toilettes modernes avec FS	72	14	0	6	92
Effectif	Latrines traditionnelles	0	27	1	0	28
Effectif	Latrines à chasse manuelle avec FS	2	2	0	0	4
Effectif	latrine traditionnelle+Toilettes modernes avec fosse septique	10	12	0	0	22
Effectif	Ts Grpes	84	55	1	6	146
%Total		57,53	37,67	0,68	4,11	
Chi ² de Pearson : 71,1105, dl=9, p=0,000000						

Musaga	Rejet EU cuisine Mode assainissement	caniveaux	puits perdant	Totaux	
				Ligne	
Effectif	Toilettes modernes avec fosse septique	88	3	91	
Effectif	Latrines traditionnelles à fond perdu	27	0	27	
Effectif	Latrines à chasse manuelle avec fosse septique	4	0	4	
Effectif	latrine traditionnelle+Toilettes modernes avec fosse septique	22	0	22	
Effectif	Ts Grpes	141	3	144	
% Total		97,91	2,08		
Chi ² de Pearson : 2,39623, dl=3, p=0,879895					

Table de fréquences : déversement eaux usées de douches

Kinindo	Effectif	Effectifs - Cumulés	%	% - Cumulé
puits perdant	128	128	85,33	85,33
F.S	17	145	11,34	96,67
caniveaux	5	150	3,33	100,0000

Table de fréquences : déversement eaux usées de cuisines +lessives

Kinindo	Effectif	Effectifs - Cumulés	%	% - Cumulé
puits perdant	79	79	52,67	52,67
caniveaux	70	149	46,66	99,33
F.S	1	150	0,67	100,0000

Les tableaux croisés en rapport avec la relation entre le mode assainissement et le rejet des eaux usées ménagères montrent qu'il n'y a pas de lien entre le déversement des eaux usées de cuisine et le mode assainissement dont dispose le ménage ($p>0,05$) dans les trois communes (Cibitoke, Kinama et Musaga). Presque 100 % des eaux usées de cuisine sont déversées dans les caniveaux, indépendamment de l'ouvrage d'ANC installé au niveau du ménage. Pour les eaux usées de douche, il ya un lien entre leurs lieux de déversement et l'ouvrage d'assainissement installé au niveau du ménage ($p<0,05$) mais les caniveaux restent tout de

même le lieu privilégié de déversement des eaux usées, notamment pour les communes de Cibitoke et de Kinama respectivement à raison de 83 % et de 80 %. Il faut remarquer également que la majorité des ménages qui déversent les eaux usées de douche dans les caniveaux, utilisent aussi la latrine traditionnelle comme ouvrage d'assainissement. Ainsi, il faut bien constater que si certaines dispositions sont prises, en fonction du standing de la population, pour gérer les eaux noires, quasiment tout reste à faire pour gérer les eaux grises. Rappelons qu'en termes de flux polluants (DBO, DCO) la pollution associée aux eaux grises est supérieure, ou similaire à celle liée aux eaux noires.

En Commune de Kinindo où les ménages utilisent exclusivement la fosse septique comme ouvrage d'assainissement, le déversement des eaux usées de cuisine se partage entre le puits perdant et le caniveau et celui des eaux usées de douche sont à 85 % déversées dans le puits perdant, ce qui n'est pas un traitement suffisant. En Europe par exemple, l'ANC prévoit que les eaux grises passent également par la fosse septique (notion de fosse « toutes eaux »).

Le déversement pratiqué actuellement sur les eaux usées de douche ou de cuisines appelle quelques commentaires : jusqu'à l'heure, force est de constater que dans les pays en développement, on attache peu d'importance au traitement intégral des eaux usées générées au niveau du ménage. Si l'Afrique subsaharienne veut arriver au stade d'assainissement pour tous, elle devrait se préoccuper du traitement des eaux usées ménagères au même titre que le traitement des excreta. Le traitement des eaux usées ménagères en Afrique subsaharienne serait bénéfique à deux titres, en plus que cela va diminuer le risque sanitaire lié aux microorganismes et polluants contenus dans ces eaux usées, le traitement empêcherait la prolifération des moustiques (agent causal du paludisme) due aux flaques d'eaux usées qui se forment suite au déversement des eaux usées ménagères sur des sols mal drainés.

A3. Analyse factorielle des correspondances sur des résultats d'enquête ménage

Après avoir appliqué une analyse croisée qui étudie les relations entre deux variables, nous allons généraliser et synthétiser les relations sur plusieurs variables en utilisant une analyse multivariée pour des variables qualitatives à savoir l'Analyse des Correspondances Multiples (ACM). Le but poursuivi par une ACM est de placer les modalités des différentes variables dans un plan pour mettre en évidence les attractions éventuelles, les oppositions entre modalités ou le cas échéant la situation d'indépendance de l'une ou l'autre modalité avec toutes les autres modalités. L'interprétation d'une analyse des correspondances (multiples ou

simples) tient compte à la fois de la contribution des modalités à l'inertie des axes, de la proximité des modalités entre elles ainsi que de la proximité entre la modalité et l'axe. Les points les plus intéressants pour expliquer les axes factoriels, sont ceux où les modalités sont assez proches d'un des axes et assez loin de l'origine, nous nous aidons à cet effet du \cos^2 et de l'inertie relative des modalités par rapport à chaque axe (*Annexe III*). Pour ce qui est de la proximité entre modalités, on distingue les cas de figure suivants:

- L'angle est inférieur à 90° , cela signifie qu'il y a attraction entre les modalités qui forment cet angle,
- L'angle est proche de 180° , cela signifie qu'il y a opposition entre les modalités,
- L'angle est proche de 90° , c'est le cas intermédiaire où on conclut qu'il y a indépendance entre les modalités donc qu'il n'y a pas de relations entre ces deux modalités,
- Un autre cas de figure qui peut se présenter est quand le point est strictement au centre du plan ou proche du centre, cela veut dire que ce point est en situation d'indépendance avec toutes les autres modalités et qu'il contribue peu à expliquer le phénomène.

Le tableau 11 montre les variables et les modalités qui ont fait l'objet de l'analyse factorielle des correspondances où nous mettons en jeu 16 modalités réparties dans cinq variables.

Tableau 11 : Variables et modalités de réponses utilisées en ACM

Variables	Modalités de réponses	symbole
Ouvrages d'ANC	Latrine Traditionnelle Toilette moderne avec fosse septique Latrine à siphon Latrine à chasse manuelle	LT TMFS LS LCM
Sources d'approvisionnement en eau	Fontaine publique Robinet à domicile	FP RD
Catégorie sociale	Haut standing Moyen standing Bas standing	HS MS BS
Mode vidange	Pas encore vidange Réalisation d'une autre fosse Camion spécialisé Vidange manuelle	PE RF CS Ma
Accessibilité du ménage	Accessibilité par moto Accessibilité par voiture Aucun	AMo AVO aucun

À l'exception de la commune Kinindo qui n'a pas assez de modalités différentes pour différentes variables retenues, l'analyse des correspondances a été réalisée sur chacune des

trois communes (Cibitoke, Kinama et Musaga) séparément comme nous l'avons d'ailleurs fait pour les tableaux croisés présentés au paragraphe précédent; cela a été fait pour éviter de diluer l'information étant donné que le comportement des différentes modalités à l'intérieur des variables peut varier d'une commune à l'autre. Il faut signaler aussi que dans le but de ne pas surcharger l'analyse factorielle et de rendre les résultats facilement interprétables, le déversement des eaux usées domestiques n'a pas été considéré dans cette analyse pour les raisons qui viennent d'être évoquées, à savoir qu'elles sont rejetées dans le caniveau qui transporte les eaux pluviales dans la plupart des cas.

A3.1. Nombre d'axes factoriels à retenir

Pour déterminer le nombre d'axes à retenir, nous utilisons les méthodes décrites par Palm (1998) qui consistent à la recherche d'un coude dans le graphique des valeurs propres [Annexe II.3] et à l'élimination des axes relatifs aux valeurs propre situées après ce coude, ou encore à l'élimination des axes relatifs aux valeurs propres inférieures à la moyenne (tableau 12). Comme nous le montre le tableau 12, une part non négligeable de l'information fournit par l'analyse des correspondances est concentrée dans le premier axe qui affiche un pourcentage élevé en «valeur propre» pour différentes communes. Néanmoins, pour expliquer le maximum de l'information fournit par différents axes, l'application de ces deux méthodes montre que la prise en compte des trois premiers axes suffit pour chacune des trois communes.

Tableau 12 : Valeurs propres pour les communes de Cibitoke, Kinama et Musaga

Axes factoriels	Valeurs propres pour différentes communes		
	Cibitoke	Kinama	Musaga
1	0,48	0,53	0,66
2	0,26	0,29	0,30
3	0,22	0,27	0,21
4	0,20	0,19	0,18
5	0,20	0,11	0,15
6	0,18	0,11	0,11
7	0,17	0,06	0,07
8	0,13		0,07
9	0,09		0,03
10	0,07		
moyenne	0,20	0,22	0,20

Ci-dessous, il est présenté les graphiques pour les différents plans factoriels qui expliquent le comportement des modalités prises en compte par l'analyse pour les trois communes concernées, [*les tableaux qui nous servent de guide pour l'interprétation des différents plans factoriels dans différentes communes sont fournis à l'annexe II.4*].

A3.2. Plans factoriels pour différentes communes

1° Commune de Cibitoke

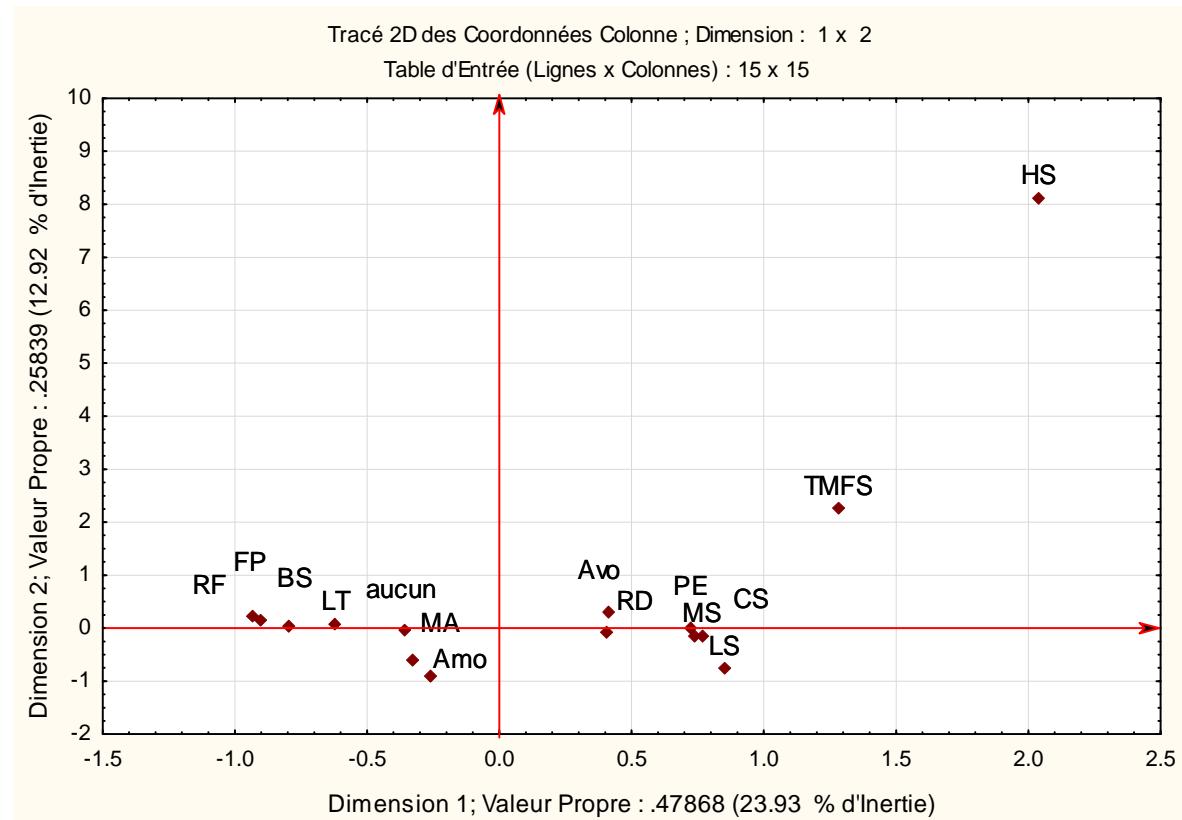


Figure 25 : Plan factoriel formé par les axes 1 et 2

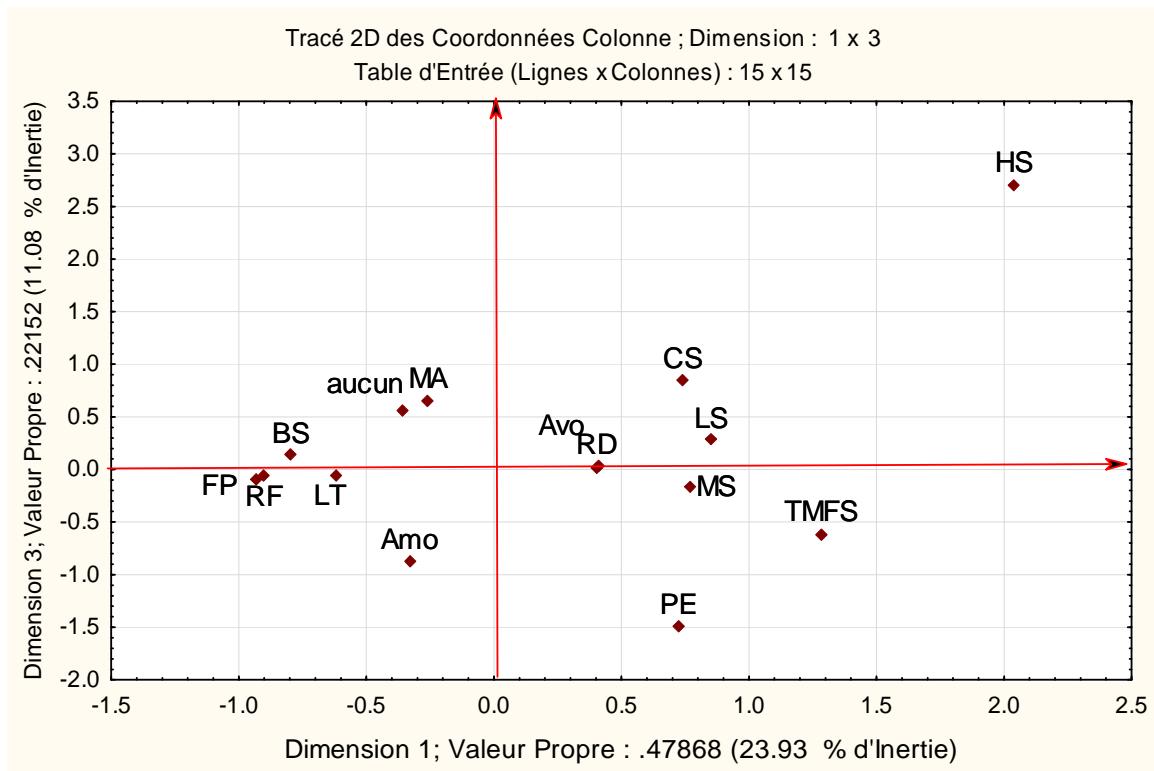


Figure 26 : Plan factoriel formé par les axes 1 et 3

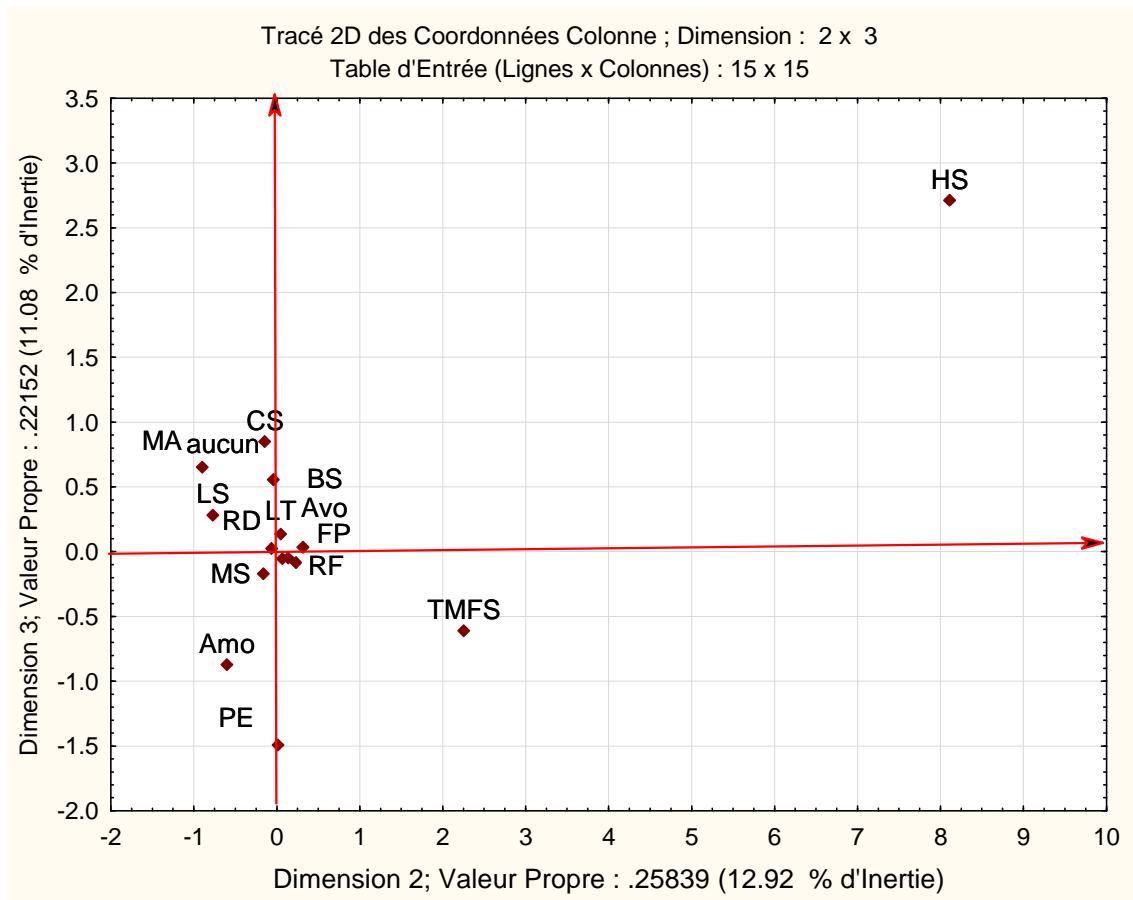


Figure 27 : Plan factoriel formé par les axes 2 et 3

En commune de Cibitoke, sur l'axe 1, les contributions les plus importantes sont les modalités suivantes : latrine traditionnelle (9,7 %), catégorie sociale de bas standing (13,1 %), réalisation d'une autre fosse (14,8 %), fontaine publique (10,5 %), moyen standing (12,2 %) et robinet à domicile (4,7 %). En regardant le plan factoriel constitué par les axes 1 et 2, on voit que l'axe 1 oppose les ménages qui utilisent la latrine traditionnelle comme ouvrage d'assainissement, qui s'approvisionnent en eau par fontaine publique, qui appartiennent à la catégorie sociale de bas standing et qui réalisent une autre fosse quand la première est pleine à ceux qui utilisent la latrine à siphon comme ouvrage d'ANC, qui disposent de l'eau à leur domicile (RD) et qui appartiennent à la catégorie sociale de moyen standing. Ceci confirme qu'utiliser un assainissement amélioré est un indicateur d'un progrès social et que cela pourrait être utilisé comme incitant pour motiver les gens à accroître le niveau de leur assainissement.

Sur l'axe 2, les principales contributions sont la toilette moderne avec fosse septique (34,3 %), la catégorie de haut standing (34,1 %) et la latrine à siphon (14,1 %). Cet axe montre que les ménages qui utilisent la toilette moderne avec fosse septique appartiennent à la catégorie sociale de haut standing.

Quant à l'axe 3, ses contributions sont principalement les ménages qui n'ont pas encore vidangé leur ouvrage d'ANC et ceux qui ont déjà vidangé en utilisant le camion spécialisé (CS). Cet axe oppose les ménages qui vidangent par camion spécialisé à ceux qui n'ont pas encore vidangé comme le montre le plan factoriel constitué par les axes 1 et 3.

Sur le plan factoriel formé par les axes 1 et 2, deux types de ménages se dessinent, d'un côté, à gauche, nous avons un type de ménage qu'on qualifie de ménage à risque, c'est un ménage qui utilise la latrine traditionnelle à fond perdu comme ouvrage d'ANC, qui s'approvisionne en eau par fontaine publique, qui réalise une autre fosse quand la première est pleine ou qui vidange manuellement. La vidange manuelle étant dans la majorité des cas suivie par un dépotage clandestin des boues et la réalisation d'une autre fosse est considérée comme une option à risque du fait de la densité démographique élevée et donc d'un espace limité au sein de la parcelle pour la construction d'une autre fosse étant donné que les fosses se remplissent trop vite suite au nombre élevé des utilisateurs. Cela accroît aussi les risques de manipulations accrues de boues insuffisamment stabilisées du point de vue hygiénique. Cette catégorie des ménages appartient à des ménages à moyens limités (catégorie de bas standing).

D'un autre côté, à droite du plan factoriel, nous avons un type de ménage qui essaye de maîtriser la gestion des eaux noires produites au niveau du ménage en utilisant la toilette moderne avec fosse septique ou la latrine à siphon comme ouvrages d'assainissement, et qui dispose par ailleurs de l'eau courante à leur domicile, et quand la fosse est pleine, le ménage vidange par camion spécialisé en acheminant les boues vidangées vers un site de dépotage autorisé. Ce type de ménage appartient à la catégorie de haut standing ou de moyen standing.

2° Commune de Kinama

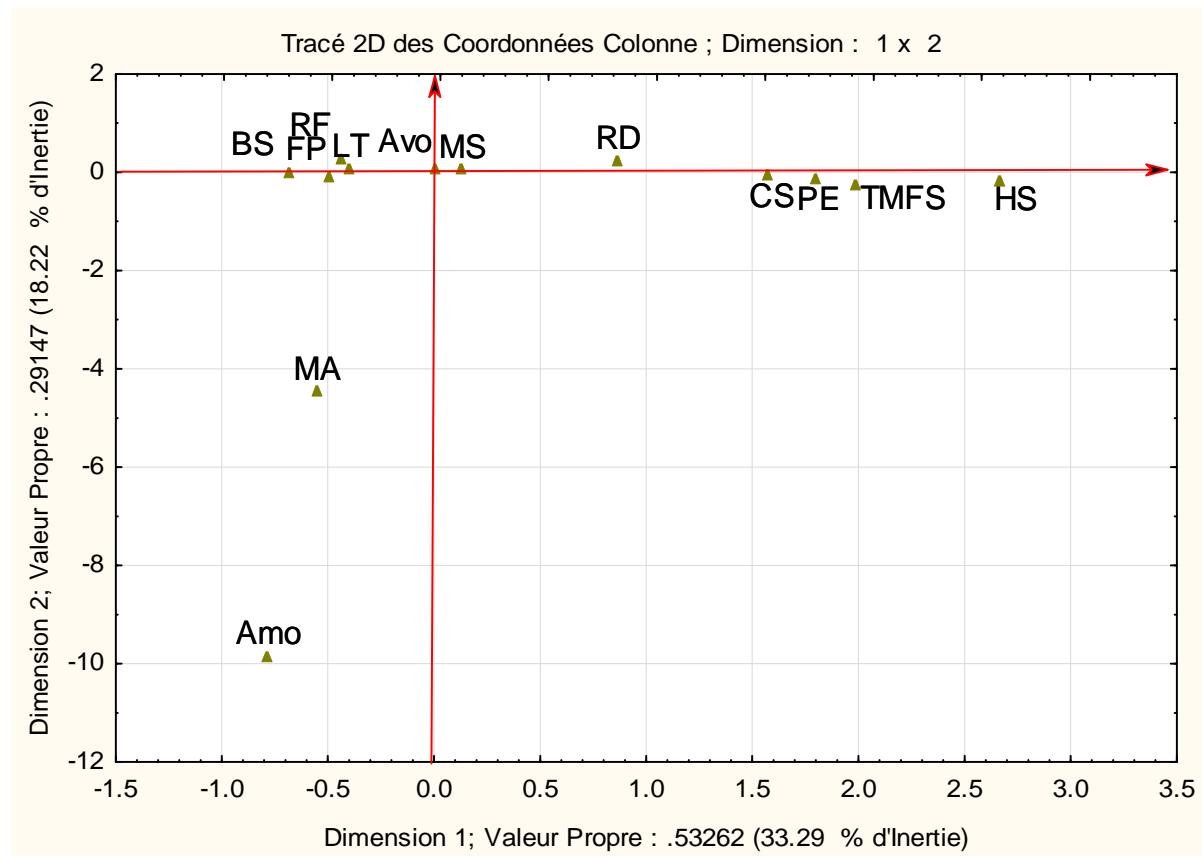


Figure 28 : Plan factoriel formé par les axes 1 et 2

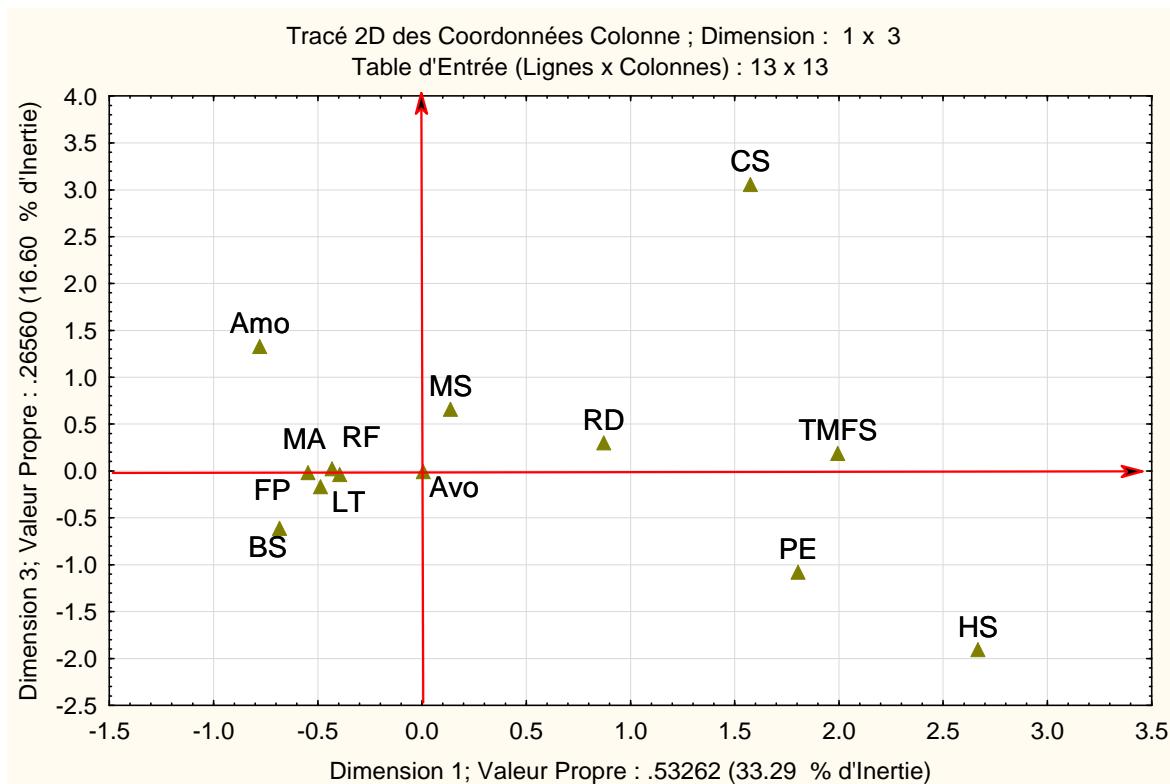


Figure 29 : Plan factoriel formé par les axes 1et 3

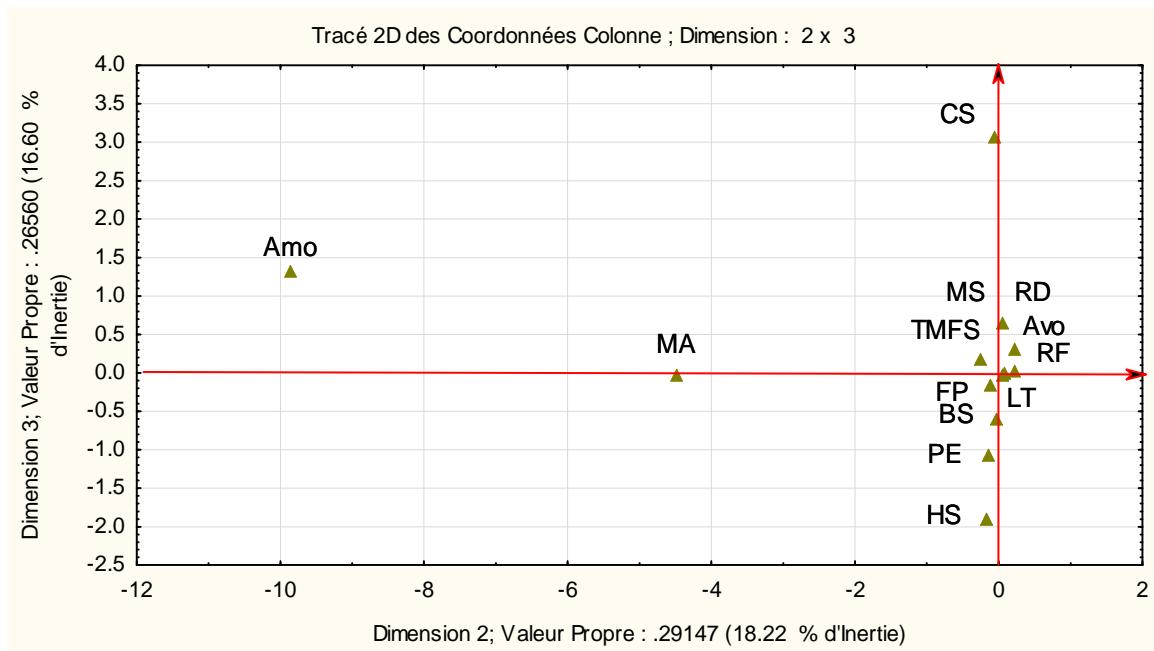


Figure 30 : Plan factoriel formé par les axes 2et 3

En commune de Kinama, les principales contributions au premier axe sont la toilette moderne avec fosse septique (24.7 %), la catégorie de haut standing (18.4 %) et les ménages qui n'ont pas encore fait la vidange de leurs ouvrages d'ANC (18.5 %). Sur cet axe, d'autres modalités

qui contribuent à sa formation mais dans une moindre mesure (inertie <6 %) sont la latrine traditionnelle à fond perdu, la catégorie de bas standing, les ménages qui s'approvisionnent par fontaine publique et ceux qui vidangent par camion spécialisé. Le premier axe oppose les ménages qui utilisent la LT comme ouvrage d'ANC, qui réalisent une autre fosse quand la première est pleine, qui s'approvisionnent en eau par fontaine publique et qui appartiennent à la catégorie de bas standing à ceux qui disposent de la toilette moderne avec fosse septique, qui n'ont pas encore vidangé ou qui vidangent par camion spécialisé quand la fosse est pleine, qui ont de l'eau courante à domicile (RD), ces ménages appartenant à la catégorie de haut standing.

L'axe 2, ses principales contributions sont les modalités vidange manuelle (47 %) et l'accessibilité du ménage par moto (46 %) et montre que les deux modalités sont liées positivement.

L'axe 3, ses contributions sont les modalités camion spécialisé (33.9 %), robinet à domicile (17.9 %) et bas standing (10.6 %). Cet axe oppose la catégorie de moyen standing et les ménages qui vidangent mécaniquement (CS) en haut de l'axe à ceux appartenant à la catégorie sociale de bas standing en bas de l'axe.

La modalité accessibilité à la parcelle du ménage par voiture (AVO) se trouve carrément au centre du plan factoriel, cela signifie que cette modalité n'intervient pas dans la discrimination des axes qui forment les plans factoriels. D'ailleurs cela a été vérifié lors du croisement entre variables où il a été montré que l'accessibilité du ménage en voie routière n'a pas de lien direct avec la variable «ouvrage d'assainissement dont dispose le ménage».

3° Commune de Musaga

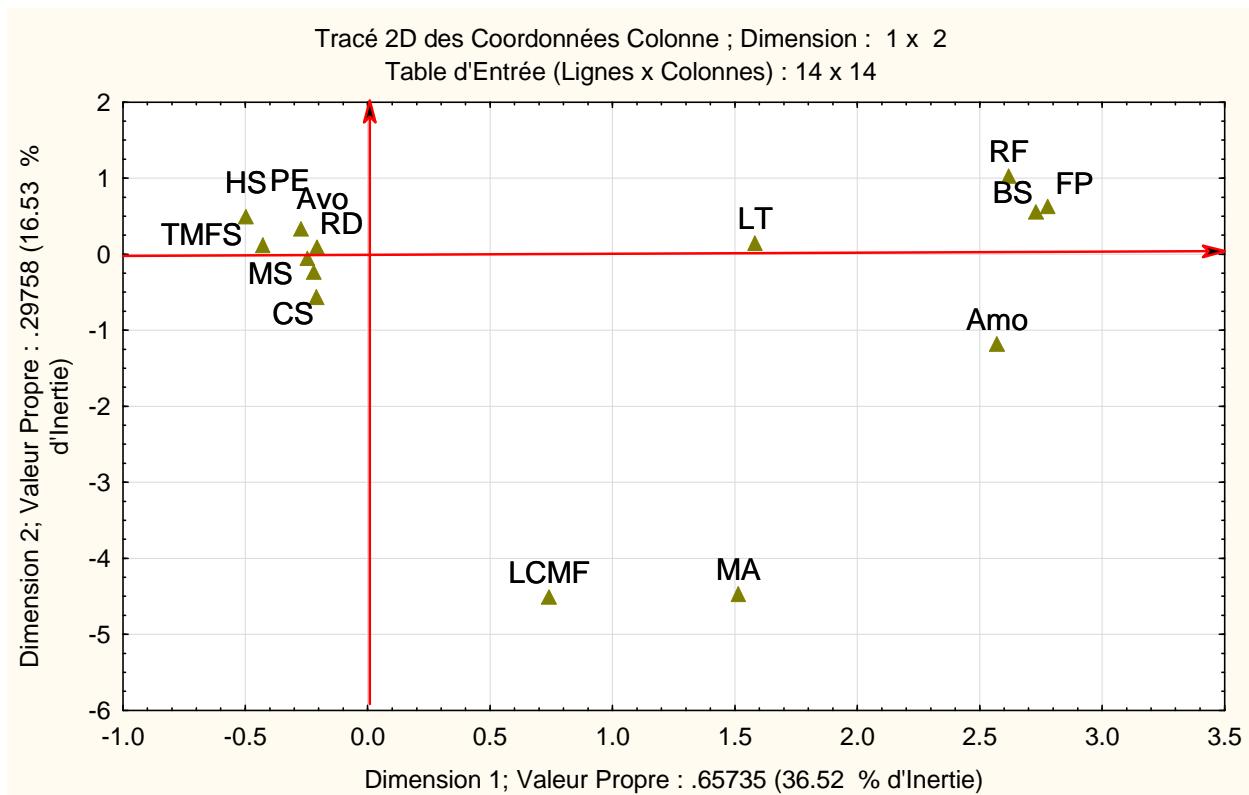


Figure 31 : Plan factoriel formé par les axes 1 et 2

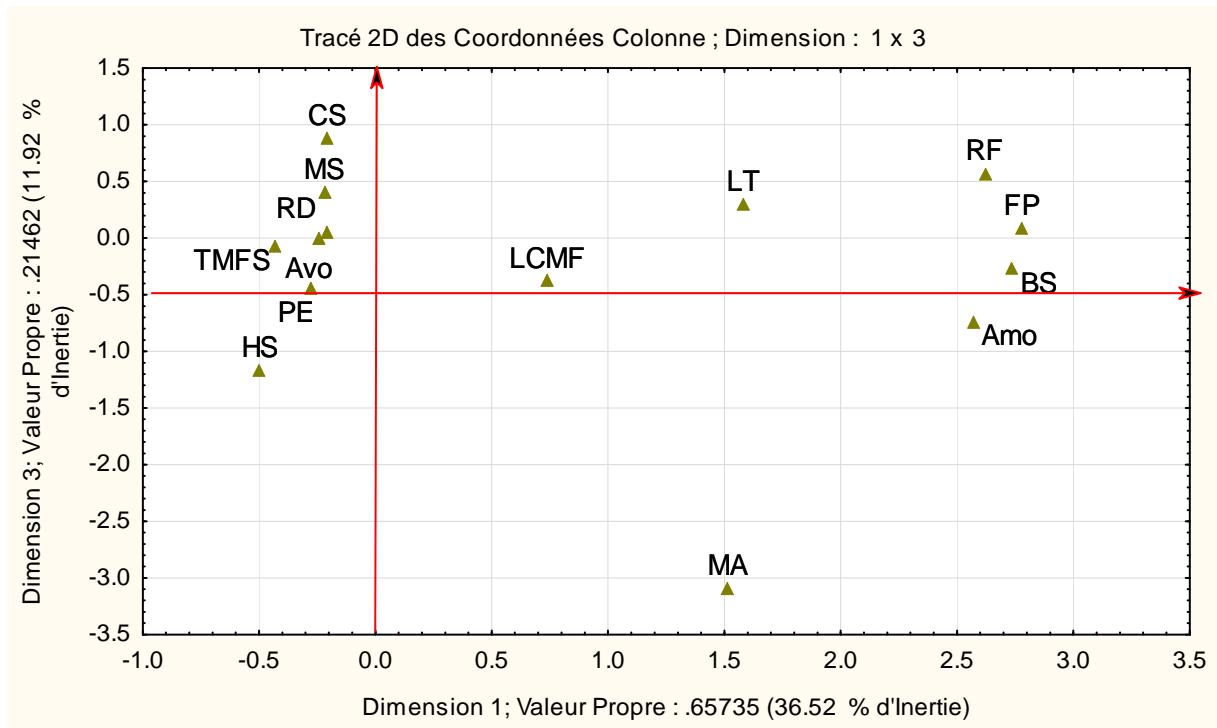


Figure 32 : Plan factoriel formé par les axes 1 et 3

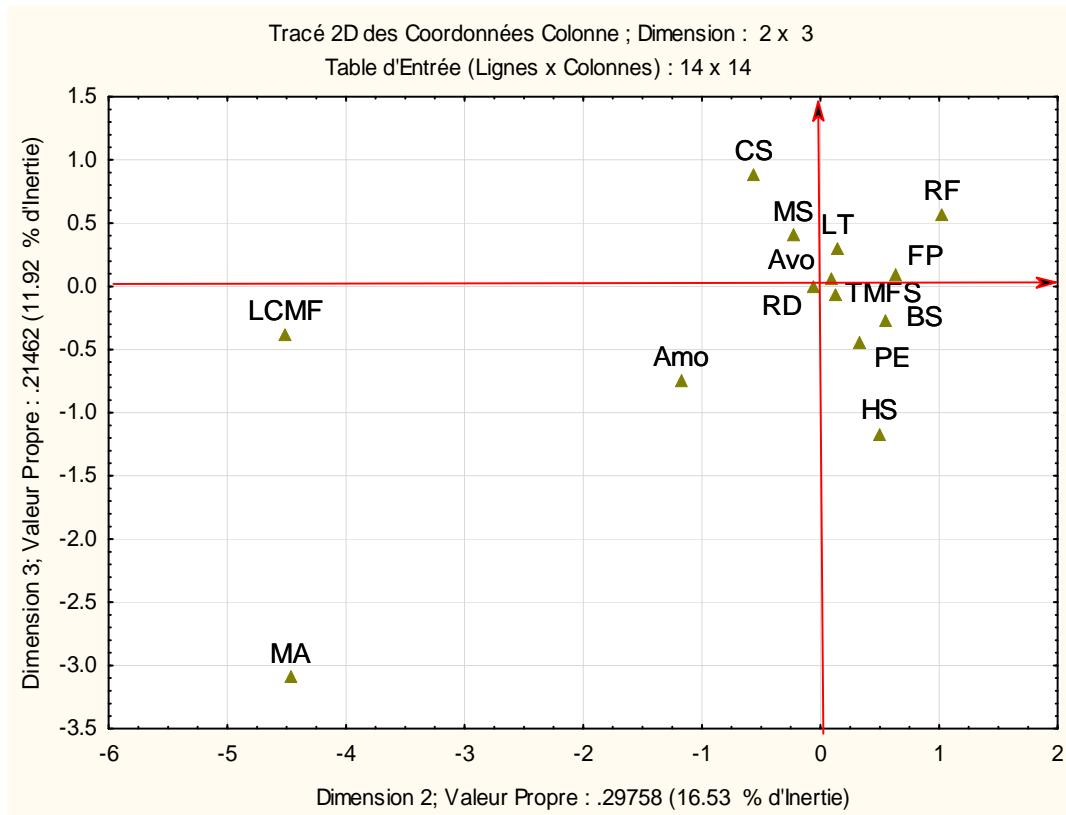


Figure 33 : Plan factoriel formé par les axes 2 et 3

En commune de Musaga, les principales contributions à l'axe 1 sont les modalités constituées par la latrine traditionnelle (15%), la catégorie de bas standing (21.6 %), fontaine publique (19 %) et la réalisation d'une autre fosse quand la première est pleine. L'axe 1 oppose les ménages qui utilisent la latrine traditionnelle comme ouvrage d'ANC, qui réalisent une autre fosse quand la première est pleine et qui s'approvisionnent par fontaine publique à ceux qui utilisent la toilette moderne avec fosse septique.

Le 2^{ème} axe, les modalités qui contribuent à sa formation sont la latrine à chasse manuelle (37 %) et la vidange manuelle (27.4 %) et ces deux modalités sont liées entre elles par une liaison positive cela veut dire que les ménages qui utilisent la latrine à chasse manuelle recourent à la vidange manuelle quand la fosse est pleine.

Quant à l'axe 3, ses principales contributions sont la catégorie de haut standing (27.5 %), la vidange mécanique des boues (23.2 %), la catégorie de moyen standing (10.5 %) et les ménages qui n'ont pas encore vidangé leurs boues. Cet axe oppose la catégorie de haut standing à celle de moyen standing, la catégorie de haut standing n'a pas encore organisé les opérations de vidange des boues (du fait qu'il y a moins de personnes dans les ménages de

haut standing) alors que celle de moyen standing a déjà organisé la vidange et les ménages de cette catégorie qui l'ont fait ont utilisé le camion spécialisé.

A3.3. Récapitulatif des résultats fournis par l'analyse factorielle des correspondances

Que ça soit pour la commune de Cibitoke, de Kinama ou de Musaga, les résultats fournis par l'analyse factorielle des correspondances affichent deux types de ménages différents ; le premier type est constitué par les ménages qui utilisent la latrine traditionnelle à fond perdu comme ouvrage d'ANC, qui s'approvisionnent en eau par fontaine publique, qui vidangent manuellement ou creusent une autre fosse quand la première est pleine et qui appartiennent à la catégorie de bas standing, le deuxième type est constitué par des ménages qui utilisent la fosse septique ou la latrine à siphon comme ouvrage d'assainissement, qui disposent de l'eau à leurs domiciles, qui vidangent mécaniquement une fois que la fosse est pleine et qui appartiennent à la catégorie de haut standing ou de moyen standing.

L'accessibilité en voie routière semble avoir peu d'influence à la fois sur les ouvrages d'ANC et sur les technologies de la vidange de boues adoptées par les ménages. En effet, dans la logique des choses, une meilleure accessibilité en voie routière devrait s'accompagner d'une utilisation à grande échelle de la vidange mécanique dans la localité concernée, ce qui n'est pas le cas si du moins on s'en tient aux résultats de l'enquête dans les trois communes (Cibitoke, Kinama, Musaga). Par contre, la catégorie sociale se révèle comme une variable qui influence le type d'ouvrage d'ANC et la technologie de vidange des boues adoptés par le ménage. La vidange manuelle des boues débouche sur le dépotage clandestin des boues, du fait qu'en ville de Bujumbura il n'existe qu'un seul site de dépotage pour toute la ville. En vue de favoriser une bonne gestion de toute la quantité des boues produite en ville de Bujumbura et de lutter autant que possible le dépotage clandestin, on devrait diversifier les technologies de vidange des boues afin d'offrir un service accessible à toutes les couches sociales ; l'introduction et le développement de la vidange semi-mécanique peut constituer une alternative surtout pour les gens à moyens limités. Cette technologie s'accompagne obligatoirement par la mise en place des sites de transfert des boues vidangées à différentes localités de la ville (généralement un rayon de 0,5 Km entre le site de transfert et l'ouvrage à vidanger est considéré comme acceptable).

Pour la commune de Kinindo, le peu de modalité dont elle fait preuve ne justifie pas le recours à l'analyse multivariée. En effet dans cette commune, tous les ménages utilisent la

fosse septique comme ouvrage d'ANC, disposent de l'eau à leurs domiciles, ceux qui ont déjà fait la vidange des boues le font en utilisant la vidange mécanique et sont principalement de la catégorie de haut standing.

Les résultats fournis par l'analyse des correspondances multiples montrent également qu'il y aurait une relation positive entre les progrès en matière d'assainissement et la disponibilité de l'eau au niveau des habitations, mais cela aura pour conséquence un accroissement de la consommation d'eau, et ensuite des volumes de rejets associés, qui nécessiteront des adaptations des systèmes d'ANC à mettre en œuvre.

B. Enquête auprès des entreprises de vidange

B₁. Données des entreprises de vidange

Tableau 13 : Caractéristiques des entreprises de vidanges en ville de Bujumbura

Nom de l'Entreprise	nombre de camions vidangeurs	Capacité (m ³)	cout vidange/m ³ (en Francs BU*) *1800 francs Bu = 1euro en 2012
BENSIF	1	1.8	13880
PSG	1	2	20000
SETEMU	2	10 et 3.7	10100
ANDREW-KURT	1	4	12500
Mercus- Cleaning	1	3.7	13513
BGC	3	4,3 et 30	14160

B₂. Suivi de proximité de l'opération de vidange des boues

Dans le courant des mois de juillet et août 2012, un routage des camions vidangeurs a été réalisé pendant cinq jours dans les opérations de vidange des boues. L'objectif de ce routage est de pouvoir assister à des opérations de vidange mécanique des boues afin d'identifier les principaux problèmes liés au métier de la vidange mécanique de boues ainsi que les acteurs impliqués mais aussi de renforcer notre compréhension de l'état des ouvrages d'ANC notamment la façon dont ils ont été conçus surtout que dans leur nature les ouvrages d'ANC sont enterrés et la visite de terrain qui a été faite lors des enquêtes ménages ne nous donnait que l'aspect extérieur de l'ouvrage. La vidange est la meilleure opportunité d'avoir accès à la partie enterrée de l'ouvrage qui joue le rôle de stockage des excreta pendant des années. C'est pendant l'opération de vidange qu'un chercheur sous sa casquette d'ingénieur sanitaire pourra juger si l'ouvrage est conçu selon les règles de l'art étant donné que dans les pays en

développement, c'est un personnel constitué pour la plupart des maçons n'ayant pas bénéficié de formation en matière de mise en place des ouvrages d'assainissement qui réalisent ce genre de travail. L'opération de vidange mécanique des boues constitue en fait la première étape vers une gestion améliorée des boues de vidange et fait partie intégrante des trois maillons de la chaîne d'assainissement défini au chapitre premier. C'est une étape délicate surtout que si l'on ne prend pas les précautions nécessaires lors de cette opération de vidange, il y a risque de contamination élevé pour les habitants du ménage, des ménages avoisinants et les vidangeurs eux-mêmes, ce qui risquerait de réduire à néant toutes les efforts consentis en confinant des excreta durant des années dans un endroit sûr. Le routage des vidangeurs mécaniques permet donc d'identifier les acteurs (parties prenantes) du secteur de vidange des boues, la configuration des ouvrages d'ANC en ville de Bujumbura ainsi que les problèmes associés comme le présentent les paragraphes qui suivent.

B_{2.1}. Les acteurs du domaine de la vidange mécanique des boues

En ville de Bujumbura, trois principaux acteurs interviennent dans le métier de la vidange mécanique des boues :

Les ménages

Les ménages constituent les premiers acteurs dans les opérations de vidange, ce sont eux qui constatent que l'ouvrage nécessite une vidange et font appel à l'entreprise de vidange. Les ménages ont également le rôle de veiller à la maintenance de l'ouvrage d'assainissement, notamment en faisant en sorte que l'ouvrage reste accessible à la vidange. Le prix à payer pour la vidange revient aussi dans les responsabilités du ménage qui doit négocier avec les entreprises de vidange avant que ces dernières ne viennent dans la concession pour vidanger.

Les entreprises de vidange

Les entreprises de vidange disposent des engins destinés à vidanger et transporter les boues depuis les domiciles des ménages jusqu'au site de dépotage. Leur rôle est de fournir un service de qualité conformément au contrat signé avec le ménage au moment de la vidange.

Les pouvoirs publics

Les pouvoirs publics désignent tout organisme de l'état chargé de faciliter la gestion des boues de vidange. On peut parler notamment ici de ceux qui sont chargés de gérer les sites de dépotages des boues, ceux qui sont chargés du lotissement et de la viabilisation des sites à construire, étant donné que la vidange mécanique n'est possible que quand le quartier ou la ville en question est mieux nantie en voies d'accès, notamment les routes vastes pour permettre le passage des camions vidangeurs et ceux qui sont chargés d'agréer les ouvrages recueillant les eaux usées et les excreta, ici on peut parler de la direction générale de l'assainissement ou du ministère de la santé. Les pouvoirs publics ont aussi le rôle de favoriser le cheminement des boues vidangées vers le site dédié à cet effet en faisant payer le moins cher possible la taxe de dépotage des boues.

B2.2. Les Principaux problèmes identifiés pendant les opérations de vidange

Le routage des camions vidangeurs a permis d'identifier certains problèmes qui entravent la bonne marche de l'opération de vidange des boues. Les principaux sont:

1° Problèmes liés à l'accessibilité des ouvrages à vidanger : Certains ouvrages se trouvent derrière les maisons nécessitant de disposer de tuyaux longs pour pouvoir atteindre ces ouvrages, d'autres ne comportent pas de regards d'accès permettant une vidange sans devoir démolir le béton. Dans certaines localités, comme la commune de Buyenzi, où l'espace est limité suite à la densité de la population élevée, on constate qu'il y a même des fosses septiques se trouvant sous la fondation des maisons.

2° Problèmes de configuration : La plupart des fosses septiques rencontrées dans les communes de bas standing et de moyen standing sont dépourvues des puits perdants. Il convient de signaler ici que l'élément épurateur qui suit la fosse septique dans la ville de Bujumbura et qui est admis réglementairement est le puits perdant. Par contre, dans les pays comme la France et la Belgique, les puits perdants ont été supprimés de la liste des systèmes autorisés car il a été prouvé que leur dimensionnement ne permet généralement pas ni l'épuration ni l'infiltration de l'effluent dans le sol (Vasel, 2007).

L'agencement des tuyaux à l'entrée de la fosse septique est aussi problématique où on remarque que parfois la fonction de décantation est entravée par la disposition des tuyaux qui entrent dans la fosse. En effet, dans les communes de Kamenge et de Gihosha, on rencontre

des fosses septiques à deux compartiments installées au milieu de la parcelle mais où chacun de ces compartiments est muni d'un tuyau qui y déverse les eaux vannes provenant des toilettes se trouvant dans les maisons construites sur le pourtour de la parcelle. La fosse septique dans ce cas n'assure plus la fonction de décantation et laisser passer une grande quantité des matières en suspension, colmatant ainsi le puits perdant qui fait suite à cette fosse septique.

3° Problème de dimension des fosses septiques : A Bujumbura, on constate que les fosses septiques sont de grande dimension. D'un coup, on peut se dire que cela est sans inconvénient du moment que le ménage dispose assez d'espace dans la concession. Mais le problème apparaît au moment de la vidange des boues. En effet, la capacité moyenne des camions vidangeurs qui opèrent dans la ville de Bujumbura est de 4 m³ et dans la plupart des cas, quand les ménages font appels aux vidangeurs, ils ne paient que la vidange correspondant à un tour. Le camion vidangeur n'enlèvera donc qu'une partie du contenu de la fosse visiblement le surnageant laissant les boues concentrées et stabilisées dans la fosse. Cette façon de faire a comme inconvénients le remplissage rapide des fosses étant donné qu'il y aura de moins en moins de dégradation des boues au fur des années et le manque à gagner si à l'aval une valorisation des boues est envisagée. Dans la mesure du possible, on devrait adapter les dimensions des fosses à la capacité des camions vidangeurs se trouvant sur le marché. L'autre solution consisterait à mettre sur le marché de la vidange mécanique des boues, des camions vidangeurs fonctionnant sur le principe de pomper tout et remettre le surnageant dans la fosse. Cette technologie est développée et utilisée au Canada sous l'appellation de technologie Juggler^{MC} (Blais *et al.*, 2003).

4° Problème d'estimation des périodes de vidange : On constate que les ménages ne font appels aux vidangeurs que quand l'ouvrage commence déjà à déborder. Ce qui fait courir aux habitants du ménage un risque sanitaire élevé.

5° Problème de la nature du sol : Dans certaines localités où la nature du sol ne permet pas l'infiltration de l'effluent, les fosses septiques se remplissent très vite obligeant les ménages à solliciter la vidange des boues sur des périodes très rapprochées (moyenne de trois mois). Du point de vue technique, cela occasionne un dysfonctionnement de la fosse septique, elle ne joue plus son rôle de digesteur anaérobiose et les boues récoltées sont mal stabilisées et mal hygiénisées. Financièrement cela pèse lourd sur les économies des ménages du fait que tous les trois mois ils sont obligés de payer un prix qu'ils étaient sensés payer au plus une fois tous

les trois ans. Cette situation est rencontrée dans le quartier de Carama de la commune Kinama, un quartier nouvellement lotis. Pour faire face à ce problème, les gens envoient toutes les eaux usées produites au niveau du ménage dans les caniveaux qui sont destinés à évacuer les eaux pluviales et plus inquiétant encore il en y a même ceux qui envoient dans ces caniveaux l'effluent qui sort de la fosse septique via un tuyau connecté à la sortie de la fosse septique.

Cette situation démontre clairement le manque de politique de planification dans l'aménagement des nouveaux sites à construire et le peu d'importance qu'on accorde au volet assainissement lors de la viabilisation des sites. L'assainissement des eaux usées et des excréta devrait en principe être perçu comme un enjeu et une composante de la politique d'une ville.

Les difficultés auxquelles fait face l'assainissement non collectif en ville de Bujumbura, nous amènent à proposer un nouveau schéma de coordination dans le domaine de l'assainissement non collectif dans une ville. Ce schéma (figure 34) s'inspire du cas de la ville de Bujumbura mais reste bien entendu applicable à d'autres villes des pays en développement où on constate des similarités sur le plan organisationnel comparativement à ce qui se passe en ville de Bujumbura.

C. Proposition d'un schéma de coordination dans la gestion de l'assainissement non collectif en ville de Bujumbura

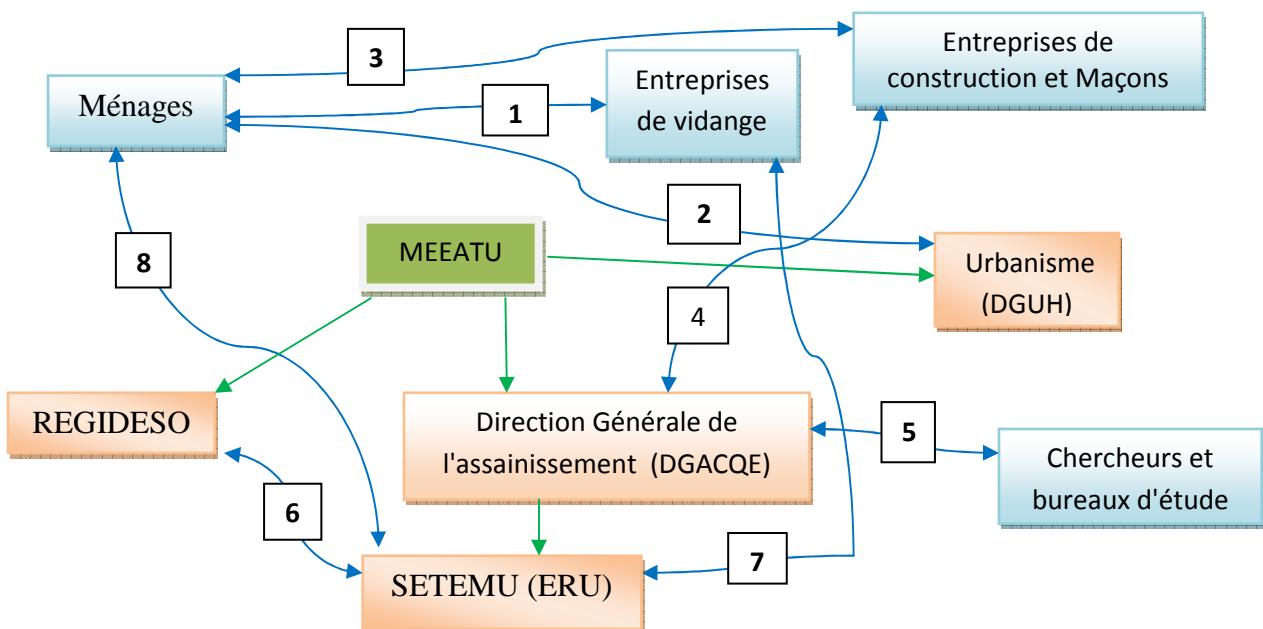


Figure 34 : Planification de la gestion de l'ANC en ville de Bujumbura

Une fois que l'ouvrage d'ANC nécessite d'être vidangé, **les ménages** font appels aux entreprises chargées de la vidange des boues, et les deux parties s'entendent sur le prix de la vidange **1**. Pour que cette vidange se déroule dans les bonnes conditions, il faut que le quartier ou la localité soit accessible par voie routière, ce qui nécessite le lotissement et la viabilisation qui sont du ressort de la **Direction générale de l'urbanisme et de l'habitat (DGUH)**. Cela nécessite donc une collaboration entre la DGUH et les ménages qui doivent payer les frais liés au lotissement du site **2**. Les ouvrages devraient aussi rester accessibles à la vidange et doivent être conçus en tenant compte des conditions locales, la **Direction générale de l'assainissement et de contrôle de la qualité de l'eau (DGACQE)** mandaterait alors les **chercheurs des universités et les bureaux d'étude** pour faire une étude sur les systèmes d'ANC qu'il conviendrait d'installer dans une localité tenant compte des atouts et des contraintes locaux, un guide des spécifications techniques à mettre en œuvre pourrait être élaboré **5**. Une cartographie des systèmes d'assainissement tenant compte des contraintes locales devrait être réalisée sur toute l'étendue de la ville. Une fois que les systèmes d'ANC qu'il convient d'installer en fonction des conditions locales sont connus et agréés par le **Ministère de l'Environnement, de l'eau, de l'aménagement du territoire et de l'urbanisme (MEEATU)** , le DGACQE se tournerait du côté des **entreprises de construction et des maçons** en vue de leur fournir des règles qu'il faut respecter quand ils auront été appelés par les ménages pour l'installation des systèmes d'ANC et signerait avec ces entreprises de construction et les maçons des contrats d'exécution pour la mise en place ou la mise en conformité des systèmes d'ANC auprès des ménages **4**. Le jour où ces entreprises de construction et maçons seront appelés par les ménages pour l'exécution des travaux en lien avec les systèmes d'ANC, ils fourniront une gamme de produits agréés par le Ministère de l'environnement pour la localité concerné afin que les ménages puissent faire le choix en fonction des moyens dont ils disposent **3**. Ceci engendrait une inversion des rôles; ce n'est plus les ménages demandeurs de service qui proposent le système à installer tel que cela se fait actuellement, mais c'est plutôt les entreprises de construction et les maçons qui viendraient avec une gamme de produits à proposer aux ménages, produits qui tiennent en compte les conditions locales du milieu. La **REGIDESO**, entreprise para étatique chargée de la fourniture de l'eau et d'électricité dépend du Ministère de l'Énergie et des Mines actuellement, la planification que nous proposons est qu'elle soit placée sous l'autorité du Ministère de l'environnement, de l'eau, de l'aménagement du territoire et de l'urbanisme ; le volet Eaux Résiduaires Urbains (**ERU**) des **SETEMU** (Services Techniques Municipaux) qui

dépend actuellement du Ministère de l'Intérieur devrait être affecté au Ministère de l'environnement sous la responsabilité du Département générale de l'assainissement et de contrôle de la qualité de l'eau. L'intérêt de mettre la REGIDESO et le volet ERU des SETEMU sous la responsabilité du même Ministère de tutelle fera en sorte que la REGIDESO accepte finalement de reverser la redevance assainissement correspondant au volume d'eau consommée **6**. En effet depuis 1999, entre la REGIDESO et les SETEMU, il y a une convention qui stipule que la redevance assainissement sur consommation d'eau potable est perçue par l'Exploitant du service public de distribution d'eau potable (donc la REGIDESO) qui la reverse au service gestionnaire des infrastructures d'assainissement (les SETEMU), mais cette convention n'a jamais été appliquée jusqu'à présent (MEEATU, 2013). Les boues vidangées étant acheminées à la station d'épuration de Buterere gérée par les SETEMU contre payement d'une taxe de dépotage par les entreprises de vidange mécanique **7**, la redevance assainissement une fois versée à qui de droit pourra contribuer à diminuer la taxe de dépotage payée par les entreprises de vidange et de cette façon diminuerait en amont le prix de vidange payé par les ménages. Cette redevance permettrait également le cas échéant d'installer et de gérer les sites de transit des boues de vidange par les SETEMU (volet ERU) pour les localités éloignées du site de dépotage actuel afin de faciliter la vidange et le dépotage des boues à un prix acceptable et réduire les dépotages clandestins **8**, ce qui aura un impact positif sur les économies des ménages mais aussi sur le plan sanitaire et environnemental.

Références bibliographiques

- AMCOW, 2008. *The eThekwini Declaration and AfricaSan Action Plan*. African Ministers' Council on Water, Durban, South Africa, 12 p.
- Blais, J. F., Leblanc, D., Durand, A., Vachon, T. et Vachon, E. (2003). Matières résiduelles - Comparaison de l'efficacité du camion Juggler et du camion conventionnel à doubles chambres pour la vidange des boues de fosses septiques. *Vecteur Environ.*, 36 (5): 57-67
- Bolomey S., Koné D. & Strauss M., 2003. *Amélioration de la gestion des boues de vidange par le renforcement du secteur privé local : Études et Outils Cas de la Commune VI du District de Bamako*. Eawag / Sandec, Switzerland. 48 p.
- Capart A., 1952. *Le milieu géographique et géophysique. Résultats scientifiques de l'exploitation hydro biologique du lac Tanganyika, (1946-1947)*. Institut royal des sciences naturelles de Belgique, Bruxelles, 127p.
- Changu E.J., 2003. *Sustainable Environmental Protection Using Modified Pit-Latrines*. Thèse de doctorat, Wageningen Universiteit, Nederland, 141 p.
- Chinyama A., Chipato P.T. & Mangore E., 2012. Sustainable sanitation systems for low income urban areas-A case of the city of Bulawayo, Zimbabwe. *J. Phys. Chem. Earth*, 50, 233-238.
- Cibois P., 2007. *Les méthodes d'analyse d'enquêtes*. Presses universitaires de France, collection: Que sais-je, n° 3782, paris, 127 p.
- Cissé G., 1997. *Impact sanitaire de l'utilisation des eaux polluées en agriculture urbaine. Cas du maraîchage à Ouagadougou (Burkina Faso)*. Thèse de doctorat, École polytechnique Fédérale de Lausanne, Lausanne, 267 p.
- Cofie O., Agbottah S., Strauss M., Esseku H., Montangero A., Awuah E. & Koné D., 2006. Solid-liquid separation of faecal sludge using drying beds in Ghana: Implications for nutrient recycling in urban agriculture. *Water Research*, 40(1), 75-82.
- Collignon B., 2002a. *Les entreprises de vidange mécanique des systèmes d'assainissement autonome dans les grandes villes africaines. Étude de cas : Nouakchott (Mauritanie) I Enquête auprès des entreprises de vidange mécanique*. Hydroconseil-Mauritanie, Nouakchott, 12 p.
- Collignon B., 2002b. *Les entreprises de vidange mécanique des systèmes d'assainissement autonome dans les grandes villes africaines. Étude de cas : Nouakchott (Mauritanie) I Enquête auprès de la clientèle des entreprises de vidange mécanique*. Hydroconseil-Mauritanie, Nouakchott, 15 p.
- CREPA-CI, 2002. *Stratégie de gestion des boues de vidange issues des fosses septiques et des latrines dans une ville de plus de 500 000 habitants : cas de la commune de Bouaké en COTE D'IVOIRE*. Rapport, Programme « Gestion durable des déchets et de l'assainissement urbain », Abidjan, Côte d'Ivoire, 40 p.
- Dorier-Apprill E. & Jaglin S., 2002. *Gérer la ville: entre global et local*. IRD Éditions, Gémenos, France, 198 p.

Duroyaume P., 2002. *Planification concertée pour la gestion des excreta à Debre-Berhan-Ethiopie*. Rapport, Programme «gestion durable des déchets et de l'assainissement urbain», Ethiopie, 43 p.

Ilesanmi I. J., 2006. *Pre-Feasibility Assessment of Onsite and Decentralised Sanitation Systems for New Satellite Settlements in Abuja, Nigeria*. Thèse de doctorat, Hamburg University of Technology, Hamburg, 183 p.

Ingallinella A. M., Sanguinetti G., Koottatep T., Montangero A. & Strauss M. (2002). The challenge of faecal sludge management in urban areas- strategies, regulations and treatment options. *Water Science & Technology*, 46(10), 285-294.

Katukiza A. Y., Ronteltap M., Oleja A., Niwagaba C. B., Kansiime F. & Lens P. N. L., 2010. Selection of sustainable sanitation technologies for urban slums-a case of Bwaise III in Kampala, Uganda. *Science of the Total Environment*, 409(1), 52-62.

Klutse A., 2004. *Étude comparative des modes de gestion des boues de vidange en Afrique de l'Ouest : analyse des problèmes et recommandations*. CREPA, Ouagadougou, Burkina Faso, 48 p.

Koné D. & Strauss M., 2004. Performances et Challenges des Techniques de traitement à faible coût (rustiques) des Boues de Vidange in *Forum de recherche en eau et assainissement*, CREPA, Ouagadougou, Burkina Faso, 6-10 déc., 2004, 9 p.

Kuitcha D., Kamgang Kabeyene B.V., Sigha Nkamjou L., Lienou G. & Ekodeck G.E., 2008. Water supply, sanitation and health risks in Yaounde, Cameroon. *African Journal of Environmental Science and Technology*, 2(11), 379-386.

Langergraber G. & Muellegger E., 2005. Ecological Sanitation-a way to solve global sanitation problems? *Environment international*, 31(3), 433-444.

Letema S. C., 2012. *Assessing sanitary mixtures in East African cities*. Thèse de doctorat, Wageningen University, Nederland, 166 p.

Milanesi J., hina A. & Contamin B., 2006. The improvement of the sanitation services in Moshi (Tanzanie). *Colloque international GECOREV (Gestion concertée des ressources naturelles et de l'environnement-Du local au mondial : pour un dialogue entre chercheurs, société civile et décideurs)*, Saint Quentin en Yvelines : France (2006).

Ministère de l'Eau, de l'Environnement, de l'Aménagement du Territoire et de l'Urbanisme (MEEATU), 2013. *Plan Directeur d'assainissement des eaux usées et des excreta de la ville de Bujumbura*, Rapport Groupement FWT-SHER-GEOSCI - Mars 2013, Bujumbura, Burundi, 255 p.

Ministère de l'Énergie et des Mines, 2011. *Couverture en Assainissement de base- Mairie de Bujumbura, Milieu Urbain*. Bujumbura, Burundi, 9 p.

Mpakam H. G. & Kamgang Kabeyne B.V., Kouam Kenmogne, G. R., Tamo Tatietse T. et Ekodeck G. E., 2006. L'accès à l'eau potable et à l'assainissement dans les villes des pays en développement : cas de Bafoussam (Cameroun), *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement*, 7(2), mis en ligne le 28 avril 2006, consulté le 05 décembre 2013. URL : <http://vertigo.revues.org/2377> ; DOI : 10.4000/vertigo.237

Nzigidahera B., 2012. *Description du Burundi: Aspects démographiques et socio-économiques du Burundi*. Ministère de l'eau, de l'environnement, de l'aménagement du territoire et de l'urbanisme, Bujumbura, Burundi, 3 p.

Odoulami L., 2009. *L'eau dans la ville de Cotonou*. Thèse de doctorat, Université d'Abomey-Calavi (Benin) & Université de Liège (Belgique), 223 p.

ONAS-Office Nationale de l'Eau et de l'Assainissement (ONEA), 1993. *Plan Stratégique d'Assainissement des Eaux Usées de la Ville d'Ouagadougou*. Ministère de l'Eau, Burkina Faso, 58 p.

Palm R., 1998. *L'analyse en composantes principales: principes et applications*. Notes de statistique et d'informatique (Gembloix), 98/2, 31 p.

Programme pour l'eau et l'assainissement-Afrique (PEA-AF), 2002. *Programme national d'assainissement au Lesotho : comment un leadership du gouvernement permet d'obtenir des résultats à long terme*. Banque mondiale, Nairobi, Kenya, 8 p.

RGPH, 2011. *Recensement Général de la Population et de l'Habitat du Burundi 2008, Volume 1. Tableaux Statistiques Burundi*. GIS/CISNU, Bujumbura, Burundi, 166 p.

Strauss M., Koné D., Koanda H. & Steiner M., 2006. *Gestion des matières fécales urbaines-situation, défis et solution prometteuses*. Premier Symposium / Atelier sur la Politique de la Gestion des Boues de Vidange, 9-12 mai 2006, Dakar, Sénégal, 13 p.

Thieme T. & Dekoszmovszky J., 2010. Les solutions de marché et l'assainissement des bidonvilles de Nairobi. *Revue française de gestion*, N° 208-209, 191-217.

Vasel J.L., 2007. Évolution de l'assainissement individuel: perspectives et questions en suspens. *Tribune de l'eau*, 641(1), 3-16.

CHAPITRE III: Indicateur global d'assainissement non collectif comme outil d'évaluation et de suivi des performances pour l'assainissement non collectif en Afrique subsaharienne

III.1. Introduction

A la veille de l'échéance fixée pour les objectifs du millénaire, 2,5 milliards de personnes restent sans assainissement adéquat «WHO & UNICEF, 2013» et 2,2 millions de personnes décèdent chaque année, pour la plupart des enfants de moins de cinq ans «The world health report, 1999 ; WHO &UNICEF, 2008» des suites des maladies diarrhéiques dues à un mauvais système d'assainissement et d'approvisionnement en eau. Les statistiques montrent que l'Afrique Subsaharienne vient en tête de file de ces pays «WHO, 2013» et suite à la croissance démographique élevée, la situation s'empire davantage (OMS & UNICEF, 2010). Dans les pays en développement et d'une façon plus marquée en Afrique Subsaharienne, on remarque une prédominance de l'Assainissement Non Collectif (ANC) comme mode de gestion des excreta et des eaux usées ménagères et cette situation devrait perdurer car un tout-à-l'égout est difficilement réalisable à cause de son coût élevé mais aussi par rapport aux exigences techniques requises (Seidl, 2006). Néanmoins, un système d'ANC bien conduit offre les mêmes avantages qu'un tout-à-l'égout conventionnel. Pour rappel, la filière d'ANC est constituée de trois maillons de la chaîne à savoir le maillon amont pour le recueil et le stockage des eaux usées et des excreta, le maillon intermédiaire pour l'évacuation et le transport vers un site de traitement des boues accumulées dans les ouvrages d'ANC et le maillon aval pour le traitement et /ou la réutilisation des eaux usées et des boues vidangées (Franceys et al., 1995 ; PDM & pS-Eau, 2010 ; Waste, 2006). A chaque maillon de la chaîne d'ANC correspondent des technologies spécifiques.

Depuis 2000, les Nations Unies ont intégrées l'assainissement dans les objectifs du millénaire pour le développement et la cible N° dix de l'objectif sept consiste à réduire de moitié la proportion de la population n'ayant pas accès à des services adéquats d'assainissement dans la période de 1990 jusqu'en 2015 (UN, 2002). Le Programme Commun de Surveillance (PCS) de l'OMS et de l' UNICEF a pris un engagement d'être une plateforme pour coordonner les efforts et mettre à la disposition des gestionnaires de l'assainissement des données (en rapport avec les progressions réalisées) provenant d'enquêtes auprès des ménages (WHO & UNICEF,

2000 ; OMS & UNICEF, 2007). Le PCS a également établi un indicateur de suivi dans le domaine de l'assainissement qui consiste à voir la proportion des gens qui utilisent les installations (ouvrages) d'assainissement améliorées en définissant en même temps ce qu'il considère comme installations d'assainissement améliorées (raccordement au tout-à-l'égout, raccordement à une fosse septique, latrine à chasse d'eau rudimentaire, latrine à fosse simple avec dalle, latrine à fosse améliorée et autoventilée) et celles non améliorées (latrine publique ou communale, défécation en plein air, latrine à tinette) (WHO & UNICEF, 2000). L'exclusion de certaines technologies dont la latrine sèche à compost et celle à déviation d'urine dans la liste des technologies améliorées a fait par la suite l'objet de critiques (Kvarnström et al., 2011). Ce n'est qu'en 2006 que la latrine sèche à compost a été ajoutée à la liste des installations améliorées «OMS & UNICEF, 2007», mais peut être en partie du fait qu'elle n'était pas dès le début considérée comme améliorée, elle n'a pas été adoptée à grande échelle «Kvarnström et al., 2011», l'autre raison à cette non adoption résiderait sur des considérations socioculturelles et religieuses surtout pour les communautés qui utilisent l'eau pour le nettoyage anal (Nawab et al., 2006). Depuis 2008, le PCS utilise une évaluation basée sur une échelle d'assainissement orientée vers l'approche technologique. Ainsi, une échelle à quatre niveaux graduels a été adoptée à savoir : la défécation en plein air, les installations d'assainissement non améliorées, les installations en commun (partagées par plusieurs ménages) et enfin les installations d'assainissement améliorées (WHO & UNICEF, 2008). D'autres auteurs se sont intéressés à l'évaluation de l'assainissement en basant leurs réflexions également sur l'échelle d'assainissement mais orientée sur l'approche fonctions. Deux fonctions ont été définies : les fonctions sanitaires (quatre niveaux) et les fonctions environnementales (trois niveaux), ces deux fonctions se trouvent sur une même échelle de sept niveaux. Les fonctions sanitaires précèdent les fonctions environnementales sur l'échelle. Le déplacement en montant au sein de l'échelle suppose que les niveaux inférieurs sont assurés (Kvarnström et al., 2011 ; Uandela et al., 2010).

En mai 2011, le groupe PCS a entamé à Berlin des consultations post-2015 et le constat a été unanime que le monde n'atteindra pas les objectifs du millénaire en matière d'eau et d'assainissement. Deux groupes ont été formés en vue de lancer le processus de formulation des objectifs et des échéances post-2015 l'un pour l'eau et l'autre pour l'assainissement. Pour l'assainissement, il est stipulé que d'ici 2025 plus personne ne défèque à l'air libre, que d'ici 2040 tout le monde utilise des installations adéquates d'assainissement à domicile (WHO & JMP, 2013).

De cette orientation prise par le PCS de l'OMS et de l'UNICEF pour évaluer la cible N° dix de l'objectif sept, quelques observations émergent : le fait de baser l'évaluation de l'assainissement sur des technologies déjà prédefinies limite la créativité vers d'autres technologies innovantes, ensuite considérer l'ouvrage d'assainissement qui recueille les excreta seulement dans cette évaluation suscite peu d'intérêt sur les autres composantes de la chaîne d'assainissement notamment en rapport avec la gestion des eaux usées ménagères (eaux grises), la vidange et le transport des boues ainsi que le traitement de ces boues. De plus qu'en est-il d'une fosse septique, classée parmi les installations d'assainissement améliorés, qui n'est pas vidangée à temps et qui déborde ou d'un camion dépotant clandestinement les boues vidangées? Koné et al. (2007) mentionnent que 5 m³ des boues dépotées sans aucun traitement sont équivalentes à la défécation en plein air de 5000 personnes.

Le présent chapitre se donne comme objectif de proposer un indicateur global d'évaluation de l'assainissement non collectif qui est une combinaison des indicateurs issus des trois maillons de la chaîne d'ANC ; un indicateur qui vise à refléter la réalité de ce qui se passe sur terrain dans les pays en développement où plusieurs technologies sont utilisées et cela à chaque maillon de la chaîne, mais également dans un contexte où la réglementation en matière d'assainissement est quasi absente et même là où elle existe n'est pas appliquée. Un indicateur qui devrait permettre une évaluation effective de l'ANC dans les pays en développement.

III.2. Méthodologie

L'établissement de l'indicateur global d'ANC va se baser à la fois sur les principes du génie sanitaire (qui consiste en un traitement intégral des eaux usées domestiques (eaux noires et eaux grises) et des excreta avant leurs rejets dans la nature) et de l'analyse multicritère permettant un classement des systèmes d'ANC utilisées par les ménages des pays en développement. Une méthodologie en trois phases a été adopté : **(I)** Élaboration des indicateurs correspondants aux trois maillons de la chaîne d'ANC ainsi que des alternatives de chacun de ces indicateurs, les alternatives sont choisies en tenant compte des pratiques de l'assainissement non collectif des pays en développement et correspondent aux divers choix que les ménages réalisent à chacune des étapes de la gestion des eaux usées et des excreta. **(II)** Pour chacun des indicateurs, classement des alternatives en utilisant la méthode ELECTRE II (Élimination Et Choix Traduisant la REalité), classement qui nécessite de procéder en trois étapes : a) Élaboration des critères d'évaluation des alternatives propres à chacun des indicateurs ; b) Affectation d'une note de performance où chaque alternative est

jugée selon chaque critère. Ce jugement est appelé évaluation. L'ensemble des évaluations est représenté dans un tableau appelé **Tableau des performances** ; c) Utilisation du tableau de performance ainsi obtenu à l'étape précédente pour classer les différentes alternatives en appliquant ELECTRE II. Le choix d'ELECTRE II est guidé par le fait que la problématique posée ici nécessite de faire un classement des alternatives de chacun des indicateurs. (III) Le classement fourni par ELECTRE II est appliqué aux données d'une enquête ménage (décrise au chapitre II) conduite en ville de Bujumbura. Les données recueillies lors de cette enquête montrent les choix adoptés par chaque ménage parmi les diverses alternatives susceptibles d'être utilisées dans la gestion des eaux usées produites au sein de leurs habitations et cela pour chacun des indicateurs considérés. Ces indicateurs qui représentent les trois maillons de la chaîne d'ANC sont ensuite agrégés en un indicateur unique de synthèse (appelé aussi indicateur global d'ANC) en utilisant le *Composite Programming* qui positionne les différents ménages sur une échelle en fonction des performances sanitaires et environnementales du système d'assainissement utilisé par le ménage.

Ci-dessous un schéma simplifié (Figure 35) en trois phases qui résume la méthodologie utilisée.

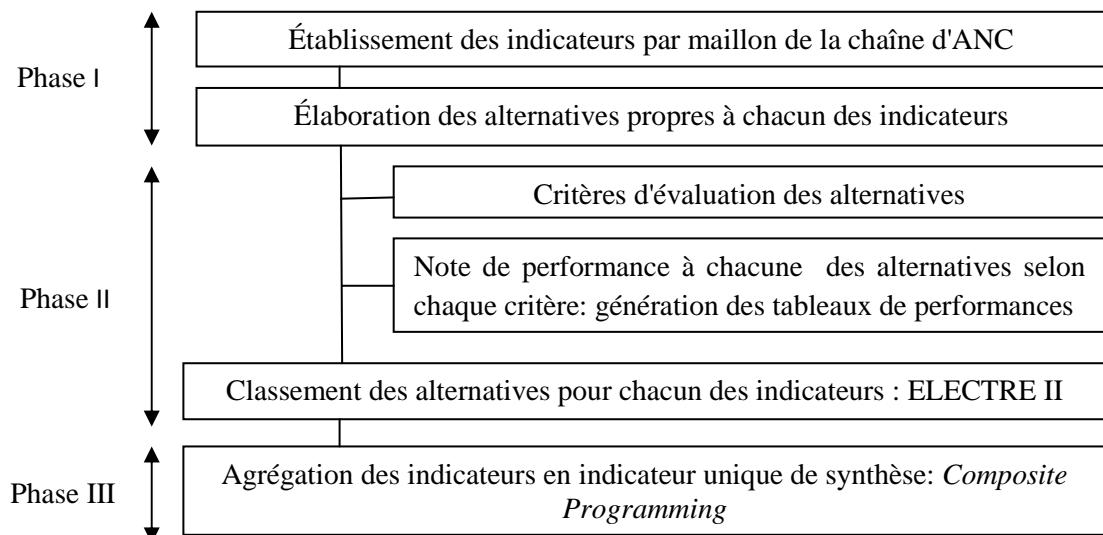


Figure 35: Schéma simplifié de la méthodologie

III.3. Description des méthodes utilisées pour l'établissement de l'indicateur global d'ANC

L'établissement de notre indicateur global d'assainissement non collectif a nécessité d'utiliser les méthodes d'aide à la décision. Sans toutefois entrer dans les détails profonds, nous allons

présenter brièvement les méthodes ayant servi à l'établissement de l'indicateur global d'assainissement non collectif dans les pays en développement. La personne qui voudra par ailleurs aller plus loin dans la compréhension de ces méthodes, pourra consulter la bibliographie renseignée chaque fois qui explique en profondeur chacune de ces méthodes.

III.3.1. Méthode de Saaty

Saaty a développé une méthode appelé AHP (Analytical Hierarchy Process), méthode d'aide à la décision multicritère (Saaty, 1986; Saaty, 1990). La méthode de Saaty consiste en une hiérarchisation des critères du plus important au moins important en utilisant l'échelle de Saaty (Tableau 14) qui permet de quantifier l'importance attribuée aux différents critères. Soit une famille de critères «*C*», On note a_{ij} le résultat de comparaison entre le critère *i* et le critère *j* et *A* la *matrice de jugement* (tableau 15) issue de la hiérarchisation de tous les critères. A partir de la matrice de jugement «*A*» ainsi constituée, on va procéder ensuite par des comparaisons de critères deux à deux en vue de déterminer les poids associés à chaque critère en utilisant la méthode de calcul des vecteurs propres. Le calcul est fait à l'aide du logiciel [®]R version 3.0.2 (R Development Core Team, 2013). Dans le cas qui nous concerne, la méthode de Saaty a été utilisée pour pondérer les critères sur lesquels on s'est basé pour classer les alternatives des indicateurs I_1 , I_3 , I_4 , I_5 et I_6 ainsi que pour attribuer des poids aux différents états ayant permis le calcul de l'indicateur I_2 .

Tableau 14 : Échelle de Saaty

échelle	signification/interprétation	Symbole
1	Critères <i>i</i> et <i>j</i> ont même importance	=
3	Critère <i>i</i> est un peu plus important que critère <i>j</i>	+
5	Critère <i>i</i> est plus important que critère <i>j</i>	++
7	Critère <i>i</i> est Vraiment plus important que critère <i>j</i>	+++
9	Critère <i>i</i> est énormément plus important que critère <i>j</i>	++++
2, 4, 6, 8	Les valeurs intermédiaires entre l'échelle des valeurs adjacentes	

Tableau 15 : Matrice des jugements

$$A = \begin{bmatrix} a_{11} & \cdots & a_{1n} \\ \vdots & a_{ii} & \vdots \\ a_{n1} & \cdots & a_{nn} \end{bmatrix}$$

Sur la diagonale de cette matrice, les a_{ii} sont égaux à 1 étant donné que le critère est comparé à lui-même. Il convient de signaler aussi que c'est une matrice carrée et réciproque (c'est-à-

dire que $a_{ij} = 1/a_{ji}$) du fait qu'elle est construite à partir d'une comparaison des critères deux à deux.

III.3.2. ELECTRE

En Analyse multicritère deux approches ou plutôt deux écoles existent, l'approche du critère unique de synthèse ou école américaine représentée notamment par MAUT (Multi Atribute Theory) et AHP ainsi que l'approche basée sur le surclassement de synthèse ou école Française représentée principalement par les méthodes ELECTRE (Grabisch, 2005 ; Maystre *et al.*, 1994 ; Schärlig, 1985).

Les méthodes ELECTRE se distinguent selon trois formulations de bases : la problématique de choix, notée $P\alpha$, la problématique de tri ou d'affectation notée $P\beta$ et la problématique de rangement notée $P\gamma$. Indépendamment de la nature de la problématique, le processus de décision multicritère est caractérisé par les étapes suivantes:

- **Définition du problème et de l'objet de la décision**

La définition du problème nécessite une compréhension de la situation étudiée et du contexte dans lequel on se trouve tandis que la définition de l'objet de la décision consiste à identifier l'ensemble des actions (alternatives) sur lesquelles va porter la décision. La décision étant comprise soit comme une problématique de choix, de tri ou de classement.

- **L'analyse des conséquences et détermination des critères**

L'analyse des conséquences des actions (alternatives) sur lesquelles va porter la décision va déboucher sur la formulation des critères. Ces critères vont être utilisés pour évaluer les actions inventoriées précédemment. L'évaluation des actions (alternatives) selon chaque critère va générer ce qu'on appelle un **tableau des performances**, c'est un tableau à double entrée où en ligne se trouvent les différentes actions et en colonnes les critères. Les différentes cases du tableau renseignent les performances de l'action selon le critère considéré. Les acteurs impliqués dans la prise de décision doivent par la suite préciser l'importance qu'ils accordent à chaque critère (pondération des critères), importance qui va influencer la décision finale. La famille des critères arrêtée pour évaluer les actions doit en outre répondre à certaines conditions à savoir l'exhaustivité, la cohésion et la non-redondance.

Choix d'une méthode d'aide à la décision multicritère

Le choix de la méthode d'aide à la décision dépend du problème posé. Plusieurs méthodes ont été développées en vue de résoudre chacune des problématiques énoncées ci-haut (Figueira et al., 2005 ; Maystre *et al.*, 1994) comme le montre le tableau 16.

Tableau 16 : Choix de la méthode multicritère

	Problématique		
Critères	α (sélection)	β (affectation)	γ (classement)
Vrai critères	ELECTRE I	-	ELECTRE II
Pseudo-critères	ELECTRE IS	ELECTRE TRI	ELECTRE III & IV

La problématique posée dans le cas qui concerne cette étude nécessite de faire un **classement** de diverses technologies adoptées par les ménages ou la collectivité pour gérer les déchets liquides issus de l'assainissement non collectif. Le classement de diverses technologies (que nous désignons sous le terme «*d'alternatives*» en langage d'analyse multicritères) pour différents indicateurs est fait en utilisant la méthode **ELECTRE II**.

En effet, le but d'ELECTRE II est de classer les alternatives potentielles depuis les meilleures jusqu'aux moins bonnes, en tolérant les ex aequo. ELECTRE II utilise les relations de surclassement (forts et faibles) construites à partir d'une matrice de concordance qui est à son tour générée à partir du tableau de performance issu d'un compromis entre les divers acteurs. Pour notre cas, la construction des tableaux de performance (pour chacun des indicateurs) a été faite en basant l'évaluation sur la documentation existante dans le domaine. Les surclassements forts concernent des surclassements qui reposent sur des bases solides et sont donc avancés avec une grande certitude et vont être utilisés prioritairement pour classer les alternatives, tandis que les surclassements faibles sont sujets à caution et sont utilisés pour départagés les alternatives que le surclassement fort semble donner équivalent (Maystre *et al.*, 1994).

III.3.3. Composite Programming

L'étape ultime de l'établissement de l'indicateur global d'assainissement non collectif est d'agréger les différents indicateurs en un indicateur unique de synthèse. Parmi les méthodes d'agrégation qui existent, nous avons choisi d'utiliser le *Composite Programming* (Boreux &

Parent, 2006). Le *Composite Programming* est une somme pondérée compensée procédant par regroupements successifs des indicateurs jusqu'à l'obtention d'un indicateur unique de synthèse et fonde le classement sur la notion de distance (distance Euclidienne). Pour notre cas, la façon de procéder par des regroupements successifs revêt un intérêt capital ; en effet la filière d'assainissement non collectif étant constituée par trois maillons de la chaîne qui utilisent des technologies différentes, l'agrégation des indicateurs par maillon peut permettre de voir facilement le maillon de la chaîne qui manifeste des défaillances et donc là où il faut fournir plus d'effort pour se conformer à la norme sanitaire et environnementale. Sans entrer dans les détails des développements mathématiques, nous présentons les étapes qu'utilise le *Composite Programming* :

✓ **Normalisation des performances**

Nécessaire afin de permettre la comparabilité entre divers critères n'ayant pas les mêmes dimensions ou les mêmes références de mesure, par exemple la normalisation rend possible l'agrégation des critères qualitatifs et quantitatifs.

✓ **Choix des poids pour divers indicateurs ainsi que du facteur de compensation qu'il convient d'appliquer**

Les poids pour divers indicateurs sont fixés en tenant compte de la capacité de chaque indicateur ou groupe d'indicateur à promouvoir un bon état sanitaire et environnemental. Le facteur de compensation «P» est fixé en considérant le degré de compensation admise entre les indicateurs qui composent le lot. $P=1$ signifie que l'on admet une parfaite compensation c'est-à-dire que la défaillance constatée à l'un des indicateurs pourra être compensée par la performance qu'affiche un autre indicateur, $P=\infty$ signifie qu'aucune compensation n'est admise c'est-à-dire que le décideur cherche une solution performante sur tous les indicateurs.

- ✓ **Détermination de la distance entre chaque indicateur global d'ANC et l'indicateur global idéal d'ANC.**

On réalise des sommes pondérées compensées par lots d'indicateurs. Le regroupement a été fait en tenant compte des trois maillons de la chaîne et en choisissant pour chaque lot son facteur de compensation.

Nous y reviendrons au point III.4.4 pour les facteurs de compensation et les formules utilisées pour agréger les indicateurs de même que pour la normalisation.

III.4. Résultats

III.4.1. Indicateurs et alternatives des différents maillons de la chaîne d'assainissement

Les indicateurs ainsi que leurs alternatives respectives tiennent compte des trois maillons de la chaîne d'ANC. Leurs mises en place découlent de la connaissance scientifique disponible en matière d'assainissement non collectif dans les pays en développement, mais peu exploitable en l'état par l'utilisateur pour une évaluation optimale. Ainsi pour le maillon amont, quatre indicateurs ont été retenus à savoir la nature de l'installation d'ANC (recueil des excreta) dont dispose le ménage (**I₁**), l'état de cette installation (**I₂**), la gestion des eaux usées de cuisine et de lessive (**I₃**) et la gestion des eaux usées de douche (**I₄**) ; la séparation de ces deux derniers indicateurs nous est apparu nécessaire pour des raisons de précision des résultats et de l'efficacité de l'indicateur global d'ANC. En effet il a été constaté sur terrain que le lieu de déversement des eaux usées de douche d'une part et celui des eaux usées de cuisine et de lessive d'autre part ne sont pas souvent le même au sein du ménage et que par ailleurs ces eaux usées sont différentes en qualités et en quantités (Birks et Hills, 2007). Pour le maillon intermédiaire, l'indicateur qui est considéré cherche à caractériser les actions menées par le ménage une fois que l'installation d'ANC est pleine (**I₅**). Quant au maillon aval, l'indicateur cherche à identifier où sont dépotées les boues une fois vidangées (**I₆**). A chaque indicateur correspond une série d'alternatives (Tableau 18).

Pour les alternatives de l'indicateur **I₁**, l'ouvrage de Franceys *et al.* (1995) a servi de référence et les différentes installations d'ANC ont été groupées selon leurs caractéristiques intrinsèques semblables, les alternatives des indicateurs **I₃** et **I₄** ont été choisies sur base des investigations de terrain sur la gestion des eaux usées ménagères en ville de Bujumbura qui par ailleurs est semblable à ce qui se fait dans d'autres pays de l'Afrique subsaharienne «Chinyama *et al.*,

2012 ; Katukiza *et al.*, 2010» et en fin le choix des alternatives correspondant aux indicateurs I₄ et I₅ a été fait sur base des études réalisés en Afrique de l'Est par Chaggu *et al.* (2002), en Afrique de l'Ouest par Nkansah (2012) et en Afrique du sud par O'Riordan (2009).

L'indicateur d'état de l'ouvrage d'ANC (**I₂**) est évalué en faisant la moyenne arithmétique de quatre états qu'un ouvrage d'ANC doit remplir pour être jugé conforme du point de vue sanitaire (Tableau 17). Ces états sont pondérés selon la méthode de Saaty (1990) ce qui veut dire que la somme de leurs poids est égale à 1. Cette pondération selon la méthode de Saaty tient compte de l'aptitude de chacun d'eux à promouvoir un bon état sanitaire des utilisateurs. En effet, nous considérons que pour le maintien d'un bon état sanitaire des usagers, l'hygiène de l'ouvrage d'ANC est plus importante que son confort, que le confort de l'ouvrage est important que son accessibilité aux usagers qui est à son tour important que la facilité et l'accessibilité à la vidange. Cet indicateur d'état de l'ouvrage ne sera connu qu'a posteriori après une visite sur site. Pour le calcul de cet indicateur, le poids de chacun des états n'est retenu que si l'ouvrage remplit effectivement l'état en question sinon, on lui affecte la valeur zéro.

Tableau 17 : Poids des états pour l'indicateur I2 [État de l'ouvrage d'assainissement]

États	Accessibilité des usagers	Confort	Hygiène	Facilité et Accessibilité à la vidange	Indicateur idéal d'état de l'ouvrage
poids	0,12	0,26	0,57	0,05	0,25 (moyenne arithmétique)

Tableau 18 : Indicateurs et alternatives pour les différents maillons de la chaîne

Indicateurs	Alternatives	Commentaires
I ₁ : Installation d'assainissement dont dispose le ménage	A _{1.1} : Sans latrine A _{1.2} : Latrine traditionnelle (LT) A _{1.3} : <i>Ventilated Improved Pit</i> (VIP) A _{1.4} : Toilette à chasse mécanique (TCMe) A _{1.5} : Latrine à siphon (LS) A _{1.6} : aqua-privy A _{1.7} : Bloc sanitaire partagé (BSP) A _{1.8} : EcoSan	Ont été pris en compte les grands groupes à savoir les systèmes secs, secs EcoSan, humides et les toilettes dites publiques. Dans chaque groupe, on rencontre des variétés ayant les mêmes caractéristiques intrinsèques.
I ₃ : Déversement des eaux usées de cuisine et de lessive	A _{3.1} : Fosse septique A _{3.2} : Puits d'infiltration (ou perdant) A _{3.3} : Rue et/ou caniveaux A _{3.4} : Cours d'eau A _{3.5} : Réutilisation en irrigation	I ₂ et I ₃ ont été séparés pour des raisons de clarté, étant donné que les sources qui les génèrent au niveau de la parcelle ne sont pas les mêmes mais également sont différents en qualité et en quantité
I ₄ : Déversement des eaux usées de douche	A _{4.1} : Fosse septique A _{4.2} : Puits d'infiltration (ou perdant) A _{4.3} : Rue et/ou caniveaux A _{4.4} : Cours d'eau A _{4.5} : Réutilisation en irrigation	I ₂ et I ₃ quoi que différents, leurs lieux de déversement potentiels restent les mêmes mais sont susceptibles d'être rejetés dans des endroits différents à l'intérieur de la même parcelle.
I ₅ : Action en cas de remplissage de la fosse	A _{5.1} : Réalisation d'une autre fosse A _{5.2} : Vidange mécanique A _{5.3} : Vidange manuelle A _{5.4} : Vidange semi-mécanique	La vidange semi-mécanique utilise une force manuelle qui actionne un mécanisme qui enlève les boues.
I ₆ : Lieu de dépotage des boues de vidange	A _{6.1} : Dépotage en site autorisé A _{6.2} : Dépotage dans les caniveaux (espaces vides) A _{6.3} : Dépotage dans les cours d'eau A _{6.4} : Enterrées dans la cour de la parcelle A _{6.5} : Épandage agricole (non contrôlé)	Est considéré comme site autorisé tout dépotage des boues réalisé selon les conditions définies par la réglementation nationale et suivi d'un traitement qui réduit considérablement leur caractère pathogène et polluant.

III.4.2. Choix des Critères et évaluation des alternatives

L'étape qui suit consiste en la mise en place des familles de critères permettant de classer les différentes alternatives pour chacun des indicateurs. L'évaluation des alternatives selon les critères retenus va se baser sur la documentation scientifique disponible et cette évaluation permettra d'attribuer une note aux alternatives en fonctions de chaque critère, une note se situant sur une échelle de zéro (la pire) à dix (la meilleure). Ainsi pour le cas des critères environnementaux, la note est d'autant plus élevée que l'alternative de l'indicateur considéré

est en mesure de garantir un bon état sanitaire et environnemental alors que pour le cas des critères économiques, la note est d'autant plus élevée que l'alternative est moins chère. Les critères ayant un impact sanitaire ou en rapport avec la protection de l'environnement vont l'emporter sur les autres et auront donc un poids élevé.

III.4.2.1. Critères de classement des alternatives pour l'Indicateur I₁

Pour classer les alternatives de l'indicateur I₁ (Installation d'assainissement dont dispose le ménage) les critères suivants ont été pris en compte : C1 : prix de construction de l'ouvrage d'ANC ; C2 : présence de mouches (et/ou de moustiques) et risques sanitaires associés ; C3 : risques de pollution des eaux souterraines et de surface ; C4 : quantité d'eau nécessaire pour fonctionner ; C5: possibilité de traiter les eaux usées domestiques et les excreta ensemble ; C6 : utilisable à l'intérieur de la maison ; C7 : possibilité d'être raccordé au tout-à-l'égout ultérieurement.

Dans les paragraphes qui suivent, nous présentons brièvement la manière dont les différentes alternatives ont été évaluées en fonction de différents critères.

Pour le critère C1 (prix de construction de l'ouvrage) Franceys et al. (1995) et PDM & pS-Eau (2010) montrent que les prix de construction (en euros) de la LT varie entre 70-160, pour la VIP entre 130-360, LS entre 130-460, TCMe avec FS entre 600-800, BSP entre 50-100/an/ménage, EcoSan entre 230-460, *aqua-privies* est plus cher que le reste des ouvrages mais reste moins cher que la TCMe. Le critère C2 (présence des mouches et ou moustiques), les plus problématiques sont sans latrine et LT, pour le cabinet à eau les mouches peuvent réapparaître si le joint hydraulique disparaît faute d'eau, la VIP est anti mouche mais n'est pas anti moustique, les ouvrages EcoSan, LS et TCMe sont exempts d'odeurs donc de mouches (le premier suite à l'ajout des copeaux de bois et les deux derniers disposant de siphon hydraulique permanent) (Franceys *et al.*, 1995 ; Mara et Barbara, 2011). Pour le critère C3 (risque de pollution des eaux de surface et souterraines), on considère le paramètre d'étanchéité des ouvrages en notant que la LT et la VIP, n'étant pas étanches et de surcroit plus profonds présentent des risques élevés de pollutions, tandis que LS, Cabinet à eau et BSP sont dans la plupart des cas étanches et sont qualifiés d'ouvrages à risque faible, pour l'EcoSan le risque est très faible car il est moins profond et est sans liquide suite à la déviation d'urine et d'eaux de nettoyage anal (Langergraber et Muellegger, 2005 ; Smet, 2007; Mara, 1984), TCMe quant à elle est étanche et donc ne comporte pas de risque de pollution. Pour le critère C4 (nécessité de l'eau pour fonctionner), selon Franceys *et al.* (1995) et Kalbermatten *et al.*

(1980), les ouvrages sont partagés en quatre groupes: ceux qui exigent beaucoup d'eau (TCMe), moyen à beaucoup (LS suivi de cabinet à eau et BSP), très peu d'eau (LT et VIP) et presque pas d'eau (EcoSan) ; la note attribuée est d'autant élevée que l'ouvrage consomme peu d'eau. Pour le critère C5 (possibilité de traiter les eaux usées et excreta ensemble), la TCMe s'y prête bien et d'ailleurs c'est ce qui est exigé pour la fosse septique, le cabinet à eau et LS peuvent le faire si on leur adjoint un élément épurateur à l'aval, la LT et VIP ne s'y prêtent pas à part les eaux de nettoyage anal et celles utilisées pour leur entretien, BSP est mauvais pour ce critère suite à sa localisation éloignée des ménages où sont générées les eaux usées, pour l'EcoSan les bases même de sa conception interdisent tout déversement du liquide en son sein donc très mauvais pour ce critère. Il faut signaler que le fait de traiter les eaux usées et excreta ensemble diminue les dépenses pour les ménages qui ne doivent dans ce cas mobiliser qu'un seul ouvrage au lieu de deux. Le critère C6 (utilisable à l'intérieur de la maison) est un critère de confort et de sécurité surtout pendant la nuit ; la TCMe remplit très bien ce critère ; LS peut être installée à l'intérieur de la maison pour le cas d'une fosse déportée ; LT, VIP, Cabinet à eau et EcoSan sont installés en dehors de la maison mais restent toutefois proches de cette dernière ; le BSP qui est normalement partagé par un certain nombre de ménages, les utilisateurs doivent parcourir une certaine distance pour l'atteindre et présente des inconvénients surtout la nuit ou pour des personnes à mobilité réduite. Le critère C7 (possibilité d'être raccordé au tout à l'égout ultérieurement) tient compte des probables évolutions dans le domaine de l'assainissement ; avec TCMe, LS et Cabinet à eau, le raccordement à un réseau décanté reste envisageable tandis pour le BSP cela n'est possible que si les toilettes fonctionnent à base d'eau. Par contre les latrines VIP et LT ne sont pas adaptées et EcoSan est très mal placée pour ce critère car les bases même de sa conception sont qu'à la longue elle se substitue aux réseaux d'égouts existants.

Le Tableau 19 découle des considérations précédentes et montre les notes affectées aux alternatives de l'indicateur I_1 selon les critères considérés. La première ligne de ce tableau montre l'importance relative des critères entre eux (poids des critères). Les poids des critères sont déterminés en appliquant la méthode de Saaty (1990) aux différents groupes des critères de chacun des indicateurs.

Tableau 19 : Tableau des performances pour les alternatives de l'indicateur I1 [Installation d'assainissement dont dispose le ménage]

Poids des critères	3	38	28	9	15	5	2
Critères	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7
Alternatives							
Sans	8	1	3	6	1	1	1
LT	7	2	4	5	3	4	3
VIP	5	6	4	6	3	4	3
TCMe	1	8	8	2	8	8	8
LS	4	8	5	4	5	6	7
Cabinet à eau	2	4	5	5	5	4	7
BSP	6	5	5	3	2	2	4
EcoSan	3	7	6	6	2	4	2

III.4.2.2. Critères de classement de diverses alternatives pour les Indicateurs I₃ et I₄

Les alternatives pour les indicateurs I₃ et I₄ sont les mêmes du point de vue formulations, seulement elles ont été séparées pour le calcul de l'indicateur global pour des raisons énoncées précédemment. Les critères considérés pour évaluer les alternatives de ces deux indicateurs sont : C1 : risques sanitaires liés aux microorganismes présents dans les eaux usées ; C2 : risques sanitaires liés à la formation des flaques d'eaux usées, occasionnant la prolifération de moustiques (climat tropical où sévi le paludisme) et autres insectes ; C3 : risques de pollution des eaux de surface ; C4 : risques de pollution des eaux souterraines ; C5 : coût lié aux déversements.

Pour évaluer les risques découlant des eaux usées pour différentes alternatives selon les critères ci-dessus, on considère leurs contenus en microorganismes, en quantité de pollutions exprimée par la DBO₅ ainsi que le volume d'eaux usées produits. Eriksson *et al.* (2002) ont montré que la DBO₅ varie entre 76-300 mg/l et 5-1460 mg/l respectivement pour les eaux usées de douche et de cuisine et qu'en plus les eaux de cuisine ont des concentrations élevées en Azote et en phosphates surtout dans les pays où les détergents riches en phosphates sont encore utilisés. Quant aux contenus en microorganismes des eaux de cuisine, les mêmes auteurs montrent que les concentrations varient entre 10^5 - $2,5 \times 10^8$ et $9,4 \times 10^4$ - $3,8 \times 10^8$ par 100 ml respectivement pour E.coli et thermotolérants tandis le contenu en microorganismes des eaux de douche, les concentrations sont de $3 \cdot 10^3$ et 70 - $2,4 \times 10^7$ respectivement en coliformes fécaux et coliformes totaux (Kouam Kenmogne, 2013). Ces concentrations sont utilisées pour

évaluer les alternatives selon les critères C1 à C4. Le critère C5 se base sur le coût à payer pour évacuer les eaux usées, le coût d'évacuation décroît en partant de l'évacuation par fosse septique suivie de celle par puits d'infiltration et enfin par réutilisation en irrigation, l'évacuation par caniveaux et par cours d'eau n'engendre pas de coût. Sur base de ces considérations, les notes d'évaluation des alternatives selon les critères retenus sont établies dans le Tableau 20.

Tableau 20 : Tableau des performances pour les alternatives des indicateurs I3 et I4 [Déversement des eaux usées de cuisine et de lessive, Déversement des eaux usées de douche]

Poids des critères	40	39	12	6	3
Critères Alternatives	C1	C2	C3	C4	C5
Fosse septique	8	7	7	6	2
Puits d'infiltration (ou perdant)	6	5	6	4	4
Rue & caniveaux	3	2	3	6	7
Cours d'eau	3	5	1	4	7
Réutilisation en irrigation	5	6	4	4	4

III.4.2.3. Critères de classement de diverses alternatives pour l'Indicateur I₅

Les critères à prendre en considération pour classer les alternatives qui spécifient ce que fait le ménage en cas de remplissage de la fosse sont : C1 : degré de contact avec les boues ; C2 : coût de l'opération ; C3 : gêne olfactive et risques sanitaires ; C4 : temps de l'opération ; C5 : manœuvrabilité (accessibilité sur les lieux, facilité d'utilisation dans un contexte local, maintenance) ; C6 : facilité dans la gestion des boues après l'opération.

L'évaluation de diverses alternatives de l'indicateur I₅ selon les critères ci-dessus tient compte de certains paramètres notamment celui du manque d'espace dans les villes des pays en développement pour construire une nouvelle fosse ou pour enterrer les boues vidangées dans la concession du ménage suite à la densité élevée de la population (Still, 2002 ; WSP, 2008), le fait qu'il faut confiner les boues dans un endroit sûr en évitant tout contact avec ces dernières étant donné leur caractère pathogène et la gêne olfactive qu'elles génèrent, le fait que l'opération de mise en état des lieux (vidange ou remplacement de la fosse) doit rester aussi courte que possible et enfin le coût de l'opération qui doit rester accessible à la plupart des ménages (Tilley *et al.*, 2008). Le Tableau 21 résulte de la prise en compte de ces paramètres.

Tableau 21 : Tableau des performances pour les alternatives de l'indicateur I₅ [Action en cas de remplissage de la fosse]

Poids des critères	48	13	26	7	3	3
Critères	C1	C2	C3	C4	C5	C6
Alternatives						
Réalisation d'une autre fosse	4	2	6	2	2	3
Vidange mécanique	7	4	5	7	3	7
Vidange manuelle	2	6	2	3	6	2
Vidange semi- mécanique	5	5	4	5	4	4

III.4.2.4. Critères de classement de diverses alternatives pour l'Indicateur I₆

Les critères choisis pour le classement des alternatives correspondant à l'indicateur I₆ (lieu de dépotage des boues de vidange) sont les suivants : C1 : risques sanitaires liés aux pathogènes contenus dans les boues ; C2 : risques liés à la pollution des eaux de surface ; C3 : risques liés à la pollution des eaux souterraines ; C4 : coût lié au dépotage ; C5 : gêne olfactive liée au dépotage des boues.

L'évaluation de diverses alternatives pour l'indicateur I₆ tient en compte le fait que les boues de vidange sont très concentrées en polluant et en microorganismes pathogènes et présentent des risques sanitaires élevés «Keffala *et al.*, 2012» si elles sont dépotées dans les caniveaux ou les cours d'eau. Le risque de pollution des eaux souterraines est élevé lorsque les boues sont enterrées ou dépotées dans l'espace vide suite à l'infiltration. Il y a aussi une gêne olfactive dans le cas des dépotages clandestins (Nelson et Murray, 2008). Pour le dépotage autorisé le seul inconvénient est le prix à payer tandis pour l'épandage agricole non contrôlé, les vidangeurs (livreurs de boues) sont en retour payés par les agriculteurs au moment de la livraison des boues. Le Tableau 22 dresse les notes de performance des alternatives de l'indicateur I₆ selon les critères mis en jeu et prenant en compte les considérations ci-dessus.

Tableau 22 : Tableau des performances pour les alternatives de l'indicateur I₆ [Lieu de dépotage des boues vidangées]

Poids des critères	51	26	13	3	6
Critères	C1	C2	C3	C4	C5
Alternatives					
Dépotage en site autorisé	6	6	5	3	6
Dépotage dans les caniveaux	2	3	3	6	3
Dépotage dans les cours d'eau	2	2	4	6	3
Enterrées dans la parcelle de la maison	4	5	3	4	4
Épandage agricole non contrôlé	3	4	4	7	2

III.4.3. Classement des alternatives de différents indicateurs selon la méthode ELECTRE II

Chacun des tableaux de performances ainsi constitués pour les cinq indicateurs (avec les poids respectifs de divers critères) va être exploité pour classer les alternatives selon la méthode ELECTRE II (dont les principes et les bases mathématiques ne seront pas développés ici, le lecteur intéressé pourra par ailleurs consulter d'excellents documents de Maystre *et al.* (1994) et de Schärlig (1985)) où des matrices de concordances et de discordances découlant des tableaux de performances permettront de classer les différentes alternatives, en utilisant les relations de surclassement fort et faible. Le surclassement fort est prioritairement utilisé pour ranger les alternatives, le surclassement faible n'étant utilisé que pour départager les alternatives que le surclassement fort semble donner équivalent. Le Tableau 23 résume le classement obtenu selon ELECTRE II par ordre croissant de préférence des différentes alternatives c'est-à-dire que l'alternative portant le chiffre un (1) est préférée à celle portant le chiffre deux (2).

Tableau 23 : Classement des alternatives selon la méthode ELECTRE II

Indicateurs	Alternatives	Classement selon ELECTRE II
I ₁ : Installation d'assainissement dont dispose le ménage	A _{1.1} : Sans A _{1.2} : Latrine traditionnelle (LT) A _{1.3} : <i>Ventilated Improved Pit</i> (VIP) A _{1.4} : TCMe avec FS A _{1.5} : Latrine à siphon (LS) A _{1.6} : Cabinet à eau A _{1.7} : Bloc sanitaire partagé A _{1.8} : EcoSan	8 7 4 1 2 5 6 3
I ₃ : Déversement des eaux usées de cuisine & lessive	A _{3.1} : Fosse septique A _{3.2} : Puits d'infiltration (Perdant) A _{3.3} : Rue et/ou caniveaux A _{3.4} : Cours d'eau A _{3.5} : Réutilisation en irrigation	1 2 4 5 3
I ₄ : Déversement des eaux usées de douches	A _{4.1} : Fosse septique A _{4.2} : Puits d'infiltration (Perdant) A _{4.3} : Rue et/ou caniveaux A _{4.4} : Cours d'eau A _{4.5} : Réutilisation en irrigation	1 2 4 5 3
I ₅ : Action en cas de remplissage de la fosse	A _{4.1} : Réalisation d'une autre fosse A _{5.2} : Vidange mécanique A _{5.3} : vidange manuelle A _{5.4} : vidange semi-mécanique	3 1 4 2
I ₆ : Lieu de dépotage des boues de vidange	A _{6.1} : dépotage en site autorisé A _{6.2} : dépotage dans l'espace vide A _{6.3} : dépotage dans un cours d'eau A _{6.4} : enterrées dans la cour A _{6.5} : épandage agricole (non contrôlé)	1 5 4 2 3

Les résultats fournis par ELECTRE II (Tableau 23) ainsi que ceux du Tableau 17 sont appliqués sur les données d'enquête ménage conduite dans la ville de Bujumbura où pour chaque ménage enquêté, et à chacun des indicateurs considérés, on attribue une note qui reflète l'option prise par ledit ménage pour gérer ses eaux usées. Pour chaque ménage, un indicateur global d'ANC est par la suite calculé en utilisant la méthode du *Composite Programming* qui agrège les six indicateurs pris en compte dans ce travail.

III.4.4. Agrégation des indicateurs en indicateur unique de synthèse par le Composite Programming

Le *Composite Programming* (CP) est une technique d'analyse multicritère procédant par regroupements successifs des critères jusqu'à l'obtention d'un critère unique de synthèse (Boreux & Parent, 2006). Dans le cas de ce travail, le *Composite Programming* a été appliqué pour classer les systèmes d'ANC rencontrés dans les domiciles des particuliers, un classement basé sur la distance L^P qui les sépare d'un système d'ANC idéal correspondant à 100% de réalisation d'ANC. La distance L^P est donnée par la relation suivante :

$$L^P(s_j, r_j) = \left[\sum_{i=1}^m w_i |b_i - a_i|^{p_k} \right]^{\frac{1}{p_k}} \quad (1)$$
 où s_j et r_j représentent les systèmes d'assainissement, a_i et b_i les valeurs des différents indicateurs pour un même système d'assainissement. Pour chaque indicateur, on identifie la meilleure (l_i^+) et la pire (l_i^-) valeur qu'il peut prendre et on applique la transformation suivante pour chaque système d'ANC s_j :

$$0 \leq x_{ij} = \frac{s_{ij} - l_i^-}{l_i^+ - l_i^-} \leq 1 \quad (2)$$
 qui n'est rien d'autre que la normalisation, le système

d'ANC idéal prendra ainsi la valeur $r=1$. La distance L^P entre chaque système d'assainissement et le système d'ANC idéal après normalisation est alors exprimée par :

$$L^P(s_j, 1) = \left[\sum_{i=1}^m w_i |1 - x_{ij}|^{p_k} \right]^{\frac{1}{p_k}} \quad (3)$$
 où w_i est le poids attribué à l'indicateur "i" et

$\sum_{i=1}^m w_i = 1$ au sein d'un même lot d'indicateur ; x_{ij} est la valeur normalisée du $i^{\text{ème}}$ indicateur du système d'ANC s_j et p_k est la compensation admise entre les indicateurs composant le lot k.

L'équation (3) exprime la distance entre le système d'ANC s_j et le système d'ANC idéal r_j ; l'abscisse de l'indicateur global d'ANC s_j est alors donnée par le complément de $L^P(s_j, 1)$ soit $1 - L^P(s_j, 1)$ (4) et exprime les performances du système d'ANC installé dans les domiciles des particuliers. C'est sous cette forme de la relation (4) que les résultats intermédiaires du *Composite Programming* (CP) doivent s'exprimer à chaque lot de regroupement. La figure 36

illustre la procédure d'agrégation des différents indicateurs où un regroupement successif par maillon est réalisé pour chacun des systèmes d'ANC installés au sein du ménage en appliquant l'équation (4). Ainsi le premier niveau montre les six indicateurs de base, le deuxième niveau présente le CP des quatre indicateurs agrégés du maillon amont et l'indicateur du maillon intermédiaire (I5), le troisième niveau concerne le CP des deux premiers maillons et le maillon aval (I6) et enfin le quatrième niveau fournit l'indicateur global d'ANC issus de l'agrégation des six indicateurs constitutifs du système d'ANC. Sur cette même figure, « w_i » représente le poids attribué à l'indicateur « i » par rapport aux autres indicateurs du même lot tandis que « p » est la compensation admise entre les indicateurs du même lot.

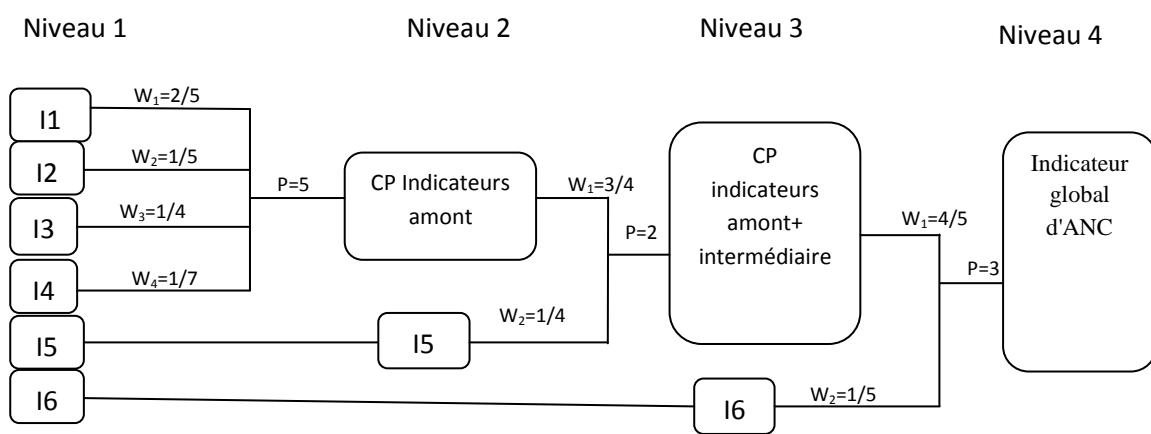


Figure 36: Regroupement des indicateurs par lot

Le choix des poids des différents indicateurs tient compte de l'importance accordée à chacun d'eux pour maintenir un bon état sanitaire et environnemental, ainsi l'indicateur I_1 (ouvrage d'ANC dont le ménage) et son état (I_2) occupent une place privilégiée pour jouer ce rôle, (les deux ont un poids de 0.6). L'indicateur I_3 aura un poids élevé que celui attribué à I_4 du fait que les eaux usées de cuisine et de lessive (I_3) étant plus concentrées en microorganismes et en polluants organiques que les eaux de douche (I_4). Pour les indicateurs I_5 et I_6 leurs poids tiennent compte des blocs avec lesquels ils sont ensembles tel que cela apparaît à la figure 36. Quant aux facteurs de compensation p , l'idée de base est d'avoir une solution au moins performante sur la plupart des indicateurs constituant le système d'ANC, Ainsi des facteurs de compensation p de cinq, de deux et de trois respectivement pour le premier, deuxième et troisième lot ont été retenus. Un facteur de compensation $p=1$ signifie que l'on admet une compensation parfaite entre les indicateurs. L'augmentation de p réduit la compensation jusqu'à l'intransigeance $p=\infty$ (aucune compensation admise, mais en pratique $p=5$ suffit). Le choix de ces facteurs de compensation s'appuie sur le fait que le confinement des excreta dans

une latrine n'améliore les conditions sanitaires des usagers que si la latrine est bien entretenue, que si les eaux usées ménagères (de douche, de cuisine et de lessive) sont bien gérées. Cela veut dire que pour les indicateurs du maillon amont de l'ANC qui constitue le premier lot, aucune compensation n'est admise, tous les indicateurs du maillon amont doivent être performants pour espérer de bons résultats du point de vue sanitaire (d'où un $p=5$). Par contre un certain degré de compensation est toléré pour les indicateurs des maillons intermédiaires et aval (I_5 et I_6) étant donné que ces indicateurs ne sont mis en œuvre qu'une fois tous les trois ans au minimum (au cours de la vidange des boues) contrairement aux indicateurs du maillon amont où leurs mises en œuvre doivent être réalisées tous les jours. Ici donc intervient tout le rôle que doit jouer le maillon amont de l'ANC dans la sauvegarde d'un bon état sanitaire et environnemental.

Le Tableau 24 montre l'application de l'indicateur global d'ANC dans la zone d'étude (ville de Bujumbura), indicateur obtenu en agrégeant différents indicateurs par la méthode du *Composite Programming* et cela pour chaque ménage enquêté.

Tableau 24 : Performances des systèmes d'ANC en ville de Bujumbura

		Pourcentage de la population en fonction de la performance pour différentes communes			
Performances (%) sous forme d'intervalles		Cibitoke (%) N=149	Kinama (%) N=145	Kinindo (%) N=150	Musaga (%) N=146
Indicateur Global (I_G) d'ANC, exprimé en % des performances, sous forme d'intervalles, les colonnes qui suivent, montrent le % de la population où les performances du système d'ANC se trouvent dans l'intervalle indiquée.	0-30 %	33	64	-	3
	31-50 %	53	18	1	33
	51-70 %	11	15	35	61
	71-80 %	-	-	-	-
	81-100 %	3	3	64	3
Indicateur Global d'ANC moyen par commune	Performance moyenne (%)	35	31	70	49
Couverture en assainissement amélioré selon l'évaluation de l'indicateur de l'OMS/UNICEF (source: MEEATU, 2013)		39	29	93	73

Où N: nombre de ménages enquêtés par commune

III.4.5. Contributions des différents indicateurs à la réalisation de l'indicateur global d'ANC

Les indicateurs constitutifs de l'indicateur global d'assainissement non collectif n'ont pas les mêmes capacités à garantir les performances sanitaires et environnementales d'une filière d'ANC installée dans les ménages des particuliers mais restent tout de même complémentaires. Afin de voir la contribution de chacun des indicateurs dans l'accomplissement de l'indicateur global d'assainissement et avoir une idée de là où il faut

intervenir prioritairement, nous allons varier les performances d'un des indicateurs ou d'un groupe d'indicateur en supposant que les autres indicateurs restants sont réalisés à 100 %. Ainsi si nous supposons que l'ouvrage d'assainissement dont dispose le ménage (I_1) et l'état de cet ouvrage (I_2) sont classés en dernière position dans le classement fait précédemment par la méthode ELECTRE II, et que les autres indicateurs sont réalisés à 100 % (occupent la première position dans le classement), les performances de l'indicateur global d'assainissement tombent à 27 %. Si c'est le cas des eaux usées ménagères (eaux de douche, de cuisine et de lessive) qui sont mal gérées, les performances de l'indicateur global d'ANC sont à 33 % tandis si c'est le cas de l'indicateur I_5 (action en cas de remplissage de la fosse) qui est mal géré, les performances de l'indicateur d'ANC deviennent alors de 53 % et enfin si c'est I_6 (lieu de dépotage des boues) qui est mal géré, les performances de l'indicateur global d'ANC sont à 41 %.

Les contributions de différents indicateurs à l'accomplissement de l'indicateur global d'ANC, montrent qu'aucun indicateur à lui seul n'est capable d'apporter une nette amélioration sur le plan sanitaire et environnemental. Néanmoins, certains indicateurs se montrent comme étant capable d'influencer plus que d'autres les performances du système d'assainissement utilisé par le ménage, c'est le cas notamment des indicateurs I_1 et I_2 suivi de I_3 et I_4 . Si les différentes communes de la ville de Bujumbura affichent des performances de l'indicateur globale d'assainissement non collectif faible, c'est parce que les indicateurs I_3 et I_4 mais aussi I_1 (dans une moindre mesure que ceux qui précédent) ne sont pas bien gérés.

Si nous considérons un ménage qui utilise la latrine à siphon comme ouvrage d'ANC (indicateur I_1) et que les autres indicateurs sont gérés convenablement, les performances de l'indicateur global d'ANC pour ce ménage montent à 90 %, si le ménage utilise la latrine EcoSan, les performances sont de 81% alors qu'elles sont à 71 % si le ménage utilise la latrine à fosse ventilée. Ceci nous montre que l'usage des ouvrages d'ANC communément acceptés dans les pays en développement ne compromet pas l'évaluation de l'indicateur global d'ANC qui a été établi dans le cadre de cette étude.

III.5. Enquête parasitologique

Une enquête parasitologique a été conduite dans les zones concernées par le présent travail c'est-à-dire les communes de Cibitoke, de Kinama, de Kinindo et de Musaga. Les données d'enquêtes proviennent des centres de santé et hôpitaux de ces communes et ont été obtenues

à partir du Système National de l'Information Sanitaire (SNIS), qui joue le rôle de centraliser tous les données au niveau national pour différentes communes et provinces du Burundi. Les données parasitologiques couvrent les années 2011 et 2012 (l'enregistrement systématique de ces données n'a commencé qu'en 2011).

Tableau 25 : Prévalence des parasites intestinaux dans la zone d'étude

			Résultats de laboratoire des examens des selles (nombre de cas pathologiques par commune, par année et par tranche d'âge)										
Commune	Année	Tranche d'âge	A	Ank	Sch	Tr	Am	T	(1)	(2)	(3)	(4)	(5) %
Kinindo	2011	Entre 0-14ans	181	18	0	19	180	0	518	398	1029	21920	5
		15 et plus	24	65	0	17	523	2	831	631			
	2012	Entre 0-14ans	109	41	4	11	224	0	516	389	990		5
		15 et plus	18	54	2	11	515	1	877	601			
Musaga	2011	Entre 0-14ans	229	1171	1	3	1206	10	2326	1566	4478	43735	10
		15 et plus	193	234	2	4	2324	155	3390	2912			
	2012	Entre 0-14ans	307	300	0	2	687	0	2041	1296	3636		8
		15 et plus	219	431	2	8	1674	6	3039	2340			
Kinama	2011	Entre 1-14ans	2190	932	31	288	2325	23	6746	5789	11908	49776	24
		15 et plus	1044	1312	62	451	3208	42	6688	6119			
	2012	Entre 0-14ans	2110	947	93	242	1858	21	6218	5271	10998		22
		15 et plus	1103	1534	224	401	2449	16	6670	5727			
Cibitoke	2011	Entre 0-14ans	970	590	6	63	1370	2	3815	3001	5146	50899	10
		15 et plus	268	585	11	79	1197	4	2580	2145			
	2012	Entre 0-14ans	690	216	3	58	2442	0	4617	3409	5870		12
		15 et plus	201	329	11	84	1835	1	3241	2461			

Légende du tableau : A : Ascaris, Ank : Ankylostomes, Sch : Schistosomes, Tr : Trichocéphales, Am : Amibiases, T : Taeniases, (1) : Total des selles reçus, (2) : Tot des selles pathologiques, (3) : Total des selles tout âge confondu, (4) : Nombre d'habitants par commune, (5) : % de la population atteint d'helminthes

Le tableau 25 montre la prévalence en helminthiases dans les différentes communes ayant fait l'objet de notre étude. Mise à part l'ankylostome où la contamination se fait par voie transcutanée, essentiellement dû à la marche pieds nus sur des sols pollués par les déjections humaines, les autres helminthiases sont des maladies féco-orales (maladies dues à la contamination de l'eau ou des aliments par les excreta) (Esrey et al., 2001). Leur prévalence dans les différentes communes peut être mise en relation avec les systèmes d'assainissement utilisés par les ménages ainsi que les sources d'approvisionnement en eau dont disposent les ménage. La commune de Kinama est la plus affectée par les helminthes avec une prévalence représentant 24 % et 22 % de la population respectivement pour l'année 2011 et 2012. Pour les communes de Cibitoke et de Musaga le taux de prévalence en helminthiases est en moyenne de 10 % de la population résidente dans ces communes et la commune de Kinindo

se révèle comme la moins affectée par les helminthes avec une prévalence représentant 5 % de la population résidente. Les résultats parasitologiques pour différentes communes semblent corroborer avec la réalité de terrain en matière de gestion des eaux usées et des excreta d'approvisionnement en eau. En effet c'est dans la commune de Kinama qui affiche un taux élevé de prévalence en parasites qu'on rencontre une faible performance de l'indicateur global d'ANC (31 %), c'est également dans cette même commune où il y a des taux élevés des ménages s'approvisionnant par fontaine publique (66 %), des ménages disposant de la latrine traditionnelle comme ouvrage d'assainissement (85 %). C'est dans cette même commune où on rencontre un taux élevé des ménages qui réalisent une autre fosse quand la première est pleine (77 %), pratique qui est considéré comme pratique à risque étant donné que la densité de la population y est élevée occasionnant ainsi un manque d'espace pour construire une autre fosse. Par contre la commune de Kinindo, où la performance moyenne de l'indicateur global d'ANC est élevée (70 %), se révèle aussi comme étant une commune la moins affecté par les helminthes. Les communes de Cibitoke et de Musaga occupent des positions intermédiaires par rapport aux deux cas extrêmes que ça soit pour la prévalence des helminthes ou pour la performance des systèmes d'assainissement utilisés par les ménages. Esrey *et al.* (1991) et Prüss *et al.* (2002) estiment que les interventions portant sur le traitement adéquat des eaux usées et des excreta (donc sur la fourniture des systèmes d'assainissement conformes), sur la promotion de l'hygiène (lavage des mains ainsi de bonne pratique de conservation et d'utilisation de l'eau de boisson) et sur la fourniture en eau potable en qualité et en quantité peuvent contribuer énormément à briser la chaîne de contamination des parasites intestinaux (helminthes) ainsi que la propagation des maladies qui sont à l'origines de la diarrhée.

III.6. Discussion et conclusion

L'indicateur qui vient d'être établi et appliqué à la ville de Bujumbura est une combinaison des indicateurs qui intègrent les trois maillons de la chaîne d'ANC. Il a été établi en appliquant les principes de l'analyse multicritère, cela vient du fait qu'à chaque maillon de la chaîne, plusieurs technologies sont utilisées, des technologies qui n'ont pas les mêmes performances du point de vue sanitaire et environnemental, leurs classements nécessitent de recourir aux méthodes acceptées et reconnues scientifiquement, dont la méthode ELECTRE II. Ce classement a été suivi par l'utilisation du *Composite Programming* pour agréger les différents indicateurs en un indicateur unique de synthèse. L'application faite à la ville de Bujumbura montre que l'Indicateur global d'ANC moyen est de 31 %, 35 %, 49 % et 70 % respectivement

pour les communes de Kinama, Cibitoke, Musaga et Kinindo, des performances inférieures à 50% dans trois communes sur quatre enquêtées. Cela témoigne l'urgence de raisonner différemment dans le domaine de l'assainissement pour la formulation et l'élaboration des Objectifs post-2015, car s'intéresser seulement à l'ouvrage d'assainissement qui recueille les excreta lors de l'évaluation du taux de couverture en assainissement ne résout que partiellement le problème posé par l'assainissement non collectif. Les valeurs de performances trouvées dans cette étude pour différentes communes présentent le même ordre de variation que celles de la littérature concernant l'évaluation de l'indicateur de l'OMS/UNICEF qui mesure le taux de couverture en installation d'assainissement amélioré. Pour les communes de Kinindo et Musaga, l'indicateur de l'OMS/UNICEF surestime le taux de couverture (Tableau 24, dernière ligne) comparativement aux performances trouvées dans la présente étude. Ceci pourrait s'expliquer par le fait que l'indicateur de l'OMS/UNICEF ne s'intéressant qu'à l'ouvrage d'ANC, et les communes de Musaga et de Kinindo sont majoritairement de la catégorie de haut standing et de moyen standing qui utilisent les installations d'ANC améliorés (principalement la toilette moderne avec FS) sans toutefois qu'il y ait une amélioration au niveau de la gestion des eaux usées ménagères qui sont prises en compte dans l'indicateur global d'ANC établit dans la présente étude.

L'adoption de cet indicateur global d'ANC pour l'évaluation de l'assainissement non collectif se veut être novatrice non pas sur les chiffres qu'il utilise mais sur la méthodologie utilisée. En effet, contrairement aux autres approches qui étaient jusqu'ici utilisées, notamment celle du programme commun de surveillance de l'OMS/UNICEF qui se base uniquement sur l'installation d'assainissement, l'approche développée dans le présent travail pour l'évaluation de l'assainissement vise à considérer toute la filière d'assainissement et pourrait apporter une valeur ajoutée aux consultations déjà entamées dans le domaine de l'assainissement pour la mise en place des objectifs post-2015 où les discussions sont déjà en cours. Cette méthode pourrait également être utilisée pour cibler les parties au sein de la chaîne d'ANC qui nécessitent des améliorations. Les gestionnaires de l'assainissement pourraient également l'utiliser pour personnaliser la situation de chaque ménage et enfin cette méthode pourrait permettre une évolution graduelle sur la chaîne d'assainissement non collectif. Par ailleurs, la méthode est simple à utiliser car ne nécessite que six questions à répondre représentant les différents indicateurs.

Références Bibliographiques

- Birks R. & Hills S., 2007. Characterization of indicator organisms and pathogens in domestic greywater for recycling. *Environmental monitoring and assessment*, 129(1-3), 61-69.
- Boreux J.J. & Parent E., 2006. *Le Composite Programming. Une méthode d'analyse multicritère de type Borda*. Document de travail, Université de Liège, 13 p.
- Chaggu E., Mashauri D., Van Buuren J., Sanders W. & Lettinga G., 2002. Excreta disposal in Dar-es-Salaam. *Environmental Management*, 30(5), 609-620.
- Chinyama A., Chipato P.T., Mangore E., 2012. Sustainable sanitation systems for low income urban areas-A case of the city of Bulawayo, Zimbabwe. *J. Phys. Chem. Earth*, 50, 233-238.
- Eriksson E., Auffarth K., Henze M. & Ledin A., 2002. Characteristics of grey wastewater. *Urban water*, 4(1), 85-104.
- Esrey S., Gough J., Rapaport D., Sawyer R., Simpson-Hébert M. & Vargas J., 2001. *Assainissement écologique*. Stockholm, Suède, 93 p.
- Esrey S. A., Potash J.B., Roberts L., and Shiff C., 1991. Effects of improved water supply and sanitation on ascariasis, diarrhoea, dracunculiasis, hookworm infection, schistosomiasis, and trachoma. *Bull World Health Organization*, 69 (5): 609-621.
- Figueira J., Mousseau V. & Roy B., 2005. ELECTRE methods. In *Multiple criteria decision analysis: State of the art surveys* (pp. 133-153). Springer New York.
- Franceys R., Pickford J. & Reed R., 1995. *A guide to the development of on-site sanitation*. WHO, Genève, Suisse, 239 p.
- Franceys R. & Pickford J., 1995. *On-plot sanitation in low-income urban communities: a review of literature*. WEDC, Loughborough University, 81 p.
- Grabisch M., 2005. Une approche constructive de la décision multicritère. *Traitemen du Signal*, 22(4), 321-337.
- Kalbermatten J. M., Julius, D. S., Gunnerson C. G. & Mundial B., 1980. *Appropriate technology for water supply and sanitation ; a summary of technical and economic options*. International Bank for Reconstruction and Development/The World Bank. Washington D.C., U.S.A, 52 p.
- Keffala C., Harerimana C. & Vasel J. L., 2012. Œufs d'helminthes dans les eaux usées et les boues de station d'épuration: enjeux sanitaires et intérêt du traitement par lagunage. *Environnement, Risques & Santé*, 11(6), 511-520.
- Katukiza A. Y., Ronteltap M., Oleja A., Niwagaba C. B., Kansiime F., & Lens P. N. L. (2010). Selection of sustainable sanitation technologies for urban slums-a case of Bwaise III in Kampala, Uganda. *Science of the Total Environment*, 409(1), 52-62.
- Koné D., Cofie O., Zurbürg C., Gallizzi K., Moser D., Drescher S. & Strauss M., 2007. Helminth eggs inactivation efficiency by faecal sludge dewatering and co-composting in tropical climates. *Water Research*, 41(19), 4397-4402.

Kouam Kenmogne G.R., 2013. *Vers une gestion rationnelle de l'eau dans une situation complexe d'urbanisation anarchique dans un pays en développement: cas du bassin de l'Abiergue (Yaoundé - Cameroun)*. Thèse de Doctorat: Université de Liège, Belgique, 256 p.

Kvarnström E., McConville J., Bracken P., Johansson M. & Fogde M., 2011. The sanitation ladder-a need for a revamp? *Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development*, 1(1), 3-12.

Langergraber G. & Muellegger E., 2005. Ecological Sanitation-a way to solve global sanitation problems? *Environment international*, 31(3), 433-444.

Mara D., 1984. *The design of ventilated improved pit latrines*. International Bank for Reconstruction and Development/The World Bank, 73 p.

Mara D. & Barbara E., 2011. *Sanitation and water in low-income countries*. Leeds, U.K, 149 p.

Maystre L.Y., Pictet J. & Simos J., 1994. *Méthode multicritère ELECTRE. Description, conseils pratiques et cas d'application à la gestion environnementale*. Lausanne, Suisse: Presses polytechniques et universitaires romandes, 323 p.

Ministère de l'Eau, de l'Environnement, de l'Aménagement du Territoire et de l'Urbanisme (MEEATU), 2013. *Plan Directeur d'assainissement des eaux usées et des excréta de la ville de Bujumbura*, Rapport Groupement FWT-SHER-GEOSCI - Mars 2013, Bujumbura, Burundi, 255 p.

Nawab, B., Nyborg, I. L., Esser, K. B., & Jenssen, P. D., 2006. Cultural preferences in designing ecological sanitation systems in North West Frontier Province, Pakistan. *Journal of environmental psychology*, 26(3), 236-246.

Nelson K. L. & Murray A., 2008. Sanitation for unserved populations: technologies, implementation challenges, and opportunities. *Annual Review of Environment and Resources*, 33, 119-151.

Nkansah A., Fisher J. & Khan M. S., 2012. Manual pit emptying as a sustainable livelihood in Ghana. *Proceedings of the ICE-Engineering Sustainability*, 165(3), 215-221.

OMS & UNICEF, 2007. *Atteindre l'objectif du millénaire relatif à l'eau potable et à l'assainissement le défi urbain et rural de la décennie*. Bibliothèque de l'OMS, Genève, Suisse, 41 p.

OMS & UNICEF, 2010. *Progrès en matière d'assainissement et d'alimentation en eau. Rapport 2010*. Bibliothèque de l'OMS, Genève, Suisse, 57 p.

O'Riordan M., 2009. *Investigation into Methods of Pit Latrine Emptying*. Partners in Development WRC Project, 1745, 75 p.

PDM & pS-Eau, 2010. *Choisir des solutions techniques adaptées pour l'assainissement liquide. Guides méthodologiques SMC sur l'eau et l'assainissement n°4*. Panoply, 136 p.

Prüss A., Kay D., Fewtrell L., & Bartram J. (2002). Estimating the burden of disease from water, sanitation, and hygiene at a global level. *Environmental health perspectives*, 110(5), 537-542.

R Development Core Team (2013). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.

Saaty, T.L., 1986. A note on the AHP and expected value theory. *Socio-Economic Planning Sciences* 20/6 397-398.

Saaty T. L., 1990. How to make a decision: the analytic hierarchy process. *European journal of operational research*, 48(1), 9-26.

Schärlig A., 1985. *Décider sur plusieurs critères. Panorama de l'aide à la décision multicritère*. Lausanne, Suisse: Presses polytechniques et universitaires romandes, 304 p.

Seidl M., 2006. Enjeux et pratiques de l'assainissement en Afrique subsaharienne. In *Journées Scientifiques de l'Environnement (Mai 2006): le citoyen, la ville et l'environnement*, Créteil : France, 9 p.

Smet J., 2007. *Cost and Gains in Ecological Sanitation. Financial and Economic Comparison of EcoSan and Conventional Sanitation*. IRC International Water and Sanitation Centre. Delft, the Netherlands, 27 p.

Still D. A., 2002. After the pit latrine is full.... What then? Effective options for pit latrine management. In *Water Institute of Southern Africa Biennial Conference, 19-23 May 2002*. Durban, South Africa, 10 p.

Tilley E., Lüthi C., Morel A., Zurbrügg C. & Schertenleib R., 2008. *Compendium of sanitation systems and technologies*. Eawag. Dübendorf, Switzerland, 158 p.

Uandela A., Naafs A., Fonseca C. & Moriarty P., 2010. *Assessing sanitation service levels*. IRC International Water and Sanitation Centre, 27 p.

United Nations (UN), 2002. *Report of the world summit on sustainable development*. United Nations, New York. A/CONF199/20, 167 p.

Waste, 2006. *Des solutions adaptées pour l'assainissement. Exemple de technologies innovantes à faible coût pour la collecte, le transport, le traitement et la réutilisation des produits de l'assainissement*. 4ème forum mondial sur l'eau, mars 2006, Mexico, 68 p.

Water and Sanitation Program (WSP), 2008. *A Guide to Decision making: Technology Options for Urban Sanitation in India*. The World Bank, New Delhi, India, 124 p.

WHO & UNICEF, 2000. *Global water supply and sanitation. Assessment 2000 report*. WHO Press, Geneva, Switzerland, 79 p.

WHO & UNICEF, 2008. *Progress on drinking water and sanitation. Special focus on sanitation*. WHO Press, Geneva, Switzerland, 54 p.

WHO & UNICEF, 2013. *Progress on drinking water and sanitation. 2013 update*. WHO Press, Geneva, Switzerland, 39 p.

WHO 2013. *World health statistics 2013*. WHO Press, Geneva, Switzerland, 168 p.

World health report, 1999. *Making a difference*. Geneva, WHO, 121 p.

CHAPITRE IV: Procédure de sélection des technologies d'Assainissement non collectif dans les pays en développement

IV.1. Introduction

IV.1.1. Définition

Un système d'assainissement est défini comme un ensemble de technologies qui, en combinaison, traite les excreta et les eaux usées ménagères du point de génération au point final c'est-à-dire jusqu'à la réutilisation ou l'élimination (Maurer *et al.*, 2012 & Lüthi *et al.*, 2011). Il existe deux grands groupes des systèmes d'assainissement: systèmes d'assainissement collectif et systèmes d'assainissement non collectif. Le présent chapitre se penchera sur les systèmes d'assainissement non collectif.

Un système d'assainissement non collectif doit en pratique faire partie intégrante des trois maillons de la chaîne. On distingue les systèmes d'ANC humide et sec selon que le système exige ou non de l'eau pour fonctionner. Pour traiter les eaux usées générées au niveau du ménage, ces deux systèmes (sec et humide) utilisent des technologies différentes pour chacun des maillons de la chaîne.

IV.1.2. Les éléments d'un système d'assainissement non collectif

Qu'il soit humide ou sec, un système d'ANC représente une configuration de différentes technologies agencées dans un ordre déterminé comme le montre la figure 37

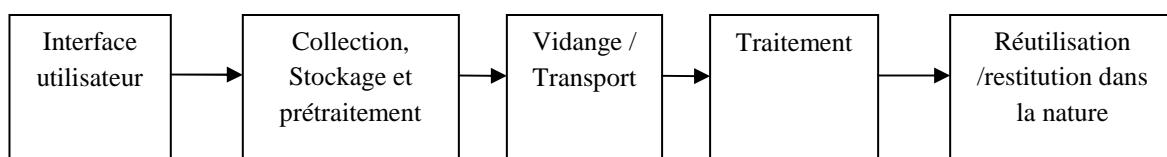


Figure 37 : Schéma conceptuel du système d'assainissement non collectif (De Bruijne *et al.*, 2007)

Un système d'assainissement est constitué par une succession logique et compatible des différentes technologies correspondant aux trois maillons de la chaîne d'ANC. Chacun des éléments du système d'assainissement joue un rôle particulier et les différents éléments du

système d'assainissement sont complémentaires entre eux. Ci-dessous une description des éléments constitutifs d'un système d'assainissement non collectif.

✓ **Interface utilisateur**

L'interface utilisateur constitue la première barrière entre les personnes et les pathogènes contenus dans les fèces parce qu'il permet de diriger les excreta dans un endroit confiné et réservé à cet effet (De Bruijne *et al.*, 2007). L'interface utilisateur décrit la façon dont l'utilisateur accède au système d'assainissement, il est généralement connu sous le nom de toilette (Maurer *et al.*, 2012). La disponibilité de l'eau est un facteur clé dans la sélection d'option technologique appropriée pour l'interface utilisateur. Le choix de l'interface utilisateur est très important car les autres technologies du système d'assainissement. Beaucoup plus pour un souci d'efficacité du point de vue sanitaire que de simple compatibilité, un système d'assainissement humide doit avoir en amont une interface utilisateur également humide, il en est de même pour un système d'assainissement sec.

✓ **Collection, stockage et prétraitement**

«Collection, stockage et prétraitement» décrit le mode de collecte, de stockage et dans une certaine mesure de prétraitement des matières générées au niveau de l'interface utilisateur. L'objectif principal de tout ouvrage de collecte/stockage est de limiter la dispersion d'un produit hautement pathogène que sont les excréments. Sous certaines conditions, dans les ouvrages humides, on peut y adjoindre les eaux usées ménagères pour y être traitées ensemble avec les excréments comme cela est d'usage pour la fosse septique. Il faut signaler tout de même que la matière issue de ces ouvrages de collecte et de prétraitement, contient encore des concentrations élevées en pathogènes et en polluants pour être utilisée immédiatement ou déversée dans l'environnement ; exception faite sur les technologies dites *EcoSan*, mais là aussi il faut rester prudent surtout que la technologie utilisée dans ces ouvrages reste difficile à conduire pour la plupart des utilisateurs potentiels.

Le niveau de traitement atteint dépend du type d'ouvrage (humide ou sec), du temps de stockage dans l'ouvrage d'ANC et de la qualité de ce qu'on envoie dans le dit ouvrage notamment en ce qui concerne le matériel de nettoyage anal (utilisation du papier de toilette ou utilisation de l'eau pour le nettoyage anal).

Dès fois, l'interface utilisateur fait d'office ouvrage de collecte et de stockage, c'est le cas notamment des systèmes d'assainissement secs ou les deux fonctions sont remplies par une

toilette sèche du type *Ventilated Improved Pit* (VIP) ou une toilette humide comme dans le cas de la toilette à siphon. Alors que dans d'autres cas, les deux sont séparées, ce cas se rencontre dans les toilettes à chasse mécanique avec fosse septique mais aussi dans le cas de la latrine VIP avec fosse déportée.

✓ **Vidange et transport**

Les boues de vidange, après avoir séjournées pendant un certain temps dans les ouvrages d'ANC, nécessitent d'être vidangées une fois que l'ouvrage est plein où elles doivent être transportées vers un site de dépotage pour subir un traitement final afin de les rendre inoffensif vis-à-vis de l'homme et de l'environnement. L'opération de vidange et de transport dépend d'un certain nombre de facteurs notamment la technologie elle-même de la vidange (vidange mécanique ou semi-mécanique, la vidange manuelle étant considérée comme une opération à haut risque ne sera pas considérée ici) qui est à son tour influencée par d'autres facteurs dont la disponibilité en voies routières et le prix de la vidange principalement, l'existence du site de dépotage et enfin le type d'ouvrage faisant l'objet de la vidange. Une bonne organisation des opérations de vidange constitue un des facteurs déterminants pour l'efficacité (du point de vue environnemental et sanitaire) de fonctionnement d'un système d'assainissement.

✓ **Traitement**

Contrairement aux autres éléments du système d'assainissement où la gestion et la mise en œuvre reviennent à la responsabilité des ménages de manière individuelle, le traitement des boues est organisé dans la plupart des cas de manière collective et concerne en principe une localité toute entière. Le traitement des boues nécessite donc qu'il y ait un site de dépotage aménagé et qui reçoit les boues vidangées dans les ménages des particuliers. Les options de traitement sont connues et documentées «Heinss & Strauss, 1999 ; Ingallinella *et al.* 2002 ; Klingel *et al.*, 2002 ; Strauss and Heinss, 1995» mais tous ne sont pas viables du point de vue sanitaire, économique et environnemental. Dans le contexte des pays en développement et en Afrique Subsaharienne en particulier, les difficultés liées à la disponibilité énergétique éliminent certaines options qui basent leur traitement sur l'utilisation de l'énergie. A propos de l'énergie, le défi actuel consiste à voir comment utiliser les déchets pour produire de l'énergie qui pourra soit être utilisée pour faire fonctionner les appareils de traitement de ces déchets ou tout simplement être injectée dans le circuit de distribution électrique de la ville. La notion de déchet-ressource doit être mise en avant pour tout projet de traitement, ce qui revient à étudier

en amont de tout traitement les voies de valorisation possibles de façon locale à l'échelle d'un quartier ou d'une ville. En plus de la valorisation énergétique, une valorisation matière produisant du compost est également intéressante ou encore un procédé qui combine les deux comme cela a été testé dans le cadre de cette étude (chapitre VII). Signalons enfin que toute valorisation quelle qu'elle soit, ne doit pas faire oublier que l'objectif premier de traitement est de promouvoir un bon état sanitaire et environnemental.

IV.2. Revue de la littérature

Un système d'assainissement pour être efficace doit faire partie intégrante des trois maillons de la chaîne, chacun des maillons utilise ses propres technologies. Les différentes technologies potentielles utilisées à l'heure sont connues, toutefois il n'y a pas de technologie qui s'adapte à toutes les situations, leur choix et leur agencement doivent tenir compte des conditions locales. Cela est plus vrai encore dans le contexte des pays africains où l'usage et l'existence de plusieurs technologies d'assainissement est une norme plutôt qu'une exception «*Letema et al., 2012*» et où les ménages ne sont pas accompagnés dans les démarches de mise en place des systèmes d'ANC ne fût-ce que techniquement (Moe & Rheingans, 2006). Plusieurs auteurs se sont intéressés à développer des approches permettant de choisir des systèmes d'assainissement pouvant être mis en place pour gérer les eaux usées produites au niveau du ménage. Ainsi Maurer *et al.* (2012) ont développé une matrice de compatibilité pour identifier des possibles combinaisons entre différentes technologies au sein de la chaîne d'assainissement. En effet, les auteurs ont procédé en deux étapes ; premièrement, ils ont fait un inventaire des alternatives technologiques qui peuvent être intégrées dans la chaîne d'assainissement (système d'assainissement) et cela à chaque maillon de la chaîne. Ensuite ils ont étudié la compatibilité entre les options technologies de maillons différents parmi toutes les technologies identifiées. La compatibilité étant définie comme la possibilité pour deux options technologiques des maillons différents de coexister dans un même système d'assainissement.

Loetscher et Keller (2002) ont mis au point un outil dit "SANEX" pour assister la communauté et les planificateurs dans l'évaluation des alternatives pertinentes en vue de mettre en place des systèmes d'ANC en tenant compte de la préférence et de la situation socio-économique des bénéficiaires. L'algorithme "SANEX" pour assister la communauté et les planificateurs dans l'évaluation des alternatives technologiques. Cet outil se base sur les préférences et la situation socio-économique des bénéficiaires; l'évaluation porte sur 83

alternatives technologiques d'assainissement ayant été inventoriées préalablement. Drangert (2005) puis Mara *et al.* (2007) se sont intéressés à la sélection des technologies d'ouvrages d'assainissement des pays en développement en basant leur sélection sur des algorithmes qui utilisent des critères d'abordabilité au niveau du coût, d'acceptabilité socio-culturelle, de faisabilité technique ainsi que d'une éventuelle réutilisation de la matière issu de ces ouvrages d'assainissement. Mara *et al.* (2007) considèrent le coût de l'ouvrage d'assainissement comme un critère à prendre en considération dans un premier temps dans le processus de planification de l'assainissement pour les pays en développement. Si le critère «coût de l'ouvrage» a son importance dans le choix des technologies d'assainissement, il ne faut pas non plus qu'il masque les considérations d'ordre sanitaire et environnemental que cet ouvrage est appelé à remplir. Niwagaba *et al.* (2006) dans une étude conduite en Ouganda, considèrent que pour la sélection des systèmes d'assainissement, l'information spécifique sur les préférences des utilisateurs est préliminaire. Ici aussi, il faut rester prudent et faire en sorte que les préférences des utilisateurs ne prennent pas le dessus sur la prise en compte des conditions physiques locales qui doivent en dernier ressort imposer les choix des décideurs dans un premier temps pour désigner les systèmes d'assainissement qu'il convient d'installer pour une région donnée. Katukiza *et al.* (2010) lors de la sélection des technologies d'assainissement pour un bidonville de Bwaise III en ville de Kampala (Ouganda), prennent en compte les critères qui concernent l'acceptabilité sociale, l'applicabilité du point de vue technique, physique, économique et institutionnel ainsi que le besoin de promouvoir la santé humaine et la protection de l'environnement. Suite aux contraintes physiques locales, notamment le fait que la nappe phréatique est peu profonde, les technologies d'assainissement ayant été identifiées par les auteurs comme appropriées dans le bidonville de Bwaise III sont la toilette à déviation d'urine et les latrines à biogaz. Le réseau décanté s'est révélé inapproprié à Bwaise III car dans le bidonville peu de ménages sont connectés au réseau d'adduction en eau et la moyenne de consommation d'eau s'élève à 18 L/hab./jour. À propos du réseau décanté (encore appelé réseau à faible diamètre), Mara et Alabaster (2008) & Paterson *et al.* (2007) affirment qu'il reste la seule alternative possible dans le cas des villes à densité élevée de la population et à faibles revenus. Or selon Isunju *et al.* (2011), dans les pays en développement, les localités de la ville à densité élevée de la population et à faibles revenus sont souvent des bidonvilles, où les gens dès fois ont un statut illégal d'occupation, manquent des services de base dont l'approvisionnement en eau et des voies routières, et de surcroit sont pauvres pour pouvoir se payer une prime de connexion au réseau d'assainissement même s'il existe. Schouten & Mathenge (2010) précisent par ailleurs que, les blocs sanitaires communautaires, si bien

construits et bien entretenus, offrent une opportunité d'améliorer les services d'assainissement dans les bidonvilles. Selon Letema (2012) ; Letema *et al.* (2012) & Oosterveer et Spaargaren (2010), le marché de l'assainissement dans les pays en développement est déterminé par les conditions socio-économiques qui y règnent ainsi que le capital et les coûts d'exploitations opérationnelles fortement limités. La réussite du marché d'assainissement dans ces conditions est tributaire à l'existence d'un mélange de structures d'assainissement (Figure 38) que les auteurs développent sous le vocable de "**Modernized Mixtures (MM)**", une méthode qui offre un cadre analytique pour identifier et mettre en place des solutions en assainissement adaptées aux contextes locaux. "MM" fonde ses principes sur l'intégration et l'inclusion des connaissances scientifiques, techniques et sociales lors de la conception des solutions en assainissement, donc sur les points de vue et les contributions des experts, des planificateurs et des utilisateurs finaux qui nécessitent d'être intégrés et combinés dans une solution hybride (Hendriksen *et al.*, 2012).

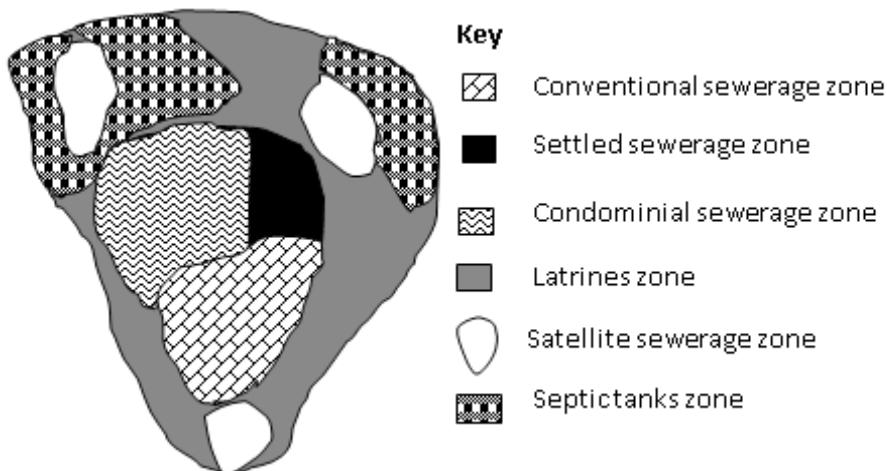


Figure 38 : Illustration d'une provision de mélange d'assainissement à l'échelle d'une ville (Letema *et al.* (2012)

Comme on le voit sur la figure 38 ci-dessus, pour une localité donnée, plusieurs technologies d'assainissement sont acceptées et tolérées, ce qui donne la chance à chacun des ménages de mettre en place une technologie selon les considérations d'ordre économique, sociale et culturelle. Signalons que le degré du mélange des structures d'assainissement dans certaines localités des pays en développement vont plus loin que ceux représentés par les auteurs sur la figure ci-dessus (surtout pour les villes où se côtoient plusieurs catégories de classes sociales). La réalité est telle qu'au sein d'une même rue, il n'est pas rare de trouver deux voire même trois types de technologie d'assainissement différents. La question qui se pose reste de savoir

si ces structures sont adaptées aux conditions locales et si elles respectent les normes sanitaires et environnementales.

L'applicabilité sur terrain de *Modernized Mixtures (MM)* comme d'ailleurs d'autres méthodes discutées plus haut mettant au premier plan les préférences des utilisateurs peut poser des problèmes dans la mesure où elles impliquent plusieurs acteurs qui n'ont pas les mêmes compétences dans le domaine de l'assainissement et de surcroit qui n'ont pas les mêmes préoccupations. Sans toutefois nier l'importance des utilisateurs finaux dans le processus de mise en place des systèmes d'assainissement et de leur bon fonctionnement, les associer à toutes les étapes de sélection des systèmes d'assainissement peut occasionner d'énormes complications ; tellement leurs connaissances dans le domaine de l'assainissement sont limitées pour co-décider sur les choix optimaux vis-à-vis de la complexité contraintes physiques sur terrain. Les utilisateurs finaux pourront être associés pour choisir les systèmes d'assainissement parmi ceux dont les experts en assainissement auront jugé efficaces sur base des critères techniques (nature du sol et niveau de la nappe, niveau d'approvisionnement en eau, espace disponible,...). C'est dire qu'en amont du processus de sélection, il y a tout un travail qui doit être fait par un ingénieur sanitaire qui propose des systèmes d'assainissement adaptés aux conditions locales. Après cette étape, les utilisateurs finaux peuvent alors être associés pour choisir des systèmes d'assainissement selon leurs préférences étant donné que l'usage de plusieurs technologies est accepté en Afrique subsaharienne. Cela constitue donc un défi à relever dans les pays africains, où la séparation du processus de mise en place des systèmes d'assainissement en deux étapes est l'un des moyens qui pourront être mis à contribution en vue de répondre aux préoccupations sanitaires et environnementales que pose le secteur d'assainissement aujourd'hui. Le présent chapitre tentera d'y répondre en proposant une méthodologie de la procédure de sélection des technologies devant faire partie des systèmes d'assainissement non collectif en montrant la part qui revient à l'ingénieur sanitaire et ce qui pourra être fait en sollicitant l'avis des utilisateurs finaux.

IV.3. Méthodologie de choix des systèmes d'assainissement non collectif

Le choix d'un système d'assainissement à installer au niveau du ménage est réalisé en tenant compte des exigences du milieu local, de la demande de la population, de la densité de population, du contexte et des pratiques locaux. Ces considérations peuvent être groupées en deux principales catégories de critères: les critères qui décrivent les caractéristiques de milieu

local et les critères qui décrivent les caractéristiques de la population (densité de la population, demande de la population, contexte et des pratiques locaux). La première catégorie de critères, donc celle qui décrit les caractéristiques du milieu local, sera utilisée pour choisir les technologies faisables techniquement à chaque maillon de la chaîne pour une zone donnée. Du fait qu'en Afrique subsaharienne et implicitement dans les pays en développement, l'utilisation de plusieurs technologies d'assainissement est acceptée (Letema *et al.*, 2012), la deuxième catégorie de critères pourra facilement être utilisée pour choisir les technologies à être utilisées par les ménages, technologies qui seront choisies parmi celles qui auraient été retenues lors de la première sélection sur base des critères qui décrivent les caractéristiques du milieu local. Par ailleurs, la sélection des technologies potentielles sur base des critères de la première catégorie mobilisent des compétences en ingénierie sanitaire et nécessitent des connaissances scientifiques approfondies en matière des technologies d'assainissement qui existent et qui sont utilisées à l'heure actuelle dans les pays en développement et cela à chacun des trois maillons de la chaîne. Pour une localité donnée, le travail consiste à identifier d'abord toutes les technologies réalisables techniquement sur base des caractéristiques physiques du milieu et qui soient en mesure de promouvoir un bon état sanitaire et environnemental des utilisateurs, après cela on pourra alors mobiliser les critères spécifiques aux caractéristiques de la population de la localité sous étude. Sachant que l'assainissement non collectif dans les pays en développement relève d'une démarche individuelle des ménages, la deuxième phase de sélection (sur base des caractéristiques de la population) se fera en prenant en compte, autant que possible, les désiderats des ménages.

Le présent chapitre va se limiter à choisir les technologies potentielles pour différents maillons de la chaîne d'assainissement sur base des critères de la première catégorie ainsi qu'à la construction des systèmes d'assainissement potentiels qui pourront être mise en œuvre pour une localité donnée en veillant à la compatibilité au sein d'un système d'assainissement entre diverses technologies de maillons différents. Ci-dessous, une série de critères à prendre en considération pour le choix des technologies propres à chaque maillon de la chaîne d'ANC selon les caractéristiques physiques du milieu.

IV.4. Critères de sélection des technologies d'assainissement

Les critères qui vont être considérés ici pour sélectionner les technologies d'assainissement selon les différents maillons de la chaîne d'ANC sont des critères qui permettent d'identifier les technologies adaptées localement du point de vue technique et environnemental. Ces critères regardent notamment la nature du sol et le niveau de la nappe phréatique, l'espace disponible au niveau de la parcelle, le niveau d'approvisionnement en eau, l'accessibilité en voie routière du ménage, la distance entre la localité sous étude et le site de dépotage des boues.

Ci-dessous une description des critères à prendre en considération pour le choix des technologies adaptées pour chaque maillon de la chaîne.

IV.4.1. Maillon amont

✓ **Perméabilité du sol**

Les technologies d'assainissement non collectif utilisent dans la plupart des cas le sol en place pour stocker, traiter et évacuer les eaux usées domestiques. Le coefficient de perméabilité (K) en milieu non saturé déterminé par la méthode Porchet (Montoroi *et al.*, 1986) donne une indication sur les possibilités de traiter les eaux usées par le sol en place. Trois cas de figure peuvent se présenter (Musy & Soutter, 1991) :

- Soit la valeur de la conductivité hydraulique est élevée ($K > 10^{-4}$ m/s), on a affaire à des sols très perméables qui présentent des risques élevés de contamination de la nappe phréatique. Ce cas est rencontré dans des sols constitués par le sable moyen à grossier.
- Soit la valeur de la conductivité hydraulique est faible ($K < 10^{-6}$ m/s), on a à faire à des sols avec une faible perméabilité qui vont s'opposer à toutes tentatives d'infiltration occasionnant ainsi une résurgence de l'effluent à la surface dans le cas où le traitement est basé sur la technique d'infiltration par le sol. Cette situation se rencontre surtout pour le cas des sols argileux limoneux ou des sols rocheux. Les sols rocheux, en plus qu'ils ne permettent pas l'infiltration d'effluents dans le sol vont s'opposer à tout creusement en profondeur dans le sol lors de la mise en place des ouvrages d'ANC.
- Le cas intermédiaire à ces deux cas extrêmes est celui où la valeur de la conductivité hydraulique (K) se situe entre 10^{-6} et 10^{-4} m/s. Si le niveau de la nappe le permet, les

technologies de traitement d'eaux usées basées sur l'infiltration des effluents dans le sol sont acceptées.

Le tableau 26 montre les valeurs de la conductivité hydraulique et la nature du sol correspondante (Musy & Souter, 1991).

Tableau 26 : Ordres de grandeurs de la conductivité hydraulique dans différents types de sols

K (m/s)	10^{-1}	10^{-2}	10^{-3}	10^{-4}	10^{-5}	10^{-6}	10^{-7}	10^{-8}	10^{-9}	10^{-10}	10^{-11}
Types de sols	Gravier sans sable ni éléments fin	Sable avec gravier, Sable grossier à sable fin	Sable très fin Limon grossier à limon argileux	Argile limoneuse à argile homogène							

✓ Niveau de la nappe

Les eaux usées infiltrées dans le sol représentent un danger de pollution dans le cas d'une nappe d'eau peu profonde. Lorsque la nappe phréatique est à moins de 2 m du point d'infiltration (fond d'une fosse ou de la tranchée d'infiltration par exemple), elle n'est pas compatible avec les technologies utilisant l'infiltration des eaux usées dans le sol ou présentant des risques de fuites (Lawrence *et al.*, 2001; Lewis *et al.*, 1982; Romero, 1970). Notons cependant que dans certaines villes, et notamment en Afrique, la nappe est déjà contaminée par de mauvaises pratiques qui ont perduré pendant des dizaines d'années et c'est alors sur l'adaptation des techniques de préparation d'eau potable prélevant sur ces nappes que les efforts devront être portés.

Les deux critères ci-dessus (perméabilité du sol et niveau de la nappe) doivent être évalués simultanément pour juger de l'aptitude du sol à l'infiltration et forment un seul critère appelé "*Sol perméable et nappe d'eau profonde*". On qualifie de sol perméable et nappe d'eau profonde, un sol ayant la conductivité hydraulique comprise entre 10^{-6} à 10^{-4} m/s dans la hauteur du sol correspondante à la zone active d'épuration (Alexandre *et al.*, 1998; Philip *et al.*, 2008), qui n'est pas rocheux ni fissuré ou susceptible d'être inondé et où la nappe phréatique se trouve à une profondeur d'au moins 2 m du point d'infiltration.

✓ Mode d'approvisionnement en eau

Les technologies d'assainissement non collectif peuvent être humides ou sèches. Les technologies humides nécessitent d'avoir de l'eau à la parcelle pour pouvoir fonctionner. Dans les pays en développement, il existe principalement deux modes d'approvisionnement en eau (Mara & Alabaster, 2008 ; Ridgley, 1989): le système où le ménage est connecté au réseau de distribution d'eau et possède un ou plusieurs robinets à domicile et le système où le ménage s'approvisionne par fontaine publique, un robinet qui se trouve à l'extérieur de la concession du ménage et qui est partagé par plusieurs ménages. Le critère nommé "*disponibilité de l'eau à la parcelle*" sera utilisé pour choisir le type de technologie appropriée selon le mode d'approvisionnement utilisé au niveau du ménage.

✓ Espace disponible à la parcelle

Les technologies d'assainissement non collectif nécessitent de l'espace aussi bien pour les installations de stockage d'excreta et des eaux usées ménagères (eaux de douche, de cuisine et de lessive) que pour celles chargées de traiter et d'évacuer l'effluent qui sort du traitement primaire. En effet, au minimum 2 m^2 d'espace sont exigés si l'installation de stockage d'excreta est une latrine genre *VIP* et 5 m^2 si c'est une fosse septique (PDM & pS-Eau, 2010). S'ajoute également l'espace que doit occuper l'installation destinée au traitement et à l'évacuation de l'effluent issu du traitement primaire où son dimensionnement est fonction du coefficient de perméabilité du sol (K) ainsi que du flux d'eaux usées à traiter; flux qui dépend des consommations d'eau par équivalent-habitat et du nombre de personnes connectées au système. Gril (1982) a établit un abaque de dimensionnement des épandages souterrain et superficiel qui définit le débit d'eaux usées ($\text{L.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$) admissible par surface du sol mouillé en fonction du coefficient de perméabilité "K" déterminé sur eau claire. Ainsi, pour des valeurs de "K" variant entre 1.1×10^{-6} - 1.39×10^{-4} m/s, le dimensionnement se fera sur base d'un débit d'eaux usées variant entre 10 - $50\text{ L.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ en cas d'épandage souterrain par tranchées filtrantes et entre 5 - $30\text{ L.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ en cas d'épandage superficiel (Gril, 1982). Le critère nommé "*espace suffisant à la parcelle*" déroulera des calculs qui tiennent compte des considérations précédentes et évaluera l'espace nécessaire aussi bien pour le stockage d'excreta et/ou des eaux usées ménagères que pour le traitement et l'évacuation de l'effluent prétraité.

✓ Statut foncier de la localité (légal ou illégal)

Lorsque le quartier n'est pas loti et que les ménages occupent la localité illégalement, les autorités de même que les habitants préfèrent généralement ne pas investir dans des

infrastructures en maisons d'habitation ou en systèmes d'assainissement qui pourraient être détruits en cas de formalisation du quartier. Les technologies d'assainissement développées dans ce chapitre, seront celles où nous considérons que les ménages possèdent un statut légal d'occupation. Pour proposer des systèmes d'assainissement adaptés à une localité donnée, le statut foncier est donc le premier critère qu'il faut considérer avant qu'on ne considère tout autre critère qui peut influencer le choix des systèmes d'assainissement à mettre en place.

IV.4.2. Maillon intermédiaire

Deux critères sont considérés par le maillon intermédiaire

✓ **Accessibilité et état de la voirie**

Les boues accumulées dans les installations de stockage d'excreta devront à terme subir une vidange. La vidange des boues peut se faire en utilisant, soit les technologies de la vidange mécanique exigeant des voies routières accessibles par voiture, soit les technologies de la vidange semi-mécanique n'exigeant pas de gros engins et qui peuvent être mises en œuvre dans des ruelles étroites et non carrossables (Still & Foxon, 2012; Tilley et al., 2008). Le critère nommé "accessibilité en voie routière" évalue la faisabilité entre ces deux types de vidange. La vidange manuelle comporte des risques sanitaires élevés (Nkansah, 2009) et n'est pas donc considérée comme une technologie adaptée et ne sera donc utilisée que sous certaines conditions notamment en cas d'utilisation des technologies types EcoSan.

✓ **Rayon d'action**

Le critère "*rayon d'action*" fait référence à la distance entre le site de dépotage des boues de vidange et l'installation à vidanger. Si le rayon d'action dépasse 0,5 km (Still & Foxon, 2012; Tilley et al., 2008), la vidange semi-mécanique n'est pas adaptée et il faudrait plutôt faire recours à la vidange mécanique utilisant un camion vidangeur, ou alors adopter une solution qui utilise un site de dépotage intermédiaire (appelé aussi station de transfert de boues) à partir duquel un camion vidangeur pourra venir charger les boues pour les acheminer vers le site de traitement final. Les stations de transfert sont aussi intéressantes même en cas de vidange mécanique si le rayon d'action dépasse 5 km (Still & Foxon, 2012). L'intérêt d'installer des stations de transfert de boues est de permettre une vidange de plusieurs fosses en une journée à un prix abordable et d'éviter autant que possible les dépotages clandestins (Nkansah, 2009).

IV.4.3. Maillon aval

Le maillon aval de l'ANC s'occupe du traitement des boues vidangées dans les ouvrages d'ANC. Contrairement aux deux maillons précédents (amont et intermédiaire) où la gestion concerne chaque ménage d'une façon individuelle, la gestion du maillon aval de l'ANC doit se faire à l'échelle d'un quartier ou d'une ville et elle est du ressort des pouvoirs publics ou d'une collectivité locale publique ou privée. La gestion des boues peut s'orienter vers un traitement conventionnel qui consiste à réduire leur caractère pathogène et polluant avant d'être rejetées dans le milieu naturel ou vers une voie de valorisation. Dans l'un ou l'autre cas, l'objectif premier est de préserver le milieu naturel et de répondre aux exigences de santé publique. Les critères qu'il faut prendre en compte pour choisir l'une ou l'autre technologie de traitement sont les besoins énergétiques, la surface nécessaire et les possibilités de valorisation des boues de vidange.

✓ **Besoins énergétiques**

Le critère "*besoins énergétiques*" fait référence aux besoins en matière d'énergie nécessaire pour faire fonctionner les ouvrages de traitement des boues.

✓ **Surface nécessaire**

Ce critère indique les besoins en terme du foncier pour l'implantation des sites de dépotage/ traitement des boues de vidange.

✓ **Possibilité de valorisation**

Les boues de vidange est un produit très hétérogène qui contient des quantités non négligeables en nutriments, en matière carbonée et en composés biodégradables et en bactéries, leur valorisation doit tenir compte des concentrations en ses divers composants notamment en composés biodégradables, mais également de la possibilité d'écoulement du produit formé. S'il s'agit d'une valorisation énergétique, il faut qu'il y ait des possibilités d'injection du courant produit dans le réseau de distribution ou de faire fonctionner les ouvrages de traitement en place. S'il s'agit d'une valorisation matière notamment en produisant du compost, il faut qu'à proximité il y ait des possibilités d'utiliser ce compost dans une agriculture urbaine ou maraîchère ou le cas échéant trouver un marché pour écouler le compost produit.

Les technologies du maillon aval sont à comprendre comme une succession de modules complémentaires, dont l'agencement et les combinaisons sont fonctions du niveau de traitement visé ou exigé. Le traitement peut se faire avec ou sans séparation liquide-solide ou encore on peut envisager un traitement conjoint avec les déchets solides ménagers.

IV.5. Sélection des technologies d'assainissement

La procédure qui est proposée consiste à recourir aux grilles de sélection (suite finie et non-ambiguë d'instructions permettant de donner la réponse à un problème), qui utilisent les critères qui viennent d'être développés au point IV.4 et dont la finalité est de proposer des technologies d'assainissement adaptées aux conditions locales pour chaque maillon de la chaîne. Les grilles de sélection présentent plusieurs sorties et à chaque sortie, des variantes technologies seront chaque fois inventoriées afin que les ménages puissent choisir celles qui leur conviennent selon les moyens dont ils disposent ou selon les considérations socio culturelles. Les technologies qui sont sélectionnées sont celles admises comme assurant un bon état sanitaire des utilisateurs et une protection de l'environnement. Une attention particulière va être accordée aux deux premiers maillons de la chaîne (amont et intermédiaire) dont la mise en œuvre et la gestion incombent directement aux ménages. Le maillon aval de l'ANC concerne beaucoup plus les pouvoirs publics et dépend de la politique adoptée par ces derniers pour la gestion des déchets en fonction de la réglementation en vigueur et des moyens mis en œuvre dans ce secteur. Toutefois, les critères sur lesquels pourra se baser le choix des technologies pour le maillon aval de l'ANC ont été inventoriés. La figure 39 présente la configuration générale du raisonnement adopté pour la sélection des technologies d'assainissement en fonction des critères propres à chaque maillon de la chaîne.

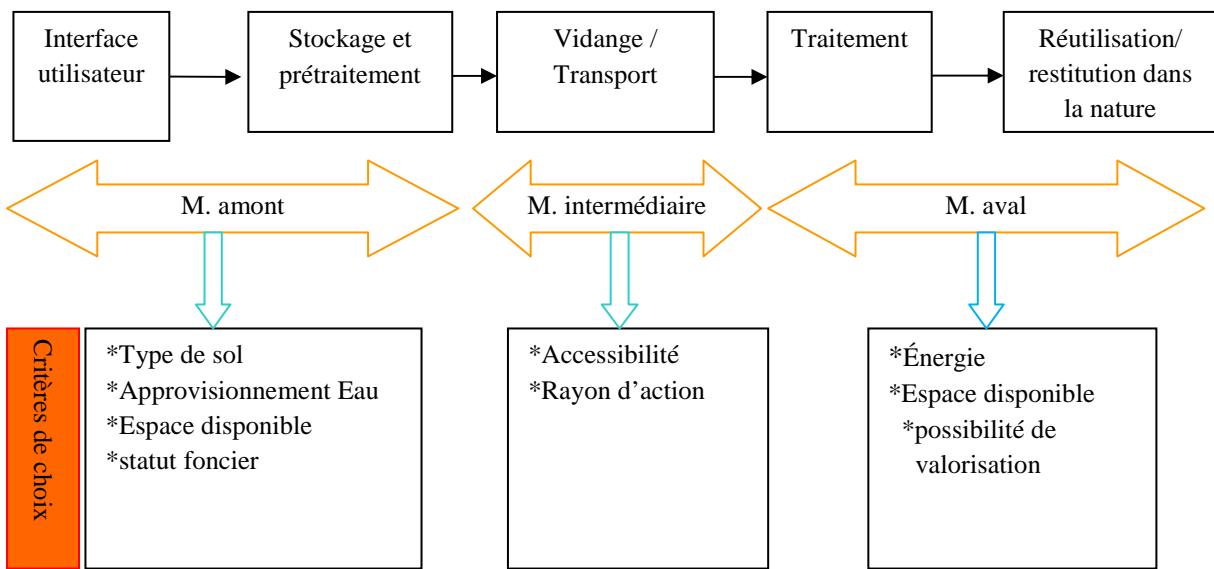


Figure 39 : Schéma générale d'un système d'assainissement et des critères à prendre en compte pour le choix de technologies

Pour le maillon amont, le critère «statut foncier» ne va pas être repris dans la grille de choix, nous considérons que les ménages de la localité où ces technologies seront implantées possèdent un statut légal d'occupation

IV.5.1. Grille de sélection pour le maillon amont

A chaque sortie de la grille de sélection est affecté un chiffre qui désigne les différentes technologies parmi lesquelles les utilisateurs peuvent par la suite opérer leurs choix selon les facteurs socio culturels et économiques propres à chacun. La grille de sélection est à lire de gauche à droite comme le montre la figure 40

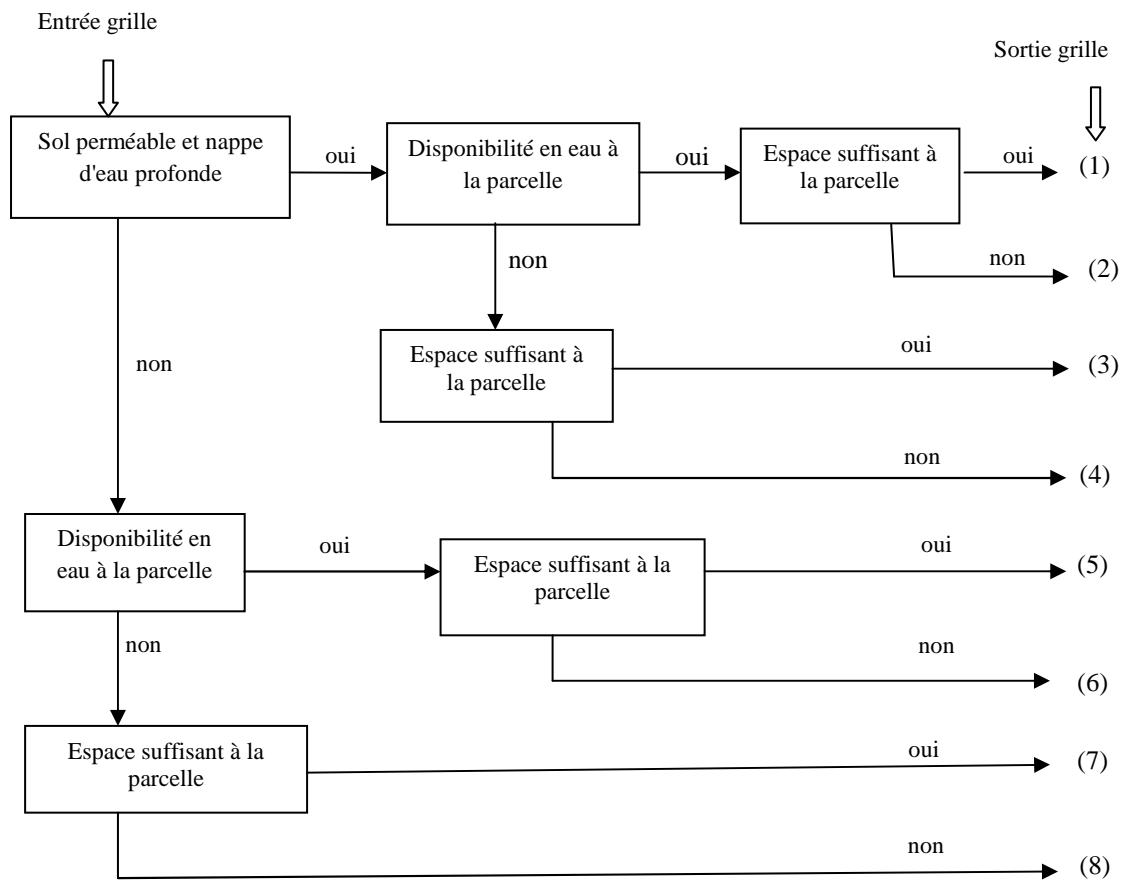


Figure 40 : Grille de sélection des technologies à installer au niveau du ménage

Les sorties, symbolisées par les chiffres allant de 1 à 8, correspondent aux différents cas de figure qu'on peut rencontrer sur terrain. Pour chaque cas de figure, des options technologies permettant la gestion d'excreta et des eaux usées ménagères sont proposées.

Ainsi :

(1) : Les ménages ont une gamme de choix beaucoup plus vaste étant donné que tous les critères sont favorables.

(1a) : Pour le stockage d'excreta, le choix se fera parmi les technologies suivantes : Simple ou double *VIP*, toilette à compost simple ou double, toilette sèche avec déviation d'urine, toilette à biogaz, toilette *aqua-privies*, latrine à siphon déportée ou pas, fosse septique.

(1b) : La gestion des eaux usées ménagères dépendra de l'installation que le ménage a prévu pour le stockage d'excreta : si c'est une fosse septique qui est utilisée, les excreta et les eaux usées ménagères sont envoyés dans une fosse septique toutes eaux tandis que dans les autres

cas, une muni fosse septique est à prévoir pour les eaux usées ménagères afin qu'elles se débarrassent des matières solides par décantation et des graisses par flottation.

(1c) : Le traitement de l'effluent qui sort de la fosse septique pourra se faire par épandage souterrain, étant donné que le sol est favorable à l'infiltration et que l'espace est suffisant à la parcelle. La surface requise pour ce traitement pourra être déterminée en se servant de l'abaque de dimensionnement établit par Gril (1982) qui définit le flux d'eaux usées admissible par surface de sol mouillé ($L.m^{-2}.J^{-1}$) en fonction du coefficient perméabilité.

(2): On a une contrainte d'espace à la parcelle pour l'implantation des technologies d'assainissement. Deux cas peuvent se présenter :

(2a) : Il y a de l'espace malgré qu'il ne soit pas suffisant pour contenir toutes les technologies d'assainissement. Dans ce cas, la priorité sera donnée d'abord aux installations de stockage d'excreta (on retrouve la situation décrite en (1a)), puis à celles destinées à stocker les eaux usées ménagères en cas d'usage des technologies sèches si l'espace disponible le permet et on se retrouve au cas (1b). L'effluent qui sort de traitement primaire pourra être évacué via un réseau décanté ou à défaut prévoir une fosse étanche qui stocke temporairement l'effluent décanté avant d'être évacué vers un site de traitement centralisé.

(2b) : Il n'y a pas d'espace ni pour les technologies de stockage d'excreta ni pour celles des eaux usées ménagères, la seule alternative possible dans ce cas est de mettre à disposition des ménages des blocks sanitaires communautaires et qui utiliseraient une des technologies décrites en (1a). C'est une situation qui se rencontre souvent dans les bidonvilles.

(3): Le ménage ne dispose pas de l'eau à la parcelle.

(3a): Les technologies sèches seront privilégiées pour le stockage d'excreta et seront choisies parmi: latrine VIP simple ou double, toilette à compost simple ou double, toilette sèche avec déviation d'urine. Si l'eau peut être obtenue facilement et que la source n'est pas loin du domicile du ménage, la toilette à siphon ou toilette *aqua-privies* pourront aussi convenir étant donné que pour ces technologies l'eau est ajoutée manuellement.

(3b) : Pour la gestion des eaux usées ménagères, une mini fosse septique est à envisager pour laisser décanter les matières solides et piéger les graisses contenues dans les eaux usées ménagères. L'effluent qui sort de la muni fosse septique pourra être traité et évacué par épandage souterrain.

(4) : Il n'y a ni eau au niveau de la parcelle ni de l'espace suffisant pour toutes les installations destinées au stockage et au traitement d'eaux usées et d'excreta. Deux cas peuvent se présenter:

(4a) : Il y a de l'espace mais pas suffisant pour toutes les technologies, la priorité sera donnée aux installations qui recueillent et stockent les excréta (cas 3a), puis à celles destinées au stockage des eaux usées ménagères qui pourra être soit une mini fosse septique connecté à un réseau décanté si dans la localité il y en a ou une fosse étanche qui nécessitera d'être vidangée régulièrement.

(4b) : Il n'y a pas d'espace du tout, on retrouve le cas 2a où le recourt aux blocs sanitaires communautaires est la seule alternative qui s'offre aux ménages.

Les sorties (5), (6), (7) et (8) sont des cas où le traitement des eaux usées par le sol en place n'est pas possible en raison soit : d'un sol rocheux ou argileux qui s'oppose à toute tentative d'infiltration, d'un sol sableux ou fissuré, donc très perméable augmentant dans ce cas le risque de contamination de la nappe phréatique ou encore d'une nappe peu profonde ou d'un sol inondé à une certaine période de l'année.

En sortie (5), mise à part le critère "*sol favorable et nappe d'eau profonde*", les autres critères sont favorables. En fonction des situations qu'on peut rencontrer sur terrain, le problème peut être décomposé de la manière suivante:

(5a) : Cas où le sol est rocheux, il n'y a pas moyen de creuser en profondeur et les eaux usées et effluents ne peuvent pas non plus s'infiltrer dans le sol, les installations de stockage d'excreta à mettre en place seront prioritairement celles qui ne nécessitent pas de l'eau pour fonctionner (afin de limiter autant que possible la quantité d'eaux usées à évacuer) et qui sont peu profondes ou construites hors sol. Le choix se fera parmi toilette sèche avec déviation d'urine surélevé, la toilette à compost simple ou double surélevé ou la toilette à biogaz surélevé. L'option la moins chère pour la gestion des eaux usées ménagères serait de les évacuer via un réseau décanté précédé d'un dégraisseur étant donné que le terrassement de la fosse septique se révèle difficile dans le cas d'un sol rocheux. L'autre option pourrait consister à stocker temporairement les eaux usées ménagères dans une fosse peu profonde et de procéder régulièrement à leur vidange pour les transporter vers un site de traitement centralisé.

(5b) : Cas où le sol est argileux, sableux ou fissuré. Pour tous ces cas, l'infiltration des eaux usées par le sol est à proscrire. En cas de sol argileux, toute tentative d'infiltration est vaine car le sol en place s'y opposerait et en cas de sol fissuré ou sableux, les risques de pollution de la nappe phréatique est élevé. Les installations de stockage d'excreta à préconiser dans les deux cas sont celles fonctionnant sans eau comme la toilette avec déviation d'urine ou toilette à compost ou encore des installations étanches en l'occurrence la fosse septique ou *l'aqua-privies*. Dans le cas où la fosse septique est utilisée, les eaux usées ménagères y sont traitées en même temps que les excreta alors que dans les autres cas, il faudrait prévoir une muni fosse septique destinée à recevoir les eaux usées ménagères. Pour traiter l'effluent qui sort de la fosse septique, un réseau décanté est le plus souhaitable, si non il faudrait préconiser leur traitement par un sol reconstitué comme par exemple un filtre à sable ou un tertre d'infiltration non drainés dimensionnés en suivant les mêmes règles que celles adoptées pour l'épandage souterrain. Dans le cas où ni l'un ni l'autre ne sont pas faisables techniquement, une fosse étanche est à prévoir pour stocker temporairement l'effluent avant son transport vers un site de traitement centralisé.

(5c) : Cas où la nappe phréatique est peu profonde ou cas où le sol est inondable. Dans le cas d'une nappe peu profonde, le choix s'orientera vers les technologies de stockage d'excreta moins profondes. Elles pourront être soit une toilette double à compost ou toilette double avec déviation d'urine en veillant à ce que le toit de la nappe phréatique reste situer à au moins 2 m du fond de l'ouvrage ou encore faire recourt aux ouvrages étanches comme la fosse septique ou *aqua-privies* installés au dessus de la nappe phréatique. Si le sol est inondable, on se limitera à l'usage exclusif des ouvrages hors sol dont notamment la toilette double à compost surélevé et la toilette avec déviation d'urine entièrement hors sol. Du fait que le ménage dispose de l'eau à la parcelle, la quantité d'eaux usées produite risquera d'augmenter et leur gestion devient alors problématique. La seule alternative possible et qui ne comporte pas de risque est de les évacuer via un réseau décanté.

Pour les sorties (6), (7) et (8), en plus des contraintes signalées à la sortie (5) s'ajoute celles liées au manque d'espace pour la sortie (6), au manque d'eau pour la sortie (7) et au manque à la fois de l'eau et de l'espace pour la sortie (8). Pour ces trois dernières sorties, les installations sèches et construites hors sol seront privilégiées pour le stockage d'excreta. Il pourrait s'agir soit de la toilette sèche avec déviation d'urine soit de la toilette double à compost. En sortie (6), malgré la disponibilité de l'eau à la parcelle, l'usage d'installations humides est à éviter étant donné qu'il n'y a pas assez d'espace à la parcelle pour la gestion d'eaux usées produites

en plus des contraintes liées à la nature du sol. Pour les sorties (6) et (8), en cas de manque exagéré d'espace, il faut faire recourt aux blocs sanitaires communautaires qui pourront soit être de la toilette sèche avec déviation d'urine soit de la toilette double à compost également construites hors sol.

La gestion des eaux usées ménagères pour ces trois sorties peut se faire via un réseau décanté ou prévoir une fosse étanche en vue de leur stockage temporaire dans le cas où le sol n'est pas inondable.

IV.5.2. Grille de sélection pour le maillon intermédiaire

Pour le choix des technologies de vidange et de transport des boues vers un site de traitement, deux critères vont être pris en compte à savoir l'accessibilité du ménage en voie routière et le rayon d'action qui spécifie la distance entre le ménage et le site de dépotage des boues de vidange.

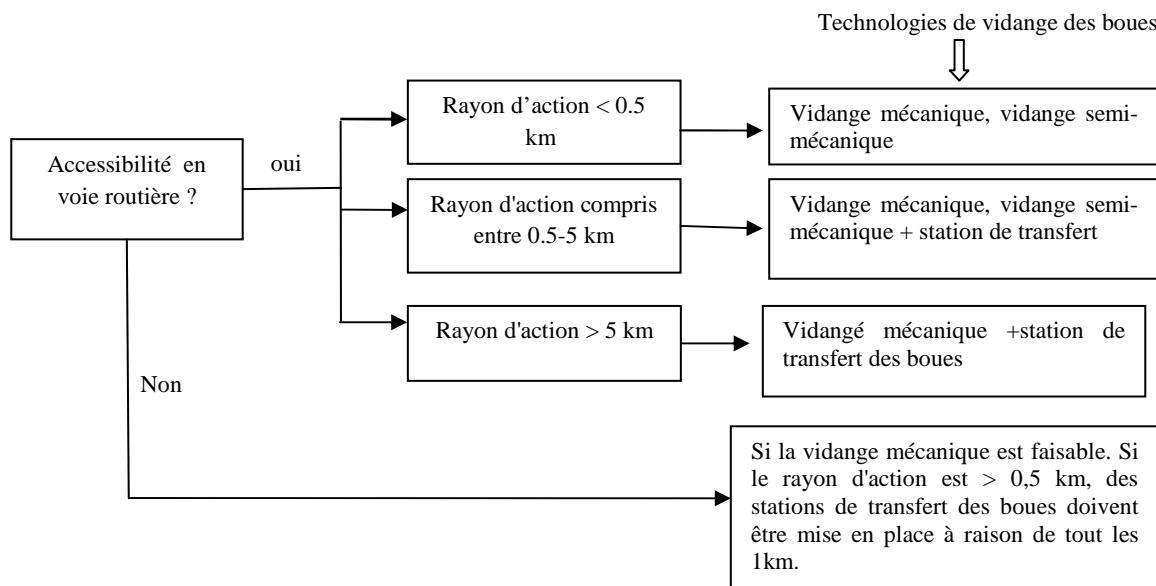


Figure 41 : Grille de sélection des technologies de vidange des boues

Une fois que l'installation de stockage d'excreta est pleine, deux alternatives s'offrent aux ménages, soit creuser une nouvelle fosse en bouchant l'ancienne (s'il y a assez d'espace à la parcelle) ou soit procéder à une vidange des boues pour continuer à l'utiliser. En cas de vidange, il convient d'évaluer la faisabilité pratique entre une vidange mécanique utilisant un engin à moteur et une vidange semi-mécanique pour une localité donnée, la sélection étant basée sur les deux critères définis ci-dessus. La vidange manuelle n'est pas considérée comme

une technologie envisageable car elle comporte des risques sanitaires pour les vidangeurs, les habitants du ménage et le voisinage et en plus, elle aboutit au dépotage sauvage des boues, ce qui constitue un problème majeur autant pour la pollution des eaux de surface ou souterraines que de santé publique. La vidange manuelle ne devrait être autorisée que dans certains cas où les boues sont stabilisée et ne comportent pas des risques liés à leur manipulation ou leur gestion (cas d'utilisation de la toilette sèche avec déviation d'urine, de la toilette double à compost ou toilette VIP à double fosse). La vidange mécanique n'est envisageable que si la localité est accessible par voiture sinon on fera recours à la vidange semi-mécanique qui elle peut être mise en œuvre dans des ruelles. Toutefois, la vidange semi-mécanique est applicable si le rayon d'action ne dépasse pas 0,5 km, au cas contraire, une station de transfert des boues, accessible par voiture, serait à prévoir où un camion de vidange mécanique viendrait récupérer les boues pour les emmener au site de traitement final. Aussi, une station de transfert des boues reste utile pour le cas des grandes villes ne disposant que d'un seul site de traitement de boues même dans des cas où la vidange mécanique est possible, généralement un rayon de 5 km est pris comme référence pour ce dernier cas.

Signalons que pour des localités non accessible en voiture et dont le rayon d'action est au-delà de 0,5 km par rapport au site de dépotage des boues et qu'il s'avère impossible d'implanter une station de transfert des boues pour ces localités, il faudrait retourner en arrière sur la grille de sélection des technologies de stockage d'excreta et voir si on ne peut pas proposer aux ménages concernés, les installations pour lesquelles la manipulation des boues occasionne moins de risques sanitaires comme la toilette double à compost ou encore la toilette sèche avec déviation d'urine.

IV.6. Configuration des systèmes d'assainissement non collectif

Deux sortes de système d'ANC (systèmes humides ou secs) peuvent être installées par les ménages pour traiter les eaux usées. Les configurations qui sont présentée sur les figures 42 et 43 prennent en compte les trois maillons de la chaîne d'assainissement. Ces configurations diffèrent selon que le système qui doit être installé est humide ou sec et tiennent compte de la variabilité des conditions du milieu locales comme cela a été montré lors de la sélection des technologies d'assainissement par les grilles de sélection. La configuration de ces systèmes d'assainissement est à comprendre comme le résultat des technologies qui auraient été retenues au point IV.5 pour une localité donnée et devrait répondre aux préoccupations des

ménages. C'est à ce niveau que les critères en rapport avec les caractéristiques de la population (dont nous avons parlé précédemment) vont intervenir.

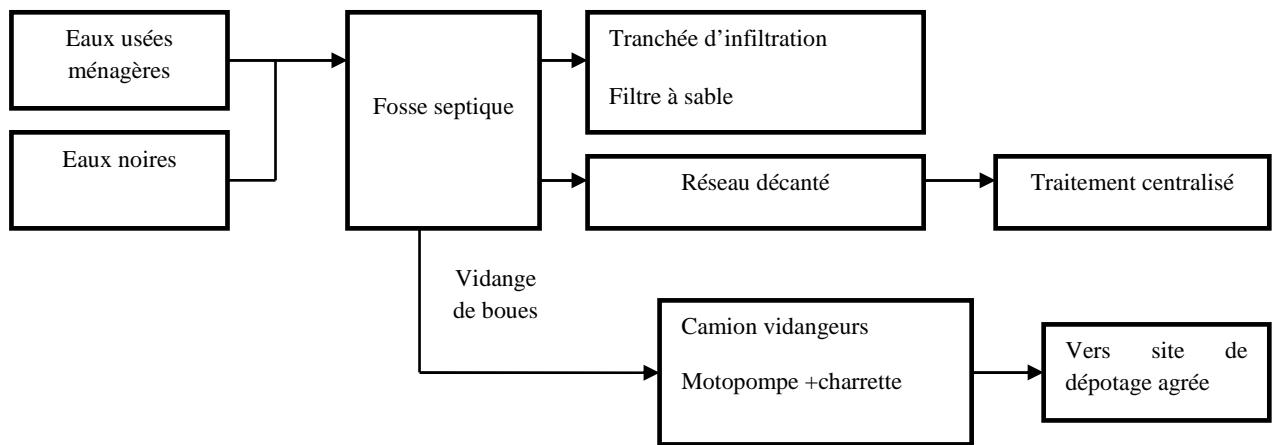


Figure 42 : Configuration des systèmes d'assainissement: cas des systèmes humides

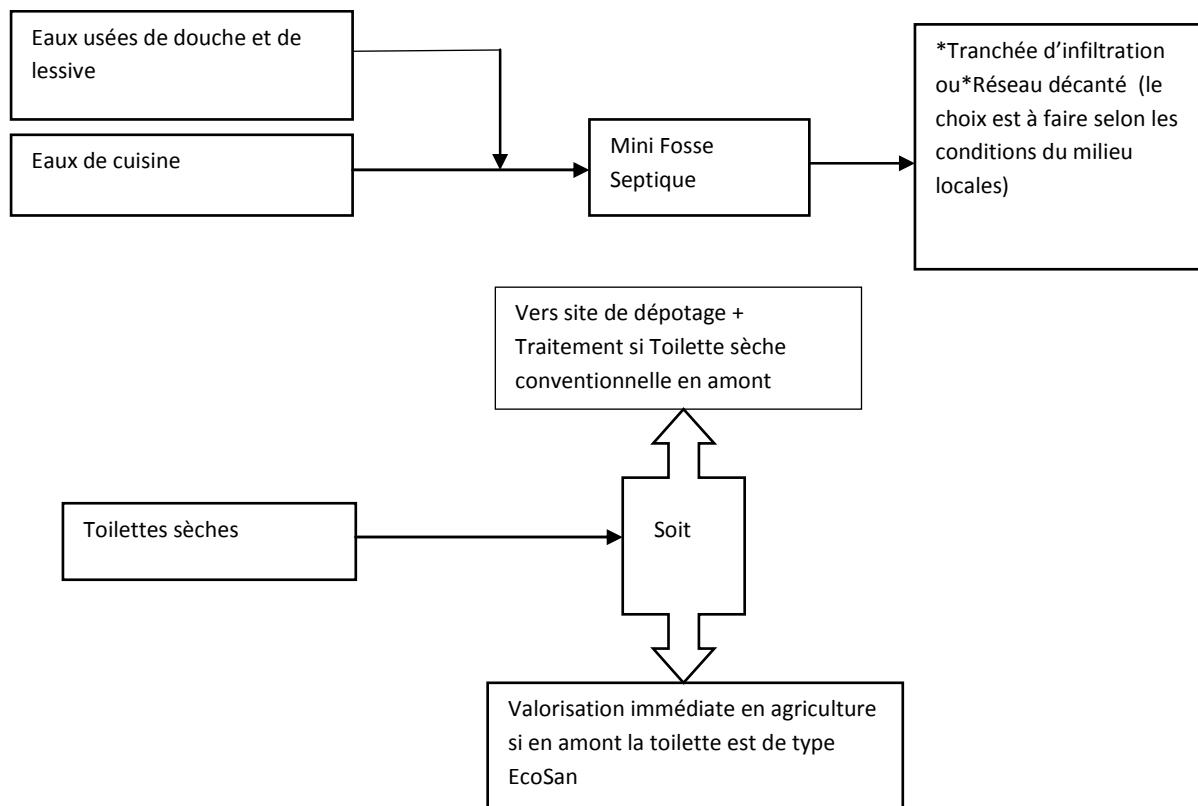


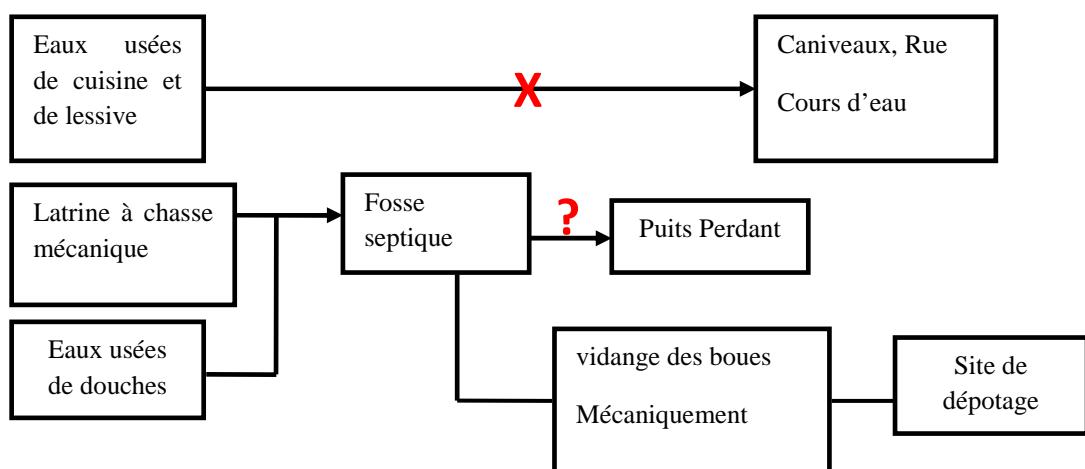
Figure 43 : Configuration des systèmes d'assainissement: cas des systèmes secs

IV.7. Quid de la ville de Bujumbura?

IV.7.1. Systèmes d'assainissement non collectif en ville de Bujumbura

L'assainissement non collectif dans les pays en développement pose des problèmes non seulement sur le choix des technologies adaptées localement mais aussi sur l'agencement de ces technologies au sein d'un système d'ANC. Comme il a été déjà précisé, un système d'assainissement doit en principe faire partie intégrante des trois maillons de la chaîne d'assainissement non collectif et représente une succession logique et compatible de différentes technologies. Aux figures 44, il est montré les différents systèmes d'assainissement rencontrés en ville de Bujumbura, les configurations de ces systèmes d'assainissement ne sont pas conformes du point de vue sanitaire et environnemental. Elles représentent des exemples de ce qu'il ne faut surtout pas faire lors de la mise en place des systèmes d'ANC. Elles sont montrées ici pour des raisons didactiques afin de comprendre les erreurs qui sont commises et qui devraient être corrigées en se référant aux configurations des systèmes d'assainissement établis aux figures 42 et 43.

(a) système humide

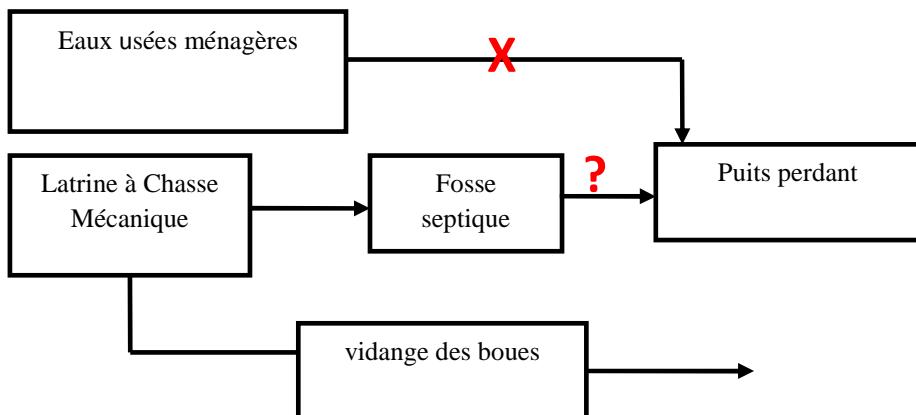


Légende :

X : Non conforme à la réglementation

? : La réglementation l'autorise ou reste muette mais comporte des risques sanitaires et environnementaux

(b) système humide (bis)



(c) système sec

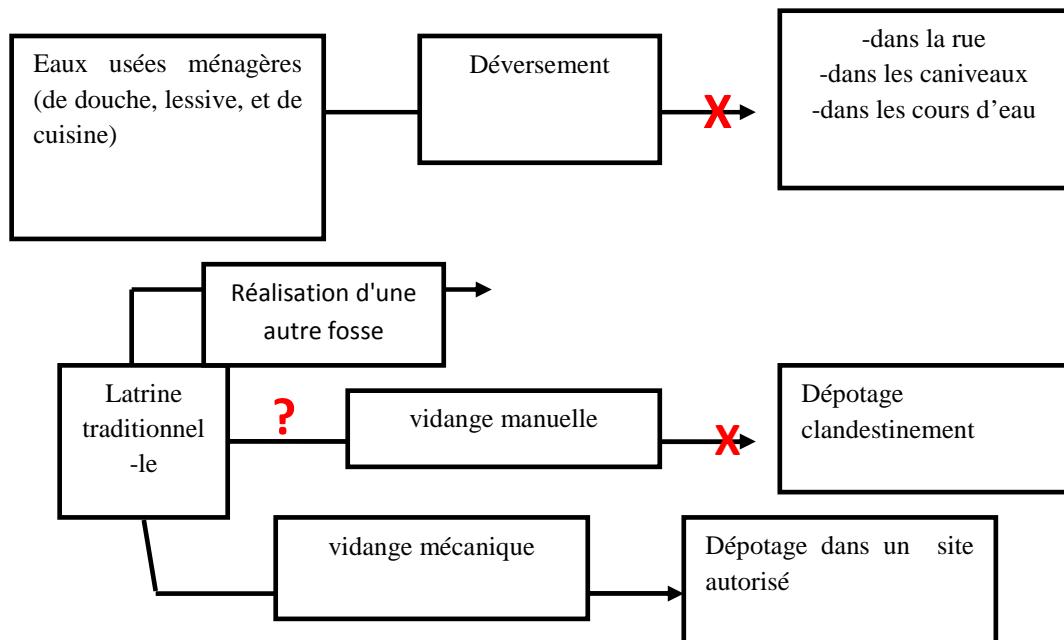


Figure 44 : Systèmes d'assainissement rencontrés en ville de Bujumbura

IV.7.2. Évaluation des systèmes d'assainissement non collectif en ville de Bujumbura

Nous allons discuter de deux critères jugés pertinents parmi ceux qui ont été présentés précédemment comme étant des critères sur lesquels se base le choix des technologies d'assainissement. Il s'agit du critère concernant la «nature du sol et niveau de la nappe phréatique» (critère du maillon amont) ainsi que celui en rapport avec le «rayon d'action» entre le site de dépotage et la localité sous étude (critère du maillon intermédiaire). Ces deux critères sont pertinents non pas qu'ils sont plus importants que les autres mais tout simplement parce qu'ils ne sont pas facilement perceptibles par les usagers comme ceux concernant

l'approvisionnement en eau ou l'accessibilité en voies routières mais aussi par le fait qu'ils nécessitent la mise à contribution d'un spécialiste pour leur évaluation. Il a été constaté que lors de la mise en place des systèmes d'assainissement que ça soit dans la ville de Bujumbura ou dans d'autres villes des pays en développement, ces deux critères sont souvent ignorés ou sous-estimés. Les raisons à cela sont que les pays en développement souffrent d'un manque de planification en matière d'assainissement spécialement en assainissement non collectif, l'acquisition et l'exploitation des données pour ces critères nécessitent une spécialisation qui n'est pas à la portée des ménages (étant donné que la gestion de l'ANC revient sous la responsabilité des ménages dans un premier temps).

Pour ces deux critères, des données préliminaires sur lesquelles on peut se baser pour décider des systèmes d'assainissement à mettre en place en ville de Bujumbura ont été obtenues. Malgré que ces données ne soient pas suffisantes pour le moment en vue de donner une image fidèle de la cartographie des systèmes d'assainissement qu'il convient d'installer dans la ville de Bujumbura sur base de ces deux critères, elles ont néanmoins le mérite d'orienter le planificateur et les ménages la direction qu'il faut prendre et insistent où il faut faire attention dans le cas spécifique de la ville de Bujumbura.

IV.7.2.1. Nature du sol et niveau de la nappe phréatique

La nature du sol ainsi que le niveau de la nappe phréatique sont des informations très utiles pour décider du système d'assainissement qu'il faut proposer pour une localité donnée. Des données sont disponibles pour donner de telles informations dans le cas de la ville de Bujumbura. Il s'agit des forages réalisés par ROBUKO (Entreprise des travaux de génie civil et d'hydraulique), des résultats repris dans les travaux de HAKIZA (2002) et de MEEATU (2013) ainsi que des visites de terrain que nous avons faites lors de l'enquête ménage et des routages des camions vidangeurs que nous avons réalisés.

Sur la figure 45, il est présenté les données de cinq forages réalisés par ROBUKO en ville de Bujumbura et la figure 46 montre les endroits où ces forages sont localisés en ville de Bujumbura ; ces forages décrivent la succession des couches du sol en fonction de la profondeur et montrent à quel niveau se trouve la nappe phréatique.

F1 : Kinindo (Kibenga) De 0-1m : Sol sableux 2-17m : Gravier brunâtre 17-29m : Sable brunâtre 29-46m : Quartz Le niveau de la nappe est à 5 m de la surface du sol.	F2 : Kinindo De 0-2m : Sol argileux grisâtre 2-8m : Sable fin grisâtre 8-14m : Sable grossier 14-23m : Argile grisâtre 23-32m : Sable brun 32-44m : Sable argileux 44-50m : Sable grossier Le niveau de la nappe est à 23 m de la surface du sol.	F3 : industrielle (Getra) De 0-2m : Sol argileux 2-5m : Argile brunâtre 4-14m : Sable grossier brunâtre 14-29m : Argile brunâtre 29-38m : Sable brunâtre 38-49m : Argile brunâtre 49-53m : argile brun grisâtre Le niveau de la nappe est à 50 m de la surface du sol.
F4: Gihosha (Évêché) De 0-1m : Sol 1-2m : Sable grossier brunâtre 2-11m : Sable grossier brunâtre 11-32m : Argile brunâtre 32-74m : Sable brunâtre Le niveau de la nappe est à 35 m de la surface du sol.	F5 : Kamenge (Gasenvi) De 0-2m : Sol noir 2-5m : Argile 5-14m : Sable fin brunâtre 14-32m : Argile brunâtre 32-59m : sable fin brunâtre Le niveau de la nappe est à 8 m de la surface du sol.	

Figure 45 : Profils géologiques des forages et niveau de la nappe phréatique

Hakiza (2002), sur une étude faite dans la plaine de la basse Rusizi (où une partie de la ville est située), montre que la conductivité hydraulique varie entre $1,1 \times 10^{-4}$ à $2,2 \times 10^{-2}$ m/s et qu'au bord du lac, la nappe phréatique est à moins de 10 m de la surface du sol. MEEATU (2013) montre que dans les zones basses de la ville constituées par la commune de Buterere (au nord ouest de la ville) ainsi que la partie centre et sud de la ville qui longent le lac Tanganyika, la nappe phréatique est relativement peu profonde. La profondeur de la nappe phréatique diminue logiquement au et à mesure qu'on s'approche du lac de même que l'augmentation de la perméabilité. Le même auteur a fait une enquête auprès des ménages des communes Buterere, Kamenge et Kinama concernant l'estimation de la nappe phréatique, les résultats sont tels que la profondeur de la nappe varie entre 1,4 m et 8,3 m en commune Buterere, entre 2,3 m et 5,1 m dans deux quartiers de la commune de Kamenge et 2 m et 10 m dans certains quartiers de la commune de Kinama.

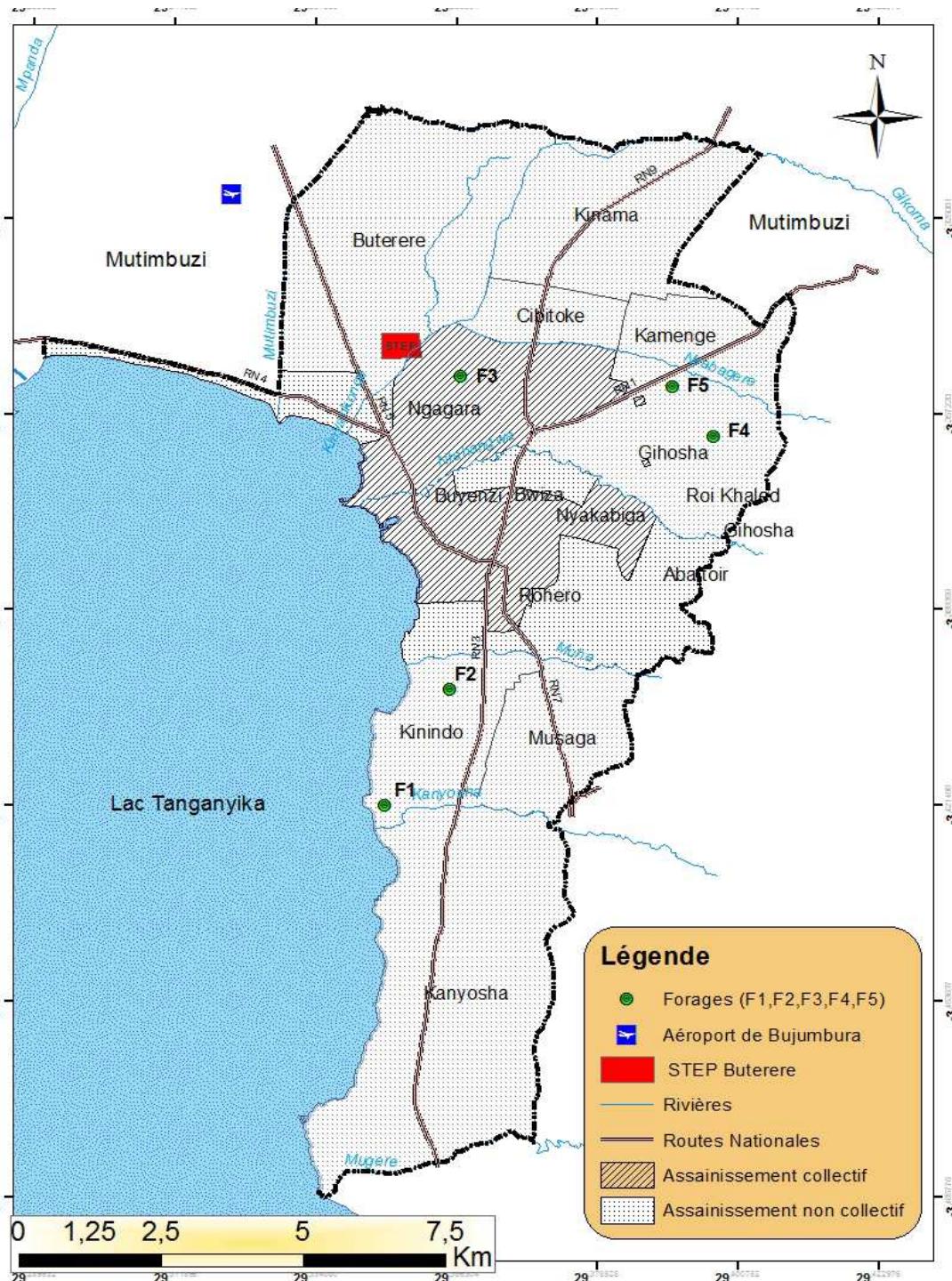


Figure 46 : Localisation des forages en ville de Bujumbura

Les visites effectuées lors de nos enquêtes ménages dans le quartier Carama de la commune de Kinama, un quartier nouvellement loti, composé principalement par les catégories sociales de haut et de moyen standing, ont mis en évidence que ce quartier court un risque sanitaire et environnemental élevé suite à un sol argileux qui s'oppose à toute tentative d'infiltration de l'effluent en provenance de la fosse septique. Pour faire face à cette situation, certains des

ménages envoient les effluents qui sortent de la fosse septique (étant donné que le puits perdant qui fait suite à la fosse septique est déjà colmaté) ainsi qu'une partie des eaux usées ménagères non prises en charges par la fosse septique directement dans les caniveaux qui transportent l'eau pluviale tel que cela apparaît à la figure 47.



Figure 47 : Déversement des eaux usées dans le caniveau d'eau pluviale du quartier Carama (commune Kinama)

D'autres, qui n'adhèrent pas à l'option d'envoyer tous les eaux usées et effluents dans le caniveau, vidangent leurs fosses septiques une fois tous les trois mois (ce qui pèse lourd sur les économies du ménage) alors que dans les conditions normales de fonctionnement, la fréquence de vidange d'une fosse septique est en moyenne de trois ans ou plus. Les problèmes que pose le disfonctionnement des fosses septiques du quartier Carama sont mis en évidence sur les données de la figure 48 ainsi que celles du tableau 27 où sur la totalité des boues vidangées en commune de Kinama, plus de 70% cette quantité proviennent dans le seul quartier de Carama, un des 13 quartiers qui constituent cette commune de Kinama. Les quantités des boues de vidange enregistrées à la STEP Buterere provenant dans ce quartier dépassent même les quantités provenant dans certaines communes de la ville de Bujumbura comme cela se remarque au tableau 27. Les résultats du tableau 27 et de la figure 48 témoignent à suffisance le disfonctionnement des fosses septiques installées dans le quartier Carama, disfonctionnement imputable à la nature du sol argileux qui s'oppose à l'infiltration d'effluents qui sortent de la fosse septique. Le cas du quartier Carama est exemple parmi tant d'autres où il se remarque un problème de disfonctionnement des ouvrages d'assainissement dû la non prise en compte des critères locaux pour la mise en place d'une technologie d'assainissement.

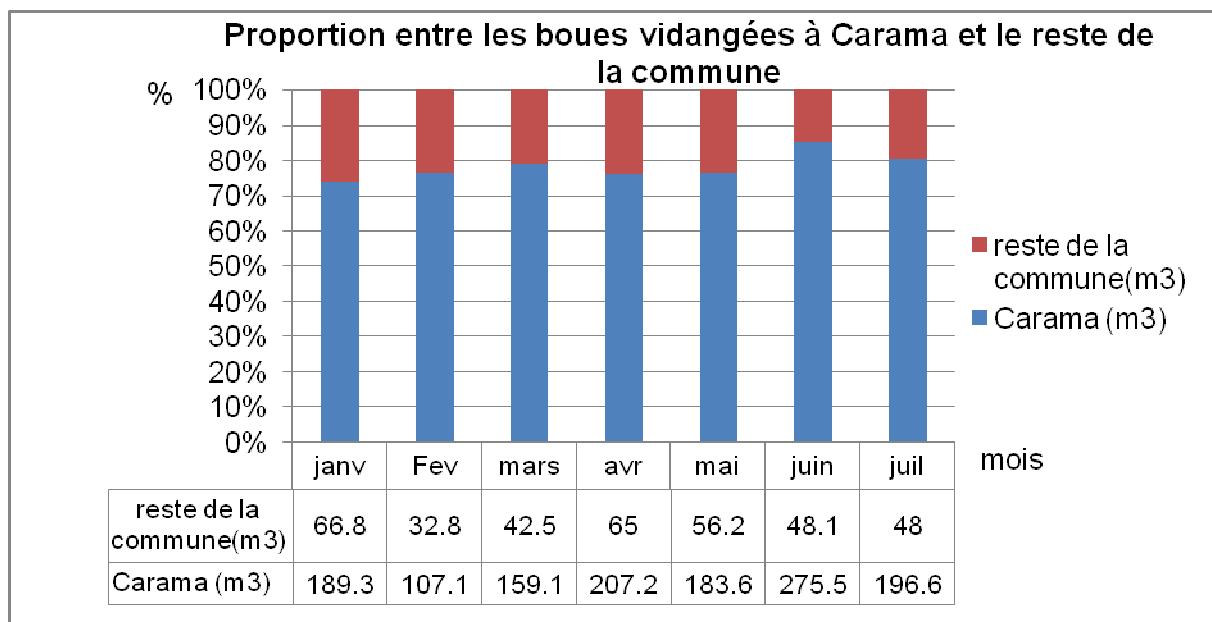


Figure 48 : Boues vidangées en Commune Kinama: proportion entre le quartier Carama et le reste de la commune Kinama (de janvier- juillet 2013)

Tableau 27 : Quantité des boues dépotés à la STEP de Buterere dans la période de janvier-juillet 2013

Qnté vidangée/commune en m ³ /mois	Quantité vidangée dans un seul quartier								Reste de la commune Kinama
	Buterere	Cibitoke	Kanyosha	Gihosha	Musaga	Kinindo	Kamenge	Q. Carama	
janvier	16,00	99,30	92,60	149,60	67,80	121,90	300,90	189,30	66,80
février	7,40	126,90	39,30	138,90	39,50	64,70	256,00	107,00	32,80
mars	9,00	115,90	68,90	132,50	68,10	100,40	282,20	159,10	42,50
avril	13,40	111,90	68,40	184,40	43,70	79,50	203,10	207,20	65,00
mai	31,60	145,80	31,10	117,70	48,30	96,50	317,20	183,60	56,20
juin	14,10	116,60	45,80	126,80	86,80	62,60	277,10	275,50	48,10
juillet	28,10	102,10	80,60	65,10	85,50	115,10	266,10	196,60	48,00
Total sur 7 mois	119,60	818,50	426,70	915,00	439,70	640,70	1902,60	1318,30	359,40
moyenne/mois	17,09	116,93	60,96	130,71	62,81	91,53	271,80	188,33	51,34
population/Commune	28 371	50 899	59 181	39 503	43 735	21 920	50 070	49 776	

Les données reprises sur la figure 48 et le tableau 27 constituent également une preuve que les systèmes d'assainissement installés dans le quartier de Carama constitués principalement par la fosse septique suivie d'un puits perdant ne sont pas viables du point de vue sanitaire et environnemental et pire encore, ce sont des systèmes qui reviennent chers aux ménages, du fait que la fréquence de vidange des fosses septiques est trop élevée (moyenne de trois mois). Un réseau décanté pour ce quartier serait adapté étant donné que la commune de Kinama où ledit quartier est implanté, est non loin de la station d'épuration actuelle (STEP Buterere) et que les ménages disposent déjà des fosses septiques qui peuvent assurer la décantation des matières solides.

Les résultats des forages ci-dessus montrés surtout pour les forages F₁ et F₂ ainsi que les travaux de Hakiza (2002) et ceux de MEEATU (2013) nous amènent à soupçonner un risque élevé de pollution de la nappe phréatique dans les zones constituées par la commune de Buterere, et toute la partie qui longe le lac Tanganyika à savoir les communes de Kinindo, de Kanyosha et une partie de la commune Rohero. Dans ces zones, la nature du sol varie de perméable à très perméable (K variant entre 10^{-4} - 10^{-2} m/s) et la nappe phréatique y est peu profonde. Il convient de rappeler qu'en ville de Bujumbura, les systèmes d'assainissement non collectif qui sont installés sont des systèmes basés sur l'infiltration des effluents et des eaux usées dans le sol. Ces systèmes sont constitués principalement soit par une fosse septique suivie du puits perdant ou une latrine traditionnelle à fond perdu non étanche. Le problème de pollution de la nappe phréatique dans la partie qui longe le lac Tanganyika est préoccupant étant donné que ce lac est utilisé pour l'approvisionnement en eau potable de la ville de Bujumbura et des ses environs.

IV.7.2.2. Rayon d'action

La figure 50 montre les distances entre le site de dépotage (station d'épuration de Buterere) et les différentes localités de la ville de Bujumbura. Les zones à assainissement non collectif en ville de Bujumbura sont principalement divisées en deux groupes, une zone constituée par les communes du nord de la ville (Buterere, Cibitoke, Kinama, Kamenge et Gihosha) et une zone constituée par les communes du sud de la ville de Bujumbura (Kanyosha, Kinindo et Musaga). La zone située au centre de la ville utilise principalement l'assainissement collectif malgré que ce ne soit pas toute la zone. La ville de Bujumbura dispose d'un seul site de dépotage des boues vidangées dans les ouvrages d'assainissement non collectif (STEP Buterere). Ce site est situé au nord-ouest de la ville de Bujumbura à cheval entre la commune

de Ngagara et de Buterere. Afin de voir l'effet de l'éloignement du site de dépotage sur la quantité des boues acheminées à ce site, un suivi sur une période de 7 mois de la quantité des boues amenées à la station de dépotage en provenance des différentes communes de la ville de Bujumbura a été réalisé. Il faut signaler que jusqu'à présent les boues qui sont amenées à la station sont celles qui sont vidangées mécaniquement par des opérateurs de vidange ayant signés un contrat avec les SETEMU, entreprise publique qui gère la station d'épuration de Buterere. La figure 49 présente les quantités dépotées à la station en L/hab./mois pour différentes communes à assainissement non collectif. On remarque que les communes de Buterere, Kanyosha et Musaga se caractérisent par une faible quantité des boues qui arrivent au site de dépotage comparativement aux autres communes. L'explication qu'on pourrait donner à cet état de choses nécessite d'abord de situer chaque commune dans son contexte. En effet, la commune de Buterere est une commune semi urbaine et est constituée majoritairement de la catégorie sociale du bas standing et la densité y moins élevée comparativement aux autres communes de la ville de Bujumbura. Les ménages ne disposant pas de moyens suffisants pour se payer une vidange mécanique et considérant par ailleurs que les tarifs de vidange qui leur sont appliqués sont élevés compte tenu de la distance entre le site de dépotage et la commune (les entreprises de vidanges mécaniques ont des tarifs en dessous desquels ils n'acceptent pas de vidanger la fosse quelle que soit la distance), préfèrent soit creuser une autre fosse en remplacement de la première qui est pleine ou vidanger manuellement et enterrés les boues ou les déposés dans les terrains vides. Les communes de Cibitoke, Kanyosha, Kamenge, Kinama et Musaga ont des caractéristiques similaires en matière du standing de l'habitat (catégorie sociale du bas standing et du moyen standing) et en matière des systèmes d'assainissement qu'on y rencontre, ce qui veut dire que logiquement les mêmes comportement devraient aussi s'observer au niveau de la quantité des boues qui arrivent à la station en provenance de ces communes. Mais, cela le montre la figure 49, ces quantités ne sont pas les mêmes, pour la commune Kinama, le taux élevé des boues qui arrivent à la station de dépotage est lié au problème de la présence d'un sol argileux rencontré au quartier Carama occasionnant des fréquences de vidange élevées tel que cela a été déjà discuté précédemment. Les communes de Kanyosha et Musaga présentent des comportements similaires c'est-à-dire une faible quantité des boues qui arrivent à la station, comparativement aux autres communes de leur catégorie. Cela ne peut s'expliquer que par leur éloignement par rapport au site de dépotage, les tarifs qui sont appliqués à ces communes du sud de la capitale pour vidanger les boues sont élevés par rapport à ceux habituellement appliqués aux autres localités de la ville et les gens sont réticents à honorer ces prix. Les entreprises de vidange

auprès desquelles nous avons enquêté, nous ont signalé que les tarifs changent une fois que l'ouvrage à vidanger se trouve au-delà du centre-ville (environ au-delà de 8 km du site de dépotage). Cela est tout à fait normale puisque le camion vidangeur doit dans ce cas utiliser un surplus de carburant en plus du temps que cela demande pour faire le chemin qui sépare les communes du sud de la ville et la station de dépotage. La commune de Kinindo qui est dans la même situation que celles de Musaga et Kanyosha en ce qui concerne l'éloignement par rapport au site de dépotage, n'a pas des problèmes particuliers au niveau de la vidange mécanique des boues si du moins on s'en tient aux quantités qui arrivent à la station et en la comparant à la commune de Gihosha qui sont dans la même catégorie sociale (catégorie de haut standing).

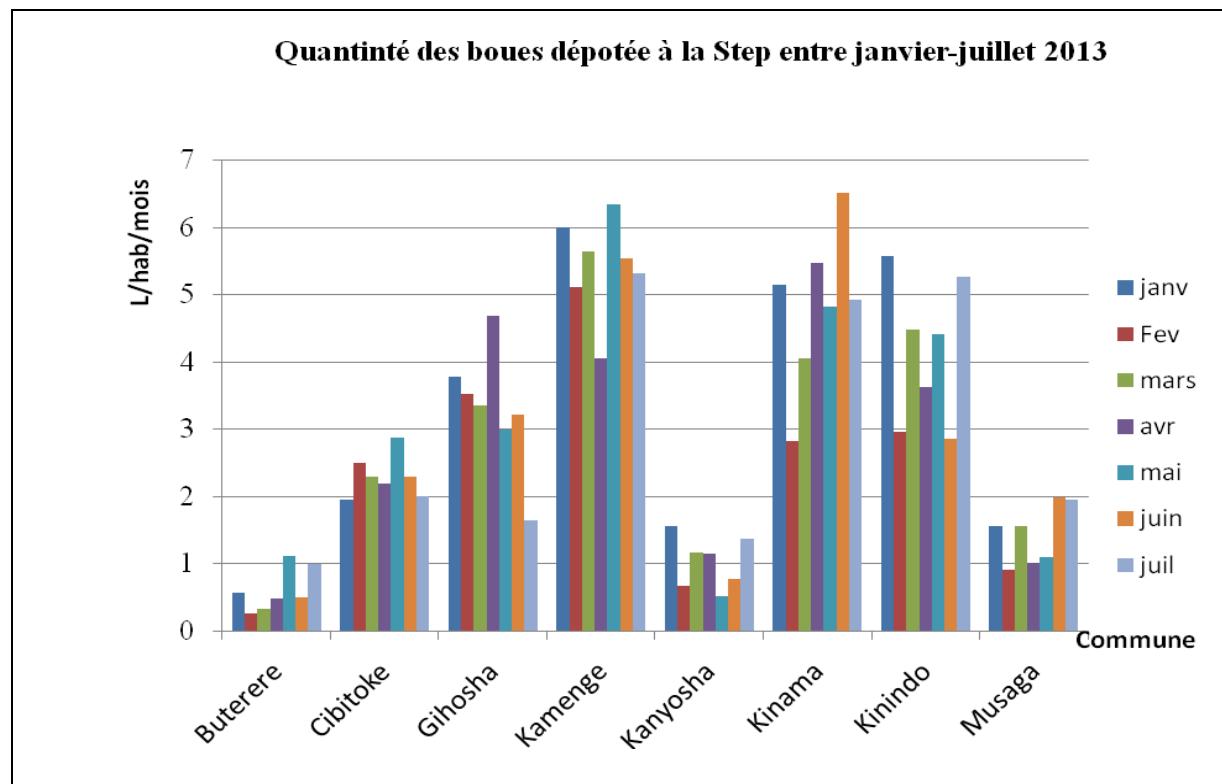


Figure 49 : Quantité des boues dépotée à la station d'épuration de Buterere

Sur base de qui vient d'être développé sur les quantités des boues dépotées à la station pour différentes communes et en considérant les distances entre différentes communes et le site de dépotage qui sont montrées sur la figure 50 ainsi que la configuration de la ville de Bujumbura en matière d'assainissement, où l'ANC concerne principalement le nord de la ville et le sud, avec entre les deux, une zone dédiée à l'assainissement collectif, les gestionnaires de

l'ANC devraient préconiser la mise en place d'une station de transfert dans le sud de la ville et qui jouerait le rôle de stockage temporaire des boues vidangées dans les communes de Kanyosha, Kinindo et Musaga. Cette station de transfert est utile à deux niveaux, non seulement elle contribuerait à la diminution des prix pour la vidange mécanique mais aussi elle pourrait permettre à ce que les boues soient vidangées en utilisant la technologie de vidange semi- mécanique qui a l'avantage d'être moins chère et d'être appliquée à des endroits où les camions de la vidange mécaniques n'ont pas accès mais nécessite tout de même que les boues soit dépotées à une faible distance de leur lieu de vidange.

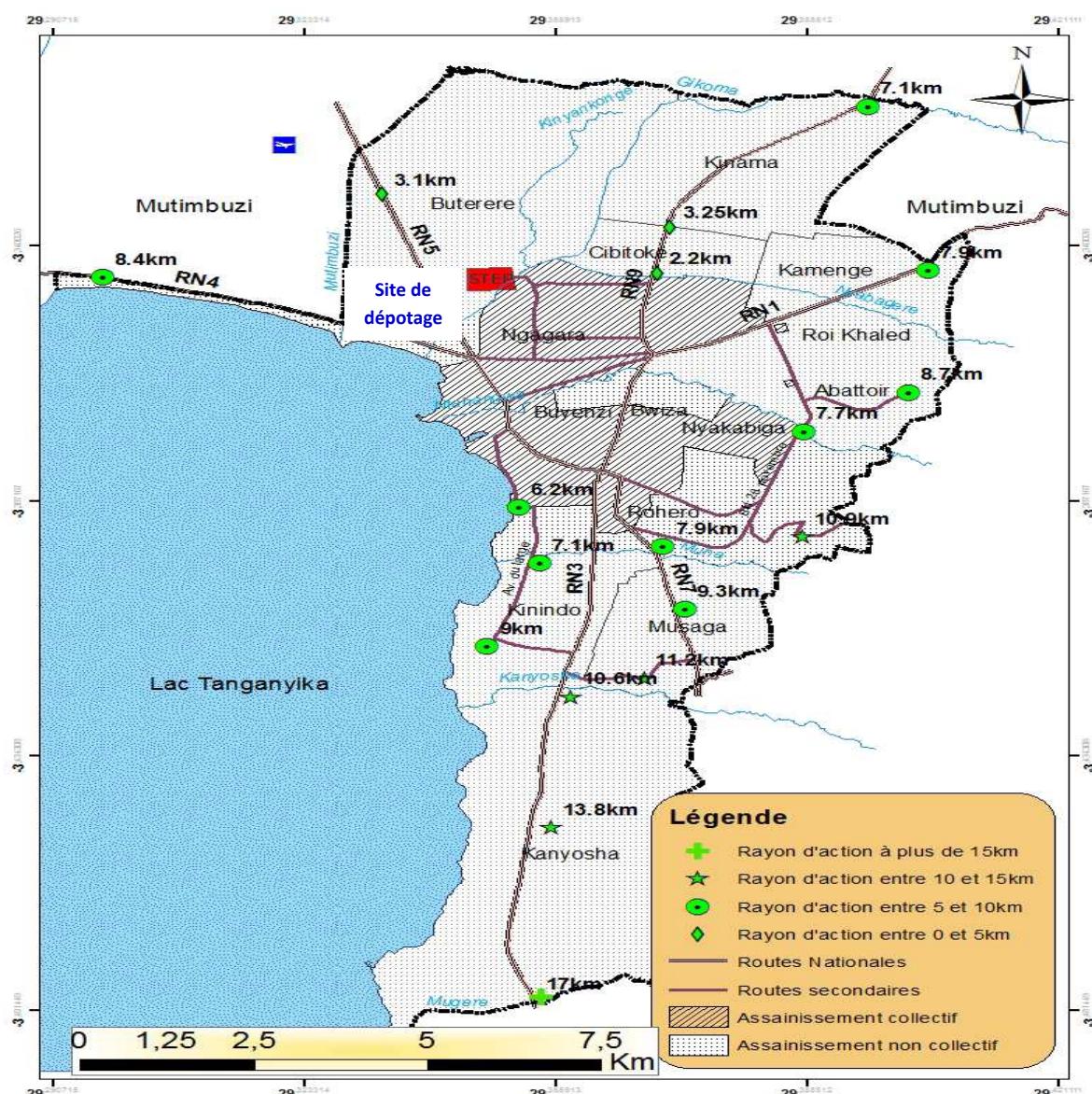


Figure 50 : Rayon d'action entre le site de dépotage des boues et les différentes localités de la ville de Bujumbura

Les technologies de la vidange semi-mécanique devraient aussi être développées dans d'autres localités de la ville et pourraient par exemple être utilisées dans la commune de Buterere qui est très proche du site de dépotage des boues (moins de 2km) mais où très peu de boues y parviennent. Enfin les gestionnaires de la station de dépotage actuelle (STEP Buterere) devraient permettre à ce que les gens à titre individuel puissent amener les boues vidangées par d'autres mécanismes que la vidange mécanique ou installer dans leurs quartiers respectifs des sites de transfert dédiés à recevoir les boues vidangées de façon semi-mécanique ou manuelle. La gestion de l'ANC dans les pays en développement, pour arriver à ses objectifs de protection sanitaire et environnementale, doit faire preuve de flexibilité et d'adaptabilité selon les conditions locales au lieu de rester sur le modèle de "formule adaptée pour tous".

Références Bibliographiques

- Alexandre O., Boutin C., Duchène P., Lagrange C., Lakel, A., Liénard A.& Orditza,D., 1998. *Filières d'épuration adaptées aux petites collectivités*. FNDAE 22. First edition. Cemagref (eds.), Paris, France, 96 p.
- De Bruijne G., Geurts M., Appleton B. & Marielle S., 2007. *Sanitation for all?* IRC International Water and Sanitation Centre, 54 p.
- Drangert J.O., 2005. A tool for selecting sustainable sanitation arrangements. In conference preprints of the proceedings of the 3rd international on Ecological sanitation held in Durban, South Africa 3rd- 26th May 2005.
- Gril J.-J., 1982. Le traitement des eaux usées par épandage des petites communes rurales et touristiques, in *Traitemennt des eaux usées des petites collectivités* (pp. 173-192). Ed. Cebedoc, Liège.
- Ingallinella A. M., Sanguinetti G., Koottatep T., Montangero A., & Strauss M., 2002. The challenge of faecal sludge management in urban areas- strategies, regulations and treatment options. *Water Science & Technology*, 46(10), 285-294.
- Isunju J. B., Schwartz K., Schouten M. A., Johnson W. P. & Van Dijk M. P., 2011. Socio-economic aspects of improved sanitation in slums: A review. *Public health*, 125(6), 368-376.
- Hakiza G., 2002. *Potentialités aquifères de la plaine de la Rusizi (au nord du lac Tanganyika, Burundi)*. Thèse de Doctorat: Université de Liège, Belgique, 442 p
- Heinss U. & Strauss M., 1999. *Co-Treatment of Faecal Sludge and Wastewater in Tropical Climate*. EAWAG/SANDEC, 13 p.
- Hendriksen A., Tukahirwa J., Oosterveer P. J., & Mol A. P., 2012. Participatory decision making for sanitation improvements in unplanned urban settlements in East Africa. *The Journal of Environment & Development*, 21(1), 98-119.
- Katukiza A. Y., Ronteltap M., Oleja A., Niwagaba C. B., Kansiime F., & Lens P. N. L., 2010. Selection of sustainable sanitation technologies for urban slums-A case of Bwaise III in Kampala, Uganda. *Science of the total environment*, 409(1), 52-62.
- Klingel F., Montangero A., Koné D. & Strauss M., 2002. Fecal sludge management in developing countries. *A planning manual. 1sted. Duebendorf/Accra*, 45 p.
- Lawrence A. R., Macdonald D. M. J., Howard A. G., Barrett M. H., Pedley S., Ahmed K. M. & Nalubega, M., 2001. *Guidelines for assessing the risk to groundwater from on-site sanitation*. British Geological Survey, Commissioned Report, CR/01/142. p. 97.
- Letema S., 2012. *Assessing sanitary mixtures in East African cities*. PhD thesis, Sub-Department of Environmental Technology and Environmental Policy Group, Wageningen University, 167 p.

Letema S., van Vliet B. & van Lier J.B., 2012. Innovations in Sanitation for Sustainable Urban Growth: Modernized Mixtures in an East African Context. In: Lundqvist, J. (ed.), *On the water front: Selections from the 2011 World Water Week in Stockholm*, Stockholm International Water Institute (SIWI), in press. ISBN: 978-91-975872-8-0, Stockholm.

Lewis W. J., Foster S. S. & Drasar B. S., 1982. The risk of groundwater pollution by on-sitesanitation in developing countries. *International Reference Center for Wastes Disposal (IRCWD), Duebendorf, Switzerland*, 79 p.

Loetscher T., & Keller J., 2002. A decision support system for selecting sanitation systems in developing countries. *Socio-Economic Planning Sciences*, 36(4), 267-290.

Lüthi C., Panesar A., Schütze T., Norström A., McConville J., Parkinson J., et al., 2011. *Sustainable sanitation in cities, a framework for action*. Papiröz Publishing House: Rijswijk, The Netherlands, 169 p.

Mara D., Drangert J., Anh N. V., Tonderski A., Gulyas H., & Tonderski K., 2007. Selection of sustainable sanitation arrangements. *Water Policy*, 9(3), 305-318.

Mara D. & Alabaster G., 2008. A new paradigm for low-cost urban water supplies and sanitation in developing countries. *Water Policy*, 10(2), 119-129.

Maurer M., Bufardi A., Tilley E., Zurbrügg C. & Truffer B. 2012. A compatibility-based procedure designed to generate potential sanitation system alternatives. *Journal of environmental management*, 104, 51-61.

Ministère de l'Eau, de l'Environnement, de l'Aménagement du Territoire et de l'Urbanisme (MEEATU), 2013. *Plan Directeur d'assainissement des eaux usées et des excreta de la ville de Bujumbura*, Rapport Groupement FWT-SHER-GEOSCI - Mars 2013, Bujumbura, Burundi, 255 p.

Moe C. L. & Rheingans R. D., 2006. Global challenges in water, sanitation and health. *Journal of water and health*, 4, 41-57.

Musy A. & Soutter M., 1991. *Physique du sol*. Lausanne : Presses Polytechniques et Universitaires Romandes, 335 p.

Niwagaba B. C., KINOBE J.R., Atwine E. & KISAKA J. N., 2006. Towards a sanitation selection algorithm for enhancing decentralized service delivery. In *Proceedings of the 32nd WEDC International Conference, Colombo, Sri Lanka, November 2006*.

Nkansah A., 2009. *Management of faecal sludge in the urban areas of low-income countries: a case of Tamale, Ghana* (Doctoral dissertation, © Andrews Nkansah), 342 p.

Oosterveer P. & Spaargaren G., 2010. Meeting social challenges in developing sustainable environmental infrastructures in East African cities. In *Social perspectives on the sanitation challenge* (pp. 11-30). Springer Netherlands.

Paterson C., Mara D. & Curtis T., 2007. Pro-poor sanitation technologies. *Geoforum*, 38(5), 901-907.

PDM & pS-Eau, 2010. *Choisir des solutions techniques adaptées pour l'assainissement liquide. Guides méthodologiques SMC sur l'eau et l'assainissement n°4*. Panoply, 136 p.

Philip H., Rambaud A. & Vasel J. L., 2008. Assainissement non collectif des habitations: Fonctionnement et dimensionnement. *Techniques de l'ingénieur. Technologies de l'eau*, 3(W6602).

Ridgley D. M. A., 1989. Evaluation of water-supply and sanitation options in Third World cities: an example from Cali, Colombia. *GeoJournal*, 18(2), 199-211.

Romero J.C., 1970. The movement of Bacteria and Viruses through porous media. *Groundwater*, 8(2), 37-48.

Schouten M. A. C. & Mathenge R. W., 2010. Communal sanitation alternatives for slums: A case study of Kibera, Kenya. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 35(13), 815-822.

Still D. & Foxon K., 2012. Tackling the challenges of full pit latrines. Water research commission, Gezina, 0031, 156 p.

Strauss M. and Heinss U., 1995. *Faecal Sludge Treatment. SAN DEC News No. 1*, May 1995, Duebendorf/Switzerland: EAWAG/ SANDEC, 24 p.

Tilley E., Lüthi C., Morel A., Zurbrügg C., Schertenleib R., 2008. Compendium of Sanitation Systems and Technologies. Eawag/Sandec, Zurich, 157 p.

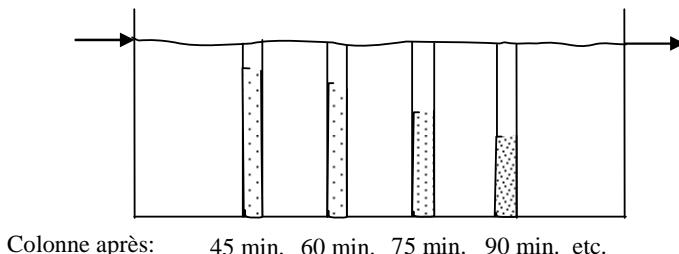
CHAPITRE V: Étude des processus de décantation des particules solides dans des fosses septiques

V.1. Introduction

Les fosses septiques (FS) sont conçues pour assurer deux fonctions importantes (décantation des particules solides et digestion anaérobie de la matière organique décantée) (Philip *et al.*, 2008). Cela signifie qu'une bonne conception de tels ouvrages exige de tenir compte des processus de décantation (Piro *et al.*, 2011b). A la lumière de la littérature, des essais de décantation sur colonne sont très utiles afin de mobiliser tous les paramètres nécessaires pour le dimensionnement des dispositifs de décantation (Lannoy *et al.*, 1981; Tay, 1982; González *et al.*, 2007; Piro *et al.*, 2011a; Piro *et al.*, 2011b; Krishnappan *et al.*, 2012). Cela signifie qu'un certain nombre d'éléments [surface utile de décantation, capacité utile du décanteur, pourcentage de rétention des particules dans le décanteur aussi appelé pourcentage d'enlèvement des particules (cas des essais sur colonne), temps de rétention hydraulique dans le décanteur, vitesse ascensionnelle, etc.] sont nécessaires pour concevoir et dimensionner ces dispositifs (Blazy *et al.*, 1999; González *et al.*, 2007; Philip *et al.*, 2008). Dans ce sens, Philip *et al.* (2008) rappelle que la théorie de la décantation permet d'expliquer qu'une fosse septique ayant une grande surface utile de décantation (fosse septique horizontale) est plus performante que celle dont l'aire de la section horizontale est plus petite (fosse septique verticale), même si le volume est identique. Ces auteurs ont également donné des règles de dimensionnement des fosses septiques selon lesquelles le rapport débit de pointe (" Q_p ") - surface utile de décantation (" S_u ") doit être inférieur ou égal à 0,6 m/h de vitesse ascensionnelle (" C_h ") ($Q_p/S_u \leq 0,6$). Malheureusement, dans la ville de Bujumbura (Burundi) où notre étude a été réalisée, aucune réglementation n'existe en matière de dimensionnement de ces équipements alors qu'ils sont majoritairement utilisés dans la gestion des eaux usées à la parcelle. Une nécessité de faire des essais de décantation s'impose afin de quantifier surtout à la sortie de ces dispositifs, s'il y a encore de la matière susceptible de décanter. D'ailleurs, sur base de la revue de la littérature, peu d'études se sont intéressées à l'évaluation de manière chiffrée, des processus de décantation dans les fosses septiques. La présente étude vise à : (i) faire des essais de décantation sur des effluents d'entrée dans des fosses septiques afin d'évaluer leur décantabilité; (ii) faire des essais de décantation sur des effluents de sortie des fosses septiques afin de vérifier si à la sortie de ces dispositifs, il y a encore de la matière susceptible

de décanter. Quelques hypothèses ont été formulées pour mieux comprendre ces phénomènes de décantation dans la fosse septique:

- ✓ Les particules qui entrent dans une fosse septique sont des suspensions hétérodisperses flocculantes dont les particules sédimentent à des vitesses différentes et que certaines peuvent en rattraper d'autres pour former un flocon plus gros et décantant plus vite que chacune des particules de départ (Edeline, 1992);
- ✓ La suspension se partage uniformément entre diverses profondeurs de la fosse septique, de sorte que l'effluent est un mélange de ces différentes couches en proportions égales (Tay (1982); Krishnan (1976) Cité par Edeline (1992));
- ✓ Les processus de décantation dans la fosse septique se passent comme s'il s'agit d'une colonne d'eau qui avance à vitesse constante (Figure 51).



Colonne après: 45 min. 60 min. 75 min. 90 min. etc.

Figure 51 : Évolution des concentrations en matières en suspension (MES) après divers temps de sédimentation en colonne (Edeline, 1992)

Par ailleurs, compte tenu des conditions de terrain difficiles, il convient de préciser que cette étude a été effectuée à deux, ce qui signifie qu'il s'agit d'un chapitre commun avec un autre doctorant NSAVYIMANA Gaston.

V.2. Matériel et méthodes

V.2.1. Démarche expérimentale

Pour atteindre les objectifs de la présente étude, neuf essais de décantation ont été réalisés sur une colonne de 30 cm de diamètre et de hauteur égale à la profondeur supposée être maximale des fosses septiques (Figure 52). La colonne est pourvue de 6 prises latérales équidistantes tous les 35 cm (la première prise étant à 5 cm à partir d'en bas et la dernière à 20 cm à partir du haut). Des prélèvement de petits échantillons (50 ml) ont été effectués à chaque prise tous les 15 min pendant une période de 2 heures (c'est-à-dire prélèvement à 15 - 30-45-60-75-90-105 - 120 minutes) afin d'y doser les matières en suspension (MES) selon le protocole de APHA *et al.* (1998). Les MVS ont aussi été dosées sur les effluents d'entrée et de sortie suivant le protocole de APHA *et al.* (1998).

Il convient de préciser que les essais de décantation ont tous été réalisés à Bujumbura (Burundi) et ont porté sur six fosses septiques différentes (FS1, FS2, FS3, FS4, FS5 et FS6). Le choix de ces fosses septiques a par ailleurs été guidé par le fait qu'elles reçoivent l'entièreté des eaux usées générées au niveau du ménage. Et, suite à l'accès aux effluents de sortie quasi impossible pour la plupart des fosses septiques, seules les fosses septiques (FS1, FS2 et FS6) ont permis de faire des essais sur les effluents d'entrée et de sortie. Les essais sur les fosses septiques (FS3, FS4 et FS5) ont tout simplement été réalisés sur les effluents d'entrée seulement. Pour plus de précision, les effluents d'entrée ont été prélevés juste à l'entrée de la fosse septique et entre les boues et l'écume. Les effluents de sortie ont par ailleurs été prélevés sur le tuyau qui allait les déverser dans le puits perdant puis stockés dans une cuve cylindrique verticale de 210 litres avant d'être pompés dans la colonne de décantation. Un petit groupe électrogène portatif "Honda" et une pompe submersible type "Top Craft", modèle "TDWSP-650" ont été employés pour remplir la colonne de décantation (pendant environ 45 secondes), c'est-à-dire en un temps suffisamment court pour ne pas permettre que les particules commencent à décanter de manière notable. Pour les cas des fosses septiques où les essais ont été réalisés sur les effluents d'entrée et de sortie, il convient de préciser qu'en vue d'éviter les perturbations et les biais au niveau des résultats, surtout pour les effluents de sortie, ces derniers ont été soumis aux essais avant ceux des effluents d'entrée. Par ailleurs, quelques caractéristiques physico-chimiques des effluents de sortie (DCO_{brute} , $DCO_{soluble}$, $DCO_{particulaire}$, DBO_{5brute} , $DBO_{5soluble}$, $DBO_{5particulaire}$, MES, MVS et pH) ont aussi été déterminées en vue de bien juger leur traibilité (à l'aide d'un dispositif approprié).

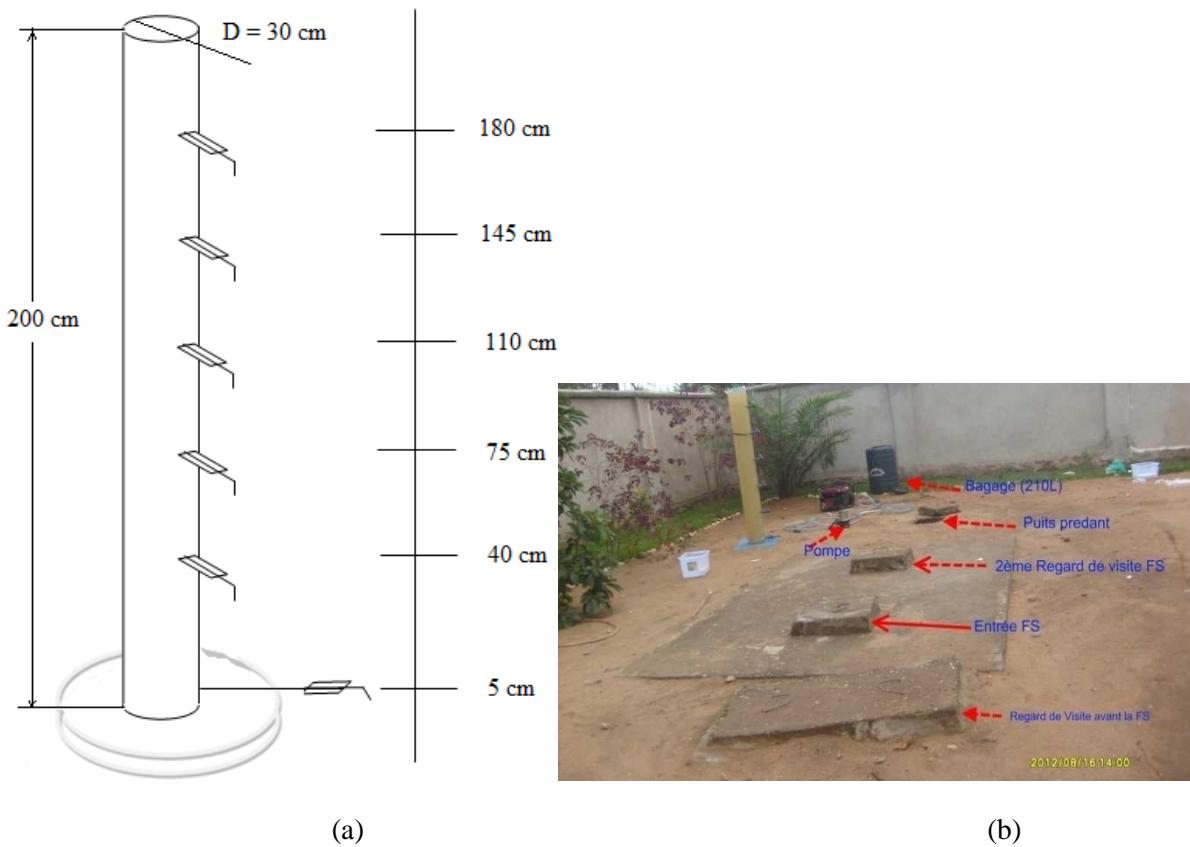


Figure 52 : (a) schéma de la colonne de décantation utilisée et (b) Essai de décantation sur terrain

V.2.2. Méthodes d'interprétation des essais

Il existe des modèles destinés à interpréter des résultats expérimentaux, et à partir de ces derniers, de dimensionner les décanteurs (Effebi, 2008). Parmi ceux-ci, les modèles de Tay (1982) et de Krishnan (1976) cité par Edeline (1992) sont les plus utilisés. Le temps de décantation au bout duquel 50% des matières en suspension sont enlevées (T50), constitue selon ces auteurs, le paramètre clé dans l'évaluation de la décantabilité des particules solides dans des décanteurs. Les matières en suspension (MES) enlevées lors des essais sur colonne correspondent par ailleurs aux MES décantables dans les installations réelles (les fosses septiques pour le cas de la présente étude). Pour ce faire, les formalismes de Tay (1982) d'une part et de celui de Krishnan (Edeline, 1992) d'autre part, ont été adoptés pour l'interprétation des essais de décantation sur colonne de la présente étude.

A. Formalisme de Tay

Le modèle de décantation proposé par Tay (1982) se traduit par l'Équation (V.1) exprimant le pourcentage d'enlèvement ou de rétention des MES dans les décanteurs.

$$\frac{S_0 - \bar{S}}{S_0} = \frac{\Theta}{T_{50} + \Theta} \quad (\text{V.1})$$

avec S_0 , \bar{S} , Θ et T_{50} désignant respectivement la concentration en MES au temps 0 min, concentration moyenne en MES pondérée pour différentes profondeurs de la colonne et pour chaque temps de rétention (Θ), T_{50} étant le temps de décantation au bout duquel 50 % des MES sont enlevées.

Par ailleurs, ce modèle (Équation V.1) peut être linéarisé de manière à obtenir plus aisément le T_{50} . Ainsi, les étapes suivantes sont observées:

✓ On inverse chacune des 2 membres de l'Équation (V.1) qui devient : $\frac{S_0}{S_0 - \bar{S}} = \frac{T_{50} + \Theta}{\Theta}$ (V.2)

✓ L'Équation (V.2) peut aussi s'écrire comme suit:

$$\frac{S_0}{S_0 - \bar{S}} - 1 = \frac{T_{50}}{\Theta} \quad (\text{V.3})$$

✓ Réduisons au même dénominateur le premier membre de l'Équation (V.3) et simplifions pour obtenir:

$$\frac{\bar{S}}{S_0 - \bar{S}} = \frac{T_{50}}{\Theta} \quad (\text{V.4})$$

✓ L'expression qui permet de trouver le T_{50} s'obtient donc en renversant les deux membres de cette Équation (V.4):

$$\left(\frac{S_0}{\bar{S}} - 1 \right) = \frac{1}{T_{50}} \Theta \quad (\text{V.5})$$

En portant donc en graphique $\left(\frac{S_0}{\bar{S}} - 1 \right)$ en fonction de Θ , on trouve une droite dont la pente correspond à l'inverse de T_{50} , le paramètre recherché.

B. Formalisme de Krishnan

Selon le formalisme de Krishnan, le pourcentage d'enlèvement des MES dans la colonne (ou de rétention des MES dans un décanteur) est proportionnel à la vitesse ascensionnelle (C_h) suivant le modèle traduit par l'Équation (V.7). Selon cet auteur, pour trouver le T_{50} , il faut d'abord porter en graphique les pourcentages d'enlèvement des MES en fonction de la vitesse ascensionnelle puis procéder à l'ajustement de la régression puissance de ce graphe (Équation V.9). Il convient de préciser par ailleurs que les pourcentages d'enlèvement des MES sont calculés grâce à la formule (V.6) suivante:

$$\text{Pourcentage d'enlèvement MES (\%)} = \frac{S_0 - \bar{S}}{S_0} \times 100 \quad (\text{V.6})$$

$$\text{Pourcentage d'enlèvement MES (\%)} = a \left[\frac{\text{hauteur colonne}}{\text{temps de rétention } (\Theta)} \right]^b \quad (\text{V.7})$$

où le rapport « hauteur colonne (m) /temps de rétention (Θ (h)) » désigne la vitesse ascensionnelle (m/h), les constantes a et b correspondent à la régression puissance du graphe des pourcentages d'enlèvement des MES en fonction de la vitesse ascensionnelle. Sachant que la première prise latérale est située à 180 cm par rapport au pied de la colonne de décantation, à chaque temps de rétention (Θ), la vitesse ascensionnelle (C_h) est calculée à l'aide de la formule suivante:

$$C_h = \frac{180}{\Theta} \text{ (exprimé en cm/min)} \quad (\text{V.8})$$

Dans ce contexte, le T_{50} se déduit grâce à la formule suivante:

$$T_{50} = \frac{\text{hauteur utile de la colonne}}{\text{Puissance} \left(\frac{a}{50}; \frac{1}{b} \right)} \quad (\text{V.9})$$

où «puissance (n1; n2)» est une fonction de l'Excel, « a et b » étant les constantes de la régression puissance du graphe des pourcentages d'enlèvement des MES désignée globalement par l'Équation (V.7) et sont déterminées a posteriori, «50» désigne 50 % d'enlèvement des MES et «hauteur utile de la colonne» correspond à la distance comprise

entre le pied de la colonne et la prise latérale la plus éloignée de celui-ci (180 cm pour ce cas-ci).

V.3. Résultats et discussions

Pour rappel, les concentrations en MES (mg/l) en fonction des profondeurs de la colonne (cm) ont été mesurées à des temps de rétention variables (15 min, 30 min, 45 min, 60 min, 75 min, 90 min, 105 min et 120 min). Il est aussi rappelé que les essais ont été faits sur 6 fosses septiques (FS1, FS2, FS3, FS4, FS5 et FS6) où seules les FS1, FS2 et FS6 ont fait l'objet des essais sur les effluents d'entrée et de sortie. Dans le but de faciliter la compréhension et la lecture, surtout des Figures 53 et 54 relatifs aux différents cas traités , il a été attribué des lettres d'identification [(a):cas d'effluent d'entrée de la FS1; (b):cas d'effluent de sortie de la FS1; (c): cas d'effluent d'entrée de la FS2; (d): cas d'effluent de sortie de la FS2; (e) cas d'effluent d'entrée de la FS3; (f) cas d'effluent d'entrée de la FS4; (g) cas d'effluent d'entrée de la FS5; (h) cas d'effluent d'entrée de la FS6 et (i) cas d'effluent de sortie de la FS6]. Les lettres en style de police « gras » désignent les cas d'effluents d'entrée tandis que les lettres en style de police « normal » désignent les cas des effluents de sortie.

Par rapport aux concentrations en MES (mg/l) enregistrées dans cette étude, un seul cas est présenté dans le corps de texte en guise d'exemple (cas d'effluent d'entrée de la FS1: Tableau 28), sinon celles des autres cas sont présentées en **Annexe V.1** (Tableau V.1_b.... V.1_i).

Tableau 28 : Évolution des concentrations en MES en fonction du temps de rétention (Θ) et des profondeurs de la colonne

Cas d'effluent d'entrée de la FS1			Concentration initiale en MES (S_0) = 300 mg/l			
Profondeur(c m)	180	145	110	75	40	5
Temps de rétention(Θ) (min.)	MES (mg/l)	MES (mg/l)	MES (mg/l)	MES (mg/l)	MES (mg/l)	MES (mg/l)
15	220	225	230	245	260	275
30	200	205	200	210	205	215
45	185	180	190	180	190	195
60	155	175	170	166	170	180
75	155	150	165	155	165	165
90	140	145	160	140	150	155
105	125	135	130	135	145	150
120	120	120	120	120	125	125

V.3.1. Par la méthode de Tay

A partir des données de ce Tableau 28, il a été calculé pour chaque temps de rétention, les \bar{S} puis les $\left(\frac{S_0}{\bar{S}} - 1\right)$ (Tableau 29) en vue d'exploiter la méthode de Tay. Les valeurs des \bar{S} et $\left(\frac{S_0}{\bar{S}} - 1\right)$ se rapportant aux autres essais de décantation, son reprises en Annexe V.1.

Tableau 29 : Données des paramètres permettant la détermination du temps correspondant à 50 % d'enlèvement des MES selon la méthode de Tay

Cas d'effluent d'entrée de la FS1			Concentration initiale en MES (S_0) = 300 mg/l					
Profondeur(cm)	180	145	110	75	40	5	\bar{S} (en mg/l)	$\left(\frac{S_0}{S} - 1 \right)$
Temps de rétention (Θ) (min.)	MES (mg/l)	MES (mg/l)	MES (mg/l)	MES (mg/l)	MES (mg/l)	MES (mg/l)		
15	220	225	230	245	260	275	242,50	0,24
30	200	205	200	210	205	215	205,83	0,46
45	185	180	190	180	190	195	186,67	0,61
60	155	175	170	166	170	180	169,33	0,77
75	155	150	165	155	165	165	159,17	0,88
90	140	145	160	140	150	155	148,33	1,02
105	125	135	130	135	145	150	136,67	1,20
120	120	120	120	120	125	125	121,67	1,47

En portant donc en graphique $\left(\frac{S_0}{S} - 1 \right)$ en fonction de Θ , on trouve une droite linéaire dont la pente correspond à l'inverse de T_{50} .

Par conséquent, il est présenté dans cette étude tous les graphes « $\left(\frac{S_0}{S} - 1 \right)$ en fonction de Θ » relatifs à tous les essais de décantation réalisés et qui se présentent comme suit:

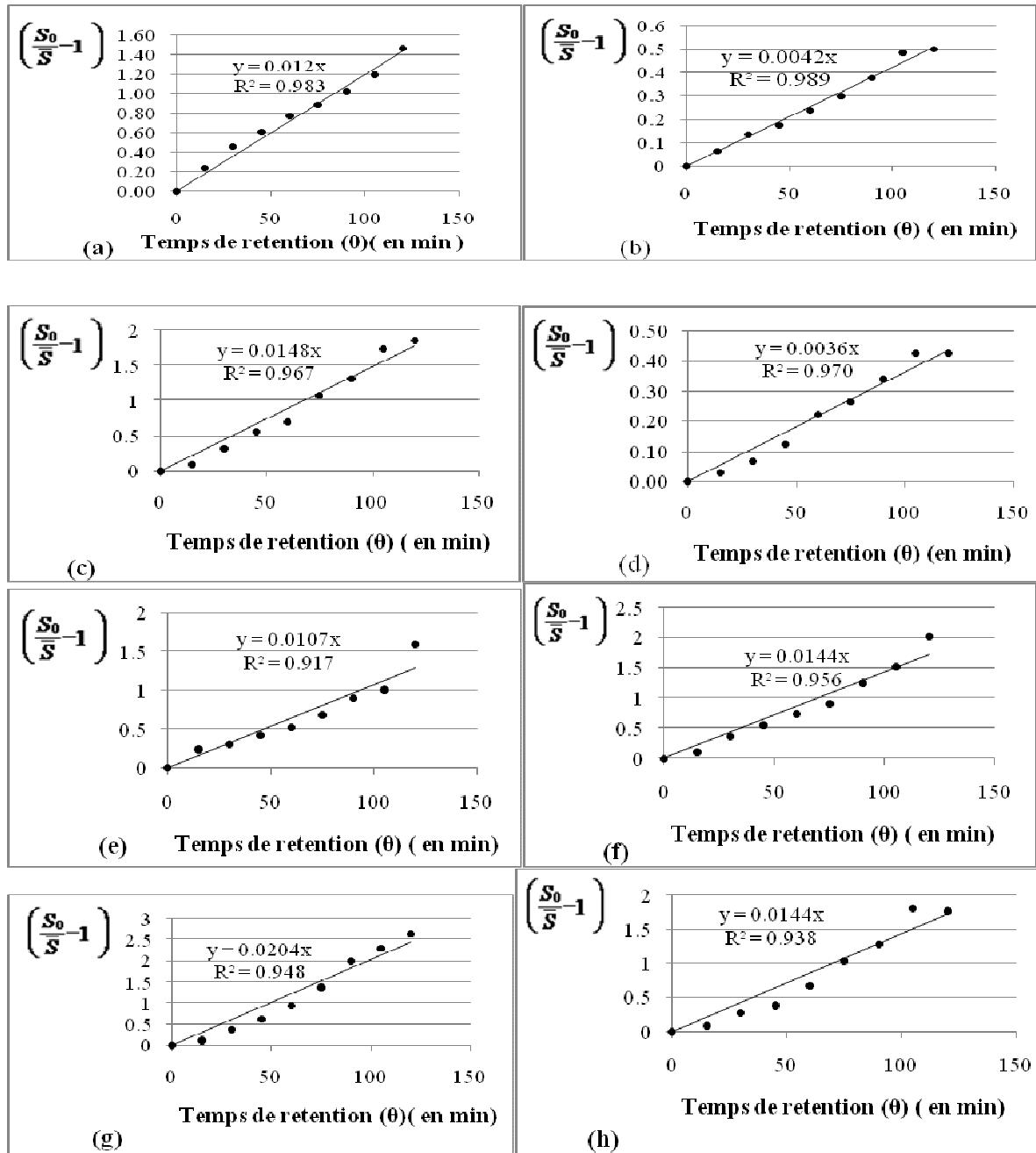


Figure 53 : Graphes ayant servi à la détermination du temps correspondant à 50 % d'enlèvement des MES par la méthode de Tay.

Le T_{50} pour chaque cas d'essai de décantation correspond à l'inverse de la pente de la droite de régression linéaire de la courbe y afférente. Une synthèse et comparaison des T_{50} déterminés selon cette méthode de Tay et celle de Krishnan, est présentée au Tableau 31 (voir plus loin).

V.3.2. Par la méthode de Krishnan

Les pourcentages d'enlèvement des MES et les vitesses ascensionnelles tels que montrés dans le Tableau 53 (cas d'effluent d'entrée de la FS1) et dans les tableaux mis en Annexe V.2 pour

les autres cas (dont les lettres d'identifications sont toujours "b, c, d,...i"), ont été calculés grâce aux Équations V.6 et V.8 respectivement.

Tableau 30 : Pourcentages des MES éliminées et les vitesses ascensionnelles

Cas d'effluent d'entrée dans la FS1			Concentration initiale en MES (S_0) = 300 mg/l							
Profondeur(cm)	180	145	110	75	40	5				
Temps de rétention (Θ) (min.)	MES (mg/l)	MES (mg/l)	MES (mg/l)	MES (mg/l)	MES (mg/l)	MES (mg/l)	\bar{S} (en mg/l)	Rendement d'enlèvement des MES	Vitesse ascensionnelle (cm/min)	
15	220	225	230	245	260	275	242,50	19,17	12,00	
30	200	205	200	210	205	215	205,83	31,39	6,00	
45	185	180	190	180	190	195	186,67	37,78	4,00	
60	155	175	170	166	170	180	169,33	43,56	3,00	
75	155	150	165	155	165	165	159,17	46,94	2,40	
90	140	145	160	140	150	155	148,33	50,56	2,00	
105	125	135	130	135	145	150	136,67	54,44	1,71	
120	120	120	120	120	125	125	121,67	59,44	1,50	

Ainsi, à partir des données de ce tableau et de celles mises en Annexe V.2 relatives à tous les essais de décantation réalisés, il a été construit tous les graphiques des pourcentages d'enlèvement des MES en fonction des vitesses ascensionnelles.

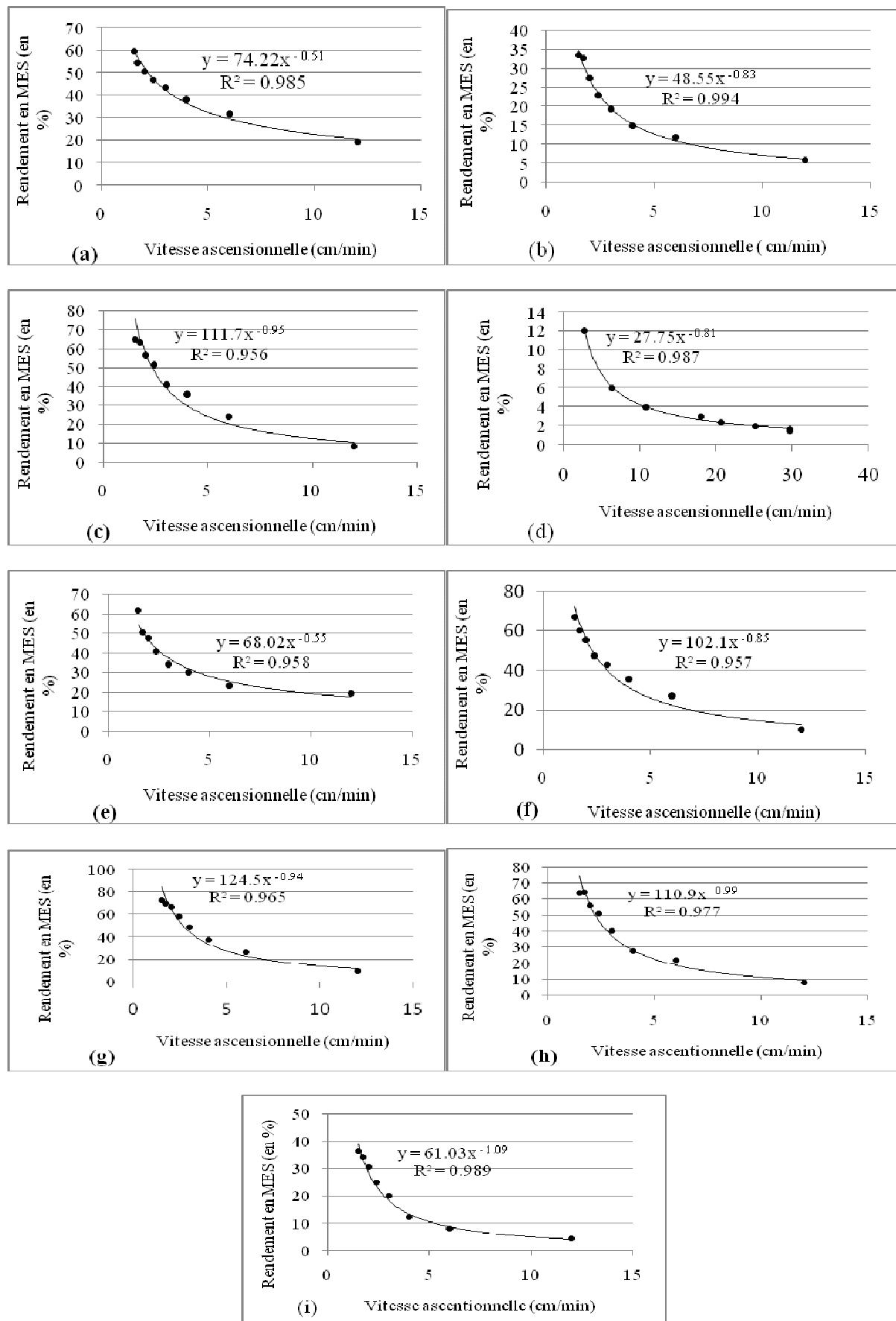


Figure 54 : Pourcentage d'enlèvement des MES en fonction de la vitesse ascensionnelle

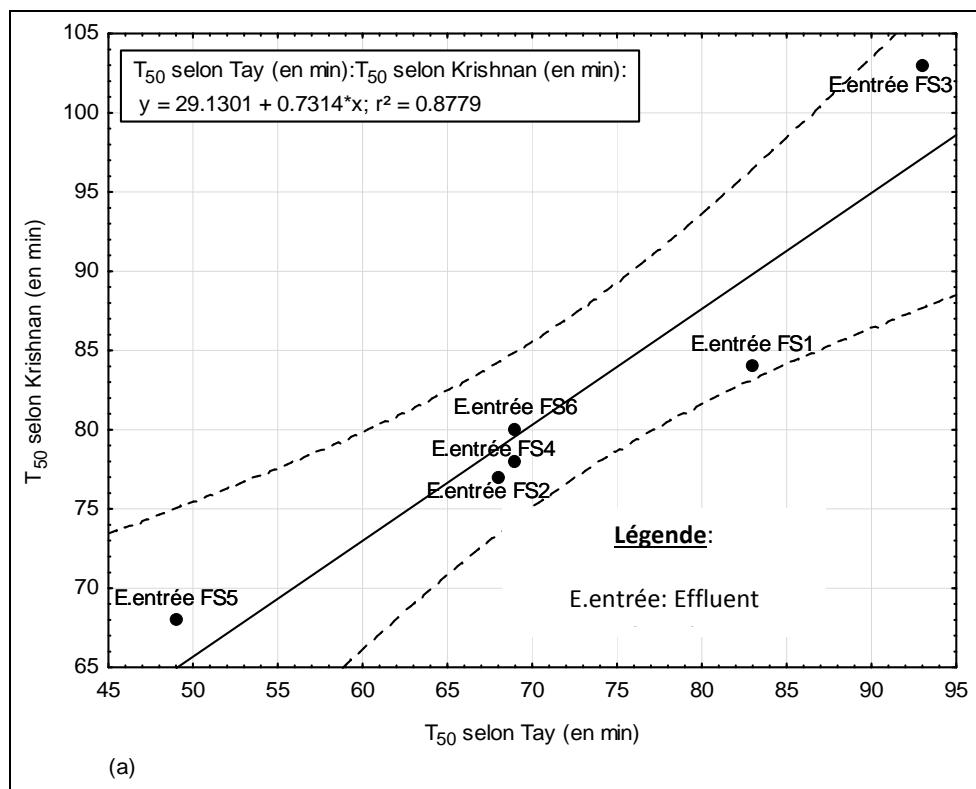
L'Équation V.9 (vue auparavant) a ensuite été exploitée pour la détermination des T_{50} selon la méthode de Krishnan. Les résultats sont synthétisés dans le Tableau 31, qui les compare par ailleurs avec ceux déterminés par la méthode de Tay. En plus que ces graphiques de la Figure 54 précédente permettent de déterminer le T_{50} selon la méthode de Krishnan, ils laissent également voir que lorsque la vitesse ascensionnelle diminue, le pourcentage d'enlèvement des MES dans la colonne augmente, ce qui signifie que le rendement des particules retenues dans le décanteur augmente. En d'autres termes, ces résultats confirment la théorie des décanteurs selon laquelle lorsque la surface utile de décantation (S_u) augmente, la vitesse ascensionnelle (C_h) diminue et la quantité des particules retenues augmente (Philip *et al.*, 2008).

V.3.3. Synthèse et comparaison des T_{50} selon les méthodes de Tay et de Krishnan

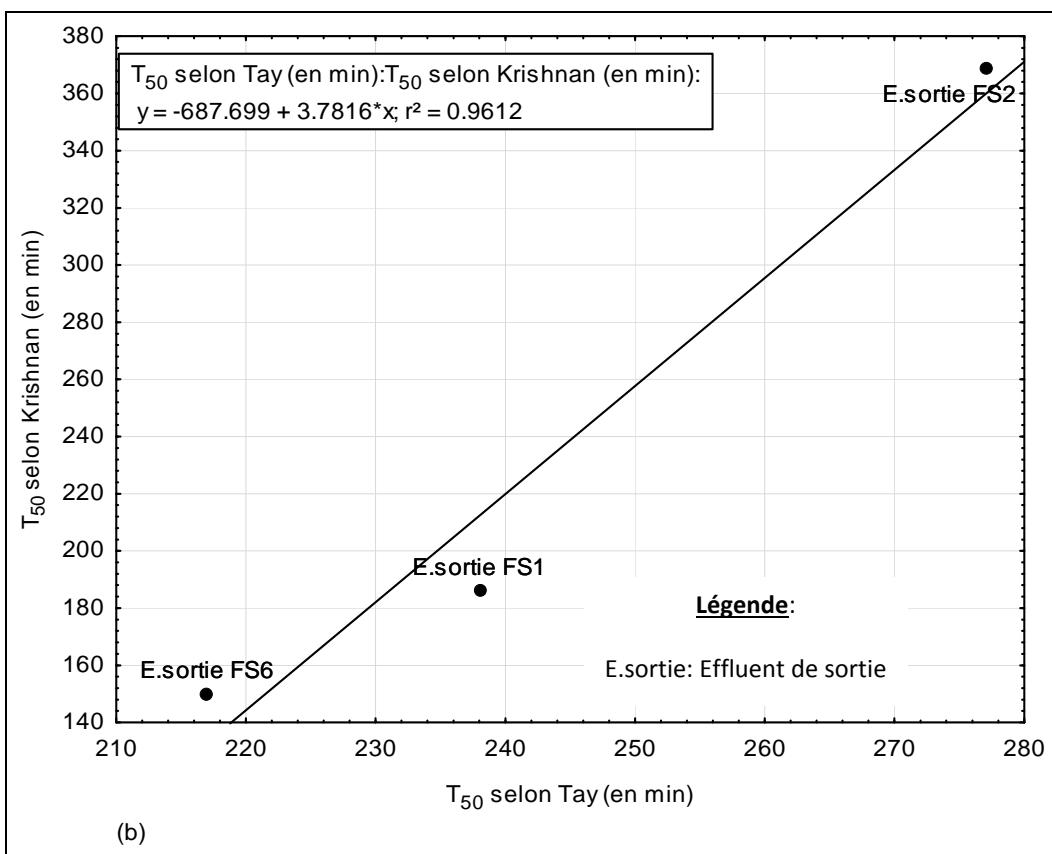
Le Tableau 31 synthétise et compare les temps correspondant à 50 % d'enlèvement des MES (T_{50}) pour tous les essais réalisés dans le cadre de cette étude. La Figure 55 compare en outre les deux méthodes de Tay et de Krishnan par rapport au T_{50} .

Tableau 31 : Synthèse et comparaison des T_{50} selon les méthodes de Tay et Krishnan

Désignation	Concentration initiale en MES (S_0) de l'effluent	T_{50} selon Tay (en min)	T_{50} selon Krishnan (en min)
Effluent d'entrée de FS1	300 mg/l	83	84
Effluent de sortie de FS1	112,5 mg/l	238	186
Effluent d'entrée de FS2	442,5 mg/l	68	77
Effluent de sortie de FS2	92,5 mg/l	277	369
Effluent d'entrée de FS3	505 mg/l	93	103
Effluent d'entrée de FS4	557,5 mg/l	69	78
Effluent d'entrée de FS5	600 mg/l	49	68
Effluent d'entrée de FS6	630 mg/l	69	80
Effluent de sortie de FS6	117,5 mg/l	217	150



(a)



(b)

Figure 55 : Comparaison des deux méthodes de Tay et Krishnan par rapport au T_{50} : (a) cas d'effluents d'entrée; (b) cas d'effluents de sortie

Il ressort du Tableau 31 et de la Figure 55 que contrairement aux effluents d'entrée où le T_{50} ne dépasse pas environ 100 min, les effluents de sortie mettent par contre plus de temps pour décanter ($T_{50} \geq 150$ min selon la méthode de Krishnan et $T_{50} \geq 217$ min selon la méthode de Tay). Par ailleurs, une corrélation linéaire a été observée entre les résultats obtenus par ces 2 méthodes pour les effluents d'entrée (Figure 55). Le Tableau 31 montre que plus la concentration en MES augmente (cas d'effluent d'entrée ou cas d'effluent de sortie), moins est la valeur de T_{50} , ce qui signifie une décantabilité facile. Selon Edeline (1992), cela s'explique par le fait qu'une concentration élevée en MES favorise la formation des flocs qui décantent plus vite que les particules discrètes suite à l'effet de la pesanteur. Les T_{50} les plus élevés sont rencontrés sur les effluents de sortie, ce qui est évident étant donné que pour ces effluents, la fraction aisément décantable a décanté et ce qui reste est moins facilement décantable (particules plus petites ou moins denses par exemple). On peut donc dire que lorsque le T_{50} est plus élevé (sur les effluents de sortie), cela signifie que les particules restantes sont moins aisées à séparer. Toutefois, il n'est pas du tout facile de trancher sur les performances de la fosse septique en ne considérant que T_{50} . Par ailleurs, la considération de la concentration en MES de l'effluent de sortie reste d'une importance capitale d'une part pour apporter un jugement quant à la performance de la fosse septique et d'autre part pour le dimensionnement de l'ouvrage qui suit cette dernière. Une étude menée en France sur une période de dix ans d'observations de fosses septiques Eparco alimentées par des eaux usées domestiques a montré une valeur moyenne en MES sur les effluents de sortie de 70 mg/l (Maunoir *et al.*, 2011). Une autre étude menée en Australie par Beal *et al.* (2006) sur dix fosses septiques a montré une valeur moyenne en MES sur les effluents de sortie de 173 ± 67 mg/l. Concernant la présente étude menée à Bujumbura (Burundi), la valeur moyenne des MES sur les effluents de sortie est de $107,5 \pm 13$ mg/l. En comparant ensuite les valeurs trouvées dans cette étude avec celles de Maunoir *et al.* (2011) d'une part et de Beal *et al.* (2006) d'autre part, il s'observe une dispersion qui peut être expliquée soit par le dimensionnement de la fosse septique (sa surface utile de décantation) ou par son entretien (le respect des périodes de vidange). Quoiqu'il en soit nous serons donc amenés à considérer qu'une fraction des MES est non décantable et qu'il conviendra d'en tenir compte dans les modèles.

Le Tableau 32 ci-dessous présente par ailleurs, quelques caractéristiques physico-chimiques des effluents de sortie ayant fait l'objet des essais de décantation.

Tableau 32 : (a) Caractéristiques physico-chimiques des effluents de sortie des FS (b) Ratios entre quelques paramètres de pollution

Paramètres	FS1	FS2	FS6	Désignation	DCO _{brute} /DBO _{5brute}	DCO _{Part.} /MES	MVS/MES	DCO _{Sol.} /DCO _{brute}
DCO _{brute} (mg/l)	397	353	441	FS1	2,20	1,12	0,75	0,68
DCO _{Sol.} (mg/l)	271	240	288	FS2	2,21	1,22	0,72	0,68
DCO _{Part.} (mg/l)	126	113	153	FS6	2,10	1,30	0,73	0,65
DBO _{5brute} (mg/l)	197	160	210					(b)
DBO _{5Sol.} (mg/l)	114	89	120					
DBO _{5Part.} (mg/l)	83	71	90					
MES (mg/l)	112,5	92,5	117,5					
MVS (mg/l)	84	67	86					
pH	7,6	7,5	7,4					

(a)

Avec DCO_{brute}, DCO_{Sol.}, DCO_{Part.}; DBO_{5brute}, DBO_{5Sol.}, DBO_{5Part.}désignant respectivement la demande chimique en oxygène d'échantillon brut, soluble et particulaire; demande biochimique en oxygène d'échantillon brut, soluble et particulaire.

En analysant un peu plus en détail les ratios entre ces quelques paramètres, le ratio DCO_{brute}/DBO_{5brute} égal à 2,02; 2,21 et 2,10 respectivement pour les effluents de sortie des fosses septiques (FS1, FS2 et FS6) justifie au regard de la valeur classiquement connue (1,25 < DCO_{brute}/DBO_{5brute} < 3), (Edeline, 1997) que les effluents sont biodégradables. Néanmoins, compte tenu des valeurs des DCO et DBO (Tableau 32), leur traitement est obligatoire avant de les rejeter dans le milieu naturel. Les valeurs des ratios DCO_{Part.} /MES (1,12 ; 1,22 et 1,30) montrent en outre que la pollution particulaire des effluents de sortie des fosses septiques n'est pas négligeable. D'ailleurs les valeurs des rapports MVS/MES (0,75 ; 0,72 et 0,73) montrent que cette pollution particulaire est encore constituée en majorité par des composés organiques. Selon l'hypothèse de cette étude, ces matières en suspension pourraient provenir de la digestion de l'écume, entraînant la libération de certaines particules discrètes et qui seraient entraînées par écoulement, avec l'effluent vers la sortie de la fosse septique. Cette hydrolyse peut être facilitée par les températures prévalentes dans les fosses septiques en conditions tropicales. Un manque de réglementation par rapport au dimensionnement de ces dispositifs

ne permet pas d'atteindre des valeurs très basses en sorties de fosses septiques, si ces dernières sont incorrectement dimensionnées et mal entretenues. Par contre on voit que des fosses septiques peuvent atteindre des valeurs basses en sorties. Rappelons qu'une valeur usuelle de MES pour une norme de MES en sortie d'ouvrage d'épuration collectif est 30 mg MES/L. On voit donc qu'une fosse utilisée correctement permet de s'en rapprocher et qu'ainsi les ouvrages complémentaires seront bien protégés des risques de colmatages.

La concentration moyenne en matières en suspension observée à Bujumbura (107,5 mg/l) qui sort des fosses septiques, interpelle quant à la nécessité de traitement plus poussé de ces effluents en utilisant des technologies telles que le lit filtrant drainé/ou non à flux vertical sur un massif de sable, le lit filtrant drainé/ou non à flux vertical sur un massif de zéolithe, le lit filtrant horizontal drainé, le tertre d'infiltration, la tranchée d'épandage ou le lit bactérien percolateur. Les puits perdants qui sont notamment utilisés à Bujumbura (Burundi) pour traiter les effluents sortant des fosses septiques sont à proscrire. En effet les puits perdant ne traitent pas du tout les effluents, ou bien ils constituent des simples voies de passage des polluants vers la nappe phréatique avec des conséquences fâcheuses sur la qualité des eaux souterraines et ou de surface en cas des sols perméables ou bien ils sont colmatés en cas des sols argileux occasionnant ainsi le disfonctionnement de tout le système d'assainissement.

V.4. Conclusion

Cette étude a montré via les essais de décantation réalisés sur colonne à Bujumbura que les effluents d'entrée des fosses septiques présentent une bonne décantabilité et que néanmoins les effluents de sortie de ces ouvrages contiennent encore des matières en suspension susceptibles de décanter au regard des valeurs de la littérature. Cela implique la nécessité d'instaurer au Burundi une réglementation pour le dimensionnement des fosses septiques et leur période de vidange afin de protéger les dispositifs de traitement en aval (en remplacement des puits perdants qui sont d'application actuellement). La conception et le dimensionnement de ces dispositifs doivent tenir compte des caractéristiques (DCO, DBO₅, MES et débit) des effluents qui sortent des fosses septiques.

Références bibliographiques

APHA, AWWA and WEF, 1998. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (20th Ed.).* American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation, Washington, 1220 p.

Beal C. D., Gardner E. A., Kirchhof G. and Menzies N. W., 2006. Long-term flow rates and biomat zone hydrology in soil columns receiving septic tank effluent. *Water Res.* **40**(12), 2327-38.

Blazy P., Jdid E.-A. and Bersillon J.-L., 1999. Décantation: Aspects théoriques. *Techniques de l'ingénieur* **J 3 450**, 1-10.

Edeline F., 1992. *Théorie et technologie des réacteurs. L'épuration physico-chimique des eaux.* Editions CEBEDOC, Liège, 283 p.

Edeline F., 1997. *Théorie et technologie des réacteurs. L'épuration biologique des eaux.* Editions CEBEDOC, Liège, 303 p.

Effebi K. R., 2008. *Lagunage anaérobiose: Modélisation combinant la décantation primaire et la dégradation anaérobiose.* Ph.D. Thesis, Faculté des Sciences, Département des Sciences et Gestion de l'Environnement, Université de Liège, 165 p.

González T., Domínguez J. R., Beltrán-Heredia J., García H.-M. and Sanchez-Lavado F., 2007. Aluminium sulfate as coagulant for highly polluted cork processing wastewater: Evaluation of settleability parameters and design of clarifier-thickener unit. *Journal of Hazardous Materials* **148**(1-2), 6-14.

Krishnappan B. G., Exall K., Marsalek J., Rochfort Q., Kydd S., Baker M. and Stephens R. P., 2012. Variability of settling characteristics of solids in dry and wet weather flows in combined sewers: Implications for CSO treatment. *Water Air Soil Pollut.* **223**(6), 3021-32.

Lannoy F., Delvaux J.-F. and Bolette R., 1981. Dimensionnement d'un décanteur secondaire à partir d'essais sur une installation pilote. *Tribune de l'eau* **34**(448), 145-57.

Maunoir S., Lequelen F., Bavaveas S. and Philip H., 2011. Bilan de 10 années d'observations de fosses septiques Eparco alimentées par des eaux usées domestiques *Eau, l'industrie, les Nuisances* **340**, 74-9.

Philip H., Rambaud A. and Vasel J. L., 2008. Assainissement non collectif des habitations-Fonctionnement et dimensionnement. *Techniques de l'ingénieur* **W6 602**, 1-20.

Piro P., Carbone M., Penna N. and Marsalek J., 2011a. Characterization of the settling process for wastewater from a combined sewer system. *Water Res.* **45**(20), 6615-24.

Piro P., Carbone M. and Tomei G., 2011b. Assessing settleability of dry and wet weather flows in an urban area serviced by combined sewers. *Water Air Soil Pollut.* **214**(1-4), 107-17.

Tay J.-H., 1982. Development of a settling model for primary settling tanks. *Water Res.* **16**(9), 1413-7.

CHAPITRE VI: Évaluation du taux d'accumulation et de production de boues dans la fosse septique

VI.1. Introduction

Comme il a été déjà précisé dans les chapitres précédents notamment aux chapitres I et II de la présente recherche, la fosse septique constitue un des principaux ouvrages d'ANC qui sont utilisés pour stocker et traiter du moins partiellement les eaux usées domestiques lorsque le raccordement au tout à l'égout n'est pas possible soit pour des raisons techniques ou financières. Le rôle de la fosse septique est de permettre une décantation des matières solides contenues dans les eaux usées, un stockage des boues décantées et une dégradation anaérobiose des boues accumulées au fond de la fosse qui à terme doivent subir une vidange afin de prévenir le risque de dysfonctionnement de tout le système d'assainissement.

Dans les pays en développement, on constate que le respect des périodes de vidange de la fosse septique reste un des points faibles de la gestion des boues de vidange. La vidange de la fosse septique n'intervient que si cette dernière commence à manifester des signes de dysfonctionnement, soit qu'elle est complètement bouchée ou que la chasse de la toilette ne fonctionne plus ou encore qu'elle déborde ce qui fait courir un risque sanitaire élevé aux habitants du ménage ainsi qu'au voisinage. Normalement pour un fonctionnement efficient de la fosse septique, la vidange devrait intervenir quand les boues arrivent à un certain niveau dans la fosse septique. Dans la littérature, des indications concernant le niveau atteint par les boues dans la fosse septique pour envisager une vidange sont avancées par différents auteurs. Ainsi, selon Kinsley *et al.*, (2006), les règlements de l'Ontario (Canada) préconisent la vidange de la fosse septique une fois que les boues arrivent à 1/3 de la capacité totale de la fosse septique, Philip *et al.*, (1993) parlent quant à eux de 50% de la capacité totale alors que Gray (1995) précise que la vidange n'interviendra que quand le niveau de boues arrivent à 48% de la capacité totale. Pour éviter de devoir vérifier souvent le niveau atteint par les boues dans la fosse septique, il est important de déterminer la vitesse à laquelle les boues s'accumulent dans la fosse septique afin de planifier à l'avance les fréquences de vidange selon les spécifications réglementaires en matière de vidange des boues.

Le présent chapitre s'articule sur la mesure de l'accumulation des boues dans la fosse septique, accumulation qui est évaluée en termes de taux d'accumulation en L/habitant/J ainsi qu'en termes de production spécifique des boues dans la fosse septique en g DCO (MS)/habitant/J.

La première évaluation (en L/habitant/jour) est nécessaire pour fixer la fréquence de vidange des boues dans la fosse mais aussi c'est une donnée qui peut être utilisée pour dimensionner la fosse septique, en particulier pour déterminer sa capacité utile en se fixant une période entre deux vidanges et connaissant le nombre de personnes raccordées. La deuxième évaluation (en g de DCO (MES)/habitant/jour) quant à elle est utile non seulement pour dimensionner les ouvrages de traitement implantés sur le site de dépotage devant recueillir les boues de vidange mais aussi pour faire des prévisions sur les quantités de charges à traiter ou à valoriser à l'échelle d'une ville ou d'un quartier. En outre la connaissance de l'accumulation des matières de vidange, exprimée en DCO, permet d'approcher de manière plus fine le bilan en DCO de la fosse septique. La quantité, ainsi que les caractéristiques des boues accumulées est sous l'influence d'un certain nombre de phénomènes qui se déroulent dans la fosse septique (la décantation, la flottation ainsi que la digestion anaérobiose des boues décantées). Afin de mieux comprendre l'accumulation des boues dans la fosse septique, nous allons commencer par une brève description des processus qui se déroulent dans la fosse septique après avoir montré les différentes couches (zones) que forme la fosse septique.

VI.1.1. Différentes couches dans la fosse septique

Dans une fosse septique, on distingue différentes zones (figure 56) qui ont chacune un rôle bien défini dans le fonctionnement de la fosse septique. Ces zones se forment à la suite des processus physiques et biologiques qui ont lieu dans la fosse septique.

De bas vers le haut, dans la fosse septique, on distingue successivement :

- l'espace réservé à l'accumulation des boues décantées (V_B),
- l'espace de décantation (V_L) où l'influent qui entre dans la fosse septique se débarrasse des matières solides plus lourdes que l'eau avant de continuer son chemin vers l'élément épurateur qui se trouve à l'aval de la fosse septique,
- l'espace appelé couche d'écume (V_E) et qui est réservé aux matières plus légères que l'eau et qui sont entraînés par flottation. Environ 3/4 du volume de cette couche est submergé dans le liquide tandis que 1/4 flotte au-dessus du liquide (Bounds, 1997),

- l'espace de réserve (V_R) qui se trouve entre la partie supérieur de l'écume et la dalle de la fosse septique. Cet espace permet le stockage et l'évacuation du gaz produit au cours de la digestion anaérobiose au travers le dispositif de ventilation qu'on appelle *event*. C'est dans cet espace aussi que se trouve installés les dispositifs d'entrée et de sortie de la fosse septique (Seabloom *et al.*, 2005).

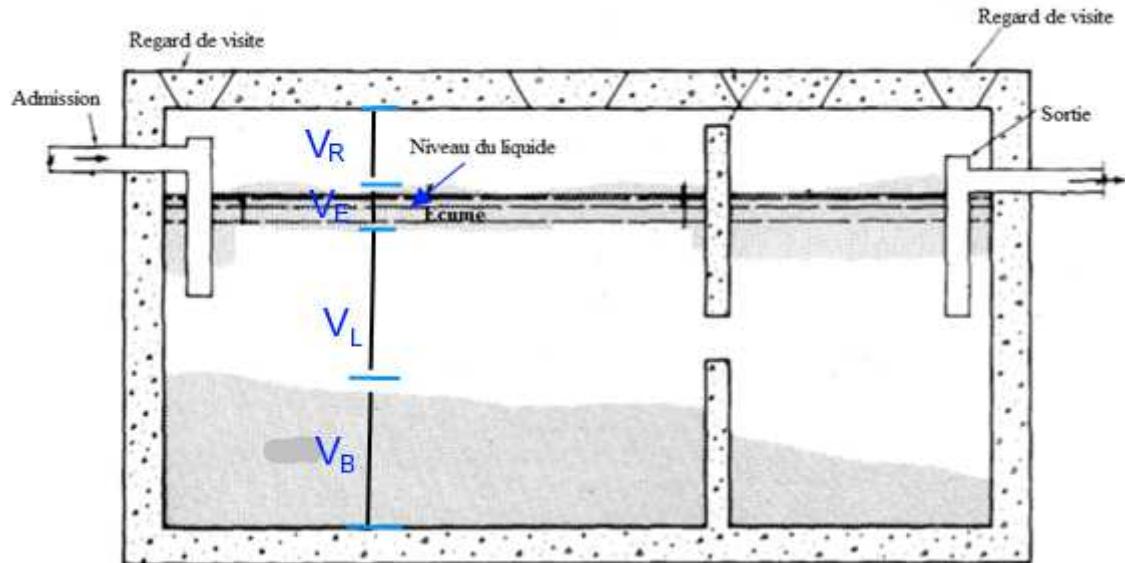


Figure 56 : Différentes zones au sein de la fosse septique (Bounds, 1997 & Kalbermatten *et al.*, 1980)

La capacité totale (V_T) de la fosse septique équivaut à la somme des volumes de chacune de ces zones.

$$V_T = V_B + V_L + V_E + V_R$$

$$\text{La capacité utile } (V_u) \text{ est cependant égale à } V_u = V_B + V_L + V_E$$

VI.1.2. Processus se déroulant au sein de la fosse septique

Les différentes zones qui sont montrées sur le schéma de la figure 56 se forment à la suite des processus qui se déroulent dans la fosse septique, processus qui sont de nature physique mais aussi biologique. Signalons que ce sont ces deux processus qui expliquent l'accumulation des boues en termes de quantité ainsi que de leurs caractéristiques dans la fosse septique.

VI.1.2.1. Processus physiques

Les processus physiques qui ont lieu dans la fosse septique sont principalement la **décantation** et la **flottation**.

Seabloom *et al.*, (2005) distinguent quatre types de phénomène de décantation qui se déroulent dans une fosse septique, comme nous le montre la figure 57. Il s'agit de la décantation des particules discrètes, de la décantation floculante, de la décantation en zone et de la compression. Les mêmes auteurs précisent que compte tenu de l'hétérogénéité des eaux usées et des débits variables entrant dans la fosse septique, il est possible que tous ces quatre types de phénomènes se produisent durant les processus de décantation dans une fosse septique.

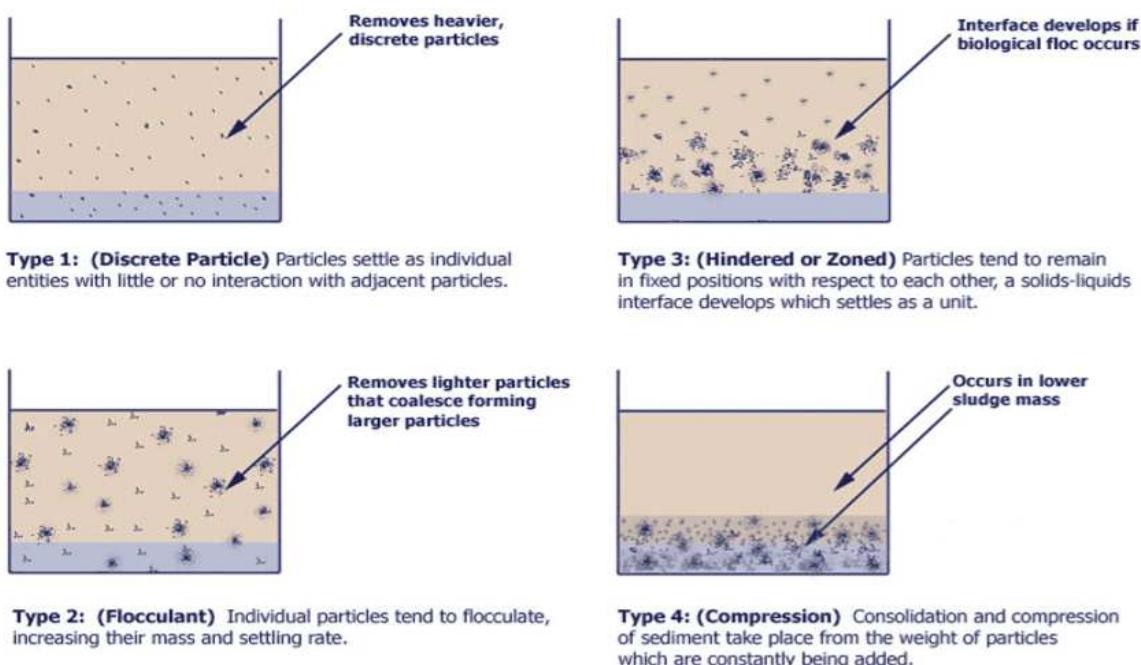


Figure 57 : Différents types de décantation des particules dans une fosse septique (Seabloom *et al.*, 2005)

Quant aux phénomènes de flottation, ils sont à comprendre comme une décantation inversée. La flottation se produit lorsque dans l'influent qui entre dans la fosse septique, il y a des particules plus légères que le liquide qui les transporte. Parmi ces particules on n'y trouve de l'huile, des graisses mais aussi d'autres particules qui arrivent dans la fosse septique et qui sont plus légères que l'eau (Crites et Tchobanoglous, 1998).

Les phénomènes de flottation se produisent aussi pour les boues déjà décantées mais qui sont allégées par la décomposition anaérobiose se déroulant au fond de la fosse septique et qui sont

par la suite entraînées à la surface par les gaz produits lors de la digestion anaérobie, tout comme dans la couche d'écume il peut y avoir une portion de matières qui peut commencer à décanter à un certain moment (Seabloom et al., 2005). Tout cela pour dire qu'au sein de la fosse septique, il y a des échanges de matières qui s'installent entre les trois couches (couche de la boue, couche liquide et couche de l'écume).

VI.1.2.2. Processus biologiques

Au sein de la fosse septique, les processus biologiques sont à comprendre comme tout traitement impliquant des activités biologiques assurées principalement par des bactéries anaérobies qui convertissent la matière organique biodégradable en gaz (CH_4 , CO_2 et H_2S) et en biomasse ($\text{C}_5\text{H}_7\text{NO}_2$). Cette décomposition anaérobie se déroule en quatre étapes : Hydrolyse, Acidogène, acétogène et Méthanogène (Appels *et al.*, 2008 ; Crites et Tchobanoglous, 1998 ; Effebi, 2009 ; Rouez, 2008). La digestion anaérobie qui se déroule dans la fosse septique a le mérite non seulement de participer à la réduction du volume des boues accumulées (allongeant ainsi la période de vidange) mais contribue aussi à la formation d'un produit plus ou moins stabilisé dont les caractéristiques pathogènes et polluantes sont sensiblement réduites.

VI.2. Travaux antérieurs en rapport avec le taux d'accumulation des boues

Jusqu'à l'heure, peu d'études ont porté sur la mesure du taux d'accumulation des boues dans les ouvrages qui procèdent par digestion anaérobie en général et dans les fosses septiques en particulier. Dans les documents dont nous avons pris connaissance, nous allons non seulement décrire les différentes approches ayant été utilisées pour mesurer le taux d'accumulation des boues mais aussi sur base de la littérature disponible montrer les résultats qui ont été obtenus dans différentes études en rapport avec les taux d'accumulation des boues et de l'écume en L/habitant/jour, ainsi que la production spécifique (en terme de DCO,MES et MVS) par habitant et par unité de temps.

VI.2.1. Techniques de mesure de l'épaisseur des boues

A différents endroits, des techniques de mesure de la couche de boue ont été développées et mises en œuvre sur terrain. Les méthodes développées sont issues des laboratoires ou des structures de recherche ou encore des entreprises commerciales mais aucune parmi celles qui

existent à l'heure actuelle n'est normalisée ni utilisée à grande échelle. Ci-dessous une description des principales méthodes trouvées.

VI.2.1.1. Technique de la tige

La technique de la tige est transposée des travaux de CEMAGREF, puis modifiée par l'unité « Assainissement et Environnement» du département des Sciences et Gestion de l'Environnement de l'université de Liège. Cette technique a été utilisée en Tunisie à la station expérimentale de type lagunage de la ville de Tunis pour mesurer l'épaisseur des sédiments dans les bassins (Keffala *et al.*, 2011) et pourra bien entendu être utilisée pour mesurer l'épaisseur des boues dans la fosse septique.

L'épaisseur des sédiments (ou des boues) résulte de la soustraction entre la profondeur totale du bassin, mesurée en un point donné par une tige principale, et celle de la tranche d'eau mesurée par une tige glissante munie à son extrémité inférieure d'un disque poreux qui descend le long d'une tige principale jusqu'à la surface des sédiments (ou de la boue) comme le montre la figure 58. La différence entre les hauteurs de ces deux tiges détermine l'épaisseur de la tranche de dépôts (Keffala *et al.*, 2011).

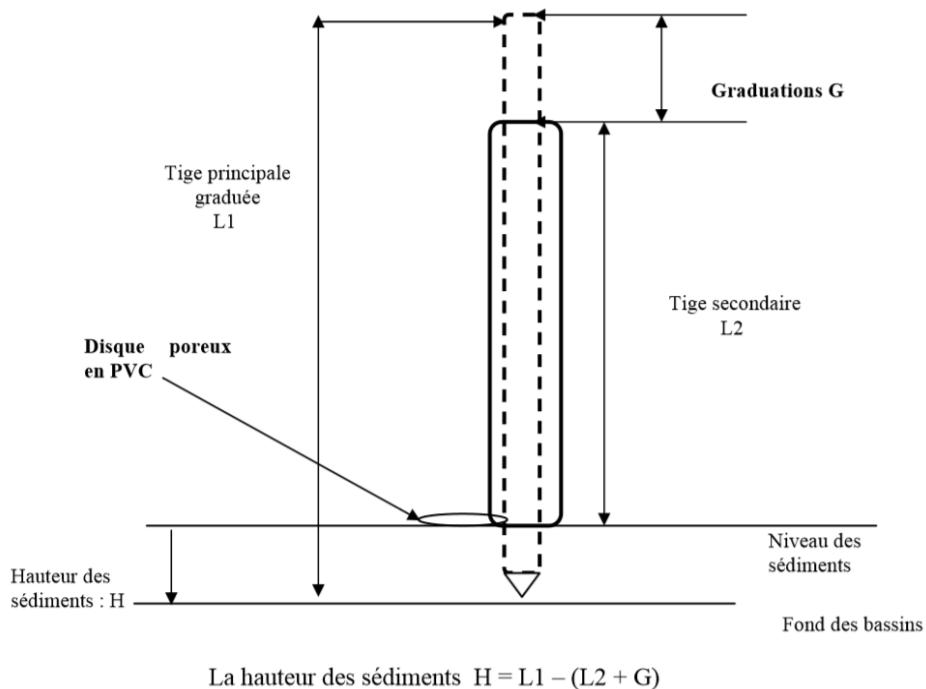


Figure 58: Dispositif de mesure des hauteurs des sédiments (Keffala *et al.*, 2011)

VI.2.1.2. Sludge Gun®

Sludge Gun® (figure 59) est un détecteur portable du niveau de boue. Il a été utilisé à Wardsville (Ontario, Canada) pour mesurer l'épaisseur des boues dans les fosses septiques (Lossing *et al.*, 2010). Son principe de fonctionnement est basé sur la transmission de la lumière infrarouge qui émet un signal sonore au contact avec la boue et pas avec le liquide. La technique consiste à introduire la sonde de l'appareil jusqu'au fond de la fosse et à noter la longueur correspondante. Une fois que la sonde a atteint le fond de la fosse, on presse le bouton (*Trigger Switch Turns Gun*) jusqu'à ce qu'une émission d'un son constant soit audible moment à partir duquel on commence à retirer progressivement la sonde jusqu'à ce que le son émis s'arrête, ce qui correspond à l'interface liquide-solide. On note encore une fois cette longueur. L'épaisseur de la boue correspond à la différence entre les deux longueurs (longueur du fond de la fosse et celle où l'appareil a arrêté d'émettre un son) (Lossing, 2009).

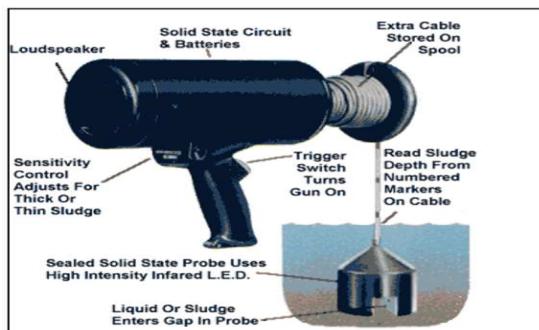


Figure 59: Sludge Gun® (Lossing, 2009)

VI.2.1.3. Détecteur portable du niveau de boues EPARCO

Le détecteur portable du niveau de boues montré à la figure 60 a été mise au point par EPARCO ASSAINISSEMENT et fonctionne sur le principe de la transmission d'un faisceau lumineux entre deux points à travers les effluents contenus dans la fosse. Le surnageant laisse passer le faisceau lumineux, alors que les boues l'interceptent. Prenant comme repère la hauteur à laquelle le faisceau cesse de se refléter, on détermine, par soustraction, la hauteur exacte des boues. Le détecteur portable du niveau de boues a été utilisé en France où 33 fosses septiques ont été suivies pendant trois ans de fonctionnement (Philip *et al.*, 1993). Signalons que ce même détecteur a été utilisé pour mesurer l'accumulation des boues en ville de Bujumbura (Burundi) dans le cadre du présent travail.

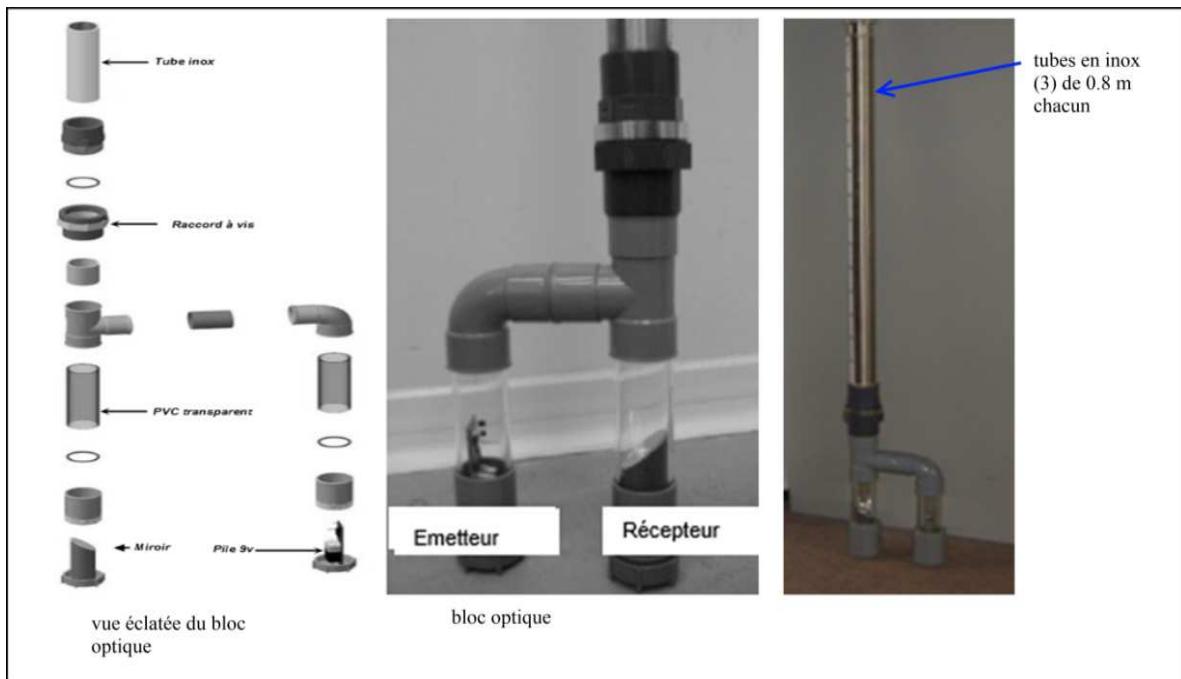


Figure 60 : DéTECTEUR portable du niveau de boues (Eparco assainissement, 2008)

Il convient de signaler que les trois techniques ci-dessus décrites mesurent seulement les boues accumulées au fond des ouvrages d'Assainissement mais ne permettent pas de mesurer l'épaisseur de l'écume.

VI.2.2. Valeurs de la littérature

VI.2.2.1. Taux d'accumulation des boues

Des valeurs de la littérature sur le taux d'accumulation des boues, inventoriées par Philip *et al.*, (1993), sont résumées dans le tableau 33.

Tableau 33 : Taux d'accumulation présentés dans l'article de Philip *et al.*, 1993

Taux d'accumulation en L/personne/an (L/pers./J)	Matière sèche dans les boues (g/l)	Solides volatiles dans les boues (g/l)	Études citées par Philip <i>et al.</i> , 1993
80 (0,22)	33,6-35,4		Brandes, 1978
71 (0,19)			Jones, 1974
69 (0,19)			Weibel, 1954, USA in Brandes, 1978
40 (0,11)			The Public Health Service of the USA
360 à 440 (0,99 à 1,2)	27,9	21,4	Swiss Norm (Edeline, 1983)
180 (0,49)			Great Britain (Jones, 1974)

Par ailleurs, les mêmes auteurs (Philip *et al.*, 1993) ont effectué sur terrain des mesures du taux d'accumulation des boues sur 33 fosses septiques toutes eaux en France et ont trouvé un taux moyen d'accumulation des boues de 82 L/personne/an (0,22 L/personne/jour) après trois ans de fonctionnement. Ces taux chutent à 60 L/personne/an (0,16 L/personne/jour) en moyenne après 3,5 ans de fonctionnement selon les mêmes auteurs. Se basant sur les taux d'accumulation des boues obtenus sur les 33 fosses septiques, Philip *et al.*, (1993) ont fait une catégorisation des fosses septiques en qualifiant de bonnes, moyennes et déficientes respectivement les fosses septiques ayant des taux d'accumulation inférieur à 0,175 L/personne/jour, celles où les taux sont comprises entre 0,175-0,225 l/personne/jour et celles ayant des taux d'accumulation supérieur à 0,225 L/personne/jour.

Lossing *et al.*, (2010) dans une étude conduite à Wardsville (Ontario, Canada) ont obtenu des taux d'accumulation des boues+écume variant de 14,9-122,3 L/personne/an (0,04-0,33 L/personne/jour) pour le premier compartiment et 0-41,9 L/personne/an (0-0,11 L/personne/jour) pour le deuxième compartiment, soit un taux d'accumulation total variant de 14,9-164,2 L/personne/an. En effet beaucoup de fosses septiques au Canada et aux USA sont compartimentées, alors que cet usage est plutôt en régression en Europe.

Dans une autre étude conduite par Gray (1995) sur 28 fosses septiques, le taux d'accumulation moyen obtenu est de 0,234 l/personne/jour. L'auteur précise en outre que le taux d'accumulation des boues dans la fosse septique diminue avec le temps et trouve un taux d'accumulation de 0,254 L/personne/jour après 0,5 années de fonctionnement contre 0,178 L/personne/jour après cinq ans de fonctionnement.

Pour les fosses septiques à deux compartiments, Brandes (1978) et Lossing *et al.* (2010) estiment que la vidange des boues devrait être guidée par le niveau des boues dans le premier compartiment et par conséquent que c'est le taux d'accumulation des boues du premier compartiment qui devrait être pris en compte pour fixer la période entre deux vidanges.

En effet, la préoccupation de ces auteurs est fondée ; normalement pour une fosse septique bien dimensionnée (surface de décantation suffisante), l'essentiel des matières en suspension est retenu dans le premier compartiment (Lossing, 2009). Considéré la moyenne de l'épaisseur des boues dans les deux compartiments en vue de déterminer le taux d'accumulation moyen entraînerait une surestimation de la fréquence de vidange qui conduira un à un

dysfonctionnement de l'élément épurateur qui fait suite à la fosse septique dû à une fuite des matières solides.

Dans une fosse septique, le taux total d'accumulation sera déterminé en calculant d'abord les taux d'accumulation de chacun des compartiments et en sommant ensuite les taux d'accumulation obtenus à chacun des compartiments.

VI.2.3. Production spécifique des boues dans la fosse septique

Peu de données en rapport avec les productions spécifiques des boues de vidange (g de DCO ou de MES/personne/par jour) ont été trouvées dans la littérature. Comme il a été signalé plus haut, ces données sont pourtant très importantes pour le dimensionnement et le choix des filières de traitement des boues de vidanges, choix qui soit optimal sur le plan économique et environnemental. Ces données sont aussi importantes pour faire les prévisions de la charge à traiter à l'échelle d'une ville ou d'une localité donnée, lorsque les matières de vidanges seront traitées. Dans la littérature, un seul document parle de la production de boues en termes de DCO ou de MES/habitant/jour des boues accumulées dans la fosse septique. Il s'agit d'une étude réalisée en France où les auteurs ont évalué la quantité en g de DCO (ou MES)/habitant/an des matières vidangées dans les fosses toutes eaux (Liénard *et al.*, 2008), ces flux spécifiques par habitant et par an ont été obtenus à partir des informations fournies par les vidangeurs lors de la vidange des fosses toutes eaux (nombre de personne raccordées, durée entre deux vidanges et volume des matières de vidange collecté) et sur base des analyses réalisées sur les boues collectées dans la fosse septique. Pour une fréquence de vidange moyenne de quatre ans, les flux rejetés équivalent à 8 kg DCO/habitant/an (21,9 g DCO/habitant/jour) et 6 kg de MES/habitant/an (16,4 g MES/habitant/jour) (Liénard *et al.*, 2008). Selon les mêmes auteurs, les flux extraits des fosses septiques toutes eaux montrent une production spécifique (g/habitant) qui diminue en fonction de la durée de stockage, cela est dû aux phénomènes de dégradation anaérobiose qui se déroulent dans la fosse septique.

VI.3. Approches méthodologiques

Ci-dessous sont décrites les méthodologies ayant été adoptées pour le choix des fosses septiques devant faire partie des mesures, pour la technique de mesure de l'épaisseur des boues et de l'écume dans la fosse septique ainsi que pour la prise des échantillons des boues dans la fosse septique qui serviront à la détermination des taux d'accumulation des boues.

VI.3.1. Choix des fosses septiques

Les fosses septiques ayant fait l'objet de nos investigations sont des fosses septiques implantées en villes de Bujumbura (Burundi). Une enquête préliminaire a été effectuée en ville de Bujumbura afin d'identifier les fosses septiques qui remplissent les conditions décrites ci-dessous. À l'issus de cette enquête, cinq fosses septiques ont été retenues pour servir lors de nos campagnes de mesure et d'échantillonnage, leur choix a été donc guidé par les conditionnalités suivantes :

- La fosse septique doit recevoir la totalité des eaux usées générées au niveau du ménage (eaux vannes et eaux ménagères). De telles fosses septiques portent le nom de «fosses toutes eaux».
- La fosse septique doit disposer des regards de visite à chacun des compartiments et ces regards de visite doivent être facilement accessibles.
- Les dimensions de la fosse septique doivent être connues ou tout au moins faciles à mesurer sur site.
- La durée de fonctionnement de la fosse septique doit être connue avec précision. En effet pour ce point, étant donné qu'il a été difficile d'avoir des renseignements sur la date exacte de la dernière vidange pour les fosses septiques où on avait déjà organisé une vidange, mais aussi du fait que dans la majorité des cas lors de la vidange, on ne vidange qu'une partie seulement des boues, visiblement la quantité équivalente à la capacité du camion vidangeur, notre choix s'est orienté vers les fosses septiques des maisons nouvellement construites et pour lesquelles on n'a pas encore vidangé. La date de la mise en routes de la fosse septique correspond à la date du déménagement dans la nouvelle habitation qui est connu avec précision par les propriétaires. Les fosses septiques dont l'intervalle d'âge se situait entre 1,5 an et 3 ans au moment du début de notre campagne de mesure (2012) ont été privilégiées.
- Le nombre d'habitants raccordés à la fosse septique qui devrait faire partie de nos mesures doit subir le moins de variation possible au cours du temps.
- La fosse septique devrait être suivie d'un dispositif (en bon état de fonctionnement) qui reçoit l'effluent décanté. À Bujumbura comme c'est d'ailleurs le cas dans les autres localités des pays en développement, ce dispositif est constitué d'un puits perdant.

VI.3.2. Méthodes de mesure de l'épaisseur des boues et de prélèvement de l'échantillon de boues

VI.3.2.1. Mesure de l'épaisseur de boues et de l'écume

L'épaisseur de la boue est mesurée en utilisant le **Détecteur portable du niveau de boue EPARCO** dont la description et le schéma sont montrés plus haut. La technique de mesure consiste à :

- Plonger le détecteur lentement et verticalement dans la fosse par l'intermédiaire de l'ouverture d'accès de la fosse. La lumière s'allume au contact de l'eau grâce aux bornes-contacts situées à la base du bloc optique.
- Amener l'orifice du tube à l'œil de manière à voir la lumière réfléchie sur le miroir tout en continuant à plonger le détecteur. La lumière disparaît lorsque la surface des boues est atteinte. On choisit un repère (le fil d'eau dans la fosse septique par exemple), et on note alors le niveau des boues sur la graduation du tube inox (**soit H_1**).
- Plonger ensuite le détecteur jusqu'au fond de la fosse, et noter la hauteur correspondante en prenant toujours pour repère le fil d'eau (**soit H_2**).

L'épaisseur des boues accumulées dans la fosse septique est donnée par :

$$H \text{ (cm)} = H_2 - H_1 + 11 \text{ cm}$$

L'épaisseur des boues accumulées est déterminée pour chacun des deux compartiments et la mesure commençait chaque fois par le second compartiment.

L'épaisseur de la couche d'écume est déterminée en utilisant une plaque métallique d'environ 60 cm X 20 cm ayant les mailles d'un tamis au milieu de laquelle est attachée une corde. On enfonce verticalement et lentement la plaque au travers la couche d'écume qui s'est solidifiée jusqu'à ce que le bout supérieur de la plaque traverse cette couche d'écume. On abandonne la plaque dans la phase liquide et on tire doucement sur la corde. Alors que la phase liquide passe facilement entre les ouvertures de la maille, la couche d'écume résiste (du fait qu'elle est visqueuse ou solide) et à ce moment-là, on arrête de tirer sur la corde. La partie de la corde qui reste immergée correspond alors à l'épaisseur de la couche d'écume. Cette mesure de la couche d'écume est réalisée dans chacun des deux compartiments dont dispose la fosse

septique et la mesure se fait avant celle de l'épaisseur des boues pour chaque compartiment. Ceci dans le but de perturber le moins possible la couche d'écume.

Que ça soit pour la boue ou l'écume et dans les deux compartiments, on suppose que leur répartition dans la fosse est uniforme. Cela n'est pas toujours vrai car il est connu que dans la fosse septique, les boues se concentrent beaucoup plus à l'entrée qu'à la sortie. Cette façon de simplifier les choses vient du fait que la fosse septique ne disposant que d'un seul regard de visite par compartiment, il n'est possible de mesurer l'épaisseur de la boue accumulée dans la fosse septique que par le regard de visite aménagé pour chaque compartiment. Heureusement que la surface de décantation dans la fosse n'est pas très grande, cela ne va donc pas entraîner un biais trop élevé des résultats, de plus, sachant que les regards de visite se situent dans la plupart des cas à l'entrée de chaque compartiment, on va en quelque sorte surestimer l'accumulation des boues, occasionnant de ce fait la sous-estimation des périodes de vidanges, ce qui n'affecterait pas heureusement le bon fonctionnement de la fosse septique et protègerait l'élément épurateur placé à l'aval de cette dernière.

VI.3.2.2. Prélèvement de l'échantillon de boues dans la fosse septique

Le prélèvement de la boue a été réalisé en utilisant une pompe submersible de marque "Top Craft", modèle "TDWSP-650" (figure 61). En effet, une fois qu'on a déjà identifié la profondeur à laquelle se trouvent les boues dans la fosse septique par le biais du détecteur du niveau de boue, on enfonce la pompe à la mi-épaisseur de la couche de boue et on pompe entre 10-15 L de boue qu'on amène au laboratoire dans des bidons en plastics. Ceci a été fait dans chacun des compartiments dont dispose la fosse septique et le prélèvement commençait chaque fois par le second compartiment. Au même moment, on prélevait aussi l'échantillon de l'écume (pour les fosses qui en disposaient).



Figure 61 : Pompe submersible utilisée pour prélever l'échantillon de boues

VI.4. Résultats et interprétation des résultats

VI.4.1. Informations de base sur les fosses septiques sélectionnées

Le tableau 34 présente certaines informations sur les fosses septiques qui ont été utilisées lors de nos campagnes de mesure. Ces informations ont été obtenues par enquête auprès des ménages dont les fosses septiques ont été sélectionnées pour faire partie des mesures et concernent notamment la durée de fonctionnement des fosses septiques jusqu'à la date où nous avons effectué les mesures du taux d'accumulation, le nombre de personnes connectées à chaque fosse septique ainsi que la capacité utile de chacune des fosses septiques échantillonnées. La capacité utile de la fosse septique étant comprise comme le volume réservé au stockage des boues et de l'écume ainsi que l'espace se trouvant entre les deux (espace réservé à la décantation des matières solides). Il convient de signaler que les fosses septiques qui ont été utilisées dans la présente étude ont la forme d'un parallélépipède rectangle.

Tableau 34 : Informations de base sur les fosses septiques étudiées

F.S n°	durée de fonctionnement de F.S en Jours (ans)	Nbre de person. Connectées	Capacité utile de la fosse: boues +surnageant + écume (en m ³)		
			Compartiment 1	Compartiment 2	Total
1	873 (2,4)	7	2,67	1,6	4,28
2	819 (2,2)	8	2,64	1,93	4,57
3	1180 (3,2)	13	5,72	3,15	8,87
4	1712 (4,7)	21	11,68	4,23	15,9
5	1125 (3)	17	9,15	4,97	14.12

Les détails de calcul de ces volumes étant fournis à l'annexe VI.1.2 où il est montré les dimensions de chaque compartiment de la fosse septique en termes de longueur, largeur et hauteur.

VI.4.2. Taux d'accumulation des boues dans les fosses septiques

Le taux d'accumulation des boues dans la fosse septique est la somme des taux d'accumulation des boues décantées et de l'écume dans les deux compartiments. Pour chaque compartiment on calcule le taux d'accumulation lié aux boues décantées ainsi qu'à celui de la couche d'écume. Le taux d'accumulation global étant alors obtenu en sommant les taux d'accumulation trouvés à chaque niveau comme le montrent les résultats présentés au tableau 35 [*les détails sont renseignés à l'annexe VI.1*]. A chaque niveau, ce taux d'accumulation est exprimé par la relation suivante :

$$Taux d'accumulation = [(L * l * e) / (P * J)] \frac{Litres}{habitant * Jour}$$

Où - L : longueur de chacun des compartiments de la fosse,

- l : largeur de la fosse septique
- e : épaisseur des boues ou de l'écume selon le cas
- P : nombre de personnes connectées à la fosse septique
- J : durée de fonctionnement de la fosse septique

Tableau 35 : Taux d'accumulation des boues

Fosse septiques n°	durée de fonctionnement de F.S en Jours (années)	Taux d'accumulation des boues (L/habitant /jour)				
		Compartiment 1		Compartiment 2		Total
		Boues	Écume	Boues	Écume	Boues + Écume
1	873 (2,4)	0,21	0	0,08	0	0,29
2	819 (2,2)	0,19	0,006	0,08	0	0,276
3	1180 (3,2)	0,18	0,004	0,05	0	0,234
4	1712 (4,7)	0,16	0,014	0,04	0,001	0,215
5	1125 (3)	0,17	0,008	0,07	0	0,248

Les taux d'accumulation trouvés dans le cadre de cette étude conduite sur les fosses septiques installées en ville de Bujumbura se situent entre 0,29-0,21L/habitant/jours. Ces valeurs se situent dans la gamme de celles trouvées dans les travaux de Philip *et al.*, (1993), Brandes (1978) et Gray (1995). Par contre des valeurs faibles des taux d'accumulation comparativement à ce que nous avons obtenues sont signalées dans une étude conduite par Lossing *et al.*, (2010).

Le taux d'accumulation des boues mesuré dans une fosse septique dépend de plusieurs facteurs, parmi lesquels on peut citer :

- la technique utilisée pour la mesure de la couche de boues. Comme nous l'avons présenté plus haut, différentes techniques existent pour déterminer le taux d'accumulation des boues dans les fosses septiques et sont utilisées à différents endroits. La comparabilité de ces techniques n'est pas connue à ce jour.
- les dimensions de la fosse septique surtout la surface de décantation ainsi que le débit d'eaux usées qui entre dans la fosse septique.
- les habitudes des ménages en matière de nettoyage anal mais aussi ce qu'on jette dans la fosse septique. En effet, pour son bon fonctionnement, la fosse septique doit recevoir exclusivement les eaux usées domestiques (eaux ménagères et eaux vannes), les autres objets (tampons hygiéniques ou tout autres déchets ménagers, l'utilisation d'autres choses pour le nettoyage anal que l'eau ou le papier hygiénique destiné à cet effet) ne feront qu'augmenter le

taux d'accumulation des boues dans la fosse septique raccourcissant ainsi la période entre deux vidanges.

- un autre phénomène qui pourrait influencer les taux d'accumulation des boues est l'effet de la compression des boues au fil des années de fonctionnement de la fosse septique. Des études seraient nécessaire afin de quantifier, pour un taux d'accumulation mesuré sur terrain, la part qui revient à la digestion anaérobie des boues et celle imputable à la compression des boues, étant donné que les deux processus se passent simultanément pendant toute la durée de fonctionnement de la fosse septique. Une raison de plus qui prouve le besoin d'exprimer les résultats en g MES ou g de DCO plutôt qu'en litres.

Les résultats présentés au tableau 35 montrent également qu'il y a un écart énorme entre les valeurs des taux d'accumulations obtenus au niveau du premier compartiment et ceux du deuxième compartiment, comme cela est mis en évidence à la figure 62, ces résultats sont également confirmés par les travaux de Lossing *et al.*, (2010). En se référant aux résultats du tableau 35, on constate que le taux d'accumulation des boues dans le deuxième compartiment représente moins de 30% du taux d'accumulation total. Cela signifie que si les dispositifs d'entrée et de sortie sont bien conçus, le second compartiment a un rôle limité, et il est alors préférable de prévoir un seul compartiment, avec le même volume utile total.

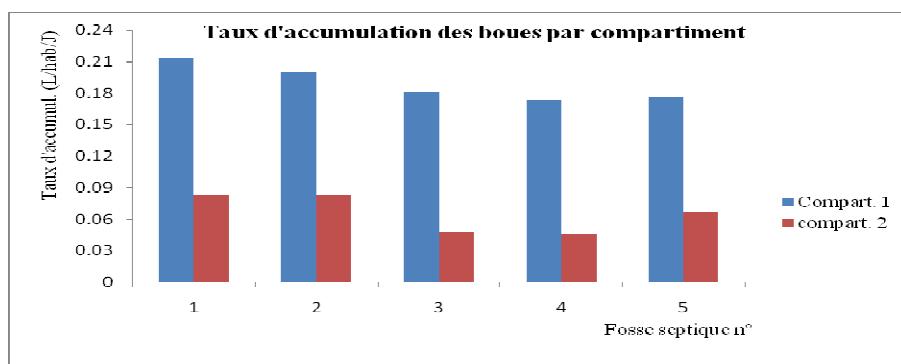


Figure 62 : Taux d'accumulation des boues par compartiment

La question du compartimentage de la fosse septique avait déjà été soulevée par Vasel (2007) où il est précisé que du point de vue de la décantation, le compartimentage ne se justifie pas. Nous constatons aussi que, d'après les résultats de cette étude, le compartimentage de la fosse septique, du point de vue de l'accumulation des boues, n'apporte pas de valeur ajoutée dans le bon fonctionnement de la fosse septique et risquerait plutôt d'augmenter la vulnérabilité de l'élément épurateur placé à l'aval de la fosse septique surtout dans le contexte des pays en

développement, où la périodicité de vidange de la fosse septique n'est ni planifiée ni connue à l'avance. La vidange de la fosse septique n'intervient que si cette dernière commence à manifester des signes de dysfonctionnement. En effet, étant donné que les deux compartiments de la fosse septique se remplissent des boues à des vitesses très différentes, le premier compartiment sera rempli plus tôt que le second. Une fois que le premier compartiment est rempli, le risque d'entrainement de la matière décantable (MES) avec l'effluent qui sort de la fosse septique vers l'élément épurateur est élevé d'autant plus que la surface de décantation est fortement réduite dans le second compartiment suite au compartimentage de la fosse septique dans les proportions d'environ 2/3 et 1/3 du volume respectivement pour le premier compartiment et pour le deuxième. Pour un fonctionnement optimal de la fosse septique, il serait prudent de fixer la période de vidange en tenant compte seulement du taux et du volume d'accumulation des boues du premier compartiment, ce qui aura comme conséquence la réduction de l'espace d'accumulation des boues et le rapprochement entre deux périodes de vidange (du fait que le taux d'accumulation des boues dans le deuxième compartiment n'est pas pris en compte) mais qui protégerait tout de même l'élément épurateur qui fait suite à la fosse septique. Une autre manière de procéder et qui pourrait apporter de meilleurs résultats du point de vue de la décantation que de l'accumulation de boues serait de concevoir une fosse septique à compartiment unique, ayant une surface de décantation suffisante c'est-à-dire qui respecte les règles de dimensionnement, cela dans le but de bénéficier davantage de l'espace pour accumuler les boues en plus de permettre une meilleure décantation des matières en suspension en raison d'une vitesse ascendante moins élevée pour un même volume de fosse.

VI.4.3. Flux d'accumulation des boues dans les fosses septiques

Les résultats des tableaux qui suivent présentent les flux de production de boues par habitant et par jour en DCO (Tableau 36), en MS (tableau 37) et MSV (tableau 38). Comme pour le taux d'accumulation, les flux correspondant ont été calculés sur les boues accumulées au fond de la fosse septique ainsi que sur la couche d'écume et cela pour chaque compartiment. Le flux total étant la somme des différents flux obtenus à chaque niveau [*les détails sont fournis aux annexes VI.2, VI.3 et VI.4 respectivement pour le flux DCO, MS et MVS*] où il est montré les concentrations ainsi que les volumes ayant servi pour déterminer les différents flux montrés dans les tableaux 36, 37 et 38.

Tableau 36 : Flux d'accumulation des boues en DCO

Fosse septiques n°	durée de fonctionnement de F.S en Jours (années)	Flux en DCO (g DCO/habitant /jour)				
		Compartiment 1		Compartiment 2		Flux Total
		Boues	Écume	Boues	Écume	Boues + Écume
1	873 (2,4)	20,80	0	6,82	0,00	27,62
2	819 (2,2)	17,33	1,00	6,80	0,00	25,13
3	1180 (3,2)	13,46	0,77	3,83	0,00	18,06
4	1712 (4,7)	9,75	2,16	2,80	0,19	14,90
5	1125 (3)	13,14	1,13	5,48	0,00	19,75

Tableau 37 : Flux d'accumulation des boues en matières sèches (MS)

Fosse septiques n°	durée de fonctionnement de F.S en Jours (années)	Flux en MS (g MS/habitant /jour)				
		Compartiment 1		Compartiment 2		Flux Total
		Boues	Écume	Boues	Écume	Boues + Écume
1	873 (2,4)	12,84	0	4,29	0	17,13
2	819 (2,2)	12,19	0,45	4,56	0	17,2
3	1180 (3,2)	9,98	0,33	2,92	0	13,23
4	1712 (4,7)	8,08	1,00	2,35	0,09	11,52
5	1125 (3)	9,66	0,67	4,03	0	14,36

Tableau 38 : Flux d'accumulation des boues en matières solides volatiles (MSV)

Fosse septiques n°	durée de fonctionnement de F.S en Jours (années)	Flux en MSV (g MSV/habitant /jour)				
		Compartiment 1		Compartiment 2		Flux Total
		Boues	Écume	Boues	Écume	Boues + Écume
1	873 (2,4)	8,75	0	2,97	0	11,72
2	819 (2,2)	7,55	0,39	2,96	0	10,9
3	1180 (3,2)	5,70	0,29	1,78	0	7,77
4	1712 (4,7)	4,52	0,85	1,27	0,07	6,71
5	1125 (3)	5,59	0,57	2,38	0	8,54

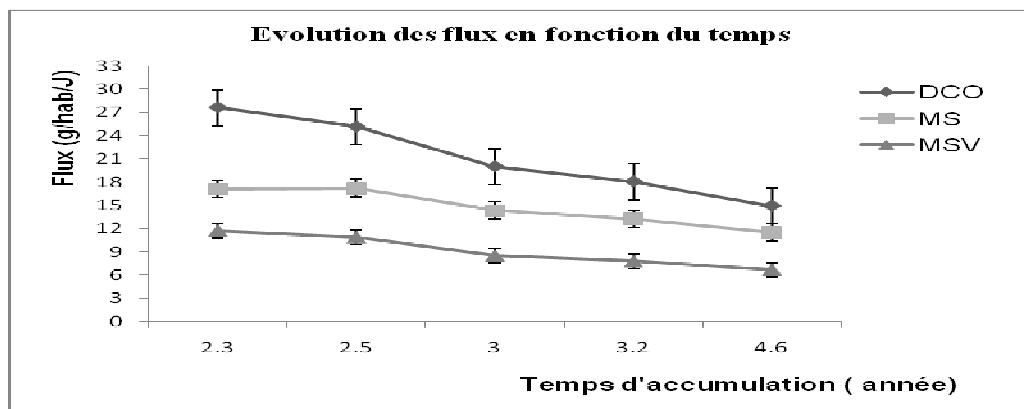


Figure 63 : Évolution des flux dans la fosse septique en fonction du temps de stockage des boues

Tableau 39 : Rapport DCO/MS et MVS/MS en fonction du temps d'accumulation des boues dans la fosse septique

Temps d'accumulation des boues dans la fosse septique (ans)	DCO/MS	MVS/MS
2,4	1,61	0,68
2,2	1,46	0,63
3,2	1,36	0,58
4,7	1,29	0,55
3	1,37	0,59

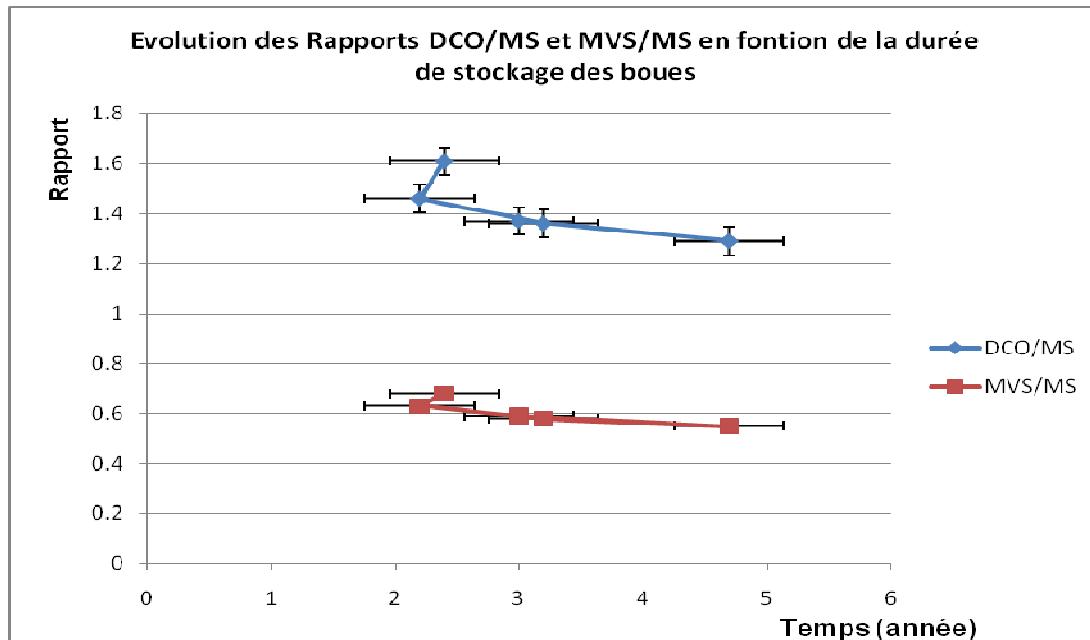


Figure 64 : Rapport DCO/MS et MVS/MS en fonction de la durée de stockage des boues dans la fosse septique

Les flux obtenus dans le cadre de cette étude diminuent en fonction du temps d'accumulation des boues dans la fosse septique (figure 63) ce qui est tout à fait normal compte tenu des processus de dégradation anaérobie des boues qui se déroulent dans la fosse septique. D'une façon générale, le rapport DCO/MS diminue aussi en fonction du temps d'accumulation des boues dans la fosse septique sauf pour la fosse septique âgée 2,4 ans qui s'écarte de cette tendance. À partir des résultats du tableau 39 et visualisés sur la figure 64, nous pouvons dire que la proportion des matières non biodégradables augmente en fonction du temps de stockage des boues dans la fosse septique. Le taux des matières volatiles se situe entre 68% et 58% des MS et diminue également en fonction du temps de stockage des boues dans la fosse septique. Dans de cette étude, nous avons obtenu des flux de 14,9g DCO/hab./jour et 11,49g MS/hab./jour sur une période de stockage de boues de 4,6 ans alors que Liénard *et al.*, (2008) dans une étude conduite sur les fosses toutes eaux en France, sur une fréquence de vidange des boues de quatre ans, ont trouvés des flux de 21,9 g DCO/hab./jour et 16,4 g MES/hab./jour . Des résultats visiblement supérieurs à ceux trouvés dans le cadre de cette étude. La différence entre les deux résultats pourrait s'expliquer par les quantités d'eaux usées produites au niveau du ménage dans les deux cas (en ville de Bujumbura et en France), quantités qui sont liées au différence de niveau de vie entre les deux localités.

VI.5. Conclusion

La connaissance du taux d'accumulation des boues dans les fosses septiques est utile pour planifier la fréquence de vidange pour les fosses septiques déjà en place, pour dimensionner les nouvelles fosses septiques mais également pour connaître les volumes des boues devant être acheminés au site de dépotage à l'échelle d'une ville. En première approximation, dans la ville de Bujumbura, le dimensionnement d'une fosse toutes eaux pourra se baser sur un taux d'accumulation de boues de 0,22L/habitant/jour pour une fréquence de vidange de quatre ans. Les flux d'accumulation en termes de DCO et de MS permettront d'avoir une idée sur la charge à traiter et de donner des indications sur les options de traitement des boues vidangées les plus bénéfiques sur le plan économique, sanitaire et environnemental. Toutefois, les flux DCO présentés ici, que ça soit en ville de Bujumbura ou ceux réalisés en France, englobent à la fois la fraction biodégradable et non biodégradable. Les traitements projetés sur les boues de vidange n'ont que peu d'effets sur la fraction non biodégradable et l'efficacité de l'une ou l'autre option de traitement devrait être évaluée sur base de la fraction dite biodégradable. Il devient donc utile, dans les boues de vidange, de quantifier la part qui revient à chacune des deux fractions. Cet aspect sera développé au chapitre VII du présent travail.

Afin de protéger l'élément épurateur qui suit la fosse septique mais aussi pour faire en sorte que la vidange des boues ne pèse pas trop lourds sur les économies des ménages, la vidange des boues pourrait intervenir une fois que la fosse septique est remplie aux 2/3 de sa capacité utile. Pour les fosses septiques compartimentées, c'est le taux d'accumulation des boues du premier compartiment qui devrait déterminer les fréquences de vidange.

Du fait que les boues de vidange contiennent encore un taux de matière volatiles non négligeable (en moyenne 60% de MES), leur valorisation devrait être privilégiée à toute autre forme de traitement.

Enfin, avant de terminer ce chapitre, il importe de relever certaines particularités constatées lors de nos investigations sur terrain :

- Dans les fosses septiques ayant fait l'objet de notre étude, l'épaisseur de la couche d'écume est moins importante si elle n'est pas tout simplement absente. Ce phénomène pourrait être imputable aux habitudes alimentaires moins riches en graisses.

- En ville de Bujumbura, la plupart des fosses septiques ne reçoivent que les eaux vannes (mélanges d'urine, d'excrément et de l'eau de chasse), les eaux de douches sont envoyées immédiatement dans le puits perdant sans passer par la fosse septique ; les raisons à cela seraient que le savon contenu dans les eaux de douche perturberait le fonctionnement de la fosse septique en inhibant l'action bactérienne, ce qui est évidemment faux. Quant aux eaux de cuisine et de lessive, elles sont envoyées dans les caniveaux qui transportent les eaux pluviales.

- Au sein de la population, on constate encore une forte tendance de ne pas accorder d'importance à cette installation d'assainissement non collectif qui est la fosse septique. En effet, sous prétexte de faire une bonne gestion de la parcelle, il n'est pas rare de rencontrer une fosse septique installée sous le garage ou sous la fondation d'une maison annexe à la maison principale. Il est bien évident que dans ces conditions les vidanges sont rendues quasiment impossibles et que la fosse finira par être remplie, avec un risque fortement accru de dysfonctionnement du système placé en aval (puits perdant par exemple).

Références Bibliographiques

- Appels L., Baeyens J., Degrève J. & Dewil R., 2008. Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. *Progress in Energy and Combustion Science*, 34(6), 755-781.
- Brandes M., 1978. Accumulation rate and characteristics of septic tank sludge and septage. *Journal of Water Pollution Control Federation*, 936-943.
- Bounds T.R., 1997. *Design and Performance of Septic Tanks*. American Society for Testing Materials, Philadelphia, 21p.
- Crites R. and Tchobanoglous G., 1998. Small and Decentralized Wastewater Management Systems. New York: McGraw-Hill, 1084 p.
- Effebi K. R., 2009. *Lagunage anaérobiose: modélisation combinant la décantation primaire et la dégradation anaérobiose*. Thèse de doctorat, Campus d'Arlon, Université de Liège, 165 p.
- Eparco assainissement, 2008. *Détecteur de Niveau de boues, Avis Technique 17/07-196*. Le Ponant, F-Mèze, 8 p.
- Gray N.F., 1995. The Influence of sludge accumulation rate on septic tank design. *Environmental Technology*, 16 (8), 795-800.
- Kalbermatten J. M., Julius D. S. & Gunnerson C. G., 1980. *Appropriate Technology for Water Supply and Sanitation. A sanitation field manual*. World bank, Washington, 86 p.
- Keffala C., Effebi K.R., Ghrabi A., Jupsin H. & Vasel J. L., 2011. Evaluation des taux d'accumulation et de production de boue dans les bassins de stabilisation appliqués sous climat méditerranéen. *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, 24(1), 63-76.
- Kinsley C., Crolla A. & Joy D., 2006. *Impact of Water Softeners on Septic Tanks: Field Evaluation Study*. Canada Mortgage and Housing Corporation, 22 p.
- 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*, (53), 35-48.
- Lossing H., 2009. *Sludge Accumulation and Characterization in Decentralized Community Wastewater Treatment Systems with Primary Clarifier Tanks at Each Residence*. Thèse de doctorat, Queen's University, Kingston, Ontario, Canada, 256 p.
- Lossing H., Champagne P. & 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 & Technology*, 62(12), 2944-2952.
- Philip H., Maunoir S., Rambaud A. & Philippi L., 1993. Septic tank sludge: accumulation rate and biochemical characteristic. *Water Science & Technology*, 28(10), 57-64.
- Seabloom R.W., Bounds T.R. and Loudon T.L., 2005. Septic Tanks Text. in (M.A. Gross and N.E. Deal, eds.) University Curriculum Development for Decentralized Wastewater Management. National Decentralized Water Resources Capacity Development Project. University of Arkansas, Fayetteville, AR, 63 p.

Rouez M., 2008. *Dégradation anaérobie de déchets solides: caractérisation, facteurs d'influence et modélisations*. Thèse de doctorat, Laboratoire de Génie Civil et d'Ingénierie Environnementale, Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, 259 p.

Vasel J.L., 2007. Évolution de l'assainissement individuel: perspectives et questions en suspens. *Tribune de l'eau*, 641(1), 3-16.

CHAPITRE VII: Caractérisation et essai de valorisation des boues de vidange

VII.1. Introduction

Les boues qui s'accumulent dans les installations d'assainissement non collectif devront à un certain moment subir une vidange, suivie d'un transport vers un site de traitement/valorisation afin de prévenir les risques sanitaires et environnementaux liés à ces boues de vidange.

Qu'il s'agisse d'un traitement conventionnel ou d'une valorisation, une connaissance de la composition des boues est primordiale afin de choisir l'option qui soit la plus efficace sur le plan économique, sanitaire et environnemental. Il convient de signaler que la tendance actuelle consiste à considérer les boues de vidange non pas comme un déchet mais plutôt comme une ressource qu'il faut valoriser. Cette nouvelle orientation fera en sorte que les boues de vidange ne soient plus perçues comme une charge qui pèse sur la communauté mais en revanche comme une opportunité de résoudre certains problèmes, notamment ceux d'ordre énergétique ou ceux concernant l'amendement des terres agricoles tout en continuant à jouer le même rôle de protection sanitaire et environnementale.

Le présent chapitre se donne comme objectifs :

1° De faire le point, au moyen d'une revue de la littérature, sur l'état des connaissances actuelles aussi bien en matière des caractéristiques des boues de vidange que des techniques pouvant être mises en œuvre pour leur valorisation dans le contexte des pays en développement.

2° De compléter cette caractérisation par des essais de traitement des boues en réacteurs aéré et non aéré. Le but ici étant d'évaluer le talon dur de la DCO des boues de vidange et par là connaître la fraction de la DCO biodégradable (traitement en réacteur aéré), ensuite d'évaluer le potentiel de production du méthane des boues de vidange (traitement en réacteur anaérobiose).

3° De tester un procédé de co-digestion anaérobiose partielle couplée à un co-compostage dans un même réacteur d'un mélange de boues de vidange et des déchets solides municipaux (DSM). Le but étant d'optimiser la valorisation des boues de vidange par co-traitement avec les DSM.

VII.2. Revue de la littérature

VII.2.1. Caractéristiques des boues de vidange

Le tableau 40 fait une compilation des valeurs de la littérature des caractéristiques des boues de vidange. Ces caractéristiques concernent les boues de vidange provenant de fosses septiques, latrines traditionnelles ou toilettes publiques.

Tableau 40 : Caractéristiques moyennes des boues de vidange

Origines des boues	pH	MES (mg/l)	MVS (% MES)	DCO (mg/l)	DBO ₅ (mg/l)	N-NH ₄ ⁺ (mg/l)	DCO/DBO ₅	Références
Fosse septique		7077	57	7607	1453	-	5,2	Bassan <i>et al.</i> , 2013
Latrine sèche		10982	64	12437	2126	-	5,8	
Toilette publique		-	-	49 000	6 700	3 300	7,3	Koné <i>et al.</i> , 2011
Fosse septique		12862	70	31900	6480	97	4,9	Lossing, 2009
Fosse septique		2200-67000	73	1200-76000	600-5500	120-1200	2-13	Koné & Strauss, 2004
Fosse toutes eaux		29000	65	29700	5800	885	5,1	Boutin, 2009
Fosse septique	6,7-8	3150-21600	-	5400 – 34 500	600 – 5 500	200– 590		Koottatep <i>et al.</i> , 2001
Toilette publique	-	≥ 30 000	-	20000-50000	-	2000-5000		Heinss, 1998
Fosse septique	-	<7000	-	<10 000	-	<1000		
Latrine sèche	-	-	-	50 000	30 000	-	1,6	Shiru & Bo, 1991
Fosse septique	7.3	2130	73	3 853	-	-	-	Mbéguéré <i>et al.</i> , 2011

Comme le montre les valeurs présentées au tableau 40, les caractéristiques des boues de vidange affichent une grande hétérogénéité marquée par une variabilité des concentrations en DCO, DBO₅ et MES. Le rapport DCO/DBO₅ est supérieur à 3 et montre que les boues de vidanges sont relativement peu biodégradables, le taux des MVS dans les MES varie entre 50-73% signe que les boues de vidange renferment encore une partie non négligeable de matières organiques qu'il conviendrait de valoriser mais cette donnée constitue en même temps un avertissement sur les conséquences sanitaires et environnementales encourues en cas de leur déversement dans la nature sans traitement préalable. Signalons aussi que parmi les caractéristiques des boues de vidange présentées par différents auteurs, la notion de fraction de la DCO (DCO biodégradable et non biodégradable) n'a pas été abordée alors que si les boues de vidange devraient subir un traitement biologique, le rendement de traitement ou l'intérêt d'une éventuelle valorisation ne seront évalués que sur la partie de la DCO biodégradable, la partie non biodégradable ne sera que très peu affectée par les bactéries et devrait en principe être prise en compte au moment de la fixation des performances attendues pour un procédé de traitement donné.

La grande variabilité des caractéristiques affichées par les boues de vidange serait due principalement :

- ✓ A la nature de l'ouvrage de stockage des boues (fosse septique, latrine sèche ou toilette publique) : - Pour une fosse septique, les boues sont stockées pendant un certain temps dans un milieu anaérobiose et se trouvent dans la plupart des cas dans un état stabilisé lors de la vidange, - pour une latrine sèche les boues sont moins diluées car peu de liquide y est admis alors que dans le cas d'une toilette publique les périodes de vidange sont très rapprochées (de quelques jours à quelques semaines) du fait que ces latrines sont utilisées par un nombre élevé de personnes et les boues qui y sont vidangées sont réputées biochimiquement instables.
- ✓ A la technologie utilisée pour la vidange : - vidange avec remise du liquide dans la fosse versus vidange intégrale de la fosse c'est-à-dire englobant la phase solide, liquide et le chapeau. - Vidange d'une partie de la boue constituée en grande partie par le surnageant, laissant dans la fosse les boues accumulées au fond et stabilisées.
- ✓ A la méthode d'échantillonnage (prise des échantillons à caractériser en laboratoire) : ici intervient la notion de représentativité de l'échantillon. Toute la question est de savoir comment 10 L (par exemple, prélevés en surface ou dans le liquide ou dans les sédiments) peuvent reproduire une image fidèle des 4000 L de boues d'une fosse septique.

VII.2.2. Traitement des boues de vidange

De nombreuses techniques de traitement des boues de vidange sont rapportées dans la littérature (Cofie et *al.*, 2009 ; Heinss et *al.*, 1998 ; Koné et Strauss, 2004 ; Koottatep et *al.*, 2001 ; Liénard *et al.*, 2008 ; Tilley et al., 2008). Parmi les diverses méthodes qui existent à l'heure actuelle (le lecteur intéressé pourra se référer à la bibliographie précédemment fournie), celles de traitement par digestion anaérobie et par compostage ont attiré notre attention. En effet ces deux méthodes ont un double avantage (avantage environnemental et économique) : en plus de stabiliser les boues en réduisant considérablement leurs caractères polluants et pathogènes, elles permettent la conversion des boues de vidange en produits dont les pays en développement ont tant besoin pour faire face à la crise énergétique (Parawira, 2009 ; Sarr, 2013) et alimentaire (Janin, 2009) de ce millénaire. Il s'agit du méthane (une source d'énergie qui peut être utilisée au même titre que les autres sources d'énergies conventionnelles) et du compost organique qui constitue de l'engrais par excellence pour fertiliser les sols cultivables. Ci-dessous, nous présentons une brève description de ces deux méthodes.

VII.2.2.1. Digestion anaérobie

VII.2.2.1.1. Définition et historique

La digestion anaérobie ou méthanisation est la transformation par écosystème microbien fonctionnant en anaérobiose de la matière organique en biogaz, mélange de méthane et de gaz carbonique principalement (Moletta, 2002). En matière de gestion de déchets, cette technique est utilisée comme moyen de dépollution associée à la production de l'énergie. Le recours à la digestion anaérobie pour le traitement des déchets n'est pas nouveau ; en Chine et en Inde, elle est utilisée depuis le 19ème siècle pour traiter les déchets animaux et agricoles en vue de produire de l'énergie utilisée pour cuire les aliments (Gijzen, 2002) mais aussi comme une technologie utilisée pour traiter les eaux usées et les excreta dans les fosses septiques notamment dans les pays européens (Lens & Verstraete, 2001). Dans les années 1970, suite à la crise pétrolière, des études plus poussées sur la technologie de la méthanisation ont été initiées en France et dans d'autres pays européens surtout dans le domaine de traitement des déchets industriels par digestion anaérobie (Nordmann, 2013 ; Rocher, 2009). La co-digestion anaérobie, traitant un mélange de déchets d'origine différente quant à elle n'a vu le jour que dans les années 1980 (Ahring, 2003). A l'heure actuelle, les recherches dans le domaine de la biométhanisation se poursuivent en vue de l'optimiser, vu qu'elle constitue un domaine

séduisant à plusieurs degrés. Sur le plan environnemental, elle constitue une méthode de dépollution très performante utilisant un processus naturel, produisant de l'énergie verte qui peut être utilisée comme alternative de l'énergie fossile et contribuant ainsi à la réduction des gaz à effet de serre. Elle peut également imprimer une augmentation de la fertilité des sols cultivables grâce à son résidu de digestion, qu'on appelle digestat.

VII.2.2.1.2. Les différentes étapes de la digestion anaérobie

La digestion anaérobie est un processus biologique, complexe, mettant en œuvre les étapes schématisées à la figure 65. Cette digestion anaérobie se déroule en quatre étapes (hydrolyse, acidogenèse, acétogenèse, méthanogenèse) qui font intervenir chacune des bactéries possédant des caractéristiques spécifiques.

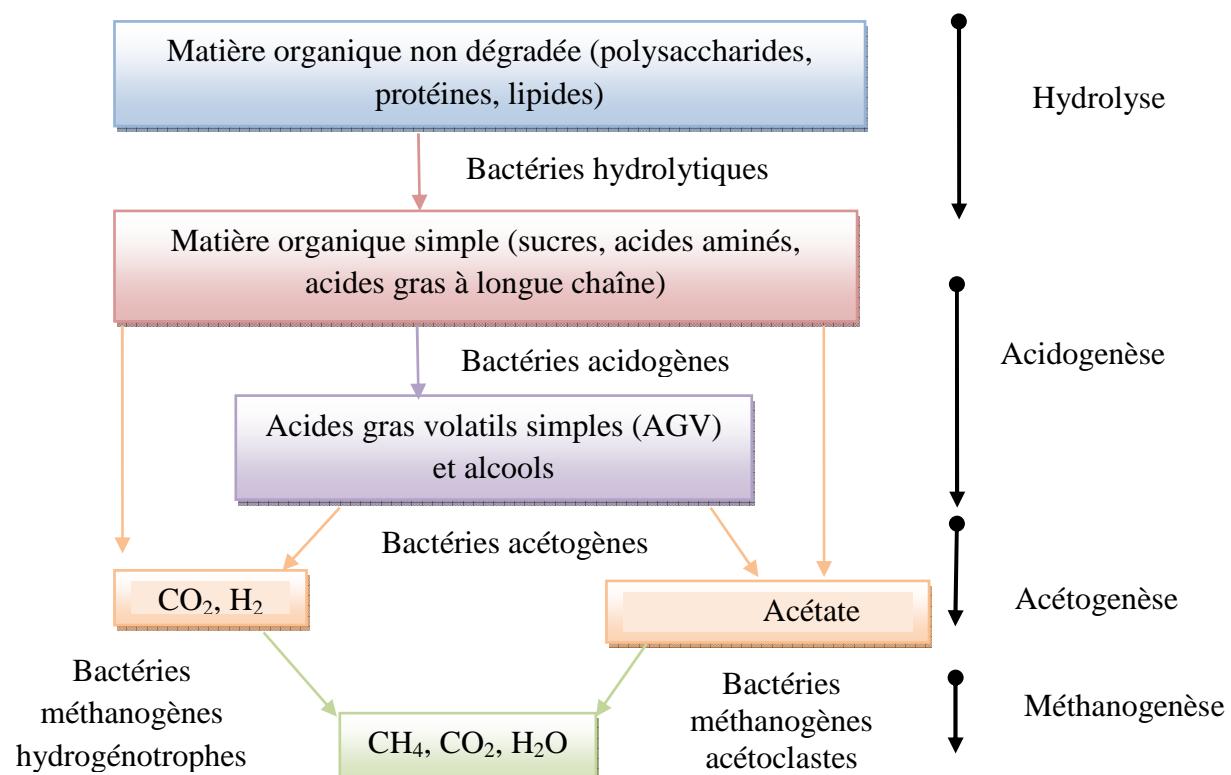


Figure 65 : Différentes étapes de la digestion anaérobie (Godon, 2011 ; Paing, 2001 ; Schink, 1997)

a) Hydrolyse

Au cours de l'hydrolyse, les macromolécules sont décomposés en monomères (sucres simples, acides aminés, acides gras à longue chaîne et bases azotées) sous l'action d'enzymes hydrolytiques, dont principalement la cellulase, la cellobiase, et l'amylase qui dégradent les

polysaccharides en sucres et en alcools, la lipase qui dégrade les lipides en glycérol et en acides gras à longue chaîne, les protéases qui dégradent les protéines en acides aminés (Godon, 2011 ; Koster, 1989 ; Parawira et al., 2005). L'étape d'hydrolyse est importante car elle permet la fragmentation de la matière organique ce qui facilite l'action des bactéries qui interviennent par la suite mais reste tout de même une étape non obligatoire de la fermentation méthanique si la matière organique est facilement accessible pour les microorganismes.

b) Acidogenèse

Les monomères issus de l'étape précédente sont transformés en acides gras volatils, en alcools, en acides organiques, en hydrogène et en dioxyde de carbone (Godon, 2011). Cette transformation s'effectue par deux voies (Tholen & Brune, 1999 ; Zumstein *et al.*, 2000) :

- La voie hétérofermentaire conduisant à la formation du dioxyde de carbone et d'hydrogène principalement, ainsi que d'autres produits tels que le pyruvate, le propionate et le butyrate.
- La voie homoacétogène produisant de l'acétate exclusivement à partir des molécules organiques.

c) Acétogenèse

L'étape d'acétogenèse permet la transformation des AGV en acétate, en dioxyde de carbone et en hydrogène qui sont des précurseurs directs du méthane. Malgré le fait que les acétogènes produisent de l'hydrogène, leur action est inhibée par ce même produit en excès dans le milieu. Heureusement que dans les digesteurs, les méthanogènes agissent en symbiose en consommant de l'hydrogène au fur et à mesure de sa formation (Dolfing & Tiedje, 1988 ; Godon, 2011 ; UEKI *et al.*, 1988 ; Wu *et al.*, 1991).

d) Méthanogenèse

Lors de cette dernière étape, les produits de l'acétogenèse sont transformés en méthane et en CO₂ par l'intermédiaire de deux réactions utilisant chacune des anaérobies strictes appelées archae (Zinder, 1984). Il s'agit :

- Des méthanogènes acétolactiques : $\text{CH}_3\text{COO}^- + \text{H}_2 \rightleftharpoons \text{CH}_4 + \text{HCO}_3^-$
- Des méthanogènes hydrogénotrophes : $\text{CO}_2 + 4 \text{ H}_2 \rightleftharpoons \text{CH}_4 + 2 \text{ H}_2\text{O}$

Il convient de signaler qu'en digestion anaérobie, pour des composés difficilement

biodégradables l'étape limitante est l'hydrolyse, alors que pour les composés facilement biodégradables, l'étape limitante est la méthanogenèse (Pauss et al., 1990 ; Schink, 1997).

VII.2.2.1.3. Inhibiteurs de la digestion anaérobie

Certaines substances sont connues comme étant des inhibiteurs de la digestion anaérobie. On distingue les inhibiteurs organiques et inorganiques. Parmi les inhibiteurs organiques, les plus rencontrés sont les AGV (à une concentration $>3\text{g/L}$ dans le digesteur) occasionnés par un déséquilibre de la digestion anaérobie (Arhing et al., 1995, UEKI et al., 1988). La conduite de la digestion anaérobie en séparant les phases d'hydrolyse et d'Acidogenèse de celles d'acéto-génèse et de méthanogenèse permet de résoudre ce problème d'inhibition causé par les AGV. Godon (2011) signale également l'effet toxique des acides gras à longue chaîne rencontrés lors de la digestion anaérobie des lipides. En ce qui concerne les composés inorganiques toxiques, la littérature cite le cas de certains cations comme le sodium (Na^+), le potassium (K^+), les métaux lourds (Cr, Cu, Ni, Zn, Pb), l'ammoniac (NH_3) et le sulfure d'hydrogène (H_2S) (Chen et al., 2008 ; Kayhanian, 1994 ; Wong & Cheung, 1995). Ces deux derniers composés sont générés au cours de la digestion anaérobie des déchets riches en protéines ou en sulfates (Godon, 2011).

VII.2.2.2. Compostage

VII.2.2.2.1. Définition

Le compostage est un procédé biologique aérobie de transformation de la matière organique contenue dans les déchets en un produit utilisable comme amendement organique afin d'améliorer la fertilité des sols (De Bertoldi et al., 1983). Le processus du compostage est similaire à celui de l'humification naturelle des résidus organiques en substances humiques dans les sols (Francou, 2003).

VII.2.2.2.2. Les phases du compostage

Plusieurs phases théoriques se succèdent durant le processus du compostage (figure 66). Ces phases se subdivisent en deux principales phases : la phase de fermentation (phases mésophiles et thermophiles) et la phase dite de maturation qui correspond au ralentissement de l'activité bactérienne et une diminution progressive de la température.

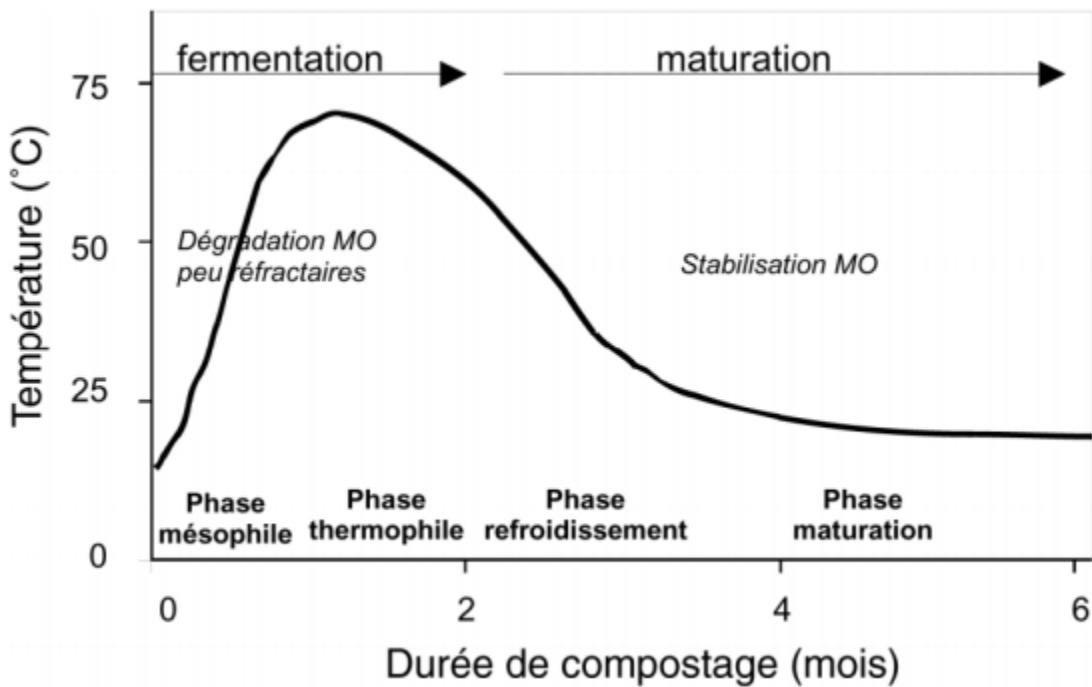


Figure 66 : Courbe théorique d'évolution de la température au cours du compostage (Francou, 2003).

La phase mésophile se caractérise par des températures comprises entre 20-45°C. Durant cette phase, les bactéries mésophiles se développent très rapidement grâce à la présence des composés facilement biodégradables (sucres et acides aminés) et occasionnent une activité intense qui engendrent une élévation de la température dans le tas du compost à tel point que leur propre activité est inhibée.

Les bactéries thermophiles (50-70°C) prennent alors la relève et font augmenter encore la température qui occasionne une minéralisation du carbone organique avec dégagement du CO₂ et une diminution de l'humidité. Cette hausse de température durant le processus de compostage est très importante car elle participe à l'hygiénisation du compost et à la destruction des graines adventices.

Ensuite vient la phase de refroidissement qui est caractérisée par une diminution graduelle de la température et un ralentissement de l'activité bactérienne. Au cours de cette phase, les bactéries mésophiles colonisent encore le milieu.

Enfin, la phase de maturation, où apparaissent lentement les éléments précurseurs de l'humus et une dégradation des composés récalcitrants, marque la fin du processus de compostage. C'est pendant cette phase que le compost acquiert une coloration brune à noire et une texture plus fine et homogène (Albrecht, 2007 ; Hsu et al., 1999).

VII.2.2.3.Les techniques de compostage

Les techniques de compostage décrites ci-dessous sont tirées de l'ouvrage de la FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) par Misra & Roy (2005) et se regroupent principalement en trois grandes catégories suivant les techniques utilisées.

a) Compostage en andains

- Andains retournés : cette technique est basée essentiellement sur l'aération naturelle par l'air. Elle nécessite le retournement régulier de la masse du compost, surtout au début du processus, étant donné que l'activité bactérienne est intense durant les premiers jours de démarrage.
- Andains aérés passivement : la technique consiste à placer des tuyaux perforés qui sont enfouis dans le tas de compost et ouverts à leurs extrémités afin de permettre l'entrée de l'air qui est attiré par l'effet de la chaleur régnant à l'intérieur de l'andain. Cette technique ne nécessite pas de retournement comme le cas précédent, mais exige par contre une répartition homogène de la masse à composter avant le début du processus.
- Tas statique aéré : cette technique est une amélioration de la précédente où l'air est fourni par un ventilateur qui permet de contrôler le processus et de travailler avec des tas plus importants sans retournement.

b) Compostage en récipient fermé

Les procédés de Compostage en récipient fermé ressemblent à ceux du compostage en andains mais avec un niveau de confinement supérieur. Les méthodes qu'utilise cette catégorie se basent sur l'aération forcée (fournie à partir du bas du tas du compost) et sur des retournements mécaniques. Les procédés de compostage en récipient fermé sont guidées soit par le souci de réduire l'espace dédié au compostage ou que l'on veut maîtriser les odeurs ou encore que l'on veut agir sur le processus de façon optimale en régulant et l'aération et le retournement. Leur désavantage est qu'elles nécessitent de gros moyens d'investissement pour les faire fonctionner.

c) Lombricompostage

Ce terme se réfère à l'utilisation des vers de terre pour composter les résidus organiques. En effet les vers de terre peuvent pratiquement dégrader de nombreux types de matières organiques et sont capables d'absorber l'équivalent de leurs poids par jour c'est-à-dire qu'un kg de vers de terre peut consommer un kg de résidus chaque jour. Les excréments de vers de

terre sont riches en nitrates, forme de l'azote facilement assimilée par les plantes, ainsi qu'en phosphore, potassium, calcium et magnésium sous leurs formes disponibles.

VII.2.2.2.4. Les paramètres de compostage

Afin de produire un bon compost, un suivi de certains paramètres indicateurs d'un bon compost est nécessaire. Ces paramètres concernent notamment le pH, la teneur en eau, le rapport C/N, le rapport $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$, la température et l'oxygène.

- Le pH optimal se situe entre 5,5-8,0 (Sundberg et al., 2004). Une baisse de pH tendant vers l'acidification du milieu est un signe d'anaérobiose et peut être corrigée par une aération alors qu'une alcalinisation est un signe de production de NH_3 et peut être corrigé par ajout du soufre (Roig et al., 2004).
- La teneur en oxygène optimale de la masse en compostage se situe entre 15%-20% de saturation (Tremier et al., 2005), l'oxygène est surtout nécessaire pour la croissance des bactéries assurant la dégradation de la matière organique, tout en empêchant le développement des bactéries anaérobies.
- Le rapport C/N donne des indications sur l'équilibre trophique de la masse en compostage. En début du compostage, ce rapport doit se situer entre 20-30 (Huang et al., 2004). Un rapport faible correspond à des déchets riches en azote et conduit à la production d'azote ammoniacal qui donne une odeur nauséabonde ; cela peut être corrigé en ajoutant une source de carbone organique dégradable. Un rapport élevé correspond à une carence en azote, ce qui a comme conséquence le ralentissement de la croissance des bactéries impliquées dans le processus de compostage (Amir, 2005).
- Le $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ est également utilisé comme indicateur de maturité et du bon déroulement de compostage (Albrecht, 2007). Ce rapport diminue au cours de compostage, du fait que l'azote ammoniacal est oxydé en azote des nitrates au cours du processus.
- La température quant à elle évolue durant toute la période de compostage, son évolution est montrée sur la figure 66 représentée ci-dessus.
- La teneur en eau varie en fonction de la nature du déchet à composter, mais d'une façon générale, pour le bon déroulement du processus de compostage, la teneur en eau doit se situer entre 50-60% (Gajalakshmi & Abbasi, 2008). Une teneur en eau qui dépasse 60 % entrave la

circulation de l'oxygène et le milieu à tendance à devenir anaérobie. Suite à des températures atteintes pendant la phase de stabilisation du compost, il peut se produire une évaporation qui risquerait de faire chuter considérablement l'humidité nécessaire au bon déroulement du compostage, un arrosage de la masse du compost est alors nécessaire dans ce cas, afin de restaurer les conditions optimales d'humidité (Bernal et al., 2009).

VII.2.3. Déchets solides municipaux dans les pays en voie de développement

La problématique de gestion des déchets solides municipaux (DSM) dans les pays en développement est une question cruciale. De nombreuses études en ont déjà parlé et lancent un cri d'alarme sur les conséquences environnementales et sanitaires résultant de la mauvaise gestion des DSM (Hoornweg & Bhada-Tata, 2012 ; Le Courtois, 2012 ; Menikpura et al., 2013 ; Vergara & Tchobanoglous, 2012 ; Wilson et al., 2013). Des études ont également montré que les DSM sont riches en matière organique (Aloueimine, 2006 ; Hiligsmann et al., 2006 ; Matejka et al., 2001 ; MEAT, 2003 ; N'gnikan et al., 1997) qu'il convient de valoriser afin de tirer des profits sur le plan économique en les recyclant en des produits directement utilisables, dont le compost et l'énergie, au même moment qu'on atténue leur dangerosité vis-à-vis de l'homme et de l'environnement. Une gestion responsable des déchets solides a plusieurs avantages, dont la diminution de la pollution, la maîtrise du réchauffement climatique due aux émanations des gaz à effet de serre produits dans les décharges sauvages non contrôlées, la diminution de la dépendance en énergie fossile (étant donné que les DSM peuvent être utilisés pour produire de l'énergie), la salubrité des villes, la lutte contre la pauvreté par création d'emplois liés à la gestion de ces déchets,.... Une gestion conjointe des déchets solides et des boues de vidange dans un même procédé de traitement offrirait des perspectives intéressantes dans le domaine de l'assainissement des villes dans la mesure où elle permettra de boucler le cycle de gestion du volet déchet (déchets liquides-déchets solides) et apporterait sans doute une nette amélioration [du point de vue sanitaire et environnemental] qui reste jusqu'ici difficile à évaluer dans les pays en développement.

VII.3. Matériels et méthodes

La méthodologie adoptée dans ce chapitre comporte deux points principaux. Il s'agit d'une part de conduire des essais en laboratoire de caractérisation des boues de vidange traitées en réacteurs aéré et non aéré, et d'autre part de tester un procédé de co-digestion anaérobie

partielle couplée à un compostage dans un même réacteur d'un mélange de boues de vidange et des déchets solides municipaux.

VII.3.1. Essai de traitement des boues en réacteur aéré et non aéré

a) Traitement en réacteur aéré

Les boues de vidange prélevées sur les camions qui viennent les déverser à la station d'épuration de Buterere (site de dépotage) sont aérées et agitées en continu (Figure 67). Le dispositif expérimental est constitué d'un seau muni d'un robinet (qui facilite le prélèvement d'échantillons) et d'une pompe à air de type Tetra APS 50-400 ayant un débit d'air théorique de 50L/h. L'air fourni par la pompe passe à travers de l'eau déminéralisée pour se charger en humidité et minimiser de la sorte l'évaporation dans le réacteur. Dans le réacteur, la distribution de l'air se fait par l'intermédiaire d'un diffuseur d'air. Le réacteur est agité en continu afin d'optimiser la distribution de l'air et éviter l'éventuelle sédimentation des boues pendant le traitement.

Dans le réacteur, on suit l'évolution de la DCO filtrée et non filtrée, le pH, ainsi que les nitrites.

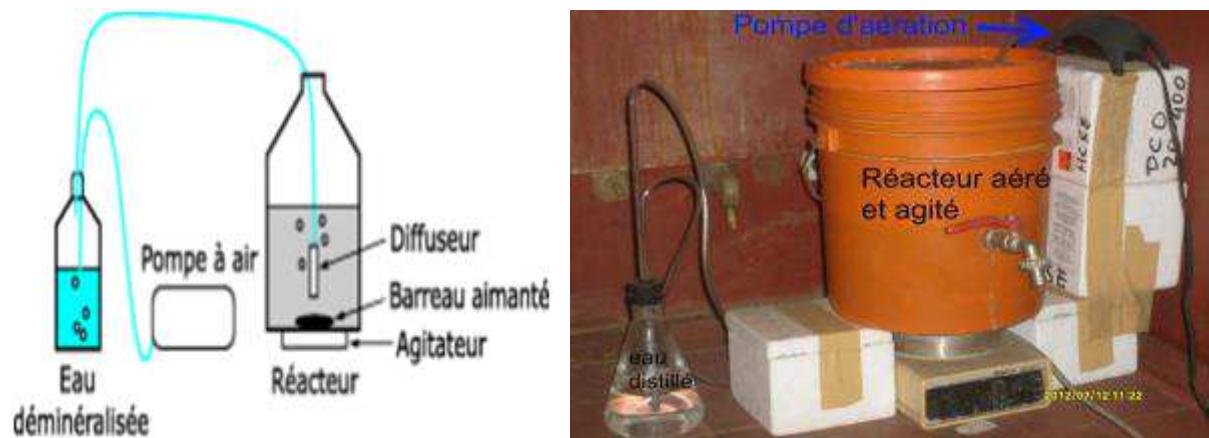


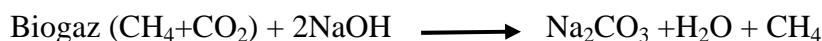
Figure 67 : Dispositif expérimental du réacteur aéré

L'objectif de cet essai est de quantifier la fraction de la DCO qui résiste au traitement biologique qu'on appelle DCO dure et qui devrait être prise en compte lors de l'établissement des objectifs à atteindre pour un traitement donné.

b) Traitement en réacteur non aéré (potentiel méthanogène des boues de vidange)

Le même échantillon que celui utilisé en réacteur aéré est mis en digestion anaérobie dans un réacteur étanche à l'air (figure 68) afin de déterminer le potentiel de la production du méthane des boues de vidange. Le dispositif expérimental est constitué d'un réacteur en batch de 4 L, d'une éprouvette renversée de 1 L munie à sa base d'un robinet à gaz et d'un tuyau flexible connecté au réacteur pour recueillir le gaz de digestion et qui plonge dans l'éprouvette graduée remplie d'une solution de NaOH 15%. L'éprouvette se trouve en position renversée dans un bécher qui contient la même solution de NaOH. Le biogaz produit dans le réacteur passe au travers la solution de NaOH contenue dans l'éprouvette, le CO₂ y est piégé selon la réaction ci-dessous et le méthane (CH₄), étant insoluble dans la solution de NaOH et plus léger qu'elle, monte en tête de l'éprouvette renversée et chasse la quantité de liquide équivalent au méthane libéré. Le volume du méthane produit dans le réacteur équivaut donc au volume cédé par la solution du NaOH dans l'éprouvette.

Réaction de piégeage du CO₂ contenu dans le biogaz par une base forte



On dose la DCO au début et à la fin de l'essai. La fin de la digestion anaérobie est matérialisée par l'arrêt de la production du gaz dans le réacteur pendant au moins 4 jours.



Figure 68 : Schéma du réacteur non aéré

VII.3.2. Co-digestion anaérobie partielle couplée à un compostage dans le même réacteur

La méthode consiste à conduire une digestion anaérobie partielle (jusqu'à l'étape d'acidogenèse) suivie d'un compostage d'un mélange de boues et de déchets ménagers

(épluchures de bananes) réduits en fins morceaux. Ci-dessous, une description du dispositif expérimental et du principe de la méthode.

a) Dispositif expérimental

Comme cela apparaît à la figure 69, le dispositif expérimental est constitué :

- d'un réacteur étanche à l'air subdivisé en trois chambres : une chambre principale (celle du milieu) où se déroule la digestion et qui contient le mélange déchets solides-boues de vidange, une chambre se situant à la base du réacteur et qui stocke temporairement le jus de fermentation percolant au travers des déchets avant qu'il (jus) ne soit à nouveau renvoyé en tête du réacteur par le biais de la recirculation, une chambre qui se trouve au-dessus de la chambre principale et où le jus recirculé transite avant qu'il ne soit distribué sur la masse des déchets en digestion. En dessous comme au-dessus de la chambre principale, se trouve installé une plaque perforée sur toute sa surface qui sépare cette chambre principale des autres chambres et qui permet une distribution du liquide sur les déchets d'une part (plaque d'en haut) et un égouttage des déchets d'autre part (plaque d'en bas).
- Une pompe péristaltique de type MASTERFLEX L/S qui assure la recirculation du jus de fermentation à raison de 8,2 L/heure de débit. Ce qui permet d'assurer une recirculation du jus de fermentation d'environ 5 fois par jour.
- Pendant la phase du compostage, une pompe à air (celle déjà décrite plus haut) est utilisée pour fournir de l'air à partir du bas du réacteur via l'ouverture qui servait à évacuer le jus de fermentation lors de la phase précédente de digestion anaérobie.

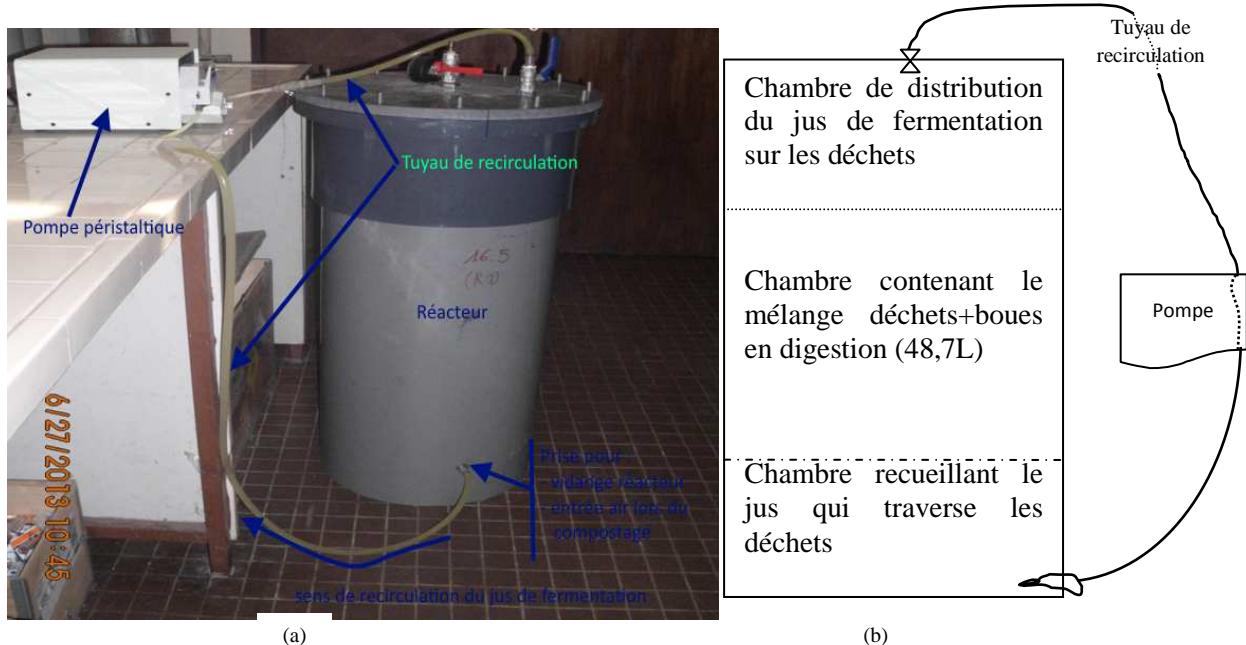


Figure 69 : Réacteur de co-digestion anaérobiose partielle couplée à un compostage d'un mélange de boue avec les déchets ménagers (a) photo du réacteur, (b) schéma du réacteur vu de l'intérieur

b) Principe de la méthode

La méthode consiste à conduire une digestion anaérobiose partielle en s'arrêtant à l'étape d'acidogenèse. Afin de créer des conditions optimales d'anaérobiose, on ajoute de l'eau déminéralisée à la masse des déchets jusqu'à leur immersion totale et on fait la recirculation de jus percolant les déchets, afin d'assurer un bon contact entre les bactéries et les déchets. Après l'étape d'acidogenèse (si la concentration en AGV arrive au tour de 3g/L dans le jus de fermentation), on retire tout le jus sur lequel un aliquote est utilisé dans un réacteur séparé pour compléter la digestion anaérobiose jusqu'à l'étape de production du biogaz. Après un nombre fixé de remplacement de la phase liquide, on évacue celle-ci et on injecte de l'air à partir du bas dans le réacteur contenant les déchets, afin de créer des conditions d'aérobiose favorable au compostage. À la fin de l'essai, on a deux produits valorisables, le biogaz utilisé comme source d'énergie et le compost utilisé comme amendement organique.

VII.4. Résultats et interprétation des résultats

VII.4.1. Traitement en réacteur aéré

Six réacteurs aérés et agités (E1 à E6) contenant chacun 15 litres des boues de vidange prélevées sur les camions vidangeurs qui viennent les dépoter à la station d'épuration de type lagunage que dispose la ville de Bujumbura ont été soumis au test de biodégradabilité. Le test dure entre 30-41 jours, la fin du test est marquée par une mesure de la DCO quasi constante

dans le réacteur. Dans le but de maintenir constant le gradient de concentration dans le réacteur, les volumes prélevés et l'évaporation sont compensés par des ajouts d'eau déminéralisée. Par ailleurs des précautions pour limiter une éventuelle évaporation dans le réacteur sont prises, notamment le fait de faire passer dans de l'eau l'air fourni avant qu'il n'arrive dans le réacteur en aération et de couvrir le réacteur durant l'essai. Dans chacun des réacteurs, des prélèvements sont effectués en fonction du temps et les paramètres DCO filtrée et non filtrée ainsi que les nitrites sont mesurés à chaque fois. Un contrôle journalier du pH est effectué en utilisant un pH-mètre de marque WTW pH 1970i. L'azote total est mesuré au début et à la fin de chaque essai. Les tableaux 41 à 46 ainsi que les figures 70 et 71 montrent l'évolution de certains des paramètres mesurés.

Tableau 41: Évolution du pH, DCO et nitrites en traitement aérobio pour l'échantillon E1

Date	pH	pH corrigé(*)	DCONF (mg/L)	DCONF sans NO ₂ (mg/L)	DCOF (mg/L)	DCOF sans N-NO ₂ (mg/L)	N-NO ₂ (mg/L)	DCO-NO ₂ (mg/L)	N-NH ₄ (mg/L)	N-TOT (mg/L)
15-mai	7,3		14538	14360	4019	4019			437	742
16-mai	7,6									
17-mai	7,8									
18-mai	7,6		13263	13263	3450	3450				
19-mai	7,4									
20-mai	7,2									
21-mai	7,1		10651	10651	2500	2500				
22-mai	7,1									
23-mai	7		9682	9682	1840	1840				
24-mai	7									
25-mai	6,8	7,4	9158	9105	716	663	46	53		
26-mai	6,3	7,3								
27-mai	6,1	7,3								
28-mai	5,8	7,7	8823	8682	464	323	123	141		
29-mai	5,6	7,4								
30-mai	5,4	7,6	8154	8095	413	354	52	59		
31-mai	5,8	7,4								
01-juin	5,9	7,4	7726	7694	360	328	28	32		
02-juin	6,3	7,5								
03-juin	7,4									
04-juin	7,3		7521	7521	341	321				
05-juin	7,5				334	324				
06-juin	7,5									
07-juin	7,5		7327	7327	321	321				
08-juin	7,5									
09-juin	7,5									
10-juin	7,5		7296	7296	320	320		28	145	

(*) pH corrigé correspond au nouveau pH dans l'échantillon soit après avoir diminué l'aération quand le pH dépasse 8 ou par ajout de carbonate de sodium quand il descend en dessous de pH neutre.

Tableau 42 : Évolution du pH, DCO et nitrites en traitement aérobie pour l'échantillon E2

DATE	pH	pH corrigé	DCONF (mg/L)	DCONF SANS N-NO2 (mg/L)	DCOF (mg/L)	N-NO2 (mg/L)	DCO-N-NO2 (mg/L)	DCOF sans N-NO2 (mg/L)	N-NH4 (mg/L)	N-TOT (mg/L)
06-juin	7,6		17502	17502	3350			3350	570	682
07-juin	8,4	7,9								
08-juin	8,3	7,8	14400	11400	2500			2500		
11-juin	8		10350	9350	1413			1413		
12-juin	7,8									
13-juin	7,5									
14-juin	7,5									
15-juin	7,3		8836	8836	837			837		
16-juin	7,2									
17-juin	7									
18-juin	6,8		7984	7984	638			638		
19-juin	6,5	7,1								
20-juin	6,1	7,5								
21-juin	5,9	7,3								
22-juin	5,7	7,3								
23-juin	5,8	7,3	6691	6491	648	175	200	448		
24-juin	5,8	7,5								
25-juin	5,9	7,4								
26-juin	5,9	7,1								
27-juin	5,7	7,2								
28-juin	6,4	7,8	6483	6386	487	85	97	390		
03-juil.	6,4	7,4								
04-juil.	6,6	7,5								
06-juil.	6,5	7,3	6467	6384	408	73	83	325		
09-juil.	6,9	7,6								
10-juil.	7,4									
11-juil.	7,4									
12-juil.	7,4		6374	6374	320			320		
16-juil.	7,4									
18-juil.	7,3		6345	6345	318			318	15	138

Tableau 43 : Évolution du pH, DCO et nitrites en traitement aérobie pour l'échantillon E3

Date	pH	pH corrigé	DCONF (mg/L)	DCONF SANS N-NO2 (mg/L)	DCOF (mg/L)	DCOF SANS N-NO2 (mg/L)	N-NO2 (mg/L)	DCO N-NO2 (mg/L)	N-NH4 (mg/L)	N-TOT (mg/L)
20-mars	7,6		18470	18470	2158	2158			600	1147
21-mars	8,4	7,9								
22-mars	8,3	7,9	17230	17230	958	958				
23-mars	8,5	8								
24-mars	8,2	8	13516	13516	528	528				
25-mars	8,1	7,9								
26-mars	7,8		12350	12350	450	450				
27-mars	7,8		11934	11934	432	432				
28-mars	7,8									
29-mars	7,7		11672	11621	394	343	45	51		
30-mars	7,6									
31-mars	7,4									
01-avril	7,1		11359	11327	325	293	28	32		
02-avril	6,8	7,5								
03-avril	6,5	7,4								
04-avril	6,2	7,5	11093	11061	281	249	28	32		
05-avril	6	7,4								
06-avril	5,8	7,2								
07-avril	5,5	7,6	10745	10664	270	189	71	81		
08-avril	5,4	7,5								
09-avril	5,9	7,4	10579	10538	258	217	36	41		
10-avril	6,2	7,5								
11-avril	6,7	7,5								
12-avril	6,9	7,6	10257	10240	233	216	15	17		
13-avril	7,2									
14-avril	7,5									
15-avril	7,3		9682	9682	212	212				
16-avril	7,2									
17-avril	7,5		9451	9451	206	206				
18-avril	7,5									
19-avril	7,6									
20-avril	7,3		9315	9315	204	204				
21-avril	7,3									
22-avril	7,5		9303	9303	201	201				
23-avril	7,3		9304	9304	210	210				
24-avril	7,3									
25-avril	7,3									
26-avril	7,4		9301	9301	198	198			62	228

Tableau 44 : Évolution du pH, DCO et nitrites en traitement aérobie pour l'échantillon E4

Date	pH	pH corrigé	DCONF (mg/L)	DCONF SANS N-NO2 (mg/L)	DCOF (mg/L)	DCOF SANS N-NO2(mg/L)	N-NO2 (mg/L)	DCO-N-NO2 (mg/L)	N-NH4 (mg/L)	N-TOT (mg/L)
20-mars	7,5		23156	23156	4237	4237			548	1286
21-mars	8,4	7,8								
22-mars	8,3	7,8	22649	22649	3386	3386				
23-mars	8,4	7,9								
24-mars	8,2	7,7	19332	19332	2053	2053				
25-mars	8,2	7,9								
26-mars	8,1		15420	15420	1612	1612				
27-mars	7,8		14021	15021	1508	1508				
28-mars	7,7									
29-mars	7,4		12675	12675	1427	1427				
30-mars	7,2									
31-mars	7									
01-avril	6,6		10738	10668	1035	965	61	70		
02-avril	6,2	7,7								
03-avril	5,9	7,6								
04-avril	5,5	7,6	10257	10212	734	689	39	45		
05-avril	5,8	7,4								
06-avril	5,8	7,3								
07-avril	5,9	7,2	10015	9954	512	451	53	61		
08-avril	6	7,5								
09-avril	6,7	7,4	9962	9906	473	417	49	56		
10-avril	6,8	7,6								
11-avril	6,4	7,2								
12-avril	6,9	7,8	9946	9920	286	260	23	26		
13-avril	7,5									
14-avril	7,2									
15-avril	7,2		9905	9889	249	233	14	16		
16-avril	7,1									
17-avril	7,3		9892	9885	237	230	6	7		
18-avril	7,3									
19-avril	7,4									
20-avril	7,4		9888	9888	221	221				
21-avril	7,5									
22-avril	7,4		9879	9879	216	216				
23-avril	7,5		9876	9876	214	214				
24-avril	7,5									
25-avril	7,5									
26-avril	7,5		9873	9873	212	212		34	179	

Tableau 45 : Évolution du pH, DCO et nitrites en traitement aérobie pour l'échantillon E5

Date	pH	pH corrigé	DCONF (mg/L)	DCONF SANS N-NO2 (mg/L)	DCOF (mg/L)	DCOF SANS N-NO2 (mg/L)	N-NO2 (mg/L)	DCO-N-NO2 (mg/L)	N-NH4 (mg/L)	N-TOT (mg/L)
02-mai	7,6		15194	15194	2087	2087			623	865
03-mai	8,4	7,8								
04-mai	8,3	7,9	1435	1435	1389	1389				
05-mai	8,5	7,9								
06-mai	8,2	7,8	13613	13613	612	612				
07-mai	8,1									
08-mai	7,8		11385	11385	537	537				
09-mai	7,8									
10-mai	7,8									
11-mai	7,7		10196	10196	419	419				
12-mai	7,6									
13-mai	7,4									
14-mai	6,6	7,6	9845	9797	389	341	42	48		
15-mai	6,4	7,5								
16-mai	6,2	7,4								
17-mai	5,9	7,5	9718	9652	332	266	58	66		
18-mai	5,4	7,4								
19-mai	6,7	7,2								
20-mai	6,9	7,6	9345	9327	309	291	16	18		
21-mai	6,5	7,5								
22-mai	6,6	7,4	9058	9016	288	246	37	42		
23-mai	6,5	7,4								
24-mai	6,7	7,5								
25-mai	6,5	7,6	8832	8795	275	238	32	37		
26-mai	6,8	7,5								
27-mai	6,8	7,6								
28-mai	6,6	7,8	8513	8487	260	234	23	26		
29-mai	6,8	7,3								
30-mai	6,8	7,5	8267	8251	258	242	14	16		
31-mai	7,4									
01-juin	7,6									
02-juin	7,4		7952	7952	256	256				
03-juin	7,3									
04-juin	7,4		7875	7875	253	253				
05-juin	7,3		7725	7725	242	242				
06-juin	7,4									
07-juin	7,3									
08-juin	7,4		7703	7703	229	229				
09-juin	7,5									
10-juin	7,6									
11-juin	7,5		6992	6992	225	225			46	151

Tableau 46 : Évolution du pH, DCO et nitrites en traitement aérobio pour l'échantillon E6

Date	pH	pH corrigé	DCONF (mg/L)	DCONF SANS N-NO2 (mg/L)	DCOF (mg/L)	DCOF SANS N-NO2 (mg/L)	N-NO2 (mg/L)	DCO-N-NO2 (mg/L)	N-NH4 (mg/L)	N-TOT (mg/L)
02-mai	7,5		13695	13695	1960	1960			450	723
03-mai	7,6									
04-mai	7,9		12825	12825	1730	1730				
05-mai	8,1	7,9								
06-mai	8,3	7,8	11726	11726	1476	1476				
07-mai	7,9									
08-mai	7,8		10258	10258	1064	1064				
09-mai	7,4									
10-mai	7,4									
11-mai	7,3		9562	9562	855	855				
12-mai	7									
13-mai	6,8									
14-mai	6,4	7,3	9125	9052	509	436	64	73		
15-mai	6,1	7,5								
16-mai	6	7,5								
17-mai	5,8	7,5	8915	8889	318	292	23	26		
18-mai	5,7	7,4								
19-mai	5,6	7,5								
20-mai	5,6	7,6	8712	8677	282	247	31	35		
21-mai	5,5	7,5								
22-mai	5,1	7,1	8472	8455	260	243	15	17		
23-mai	6,2	7,5								
24-mai	6,3	7,3								
25-mai	6,9	7,6	8319	8311	246	238	7	8		
26-mai	6,5	7								
27-mai	6,9	7,6								
28-mai	7,3		8006	7996	233	223	9	10		
29-mai	7,2									
30-mai	7,4		7934	7934	219	219				
31-mai	7,6									
01-juin	7,6									
02-juin	7,6		7820	7820	211	211				
03-juin	7,6									
04-juin	7,5		7793	7793	208	208				
05-juin	7,5									
06-juin	7,4									
07-juin	7,5		7729	7729	205	205				
08-juin	7,5									
09-juin	7,6									
10-juin	7,5		7726	7726	202	202			78	118

Les résultats présentés dans les tableaux 41 à 46 nous montrent que:

- Le pH des boues à la vidange est presque neutre (7,3-7,6). Tout au début du traitement en réacteur aéré, le pH a tendance à monter, la diminution de l'aération permet de maîtriser cette

montée, qui par ailleurs risque d'inhiber l'action des bactéries aérobies au-delà de pH 8. Entre les jours 11 et 14, le pH commence à diminuer et se trouve en dessous du pH 7, signe d'une nitrification qui consomme de l'alcalinité. On décide alors chaque fois que le pH tombe en dessous de 7 de rajouter du carbonate de sodium en l'ajustant aux environs du pH neutre. Ce phénomène dure une dizaine de jours après quoi, le pH se stabilise à nouveau au-dessus du pH neutre jusqu'à la fin du traitement.

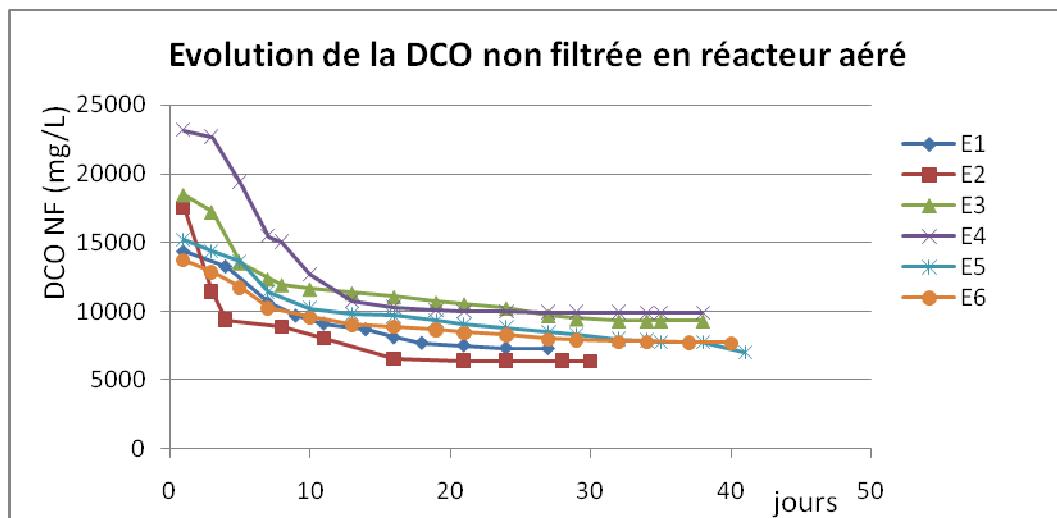


Figure 70 : Évolution de la DCO non filtrée en réacteur aéré

- La DCO filtrée et non filtrée diminue au cours du traitement. Environ 74 % de la DCO brute biodégradable est consommée dans les premiers 15 jours pour les échantillons testés, alors que pour la DCO filtrée, à la même période, environ 85% de la DCO biodégradable est déjà dégradée. La fraction de la DCO biodégradable correspond à la DCO dégradée au cours du traitement en réacteur aéré et est déterminée a posteriori par différence entre la DCO brute initiale et la DCO résiduelle qui résiste au traitement mesurée à la fin de l'essai en réacteur aéré.

Les nitrites peuvent majorer la concentration en DCO des boues de vidanges en cours de traitement dans les proportions de 16/14 g d'O₂/g de N-NO₂ L⁻¹, il est donc intéressant de soustraire à la DCO mesurée la part de la DCO due aux nitrites afin de ne garder que la DCO liée à la fraction carbonée de la matière organique.

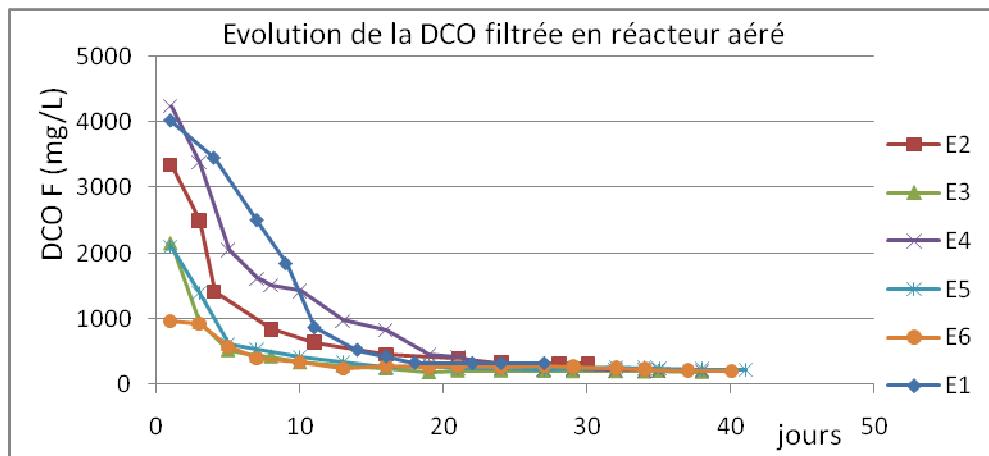


Figure 71 : Évolution de la DCO filtrée en réacteur aéré

L'intérêt du traitement en réacteur aéré est d'évaluer le talon dur de la DCO et par là connaître la part de la DCO biodégradable dans les boues de vidange par soustraction de ce talon dur à la DCO initiale. Le tableau 47 montre que le talon dur de la DCO brute dans les échantillons testés est en moyenne de 7922 ± 1258 mg/L alors qu'il n'est que 246 ± 52 mg/L en moyenne pour la DCO filtrée. La DCO dure étant cette DCO mesuré à la fin de l'essai en réacteur aéré et qui résiste au traitement. Ce résultat montre qu'en cas d'utilisation des méthodes de traitement basées sur la séparation des phases, on peut arriver à des rendements satisfaisants sur le traitement effectué à la phase liquide alors que pour la phase solide (MES) les résultats restent plus mitigés.

Tableau 47 : Talon réfractaire en DCO filtrée et non filtrée des différents échantillons

Échantillon	DCO NF initiale (mg/L)	Talon dur DCONF (mg/L)	DCO F initiale (mg/L)	Talon dur DCO F (mg/L)
E1	14538	7296	4019	320
E2	17502	6345	3350	318
E3	18470	9301	2158	212
E4	23156	9873	4237	198
E5	15194	6992	2087	225
E6	13635	7726	1960	202
moyenne	17083 ± 3186	7922 ± 1258	$2918,5 \pm 999$	246 ± 52

En termes de pourcentage, le talon réfractaire de la DCO brute varie entre 36-57 % de la DCO totale initiale soit une moyenne de $47,5 \pm 6,3$ % tandis que celui lié à la DCO filtrée équivaut en moyenne à 1.4 ± 0.4 % de la DCO totale initiale et 8.8 ± 2 % de la DCO filtrée initiale. Cette dispersion des résultats du moins en ce qui concerne le talon réfractaire en DCO brute est

imputable à certains facteurs dont notamment le temps que les boues passent dans les ouvrages d'ANC avant la vidange ou encore les méthodes de vidange utilisées (si la vidange concerne toute la quantité accumulée dans les fosses, ou une partie, comme cela est fréquent dans les pays en développement). Pour les essais réalisés, le pourcentage de la fraction de la DCO biodégradable est en moyenne de $52,5 \pm 6,3\%$ de la DCO totale initiale, résultat qui témoigne une faible biodégradabilité des boues de vidange, qui se sont déjà minéralisées en partie durant le plus ou moins long temps de séjour dans la fosse septique.

VII.4.2. Traitement en réacteur anaérobiose : production en méthane des boues de vidange

a) Production cumulée du méthane dans les réacteurs en batch

Quatre réacteurs anaérobies en batch ont été testés afin d'examiner le potentiel de production de méthane dans les boues de vidange. Les échantillons utilisés au cours de ces essais sont les mêmes que ceux utilisés pour les réacteurs aérés. Une notation a été adoptée afin de faire une correspondance entre l'échantillon utilisé en réacteur aéré et celui utilisé en réacteur anaérobiose. À titre d'exemple «**Réf: E1 aérobiose**» veut signifier que l'échantillon utilisé en réacteur anaérobiose et le même que «**E1**» du réacteur aérobiose. La figure 72 montre la production cumulée du méthane dans les différents réacteurs. Signalons que pour ces réacteurs, la durée d'incubation varie entre 52-70 jours. Le suivi de la production du méthane en fonction du temps met en évidence trois phases distinctes:

- La première phase (qui dure en moyenne une dizaine de jours) correspondrait à une phase de latence où la biomasse anaérobiose s'acclimate au milieu, cette phase est caractérisée par une faible production de méthane,
- La seconde phase, variable selon les échantillons, correspond à une phase d'activité intense de la biomasse qui convertit la matière organique en méthane,
- La troisième phase correspond à une phase de stabilisation où la matière organique facilement convertible en méthane arrive à l'épuisement.

Rappelons que la méthodologie adoptée ici permet une quantification directe du méthane, étant donné que le CO₂ est piégé immédiatement par une solution de base forte suivant la procédure décrite plus haut.

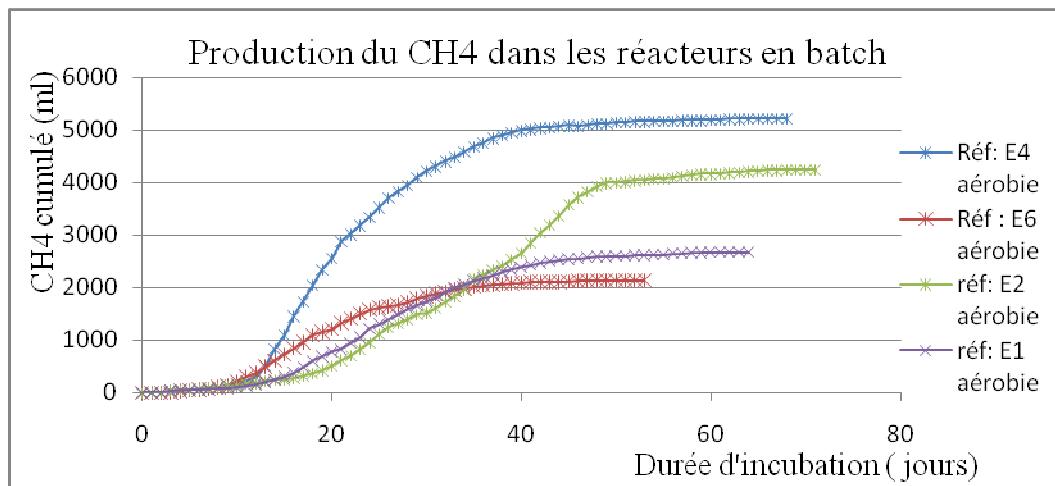


Figure 72 : Quantité cumulée de méthane produite dans les réacteurs en batch

La quantité de méthane produite dépend du contenu en composés facilement biodégradables de chaque échantillon (ici la DCO facilement biodégradable) ainsi que les caractéristiques intrinsèques de chaque échantillon à se convertir en biogaz. Les quantités produites dans les réacteurs montrent également que toute la matière organique biodégradable n'est pas convertible en biogaz si du moins nous faisons une correspondance aux résultats de la DCO biodégradable obtenus lors des essais de biodégradabilité en réacteur aéré.

b) Potentiel méthanogène des boues de vidange

Pour la détermination du potentiel méthanogène, la concentration en DCO totale utilisée est celle mesurée sur les échantillons de boues avant le début des essais en réacteurs aéré et non aéré tandis que la concentration en DCO biodégradable est celle obtenue lors de l'essai en réacteur aéré. Le méthane produit dans les réacteurs lors de l'essai est converti en litres normaux (LN) c'est-à-dire à 0°C et à 1atm. L'équation d'état des gaz parfaits [PV=n R T] est utilisée à cet effet où n et R ne varient pas, ce qui permet alors d'exprimer le volume du méthane à n'importe quelle température et pression. Il convient également de signaler que les réacteurs ont été conduits à température ambiante et la moyenne de température considérée est de 25°C.

Tableau 48 : Potentiel méthanogène des boues de vidange

Potentiel de production du méthane des boues de vidange			
échantillons	$\text{m}^3\text{CH}_4/\text{m}^3$ de boues	L normaux (LN) CH_4 /kg de DCO totale engagée	L Normaux (LN) CH_4 /kg DCO biodégradable
Réf: E1 aérobie	0,67	41,87	85,11
Réf: E2 aérobie	1,06	54,61	85,90
Réf: E4 aérobie	1,30	50,85	88,66
Réf: E6 aérobie	0,53	34,99	80,29
moyenne	$0,89\pm0,31$	$45,58\pm7,67$	$84,99\pm3,01$

Le tableau 48 montre que la quantité de méthane produite à température ambiante est en moyenne de $0,89\pm0,31 \text{ m}^3$ de CH_4/m^3 de boues et correspond en moyenne à $45,58\pm7,67$ LN de CH_4/kg de DCO totale engagée dans le réacteur ou $84,99\pm3,01$ LN CH_4/kg de DCO biodégradable contenue dans les boues de vidange [la DCO biodégradable utilisée pour les calculs étant celle obtenue en réacteur aéré sur les mêmes échantillons]. Ces résultats montrent qu'une faible quantité de la matière organique biodégradable est convertie en méthane et prouvent que les boues de vidange ne sont pas particulièrement intéressantes pour une éventuelle valorisation énergétique économiquement. Ceci s'expliquerait d'une part par le fait que les boues de vidange séjournent pendant longtemps dans les ouvrages d'ANC, qui de par leurs principes de conception sont assimilés à des réacteurs anaérobies, et que donc une partie de la matière organique facilement assimilable par les bactéries anaérobies contenue dans les boues a été déjà dégradée dans ces digesteurs avant la vidange et d'autre part par les caractéristiques intrinsèques de leur contenu en matière organique surtout leur aptitude à être convertie en méthane par la biomasse anaérobie. À propos du comportement de la matière organique vis-à-vis de la digestion anaérobie, Bernet & Buffière (2011) précisent que toute la matière organique ne possède pas le même potentiel énergétique et que de plus, toute la matière organique n'est pas forcément dégradée par la méthanisation.

c) Bilan DCO et rendement des réacteurs

En digestion anaérobie, la DCO est une grandeur qui est conservée, cela veut dire que le bilan DCO doit rester nul au cours du traitement. Pour s'assurer de la bonne conduite du réacteur et s'assurer surtout qu'il n'y a pas des fuites de gaz ou de liquide, il devient alors intéressant de jeter un coup d'œil sur le bilan DCO et s'assurer qu'il se ferme. Le calcul de la DCO (en

masse) se trouvant dans le méthane est déterminé en considérant que 1L de méthane à 0°C et 1atm correspond à 2,86 g de DCO.

En théorie, le bilan DCO est exprimé par l'égalité suivante :

$$\text{DCO}_{\text{tot}} (\text{g}) = (\text{DCO}_{\text{résid}} + \text{DCO}_{\text{éliminée}}) \text{ g}$$

où

$$-\text{DCO}_{\text{éliminée}} = \text{DCO}_{\text{CH}_4} + \text{DCO}_{\text{biomasse}}$$

- DCO_{tot} : DCO brute initiale mesurée sur les boues de vidange avant leur mise en réacteur,

- $\text{DCO}_{\text{résid}}$: DCO résiduelle mesurée après la digestion anaérobie c'est-à-dire la concentration en DCO de la matière organique n'ayant pas été digérée par la biomasse anaérobie,

- DCO_{CH_4} : DCO correspondant à la quantité de méthane libérée dans le réacteur (1L de CH_4 correspond à 2.86 g de DCO dans les conditions standards),

- $\text{DCO}_{\text{biomasse}}$: DCO consommée lors de la croissance et la maintenance de la biomasse bactérienne ; cette DCO est prise comme étant une erreur à la fermeture du bilan car n'étant pas mesuré expérimentalement mais plutôt trouvée par différence entre la DCO éliminée et la DCO se trouvant dans le CH_4 , la DCO éliminée étant la différence entre DCO_{tot} et la $\text{DCO}_{\text{résid}}$. En général, la théorie de la digestion anaérobie admet que la $\text{DCO}_{\text{biomasse}}$ ne doit pas dépasser 15 % de la $\text{DCO}_{\text{éliminée}}$ s'il n'y a pas de défaut dans le fonctionnement du réacteur.

Le tableau 49 reprend les éléments des termes de l'équation de bilan ci-dessus pour les différents réacteurs conduits dans le cadre de cette étude.

Tableau 49 : Bilan DCO et % de conversion de la DCO en CH4

échantillon	DCO initiale (g)	DCO résiduelle (g)	DCO CH_4 (g)	Erreur sur le bilan (g) [erreur en %]	% DCO tot. converti en CH_4	% DCO biod. Converti en CH_4	NL $\text{CH}_4/\text{kg DCO éliminée}$
Réf: E1 aérobie	57,44	50,02	6,88	0,55 [7]	12	24,3	324
Réf: E2 aérobie	70,01	58,4	10,96	0,64 [5,5]	15,7	24,6	330
Réf: E4 aérobie	92,62	77,85	13,47	1,3 [8,8]	16,5	28,76	321
Réf: E6 aérobie	54,78	48,73	5,48	0,57 [9,4]	10	23	317

La masse de la DCO initiale tout comme celle de la DCO résiduelle est le produit de la concentration en DCO [mesurée avant l'essai et à la fin de l'essai respectivement] par la quantité en L de boues engagée dans le réacteur. La masse de la DCO CH_4 quant à elle est déterminé en considérant que 1L de méthane à 0°C et 1atm correspond à 2,86 g de DCO.

Pour les différents réacteurs, il est à remarquer que l'erreur sur le bilan reste inférieure à 10%. Le pourcentage de la DCO convertie en méthane varie entre 10-16,5% de la DCO totale et 23-28,76 % de la DCO biodégradable [DCO obtenue lors du traitement des boues de vidange en réacteur aéré sur les mêmes échantillons]. Les taux (comme on le voit faible) de conversion de la DCO en méthane viennent renforcer le constat selon lequel les boues de vidange possèdent un faible potentiel méthanogène. La production du méthane dans les réacteurs est en moyenne de $323 \pm 4,74$ LN de CH_4/kg de DCO éliminée, un rendement qui est proche du rendement maximal théorique des réacteurs anaérobies qui est de 350 LN/kg DCO éliminée.

VII.4.3. Co-digestion anaérobie partielle couplée à un compostage dans le même réacteur

Comme cela se remarque dans les paragraphes précédents, les boues de vidange possèdent un relativement faible potentiel méthanogène, ce qui montre que du point de vue économique, leur valorisation énergétique, en tant que substrat de digestion anaérobie, n'est pas très intéressante. Mais par contre du fait qu'elles sont issues d'un réacteur anaérobie (fosse septique), elles possèdent une concentration non négligeable en biomasse anaérobie et en enzymes hydrolytiques et peuvent donc être utilisées comme ensemencement en digestion anaérobie. C'est ainsi que dans la présente recherche, nous avons testé un procédé de co-digestion anaérobie partielle des boues de vidange avec des déchets solides municipaux suivi du compostage et où les boues de vidange sont effectivement considérées comme inoculum tandis que les déchets solides sont pris comme substrats. Le mélange boues de vidange (VB)-déchets solides municipaux (DSM) a été fait dans un rapport $\text{BV/DSM} = 0,3$ (en masse fraîche) soit 6,7L de BV et 23,1 kg de déchets et un volume d'eau déminéralisée de 30 L a été nécessaire pour immerger complètement les déchets. Dans le réacteur, on suit la concentration en AGV sur le jus de fermentation recueilli au bas du réacteur. Dès que la concentration se trouve autour de 3g/L, on retire le jus (première phase de recirculation) et on rajoute une quantité d'eau déminéralisée équivalente au volume du jus retiré ce qui permet de démarrer un nouveau cycle de recirculation. Deux cycles de recirculation ont été réalisés avant de passer à l'étape de compostage.

VII.4.3.1. Caractéristiques des déchets mis en réacteur

Les caractéristiques des boues de vidange et des DSM mis en réacteur sont montrées dans le tableau 50 où :

W: représente le taux d'humidité qui est obtenu en faisant passer l'échantillon frais à 105°C pendant 24 heures, *MS* : taux de matière sèche et *MOV* : taux de matière organique volatile obtenu après calcination de l'échantillon sec dans un four porté à 550°C pendant 2 heures.

Tableau 50 : Caractéristiques des DSM (à gauche) et des boues de vidange (à droite)

Déchets solides municipaux		Boues de vidange	
Paramètres	Valeurs mesurées	Paramètres	Valeurs mesurées
W (% Matière fraîche)	85,18	d	1
MS (% Matière fraîche)	14,82	pH	7,55
MOV (% MS)	88,81	MES (g/l)	34,92
DCO (g/g DSM) (*)	2,15	MVS (g/l)	27,71
(*)La méthode de détermination de la DCO solides est décrite en annexe VII.1		N-Total (mg/l)	185
		N-NH ₄ (mg/l)	96,08
		N-NO ₂ (mg/l)	3,12
		DCO nf. (mg O ₂ /l)	39585
		DCO f. (mg O ₂ /l)	460
		DBO ₅ nf. (mg O ₂ /l)	5000
		DBO ₅ f. (mg O ₂ /l)	160
		DBO ₅ nf/DCO nf.	0,13

Les caractéristiques des déchets mis en réacteurs montrent que les épluchures de bananes ont 88% de matière organique volatile ce qui montre qu'elles sont riches en matières organiques et que théoriquement elles devraient avoir une production en méthane élevée mais cela devra être confirmé par la mesure de leur potentiel méthanogène, étant donné que toute la matière organique n'a pas les mêmes potentiels d'être convertie en méthane (Bernet & Buffière, 2011). Les boues de vidange quant à elles montrent une faible biodégradabilité (rapport DBO₅/DCO faible), le taux des MVS dans les MES est de 79%, résultat qui montre qu'elles contiennent de la matière organique mais aussi de la biomasse, donc qu'elles remplissent les conditions d'être utilisées comme ensemencement au cours d'une digestion anaérobiose.

VII.4.3.2. Co-digestion anaérobiose partielle

Au cours de cette étape, les paramètres suivis sur le jus de fermentation extrait du réacteur sont le pH, les acides gras volatils (AGV), le titre alcalimétrique complet (TAC), la DCO et la DBO₅ sur des échantillons filtrés et non filtrés. Ces paramètres ont été suivis en fonction du temps, les AGV, paramètre important de suivi du réacteur, sont dosés par la méthode

titrimétrique de KAPP (1984) citée par BUCHAUER (1998) tous les deux jours. La concentration en AGV (mg/L) est exprimée selon la relation suivante :

$$AGV \text{ (mg / L)} = \frac{131340 \cdot N \cdot V_{ApH \text{ 5 à pH 4}}}{V_{éch}} - \frac{3,08 \cdot V_{ApH \text{ à pH 4,3}} \cdot N \cdot 1000}{V_{éch}} - 25 \quad (\text{KAPP, 1984})$$

cité par (BUCHAUER, 1998). Où :

AGV : acides gras volatils

N : Normalité (mmol/L)

$V_{ApH \text{ 5 à pH 4}}$: Volume d'acide requis pour passer de pH 5 à pH 4

$V_{ApH \text{ à pH 4,3}}$: Volume d'acide requis pour passer de pH initial à pH 4,3

$V_{éch}$: Volume de l'échantillon titré

Le tableau 51 résume les résultats de différents paramètres suivis au cours des deux phases de recirculation.

Tableau 51 : Évolution de certains paramètres dans le jus de fermentation au cours de la co-digestion anaérobie partielle

Paramètre Dates \n	temps (J)	pH	TAC (méq/l)	AGV (mg/l)	DCO nf. (mgO ₂ /l)	DCOf (mgO ₂ /l)	DBO ₅ nf (mgO ₂ /l)	DBO ₅ f (mgO ₂ /l)	DBO ₅ nf/ DCO nf	DBO ₅ f/ DCO f.
28 /03/2014	0	8	14,2	66,92	4870	256	2940	150	0,60	0,59
30/03/2014	2	6,4 5	18,3	1839	5920	3250	3760	1680	0,64	0,51
01/04/2014	4	5,1	23,6	3193	8380	8220	6400	3150	0,76	0,38
03/04/2014	6	4,8	20,8	3540	11610	8400	8400	4000	0,72	0,48
05/04/2014	8	4,6	17,2	3495	17240	10110	11600	5700	0,67	0,56
07/04/2014	10	4,6	16,9	3446	11600	10420	7200	4800	0,62	0,46
09/04/2014	12	4,5	14	3375	21140	12350	8030	5780	0,38	0,47

VIDANGE DU REACTEUR : 1ère phase de recirculation, volume du jus vidangé : 22,6 L

09/04/2014	0	4,5	6,3	1472	7600	6040	7200	2600	0,95	0,43
11/04/2014	2	4,5	6,8	1638	7800	7240	4200	3800	0,54	0,52
13/04/2014	4	4,5	7,2	1924	9600	6960	3600	2800	0,38	0,40
15/04/2014	6	4,5	8,2	2156	11000	8160	3400	2900	0,31	0,36
17/04/2014	8	4,5	9	2157	10280	8160	3200	3000	0,31	0,37
19/04/2014	10	4,5	8,6	2340	9400	8240	3600	3400	0,38	0,41
21/04/2014	12	4,5	8,6	2314	9840	9600	3600	3600	0,37	0,38
23/04/2014	14	4,4	8	2107	10120	8280	4000	3000	0,40	0,36
25/04/2014	16	4,4	7,4	2211	11000	10200	3000	3000	0,27	0,29
27/04/2014	18	4,4	7	2262	14020	10480	5540	3730	0,40	0,36

Vidange du réacteur : 2ème phase de recirculation, volume du jus vidangé : 25,055L

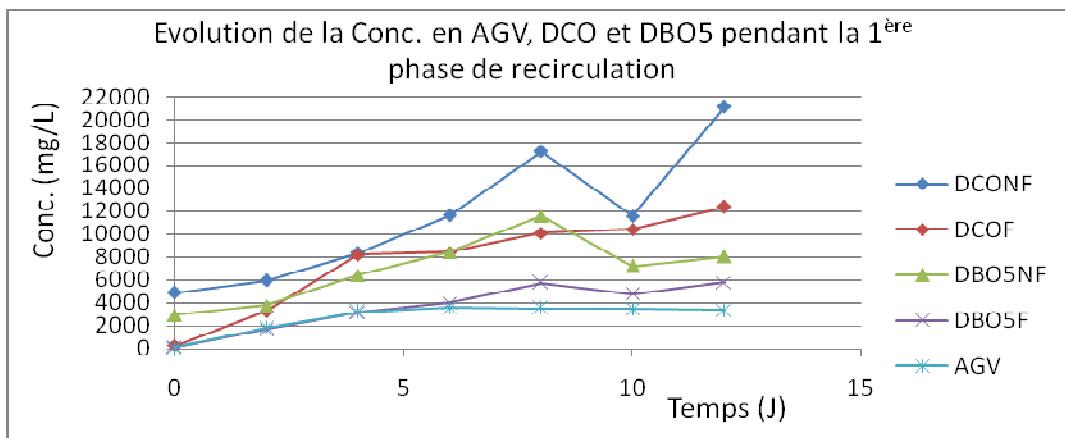


Figure 73 : Évolution des AGV, DCO et DBO₅ pendant la 1^{ère} phase de recirculation du jus de fermentation

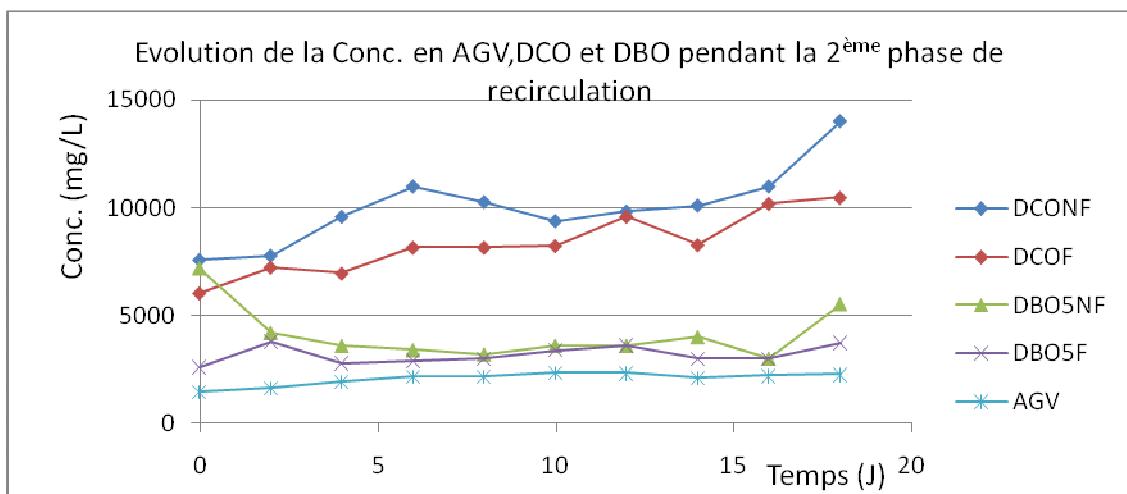


Figure 74 : Évolution des AGV, DCO et DBO pendant la 2^{ème} phase de recirculation du jus de fermentation

De façon générale, les différents paramètres suivis en fonction du temps augmentent au cours de la digestion anaérobie, cela montre l'importance de la recirculation du jus qui extrait au fur et à mesure les substances solubles qui se trouvent dans la masse du déchet. Après avoir retiré le jus de fermentation de la 1^{ère} recirculation, on constate qu'il persiste une quantité non négligeable d'AGV dans le réacteur car dès le 1^{ère} jour de la 2^{ème} phase de recirculation le jus de fermentation titre 1472 mg/L d'AGV. Ce qui signifie que visiblement lors de la vidange, il y aurait du jus de fermentation qui reste piégé dans la masse du déchet en digestion. Le temps de percolation du jus de fermentation au travers la masse du déchet dépendrait des caractéristiques du déchet dont notamment sa porosité et son aptitude à l'entassement, paramètres qu'il faut connaître afin d'optimiser le fonctionnement du réacteur.

La DCO mesurée dans le jus de fermentation est de loin supérieure à celle des AGV produits dans le réacteur. Ceci montre que dans le jus il y a d'autres substances solubles que les AGV,

ce qui est tout à fait normal car dans le mélange BV-DSM de départ, il y avait une part de la DCO non biodégradable dans les boues de vidange et probablement dans les DSM, partie qu'il conviendrait dans tous les cas de quantifier.

VII.4.3.2. Production du méthane dans un réacteur séparé (en batch)

Une aliquote du jus retiré du réacteur de digestion anaérobiose partielle est envoyé dans un autre réacteur de 4 L pour achever la digestion et produire le biogaz. La figure 75 montre la production cumulée du biogaz du jus de fermentation pour les deux phases de recirculation.

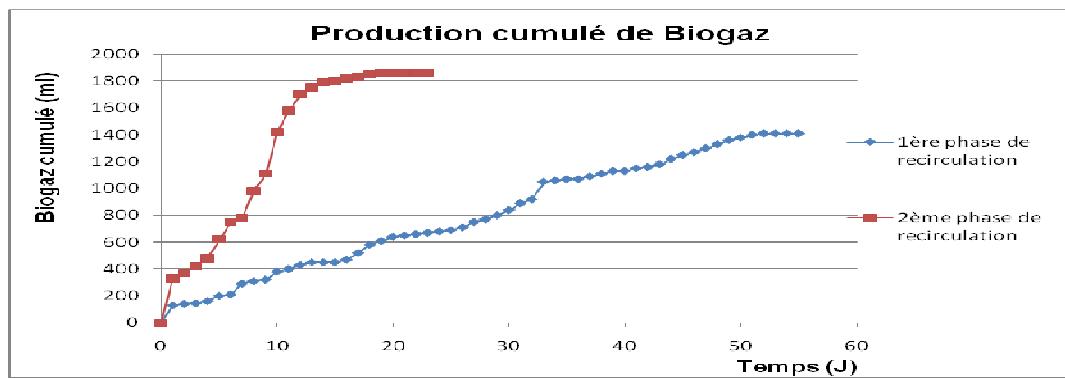


Figure 75 : Production cumulée de biogaz au cours des deux phases de recirculation

La figure 75 montre que la production du biogaz est de 1410 ml après 54 jours et 1860 ml après 23 jours d'incubation respectivement pour le jus de la première recirculation et de la deuxième recirculation. Il s'agit des quantités relativement faibles, si du moins on s'en tient à la concentration en AGV des jus de fermentation correspondant. Ce qui serait dû probablement à un phénomène d'inhibition dans le réacteur, mais il a été déjà démontré dans plusieurs études que les AGV sont facilement convertibles en biogaz et on ne devrait pas s'inquiéter pour ça. Les essais seront poursuivis pour améliorer cette seconde étape.

VII.4.3.3. Bilan DCO de la digestion anaérobiose

En digestion anaérobiose, il est intéressant de suivre le fonctionnement des réacteurs par l'établissement des bilans. La DCO est préférée à cet effet du fait que c'est une grandeur qui est conservée au cours de la digestion anaérobiose. La figure 76 montre les différentes composantes qui constituent le bilan pour le cas qui concerne notre étude. Sur le schéma, nous avons deux réacteurs : le réacteur principal est celui qui assure la co-digestion anaérobiose partielle des boues et des DSM tandis celui de production de biogaz, est celui qui reçoit le jus de fermentation vidangé depuis le réacteur principal. Nous présentons ici le principe du calcul

du bilan DCO dans le cas du réacteur de digestion anaérobie partielle conduit dans le cadre de cette étude. Mais du fait que tous les éléments intervenant dans le bilan n'ont pas été déterminés, il ne sera pas possible de calculer le bilan sur le réacteur mais tout de même cette partie a le mérite de montrer les éléments qu'il faudrait mesurer afin de quantifier le bilan.

$DCO_{in} - (DCO_{out} + DCO_{JF}) = 0$: bilan DCO sur le réacteur principal

$DCO_{JF} - (DCO_{CH4} + DCO_{JF\ out}) = 0$: bilan DCO sur le réacteur de production du biogaz

Avec

- DCO_{in} : DCO des déchets solides et des boues de vidange mis dans le réacteur principal ($DCO_{BV} + DCO_{DSM}$) exprimé en g de DCO,
- DCO_{out} : DCO résiduelle des déchets dans le réacteur après la digestion anaérobie partielle, cette DCO est déterminée après le retrait de tout le jus de fermentation,
- DCO_{JF} : DCO du jus de fermentation retiré du réacteur principal et dont une aliquote connue sera mise dans un deuxième réacteur pour produire le biogaz,
- DCO_{CH4} : DCO correspondant au méthane (CH_4) produit, qui est rapportée à la quantité totale du jus de fermentation vidangé dans le réacteur principal,
- $DCO_{JF\ out}$: DCO résiduelle mesurée dans le réacteur de production du méthane après la digestion anaérobie (également rapportée à la quantité totale du jus de fermentation de départ retiré dans le réacteur)

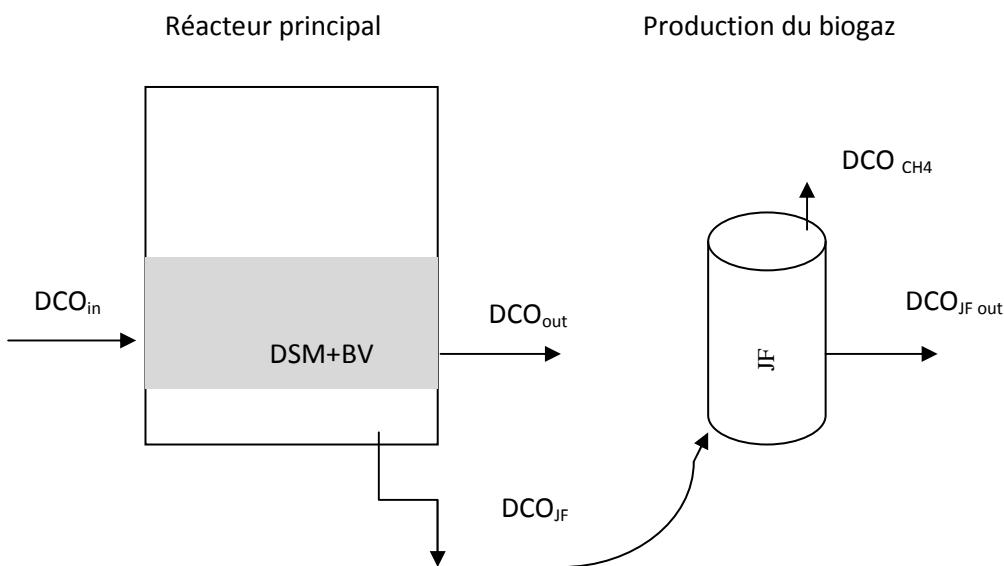


Figure 76 : Schéma du bilan DCO

VII.4.3.4. Compostage du digestat

Après la digestion anaérobiose partielle, et qu'on s'est rassuré que tout le jus de fermentation a été extrait du réacteur, la suite du travail a consisté à composter le digestat dans le même réacteur qui a servi pour la digestion anaérobiose partielle. Pour cela, on injecte par le bas de l'oxygène en utilisant une pompe à air. La pompe utilisée fournit un débit d'air de 50L/h. La durée d'aération dans le réacteur a été de 16 jours. Les résultats des paramètres suivis au cours du compostage sont montrés dans le tableau 52.

Le pH et le taux d'humidité sont mesurés sur l'échantillon en cours de compostage. Pour doser le pH, l'échantillon est dissout sous vive agitation dans de l'eau déminéralisée. Le rapport C/N correspond au rapport entre le taux de carbone organique total mesuré sur la matière sèche de l'échantillon en cours du compostage (Schnitzer, 1982) et le taux d'Azote total mesuré également sur la matière sèche de l'échantillon en cours de compostage par la méthode de Kjeldahl. La température est suivie quotidiennement à l'aide d'un thermocouple Pt-Rh plongeant dans le réacteur.

Tableau 52 : Évolution des paramètres de suivi au cours du compostage

Dates	Jours	pH	T	W (%M _f)	NH ₄ ⁺ /NO ₃ ⁻	C/N
05/05/2014	1	5,15	27,6	89,07	5,8	23,87
06/05/2014	2		30,9			
07/05/2014	3		30,4			
08/05/2014	4		29,6			
09/05/2014	5	7,86	29,3	89,6	2,14	21,59
10/05/2014	6		29,1			
11/05/2014	7		29,3			
12/05/2014	8		29,6			
13/05/2014	9	8,14	29,3	90,29	1,75	19
14/05/2014	10		28,5			
15/05/2014	11		28,2			
16/05/2014	12	8,14	27,2	90,23	0,8	17,86
17/05/2014	13		27			
18/05/2014	14		26,7			
19/05/2014	15		25,7			
20/05/2014	16	8,4	24,1	89,59	0,53	16,8

Sur les figures 77 & 78, il est montré l'évolution des paramètres de suivi du processus de compostage et qui permettent d'apporter un jugement sur la qualité du compost.

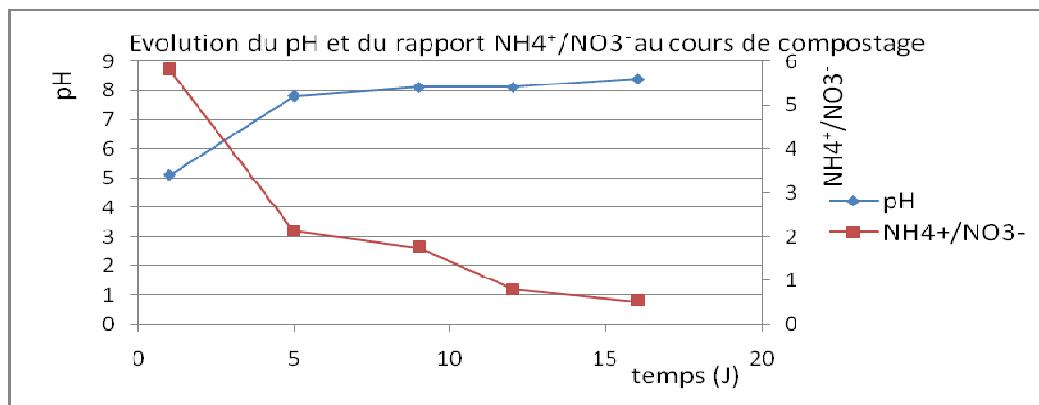


Figure 77 : Évolution du pH et de $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ au cours du compostage

Le pH augmente au cours du compostage et se stabilise autour du pH 8. Au début d'aération, le digestat a un pH acide (5,15), cela est dû au fait que le digestat sort d'une digestion anaérobiose qui produit des AGV. La littérature signale qu'un compost mûr a un pH qui varie entre 7 et 9 (Albrecht, 2007 ; Compaoré & Nanema, 2010; Cofie et al., 2009). Le rapport $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ montre une évolution décroissante au cours du compostage, ce qui est normal du fait que suite à l'aération, il y a transformation de l'azote ammoniacale en azote des nitrates.

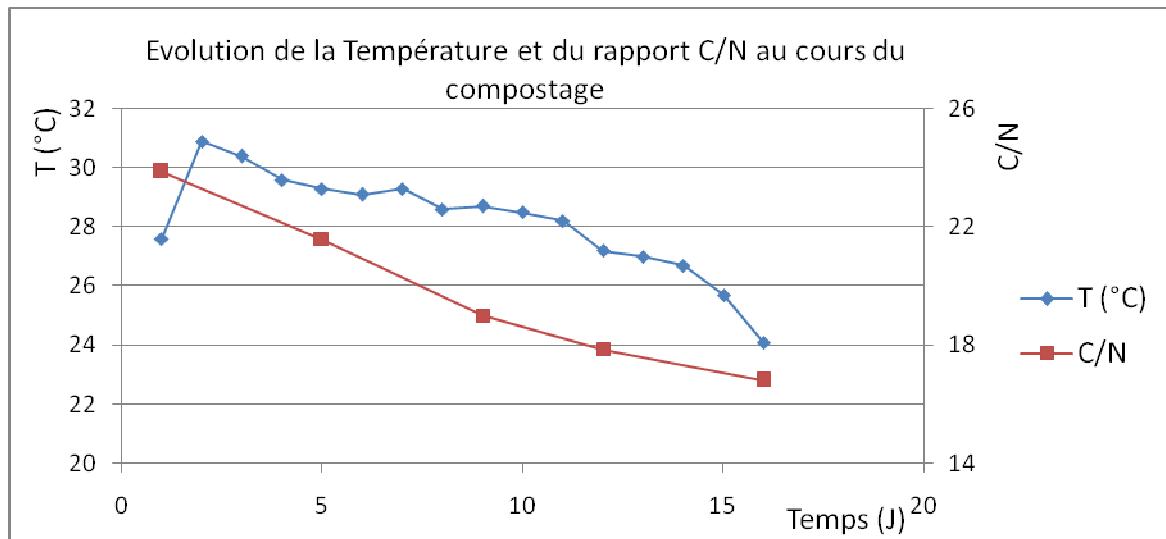


Figure 78 : Évolution de la température et du rapport C/N au cours du compostage

Le rapport C/N est un paramètre qui est fort utilisé pour évaluer la maturité du compost produit. Pour un compost mature, la norme de la FAO indique un rapport C/N compris entre 15-20 et la norme AFNOR un rapport C/N inférieur à 20. Le compost produit dans le cadre de cette étude a un rapport C/N final de 16,8 et se trouve dans la gamme citée par les deux normes. Au cours du compostage, une légère montée de la température (3°C) a été enregistrée, cet accroissement est faible, ce qui pourrait entraver le processus d'hygiénisation

du compost. Cela est probablement dû au fait que le digestat n'a pas été débarrassé suffisamment de son jus de fermentation ou que les épluchures de bananes auraient une grande capacité de rétention d'eau mais cela devrait être vérifié par analyse. Il convient de remarquer que lors de nos essais, le taux d'humidité est resté élevé (90% de la matière fraîche) durant toute la phase de compostage. Le retrait de tout le jus de fermentation avant de passer à l'étape de compostage se révèle être un point crucial pour l'obtention d'un bon compost, hygiénisé et stabilisé. Il faudrait donc dans les travaux ultérieurs chercher un mécanisme qui permet l'extraction de tout le jus de fermentation avant de passer à l'étape de compostage. Ci-dessous, est montré l'aspect du déchet avant le traitement et après le traitement. Après le compostage, la couleur qu'a le compost est aussi un signe qui montre la maturité du compost produit.



Figure 79 : Déchet avant traitement (à gauche) et après traitement (à droite)

VII.5. Conclusion

En conclusion, il ressort de ce chapitre les principaux points suivants :

- ✓ Les boues de vidange possèdent une fraction non négligeable de DCO dure, ce qui veut dire qu'un traitement aérobio n'interviendra que sur une partie de la matière organique et cette fraction qui résiste au traitement devrait être prise en compte au moment de la fixation des objectifs à atteindre pour un traitement donné.
- ✓ Les boues de vidange ont un faible potentiel méthanogène, leur valorisation en digestion anaérobio en tant que substrat n'est pas bénéfique du point de vue économique.
- ✓ En partant du constat précédent, la suite du travail a été de tester un procédé de co-digestion anaérobio partielle suivi du compostage des boues de vidange avec les déchets ménagers dans le même réacteur et il ressort que :

- Le fait de combiner la digestion anaérobie et le compostage dans le même réacteur évite de manipuler les déchets en cours de traitement, ce qui réduit considérablement les risques de contamination.
- Le procédé de digestion anaérobie partielle suivi du compostage dans le même réacteur est séduisant dans la mesure où les premiers résultats montrent que ce procédé conduit à un gain de temps sur la durée du processus car tout le processus (digestion anaérobie partielle-production du biogaz-compostage) a duré dans notre cas au total 55 jours, soit moins de 2 mois alors que le compostage classique seul des déchets dure en moyenne 3 à 4 mois. Parallèlement à ce gain de temps, on a deux produits qui sont immédiatement valorisables (le méthane et le compost) à la fin du procédé. Des investigations supplémentaires seront tout de même nécessaires afin de confirmer ce résultat.

Des points nécessitant d'être améliorés

Le procédé de digestion anaérobie partielle suivi du compostage nécessite toutefois des améliorations afin de bien maîtriser la technique et la rendre efficace :

- Bien caractériser les déchets d'alimentation du réacteur afin d'optimiser l'apport de matières organiques mais surtout connaître le potentiel méthanogène des déchets à digérer et leur capacité de rétention en eau (cela pour permettre une réelle montée en température pendant la phase du compostage). Le mélange devrait être équilibré en tenant compte des caractéristiques de chacun des déchets.
- Lors de la vidange du jus de fermentation, s'assurer que tout le jus ait été retiré afin de ne pas gêner la phase du compostage surtout en ce qui concerne la montée en température.
- Bien déterminer le rapport BV-DSM qu'il convient d'appliquer afin d'optimiser le procédé du point de vue environnemental (faire en sorte que tout le gisement en BV et en DSM soit traité) et économique (le rapport qui produit plus de biogaz).
- Déterminer les éléments qui interviennent dans le calcul du bilan sur le réacteur afin de bien s'assurer de son bon fonctionnement, ces éléments ont par ailleurs été identifiés au cours de ce travail.

Références bibliographiques

- AHRING B. K., 2003. Perspectives for anaerobic digestion. *Advances in biochemical engineering, biotechnology*, 81, 1-30.
- Albrecht R., 2007. *Co-compostage de boues de station d'épuration et de déchets verts: Nouvelle méthodologie du suivi des transformations de la matière organique*. Thèse de doctorat, Université Paul Cezanne Aix-Marseille III, 189 p.
- Aloueimine S. O., 2006. *Méthodologie de caractérisation des déchets ménagers à Nouakchott (Mauritanie) : contribution à la gestion des déchets et outils d'aide à la décision*. Thèse de doctorat, Université de Limoges, 192p.
- Amir S., 2005. *Contribution à la valorisation de boues de stations d'épuration par compostage: devenir des micropolluants métalliques et organiques et bilan humique du compost*. Thèse de doctorat, Institut National Polytechnique de Toulouse, 341p.
- Arhing B. K., Sandberg M. & Angelidaki I., 1995. Volatile fatty acids as indicators of process imbalance in anaerobic digestors. *Appl. Microbiol. Biotech.*, 43, 559-565.
- Bassan M., Tchonda T., Yiougo L., Zoellig H., Mahamane I., Mbéguéré M. & Strande L., 2013. Characterization of faecal sludge during dry and rainy seasons in Ouagadougou, Burkina Faso. *In 36th WEDC International Conference, Nakuru, Kenya, 2013*.
- Bernal M. P., Alburquerque J. A., & Moral R., 2009. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresource technology*, 100(22), 5444-5453.
- Bernet N. & Buffière, P., 2011. Caractérisation de la mise en oeuvre de la méthanisation (87-113) in "la méthanisation. 2^{ème} édition, Lavoisier, 552 p.
- Buchauer K., 1998. A comparison of two simple titration procedures to determine volatile fatty acids in influents to waste-water and sludge treatment processes. *Water SA*, 24 (1): 49-56
- Chen Y., Cheng J. J., & Creamer K. S., 2008. Inhibition of anaerobic digestion process: a review. *Bioresource technology*, 99(10), 4044-4064.
- Cofie O., Kone D., Rothenberger S., Moser D., & Zubruegg C., 2009. Co-composting of faecal sludge and organic solid waste for agriculture: Process dynamics. *Water research*, 43(18), 4665-4675.
- Compaoré E. & Nanema L. S., 2010. Compostage et qualité du compost de déchets urbains solides de la ville de Bobo-Diollasso, Burkina Faso. *Tropicultura* 28, 232-237.
- De Bertoldi M. D., Vallini G. E. & Pera A., 1983. The biology of composting: a review. *Waste Management & Research*, 1(2), 157-176.

Dolfing J., & Tiedje J. M., 1988. Acetate inhibition of methanogenic, syntrophic benzoate degradation. *Applied and environmental microbiology*, 54(7), 1871-1873.

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, 289 p.

Gajalakshmi S. & Abbasi S. A., 2008. Solid waste management by composting: state of the art. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 38(5), 311-400.

Gijzen H., 2002. Anaerobic digestion for sustainable development: a natural approach. *Water Science & Technology*, 45(10), 321-328.

Godon J.J., 2011. Aspects biochimiques et microbiologiques de la méthanisation (pp 61-85) in "la méthanisation. 2^{ème} édition, Lavoisier, 552 p.

Heinss U., Larmie S.A. and Strauss M., 1998. Solids Separation and Pond Systems for the Treatment of Septage and Public Toilet Sludges in Tropical Climate-Lessons Learnt and Recommendations for Preliminary Design. EAWAG/SANDEC Report No. 05/98.

Hiligsmann S., Lardinois M., Diabate S. I. & Thonart P., 2006. *Guide pratique sur la gestion des déchets ménagers et des sites d'enfouissement technique dans les pays du Sud*. Institut de l'énergie et de l'environnement de la Francophonie, Québec, Canada, 121p.

Hoornweg D., & Bhada-Tata P., 2012. *What a waste: a global review of solid waste management*. Urban Development & Local Government Unit, World Bank 1818 H Street, Washington DC, USA, 98 p.

Hsu J. H., & Lo S. L., 1999. Chemical and spectroscopic analysis of organic matter transformations during composting of pig manure. *Environmental Pollution*, 104(2), 189-196.

Huang, G. F., Wong, J. W. C., Wu, Q. T., & Nagar, B. B. (2004). Effect of C/N on composting of pig manure with sawdust. *Waste management*, 24(8), 805-813.

Janin P., 2009. Les «émeutes de la faim»: une lecture (géo-politique) du changement (social). *Politique étrangère*, (2), 251-263.

Koné D., Cofie O. O. & Nelson K., 2011. Options à faible coût pour la réduction des pathogènes et la récupération des éléments nutritifs des boues de vidange (pp 185-203) in *irrigation avec des eaux usées et la santé*. Presses Universitaires de Québec.

Koné, D., Cofie, O., Zurbrügg, C., Gallizzi, K., Moser, D., Drescher, S., & Strauss, M. (2007). Helminth eggs inactivation efficiency by faecal sludge dewatering and co-composting in tropical climates. *Water research*, 41(19), 4397-4402.

Koné D. & Strauss M., 2004. Low-cost options for treating faecal sludges (FS) in developing countries-Challenges and performance. In *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 (Vol. 27).

Koottatep T., Polprasert C., Oanh N., Heinss U., Montangero A. & Strauss M., 2001. Septage dewatering in vertical-flow constructed wetlands located in the tropics. *Water Science & Technology*, 44(2-3), 181-188.

Koster I. W., 1989. *Toxicity in anaerobic digestion: with emphasis on the effect of ammonia, sulfide and long-chain fatty acids on methanogenesis*, thèse de doctorat, Wageningen agriculture university, the Netherlands, 113 p.

Kayhanian M., 1994. Performance of a high-solids anaerobic digestionprocess under various ammonia concentrations. *J. Chem. Tech.Biotechnol.*, 59, 349–352.

Le Courtois A., 2012. Faire des déchets solides municipaux une ressource *dans Périou C (ed), Les déchets : quels enjeux pour les pays en développement ?* Noise 15, Paris – France, (15) 2-4 p.

Lens P. & Verstraete, W., 2001. New perspectives in anaerobic digestion. *Wat Sci Tech*, 43(1), 1-18.

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*, (53), 35-48.

Lossing H., 2009. *Sludge Accumulation and Characterization in Decentralized Community Wastewater Treatment Systems with Primary Clarifier Tanks at Each Residence*. Thèse de doctorat, Queen's University, Kingston, Ontario, Canada, 256 p.

Matejka G., Barbier J., De Las Heras F., Klein A., Paqueteau F., Kebe A., 2001. Composting of urban refuse in Labé (Guinea): process optimization and agricultural value; Cagliari (Sardinia) Eighth International Waste Management and Landfill Symposiuim (CISA : Environ. Sanitary Engineering Centre) 1 - 5 Oct. 2001.

Mbéguéré M., Dodane P.H. & Koné D., 2011. *Gestion des Boues de Vidange – optimisation de la filière*. Eawag, Dübendorf, Switzerland, 62 p.

MEAT, 2003. Ministère de l'Environnement et de l'Aménagement du Territoire, Tunisie - Rapport national de l'environnement tunisien, de l'année 2002, mai 2003, 142p.

Menikpura S. N. M., Sang-Arun J. & Bengtsson M., 2013. Integrated Solid Waste Management: an approach for enhancing climate co-benefits through resource recovery. *Journal of Cleaner Production*, 58, 34-42.

Misra R. V. & Roy R. N., 2005. *On-farm composting methods*, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, 26 p.

Moletta, R. (2002). La digestion anaérobie des déchets municipaux. *L'eau, l'industrie, les nuisances*, 257, 75-82.

N'gnikan E., Vermande P., Tanawa M., Wethe J., 1997. Une démarche intégrée pour la maîtrise de la gestion des déchets solides urbains au Cameroun. *Revue Déchets Sciences & Techniques*, 20, 22-34.

Nordmann V., 2013. *Caractérisation et impact des différentes fractions d'une biomasse lignocellulosique pour améliorer les prétraitements favorisant sa méthanisation: utilisation de la paille de blé comme biomasse lignocellulosique d'étude*. Thèse de doctorat, Université Sciences et Technologies-Bordeaux I, 215p.

Paing J., 2001. *Bilan du carbone et du soufre dans le lagunage anaérobiose : contrôle de l'émission d'H2S pour la réduction des nuisances olfactives*. Thèse de doctorat, Université Montpellier I, 255p.

Parawira W., Murto M., Read J. S. & Mattiasson, B., 2005. Profile of hydrolases and biogas production during two-stage mesophilic anaerobic digestion of solid potato waste. *Process Biochemistry*, 40(9), 2945-2952.

Parawira W., 2009. Biogas technology in sub-Saharan Africa: status, prospects and constraints. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 8(2), 187-200.

Pauss A., Andre G., Perrier M. & Guiot S. R., 1990. Liquid-to-gas mass transfer in anaerobic processes: inevitable transfer limitations of methane and hydrogen in the biomethanation process. *Applied and Environmental Microbiology*, 56(6), 1636-1644.

Rajoka M. I. & Malik K. A., 1997. Cellulase production by *Cellulomonas biazotea* cultured in media containing different cellulosic substrates. *Bioresource Technology*, 59(1), 21-27.

Rocher L., 2009. Les contradictions de la gestion intégrée des déchets urbains: l'incinération entre valorisation énergétique et refus social. *Flux*, (4), 22-29.

Roig A., Cayuela M.L., Sanchez-Monedero M.A., 2004. The use of elemental sulphur as organic alternative to control pH during composting of olive mill wastes. *Chemosphere* 57, 1099–1105.

Sarr S., 2013. L'Afrique de l'Ouest face aux enjeux de la transition énergétique. *Liaison énergie francophonie*, (93), 41-45.

Schink B., 1997. Energetics of syntrophic cooperation in methanogenic degradation. *Microbiology and Molecular Biology Reviews*, 61(2), 262-280.

Schnitzer M., 1982. Organic Matter Characterization dans Page A. L. (ed), *Methods of Soil Analysis. Part2. Chemical and Microbiological Properties*, American Society of Agronomy, Soil Science Society of America, 581–594 p.

Shiru N. & Bo L., 1991. *Health assessment of night soil and wastewater reuse in agriculture and aquaculture*. Final report. Chinese academy of preventive medicine, Institute of Environmental health and engineering Beijing. WHO, Western pacific Regional centre for the promotion of Environmental planning and applied studies, 22 p.

Sundberg C., Smars S., Jonsson H., 2004. Low pH as an inhibiting factor in the transition from mesophilic to thermophilic phase in composting. *Bioresource Technol.*, 95, 145–150.

Roig A., Cayuela M.L., Sanchez-Monedero M.A., 2004. The use of elemental sulphur as organic alternative to control pH during composting of olive mill wastes. *Chemosphere*, 57, 1099–1105.

Tholen A., & Brune A., 1999. Localization and in situ activities of homoacetogenic bacteria in the highly compartmentalized hindgut of soil-feeding higher termites (Cubitermes spp.). *Applied and environmental microbiology*, 65(10), 4497-4505.

Tilley E., Lüthi C., Morel A., Zurbrügg C., Schertenleib R., 2008. *Compendium of Sanitation Systems and Technologies*. Eawag/Sandec, Zurich, 157 p.

Tremier A., de Guardia A., Massiani C., Paul E., Martel J.L., 2005. A respirometric method for characterising the organic composition and the temperature influence on the biodegradation kinetics, for a mixture of sludge and bulking agent to be co-composted. *Bioresource Technol.*, 96, 169–180.

UEKI K. UEKI A. & SIMOGOH Y., 1988. Terminal steps in the anaerobic digestion of municipal sewage sludge: Effects of inhibitors of methanogenesis and sulfate reduction. *Journal of General and Applied Microbiology*, 34(5), 425-432.

Vergara S. E. & Tchobanoglous G., 2012. Municipal solid waste and the environment: a global perspective. *Annual Review of Environment and Resources*, 37, 277-309.

Wilson D. C., Velis C. A. & Rodic L., 2013. Integrated sustainable waste management in developing countries. In *Proceedings of the Institution of Civil Engineers: Waste and Resource Management (may 2013)*, 166 (2), 52-68.

Wong M.H., Cheung Y.H., 1995. Gas production and digestion efficiency of sewage sludge containing elevated toxic metals. *Bioresour.Technol.*, 54, 261–268.

Wu W. M., Hickey R. F. & Zeikus, J. G., 1991. Characterization of metabolic performance of methanogenic granules treating brewery wastewater: role of sulfate-reducing bacteria. *Applied and environmental microbiology*, 57(12), 3438-3449.

Zinder S., 1984. Microbiology of anaerobic conversion of organic wastes to methane: recent developments. *Am. Soc. Microbiol. News;(United States)*, 50(7), 294-298.

Zumstein E., Moletta R. & Godon J. J., 2000. Examination of two years of community dynamics in an anaerobic bioreactor using fluorescence polymerase chain reaction (PCR) single-strand conformation polymorphism analysis. *Environmental Microbiology*, 2(1), 69-78.

Conclusions générales et perspectives

Ce travail de thèse avait pour objectifs de mener une étude de l'ANC tenant compte des trois maillons de la filière dans le contexte de l'Afrique subsaharienne marqué par l'existence de plusieurs technologies à chaque maillon de la chaîne, où la réglementation n'est pas appliquée et où les ménages ne sont pas assistés dans la mise en place des technologies d'assainissement, ni financièrement ni techniquement. Les tâches que cette étude s'était données consistaient entre autre à mener des investigations sur terrain en vue d'apporter une meilleure compréhension du secteur d'assainissement non collectif dans les PED, une compréhension qui a permis dans la suite du travail de tenter de proposer des éléments de réponses aux problèmes rencontrés sur terrain. Ont été notamment concerné par cette étude la mise en place des procédures de sélection et d'évaluation des technologies d'ANC, la compréhension et l'évaluation du fonctionnement de la fosse septique tant du point de vue de la décantation que de l'accumulation des boues, enfin, la caractérisation des matières de vidanges ainsi que les possibilités de leur éventuelle valorisation.

Sur le plan méthodologique, nous avons pris le parti de réaliser ce travail en combinant plusieurs disciplines afin d'apporter une réponse efficace au caractère complexe du secteur de l'ANC dans les pays en développement. En effet, ce travail, pour atteindre les objectifs qu'il s'était assigné, a fait recourt à la sociologie par les enquêtes et les investigations menées sur terrain auprès des ménages et des professionnels d'ANC, aux sciences de gestion et de planification en vue proposer des voies de sortie à la crise actuelle en matière d'assainissement, à l'hydrologie et l'hydrogéologie du fait que l'assainissement ainsi que les technologies qu'il utilise sont en liaison directe avec les eaux de surface ou souterraines, à la cartographie du fait qu'on est amené à établir des cartes d'assainissement non collectif et mieux appréhender les distances et les contraintes entre le lieu de vidange des boues et l'endroit prévue pour le dépotage, à l'épidémiologie afin de voir les relations de cause à effet entre l'état sanitaire des personnes dans une localité donnée en fonction des systèmes d'assainissement dont ils disposent et à l'ingénierie sanitaire pour quantifier et faire des mesures de terrain et des analyses de laboratoire en vue de déterminer les éléments de dimensionnement des ouvrages d'assainissement entre autre la fosse septique qui a attiré notre attention dans la présente étude. Cette étude a fait recourt aussi aux méthodes d'analyse multicritères ainsi qu'aux méthodes statistiques d'analyse multivariée.

Pour ce qui est des résultats, nous présentons les principales conclusions qui ressortent de la présente recherche. Elles sont groupées en trois grandes catégories :

✓ **Compréhension du phénomène**

L'utilisation de l'analyse multivariée, en l'occurrence l'analyse des correspondances multiples appliquée sur les résultats de l'enquête ménage a révélé que l'installation de l'ouvrage d'assainissement au sein du ménage est liée à certains autres facteurs, notamment l'approvisionnement en eau et la catégorie sociale des ménages. Par contre, l'accessibilité en voies routières n'a que peu d'influence sur l'ouvrage d'ANC à installer au niveau des domiciles des particuliers, l'étude a également montré qu'il y a visiblement un problème de gestion des eaux usées ménagères qui consiste, indistinctement de l'ouvrage d'ANC utilisé au sein du ménage, en un déversement dans la rue causant ainsi des problèmes de pollution des ressources en eau sans oublier les risques sanitaires associés, surtout dans les villes où la densité de la population est élevée. Les techniques de vidange des boues se sont révélées liées à l'ouvrage d'assainissement utilisé par le ménage ; les fosses septiques étant vidangées mécaniquement dans la plupart des cas avec dépotage des boues en site autorisé, la latrine traditionnelle est soit bouchée une fois pleine et remplacée par une nouvelle latrine, soit vidangée manuellement suivi d'un dépotage clandestin des boues, sans aucun traitement.

✓ **Gestion et planification de la filière d'assainissement non collectif**

Partant de la compréhension du phénomène qui vient d'être présenté ci-dessus, dans le but de contribuer à l'amélioration de la situation actuelle dans le domaine de l'assainissement non collectif, la suite du travail a consisté en une mise en place d'une méthodologie qui pourra être suivie pour le choix des technologies d'assainissement ainsi que de leur évaluation sur terrain.

Par rapport à la procédure de sélection des technologies d'ANC, des grilles de sélection basées sur un certain nombre de critères ont été mises en place et des technologies adaptées à ces critères sont à chaque fois proposées. Les technologies dont il est question concernent les ouvrages de stockage d'excreta et ou des eaux usées ménagères, ceux chargés de l'évacuation et du traitement de l'effluent ayant été débarrassé des matières solides (MES) ainsi que les technologies chargées de la vidange et du transport des boues vers le site de dépotage.

Quant à la procédure d'évaluation de l'ANC proposée dans cette étude, elle a consisté à mettre en place un indicateur global pour l'ANC qui se rapporte à toute la filière et qui est calculé en utilisant les méthodes multicritères dont la méthode ELECTRE II pour opérer un classement de différentes technologies de chacun des indicateurs intervenant dans le calcul de

l'indicateur global ainsi que le *Composite Programming* pour agréger les différents indicateurs en un indicateur unique de synthèse. Cette façon de procéder vient du fait que jusqu'ici l'évaluation utilisée par le Programme Commun OMS/UNICEF de Surveillance de l'approvisionnement en eau et de l'assainissement se base sur l'ouvrage d'assainissement uniquement, ce qui ne nous semble pas suffisant. L'autre raison résulte des lacunes constatées sur terrain en matière de gestion d'excreta et des eaux usées ménagères, surtout le manque de réglementation en la matière. Cet indicateur global d'assainissement non collectif est calculé à partir de cinq indicateurs se rapportant aux trois maillons qui constituent la filière d'assainissement.

✓ Ingénierie

Afin d'optimiser la filière d'assainissement non collectif, un intérêt particulier a été porté sur la fosse septique, élément central pour apprécier le niveau d'assainissement atteint par le ménage, où il a été question d'évaluer la décantabilité des matières qui entrent dans la fosse septique et l'efficacité de la décantation au sein de la fosse septique ainsi que de procéder à des mesures *in situ* de l'accumulation des boues dans la fosse septique.

Les essais de décantation réalisés en colonne ont montré que dans les effluents qui sortent de la fosse septique, il y a encore des matières susceptibles de décanter et que la moyenne des MES à la sortie de la fosse septique est de 107 mg/L, valeur supérieure à ce celui qui a été obtenue en France où des études similaires ont été faites. La décantabilité des matières qui entrent dans la fosse septique est bonne, résultat qui veut dire que si la fosse septique est bien dimensionnée, elle peut arriver à éliminer les MES à des taux satisfaisants ce qui assurera donc une protection optimale du dispositif qui suit la fosse septique.

L'accumulation des boues a été déterminée en termes de volume mais aussi en termes de charge polluante (en termes de DCO). Il a été notamment retenu que pour une fréquence de vidange de quatre ans, le dimensionnement de la fosse septique se fera sur base d'un taux d'accumulation moyen de 0,22L/habitant/jour. L'autre résultat qu'il convient de signaler est que le compartimentage de la fosse septique n'apporte pas une valeur ajoutée dans le bon fonctionnement de la fosse septique du point de vue de l'accumulation des boues mais plutôt réduit le volume dédié à l'accumulation des boues ou pire encore si des mesures ne sont prises notamment en matière du respect des périodes de vidange, risque d'occasionner le dysfonctionnement de l'élément épurateur situé à l'aval de la fosse septique et partant de là de tout le système d'ANC dans son ensemble.

En fin pour boucler avec la méthodologie qui consistait à étudier la filière d'ANC prenant en compte les trois maillons de la chaîne d'assainissement, un regard a été porté sur les caractéristiques des boues vidangées ainsi que les possibilités de leur éventuelle valorisation. Les principaux résultats qui émergent sont que:

- Les boues de vidange contiennent encore une partie non négligeable de la charge polluante et nécessite un traitement préalable avant leur rejet dans la nature, résultat qui avait par ailleurs été déjà trouvé dans d'autres études antérieures.
- La fraction de la DCO non biodégradable des boues de vidange avoisine, en moyenne les 50% de la DCO brute.
- Les boues de vidange possèdent un faible potentiel méthanogène et donc leur valorisation en tant que substrat en digestion anaérobie n'est pas très intéressante mais plutôt leur co-traitement en anaérobie avec les déchets solides municipaux (DSM) où les boues sont considérées comme inoculum et les DSM substrats. À cet effet un essai de digestion anaérobie partielle suivi du compostage dans le même réacteur a été testé dans le cadre de cette étude et les résultats préliminaires en ce qui concerne le gain de temps dans la durée du processus et de la qualité du compost final obtenu sont intéressants. Cet essai étant par ailleurs toujours en cours, ce qui permettra d'affiner les résultats et de caler la méthode.

En termes de perspectives :

Des études sur la nature du sol et le niveau de la nappe phréatique seraient nécessaires dans les zones à assainissement non collectif et devrait précéder tout projet de mise en place des technologies d'ANC.

Au cours de ce travail, des résultats préliminaires sur le procédé de digestion anaérobie partielle suivi du compostage dans le même réacteur ont été obtenus et semble prometteurs, des études approfondies qui s'attacheraient à trouver le rapport optimal BV-DSM ainsi que le potentiel méthanogène de différentes catégories de déchets seraient nécessaires. Ce qui a été testé c'est un réacteur à petite échelle dans les conditions du laboratoire, il serait utile de faire des investigations à grande échelle pour dimensionner le réacteur qui assure la digestion partielle du mélange BV-DSM ainsi que celui qui produit le biogaz à partir du jus de fermentation sortant de la digestion anaérobie partielle. Le méthane produit dans un premier temps servirait à faire fonctionner le réacteur, ce qui veut dire que le procédé serait autonome en matière énergétique.

Au terme de ces quatre années de recherche dans le domaine de l'assainissement non collectif pour les pays en développement, nous osons espérer que les résultats et conclusions issus de cette recherche serviront de fondation pour relever la situation sanitaire et environnementale des pays en développement et permettront de raisonner autrement afin de progresser vers un assainissement pour tous et rattraper le retard déjà encaissé en matière d'assainissement dans ces mêmes pays

Production scientifique

Cette thèse a permis la rédaction des articles suivants

1° Communication

a) Vers une meilleure compréhension de l'assainissement non collectif en Afrique subsaharienne.

Bigumandondera P., Nsavyimana G., Ndikumana T., Vasel J.L

Communication par poster dans Colloque International intitulé: Environnement, Urbanisation et Ruralité dans la Région des Grands Lacs d'Afrique: Quels défis? Quelles solutions? 8-10 Novembre 2012, Université du Burundi, Burundi

b) Co-digestion anaérobiose des boues de vidange des fosses septiques avec les déchets des marchés fermentescibles.

Nsavyimana G., Bigumandondera P., Ndikumana T. et Vasel J. L

Communication par poster dans Colloque International intitulé: Environnement, Urbanisation et Ruralité dans la Région des Grands Lacs d'Afrique: Quels défis? Quelles solutions? 8-10 Novembre 2012, Université du Burundi, Burundi

c) Boues de vidange des fosses septiques: Caractérisation et voies de valorisation-Cas du Burundi.

Nsavyimana G., Bigumandondera P., Ndikumana T. et Vasel J. L

Communication orale dans "The International workshop on Waste Management in Maghreb Countries": Research, Innovation and Education. 3-4 Octobre 2013, Université Cadi Ayyad, Maroc.

2° Articles

a) Bigumandondera P., Nsavyimana G., Boreux J.J., Ndikumana T., Vasel J.L. (2014).

Indicateur global d'assainissement non collectif comme outil d'évaluation et de suivi des performances des systèmes d'assainissement non collectif en Afrique Subsaharienne (soumis à *BASE*).

b) Nsavyimana G., Bigumandondera P., Ngahane E. L., Ndikumana T. and Vasel J. L.

(2014). Exploring a new approach of the population equivalent concept through a detailed characterization of grey and black waters (soumis à *Environmental Technology*).

c) Procedure for selecting on-site sanitation technologies for developing countries (en préparation)

Annexes

1. Annexe du chapitre II

Annexe II.1: Questionnaire d'enquête-ménage

QUESTIONNAIRE D'ENQUETE

Ce questionnaire s'inscrit dans le cadre de la recherche de thèse sur le thème : *Etude de l'assainissement non collectif en Afrique subsaharienne : Application à la ville Bujumbura*

Il s'agit d'un travail de recherche et les résultats ne seront publiés qu'à des fins scientifiques. En outre, personne ne saurait être inquiété pour les réponses fournies. Nous vous remercions de votre collaboration

Nom de l'enquêteur.....

Date de l'enquête.....

Heure : début..... Fin.....

I – IDENTIFICATION

Nom de l'arrondissement Quartier Carré N°

Ménage Nombre d'habitants.....

Nom et prénoms de l'enquêté (Facultatif).....

Age de l'enquêté.....

Sexe : 1-1- M 1-2- F

Niveau d'instruction

1-3-Primaire · □ · 1-4-

1-8. Quelles sont vos

1.0 Oui 2.0 50000 50000-100000 100000-150000 150000-200000

plus

— 50 —

Quelles sont vos sources d'approvisionnement en eau ?

2-1-1-faile□ 2-2-1-farts □ 2-3-Lac□ 2-4-Etienne □ 2-5-O.P. (Organisme Public ou Privé) □
2-6-fontaine publique□

2-7-Autres sources (a préciser)

Quel est l'aspect de l'eau que vous utilisez ?

Sources Aspect	Pluie (2-1)	Puits (2-2)	Lac (2-3)	Citerne (2-4)	O.P. (2-5)	Fontaine Publ (2-6)	Autres sources (2-7)
2-7'- claire							
2-8-boueuse							
2-9-trouble							

La quantité d'eau disponible est- elle suffisante ?

Sources durée	Pluie (2-1)	Puits (2-2)	Lac (2-3)	Citerne (2-4)	O.P. (2-5)	Fontaine Publ (2-6)	Autres sources (2-7)
2-10-toute l'année							
2-11- une partie de l'année							
2-12-insuffisante							
2-13-cela dépend							

Utilisez-vous plusieurs sources d'approvisionnement ?

2-14- Oui

2-15- Non

Usage Eau	Boisson (2-16)	Cuisson (2-17)	Lessive (2-18)	Vaisselle (2-19)	Douche (2-20)	Arrosage (2-21)	Nettoyage (2-22)	Autres (2-23)s
Pluie (2-1)								
Puits (2-2)								
Lac (2-3)								
Citerne (2-4)								
O.P. (2-5)								
Fontaine Publ (2-6)								
Autres sources (2-7)								

2-24-Pourquoi ?.....

Enregistrez-vous des périodes de pénurie d'eau ?

2-25- Oui 2-26- Non

2-27-Lesquelles ?.....

Etes-vous abonnés à la O.P. ?

2-27- Oui 2-28- Non

Si oui, revendez-vous l'eau de la O.P. ?

2-29- Oui 2-30- Non

2-31-Si oui, quel est le coût moyen d'un seau ou récipient d'eau (capacité) ?.....

2-32-Combien de personnes en moyenne, desservez- vous par jour ?.....

2-33-Quel est le montant de vos revenus moyens par mois ?.....

2-34-Quel est en moyenne le montant de vos bénéfices ?.....

Si vous n'êtes pas abonnés, achetez-vous l'eau du réseau d'adduction de la O.P. chez les abonnés ?

2-35- Oui 2-36- Non

Quelle quantité d'eau de la O.P. consommez-vous en moyenne (nombre de récipients) ?

2-37-Jour...../2-38-semaine...../2-39-mois.....

Quel est le coût moyen ?

2-40-Jour...../2-41-semaine...../2-42-mois.....

Ce coût varie-t-elle souvent ?

2-43- Oui 2-44- Non

2-45-Si oui, de combien à combien ?.....

2-46- Quelle quantité d'eau des autres sources utilisez-vous (nombre de récipients) ?.....

III – HYGIENE ET ASSAINISSEMENT

Conservez-vous les eaux de ces différentes sources ?

3-1- Oui 3-2- Non

Si oui, quels sont les récipients utilisés pour cette conservation ?

3-3-Jarre 3-4-Bassine 3-5-Seau 3-6-Bidon 3-7-Tonneau 3-8-Citerne

3-9-Autres (à préciser).....

L'eau de ces récipients est-elle couverte hermétiquement ?

3-10-Oui

3-11- Non

3-12-Si non, pourquoi ?.....

Comment entretenez-vous ces récipients de stockage?

3-13- Lavage à l'eau + éponge + savon 3-14- Lavage à l'eau seul

3-15- Rinçage à l'eau uniquement 3-16-Lavage à l'eau + éponge + savon +rinçage

Renouvez-vous l'eau conservée ?

3-17- Oui 3-18- Non

Si oui, quelle est la durée de la conservation ?.....

3-19- Un jour 3-20- Deux jours 3-21- Une semaine 3-22- Cela dépend

Si vous utilisez l'eau de puits, disposez-vous d'un puits ?

3-23- Oui 3-24- Non

Si oui, le puits est-il protégé ?

3-25- Oui 3-26- Non

Apportez-vous de traitements à l'eau avant la consommation?

3-27- Oui 3-28- Non

Si oui, lesquels ?

3-29-Eau de javelle 3-30- Sulfate d'alumine (Alun : $AL_2(SO_4)_3$)

3-31- Pots diffuseurs d'hypochlorite de calcium (puits) 3-32- Chauffage

3-33-

Autres.....

3-34-Si oui, pensez-vous que l'utilisation de ces traitements a-t-elle des effets sur votre santé ?
Lesquelles ?.....

3-35-Si non pourquoi ?.....

.....

3-36- A quelle distance se trouve le puits de votre lieu d'aisance ?.....

3-37Commentaire.....

3-38- A quelle distance se trouve le lieu de votre ravitaillement en eau de la O.P. ?.....

3-39-Comment la transportez-vous à votre domicile ?.....

3-40-Quelles sont les mesures de protection prises dans le transport de cette eau de la O.P. ?.....

3-41-Si non, pourquoi ?.....

.....

Où jetez-vous les déchets ménagers et les eaux usées domestiques ?

Déchets ménagers	Ordures ménagères	Eaux usées domestiques
Lieu de déversement		
3-42-A côté de la maison		
3-43-Dans la cour de la maison		
3-44-Sur une parcelle vide		
3-45- Dans la poubelle		
3-46-Sur la place publique		
3-47-Enterrés dans la cour de la maison		
3-48- dans les cours d'eau		
3-49- dans les caniveaux		
3-50- sur les voies		
3-51- marécages		
3-52- autres		

3-53-Pourquoi ?.....

3-54-Utilisez-vous les ordures ménagères dans les activités agricoles ou maraîchères ?

3-55- Oui 3-56- Non

3-57-Si oui, lesquelles et comment (compost, ...) ?.....

IV- MALADIES HYDRIQUES

Pensez-vous que la consommation de l'eau de qualité douteuse peut-être source de maladies ?

4-1- Oui 4-2- Non

4-3- Si oui, quelles sont les maladies hydriques que vous connaissez (choléra, diarrhée, affections gastro-intestinales, autres) ?

4-4-Desquelles souffrez-vous souvent.....

4-5- Desquelles souffrez-vous parfois.....

Vous soignez-vous dans les centres de santé ?

4-6- Oui

4-7- Non

4-8-Pourquoi ?.....

4-9- A combien vous revient chaque traitement ?

Avez-vous toujours les moyens financiers pour payer les soins et acheter les médicaments ?

4-10- Oui

4-11- Non

4-12-Si non, quelles sont les mesures que vous prenez ?

Pensez-vous qu'elles sont les plus convenables à votre santé ?

4-13- Oui

4-14- Non

4-15-Pourquoi ?.....

4-16-Quelles sont vos suggestions pour une bonne alimentation en eau ?

.....

V - ACCESSIBILITÉ A LA MAISON

5-1- Distance entre la maison enquêtée et la route Principale (goudronnée) :mètres

5-2- La maison est-elle accessible en voiture ? Oui Non

5-3- La maison est-elle accessible en moto ? Oui Non

5-4- Type de voie d'accès :

Route en terre Route goudronnée Chemin piéton

5-5- État de la voie d'accès :

Bien aménagée Dégradée Très dégradée

5-6- Existe-t-il des difficultés d'accès à la maison ou concession ? Oui Non

5-7- Si oui sont-elles permanentes ou temporaires ?

Permanente Temporaire difficulté

VI - ASSAINISSEMENT INDIVIDUEL

6-1- Quel est le mode d'assainissement des excréta dont dispose le ménage :

- Latrines traditionnelles à fond perdu
- Toilettes modernes avec fosse septique et/ou puisard
- Latrines à chasse manuelle
- Latrines VIP
- Latrines à siphon

- Toilette sèche
- Autres (à préciser)

6-2- Est-ce que les latrines sont elles aussi utilisées pour se doucher ? Oui Non

6-3 - S'il s'agit d'une latrine, état de finition de ces latrines :

- Bien aménagée
- Assez bien aménagée
- Non aménagée

6-4- La latrine présente-t-elle des problèmes ? Oui Non

6-5 - Si oui, quels sont les problèmes que pose cette latrine actuellement ?

6-5-1 Accès :

Ouvrage enclavé Accès accidenté Accès sale Autres (à préciser)

6-5-2 Confort :

Odeur Insécurité Pas d'intimité Autres (à préciser)

6-5-3 Hygiène :

- Proximité des ordures
- Proximité d'un puits ou d'une source
- Rat, cafard et mouche
- Eaux usées stagnantes
- Autres (à préciser)

6-6 Y-a-t'il possibilité de procéder à des prélèvements ? Oui Non

6-7- Que ferez-vous en cas de remplissage de votre fosse ?

Réalisation d'une autre fosse Vidange Autres (à préciser)

6-8 - Si c'est la vidange, comment cela se fait-il ?

Camion spécialisé Manuellement Autres (à préciser)

6-9- Quels sont les critères qui président au choix du type de vidange ?

Coût Qualité de service Accessibilité Autres (à préciser)

6-10- Si c'est la vidange manuelle, qui le fait ?

Membres de la famille Tâcheron Autres (à préciser)

6-11- Avez-vous déjà effectué une vidange ? Oui Non

6-12 - Si oui, combien de fois déjà ? fois

6-13 - Quand remonte la dernière vidange ? Et l'avant-dernière vidange

- Moins de 6 mois
- moins de 2an
- 1 an
- 3 ans

2 ans

4 ans

Plus de 2 ans

plus de 4 ans

6-14 Combien vous a coûté cette vidange ?

6-15- Que pensez-vous de ce Tarif ?

Très cher Cher Abordable Bas Autres (à préciser) :

VII - GUIDE D'OBSERVATION (sur site)

7-1-Entretien du sol dans l'ensemble du quartier et de chaque maison enquêtés (environnement) :

7-2- Type d'habitat ou maison enquêté :

7-3-Catégorie sociale des habitants de la maison :

7-4-Existence de lieu convenable de dépôt d'ordures dans la maison : Oui Non

7-5-Existence de WC dans la maison ou dans le quartier : Oui Non

7-6-Existence de puits dans la maison ou dans le quartier : Oui Non

7-7-Distance qui sépare le WC du puits de la maison ou du quartier :

7-8-Existence du réseau d'adduction d'eau dans la zone enquêtée :

7-9-Connection de l'unité d'habitation au réseau d'adduction : Oui Non

7-10-Les sources et les formes d'utilisation de l'eau :

7-11-Modes endogènes de gestion de l'eau :

7-12-Mesure des récipients d'eau :

7-13-Comportements des habitants de la maison en matière d'hygiène :

7-14- Localisation des endroits pollués ou bien entretenus à photographier :

7-15- Présence d'un système ? Oui Non

7-16- Fosse septique 7-17- Fosse d'aisance 7-18- Toilette sèche

7-19- Type :

7-20- Taille :

7-21- Capacité :

7-22- État :

7-23- Possibilité de procéder à des prélèvements ? Oui Non

7-24- Si une fosse septique (ou autre existe), à quelle fréquence est-elle vidangée ?
.....

7-25- Est-elle vidée complètement ? Oui Non

- 7-26- Volume ?
- 7-27- Prix ?
- 7-28- Par qui ?
- 7-29- Où vont ces matières ?
- 7-30- Décrire le système d'assainissement utilisé (+ un petit schéma)
.....

OBSERVATION DE L'ENQUETEUR

VIII – GUIDE D'ENTRETIEN

(Agents de centre de santé de la localité enquêtée)

- 8-1- Quels types de maladies hydriques enregistrez-vous ?
- Quelles sont les périodes de recrudescence ?.....
- 8-2- Quelles en sont les causes ?
- 8-3- Comment peut-on les éviter ?
- 8-4-Quelles sont les statistiques épidémiologiques de ces maladies au cours des dernières années ?.....

IX - GUIDE D'ENTRETIEN AVEC LES AUTORITES DU QUARTIER

Votre localité est-elle desservie par le réseau d'adduction d'eau de la O.P. ?

9-1-densément 9-2-moyennement 9-3-faiblement 9-4-pas du tout

9-5-Pourquoi ?

9-6- Quels sont les problèmes d'eau de votre quartier ou arrondissement,... ?
.....

9-7-Comment vous les résolvez. ?

.....

9-8- Quelle est votre opinion sur le problème de revente d'eau de la O.P. par les abonnés ?
.....

9-9-Est- elle la meilleure solution pour la population ?

9-10- Disposez-vous de bonnes fontaines dans votre localité ?.....

9-11-Pourquoi ?.....

L'eau de pluie est-elle utilisée par la population

9-12- Oui 9-13-Non

9-14- Si oui, pourquoi ?

9-15-Pour quels usages ?

La population dispose - t'elle de citernes ?

9-16- Oui

9-17-

9-18- Si oui, pour quels usages ?.....

9-19- Quelles sont les maladies hydriques dont souffre votre population ?.....

9-20- Les habitants disposent-ils de système d'assainissement (Fosse septique, puits perdants,...) ?
Quel pourcentage de la population ? Quel type ? Où vont les vidanges ?

Annexe II.2 : Questionnaire d'enquête auprès des entreprises de vidange

QUESTIONNAIRE D'ENQUETE ENTRETIEN AVEC LES ENTREPRISES DE VIDANGE

Ce questionnaire s'inscrit dans le cadre de la recherche de thèse sur le thème : *Etude de l'assainissement non collectif en Afrique subsaharienne : Application à la ville de Bujumbura.*

Il s'agit d'un travail de recherche et les résultats ne seront publiés qu'à des fins scientifiques. En outre, personne ne saurait être inquiété pour les réponses fournies. Nous vous remercions de votre collaboration

Nom de l'enquêteur.....

Date de l'enquête.....

Heure : début..... Fin.....

XII – IDENTIFICATION DE L'ETABLISSEMENT

Les informations recueillies dans ce questionnaire sont confidentielles.

Renseignements administratifs et généraux :

12-1- Nom de l'établissement :

12-2- Adresse de l'établissement

12-3- Boîte postale : Arrondissement :

12-4- Quartier : Rue :

12-5- Téléphone : Fax :

12-6- Fonction de la personne répondant au questionnaire :

12-7- Chiffre d'affaires (dernier exercice connu) :

12-8- Nombre d'employés :

12-9- Nombre et capacité (1 ou m³) de chaque camion :

12-10- Disposez-vous d'autres engins ? Oui Non

Si oui lesquels (Nature et fonction de chaque engin) :

Nature :

Fonction :

XIII - NATURE, FREQUENCE ET QUANTITE DES DECHETS LIQUIDES ELIMINES

13-1 Usage des camions ?

Quantités hebdomadaires (m³) :

Mesurée (M) : Oui Non

Estimées (E) : Oui Non

13-2 A quoi servent vos camions ?

- Elimination des eaux usées
- Elimination des excréta
- Vidange des huiles moteur
- Puisage d'eau
- Autres (à préciser) :

13-3 Quelle est la fréquence de voyage vers le site de dépotage effectuée par chaque camion ?

- Tous les jours
- Entre 1 et 3 fois par semaine
- Entre 3 et 6 fois par semaine
- Une fois par mois

13-4 Quel est le taux de remplissage de chaque camion à chaque rotation au site de dépotage

- 100 %
- 75 %
- 50 %
- 25 %
- Autres

13-5 Quelles sont les principales structures desservies (hiérarchiser en attribuant des chiffres par ordre croissant) ?

- Ménages :
- Restaurants, auberges, hôtels :
- Établissements commerciaux :
- Établissements publics (écoles, ministères, etc.) :

- ### Représentations diplomatiques :

- Autres :

13-6 Pour quel (s) quartier(s) (zones) collectez-vous les matières de vidange?

13-7 Quels sont les types d'ouvrages vidangés (par ordre d'importance) ?.....

XIV - TRAITEMENT ET VALORISATION DES EAUX ET BOUES

14-1 Traitez-vous vous-même vos déchets ?

- Oui Non Je sous-traite

14-2 Si vous sous-traitez, quel est le nom de l'entreprise responsable du traitement ?

.....

14-3 Quel type de traitement faites-vous subir aux eaux usées et excréta vidangées ?

- Rejet tel quel Lagunage Filtre à sable

Autres (à préciser) :

14-4 Si vous traitez vos boues, que faites-vous des boues qui se sont accumulées dans votre station ?

- Mise en décharge
 - Valorisation en agriculture ou pisciculture
 - Autres (à préciser) :

14-5 Rinsez-vous vos cuves avec un produit de désinfection ? Oui Non

Si oui avec quels produits ?

Avec quelle fréquence ?

Après chaque vidange ? Tous les jours ?

A la fin de la semaine ? A la fin du mois ?

14-6 Que faites-vous des eaux de rinçage ?

- Rejet tel quel dans la nature

- #### Rejet dans la station

Autres (à préciser) :

14-7 Connaissez-vous la qualité des eaux à la sortie de votre station ? Oui Non

XV - COUT DE LA VIDANGE

15-1 Sur quels critères est fixé le prix de la vidange ?

- Les prix sont fixes (ne varient pas)
- Suivant l'éloignement du site de dépotage
- Suivant la difficulté d'accès dans le quartier
- Suivant le type de fosse
- Suivant le volume vidangé
- Suivant le type de structure (ménage, entreprise,...)
- Suivant le nombre de voyages
- Curage entier de la fosse
- Autres (à préciser) :

15-2 A combien estimez-vous le coût minimal d'une vidange dans un ménage ?

XVI - DIFFICULTES DU METIER DE LA VIDANGE MECANIQUE

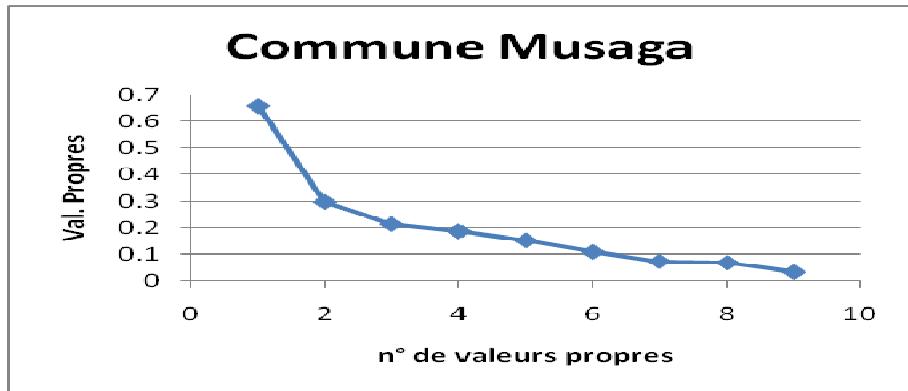
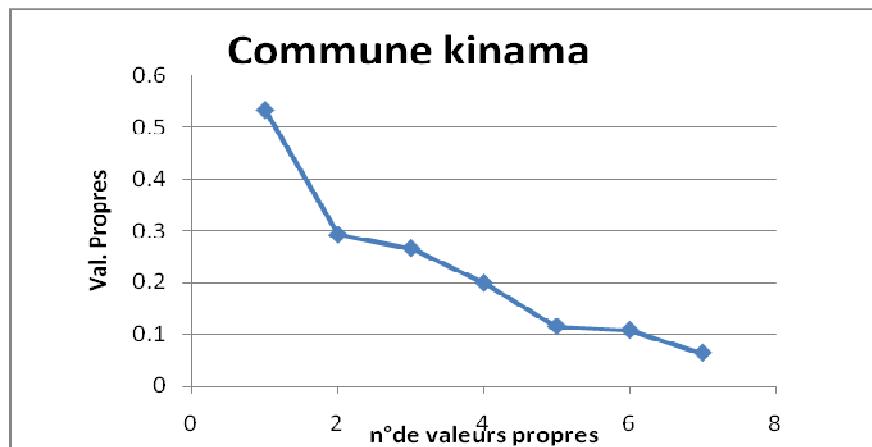
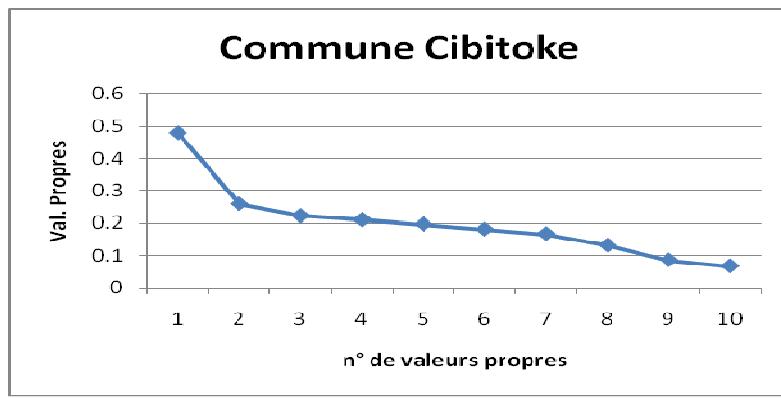
16-1 Quelles difficultés rencontrez-vous dans l'exercice de votre métier ?

- Manque de site de traitement
- Éloignement du site de traitement
- Manque d'informations sur les filières de traitement existantes
- Manque d'informations sur les filières de valorisation existantes
- Insuffisance de la réglementation
- Coûts d'évacuation élevés

Autres (à préciser) :

.....

Annexe II.3 : Graphique des valeurs propres pour déterminer les valeurs d'axes à retenir pour l'analyse des correspondances multiples (communes de Cibitoke, Kinama et Musaga)



Annexe II.4 : coordonnées, inerties relatives et \cos^2 de différents axes

Commune Cibitoke

	N°	Coord. - Dim.1	Coord. - Dim.2	Coord. - Dim.3	Qualité	Inertie - Relative	Inertie - Dim.1	Cosinus ² - Dim.1	Inertie - Dim.2	Cosinus ² - Dim.2	Inertie - Dim.3	Cosinus ² - Dim.3
LT	1	-0.620891	0.067478	-0.05549	0.603966	0.039597	0.097291	0.588059	0.002129	0.006946	0.001679	0.004697
TM FS	2	1.283691	2.255421	-0.61214	0.680940	0.091275	0.060071	0.157516	0.343527	0.486250	0.029518	0.035818
LS	3	0.852005	-0.769423	0.28157	0.626169	0.069128	0.093636	0.324194	0.141466	0.264394	0.022098	0.035407
FP	4	-0.905011	0.139014	-0.05162	0.400324	0.069128	0.105649	0.365787	0.004618	0.008631	0.000743	0.001190
RD	5	0.404180	-0.062084	0.02306	0.400324	0.030872	0.047183	0.365787	0.002062	0.008631	0.000332	0.001190
MS	6	0.767611	-0.157859	-0.17151	0.660636	0.050336	0.122269	0.581370	0.009579	0.024587	0.013190	0.029023
BS	7	-0.795180	0.048243	0.13488	0.659281	0.050336	0.131209	0.623881	0.000895	0.002296	0.008157	0.017949
HS	8	2.040112	8.111578	2.71062	0.573886	0.099329	0.011671	0.028122	0.341801	0.444579	0.044522	0.049645
PE	9	0.724948	0.016895	-1.49320	0.687070	0.080537	0.042738	0.127008	0.000043	0.000069	0.391804	0.538829
RF	10	-0.930872	0.229672	-0.08452	0.649538	0.059060	0.148221	0.600658	0.016715	0.036565	0.002641	0.004952
CS	11	0.741906	-0.143548	0.84800	0.699179	0.065772	0.078717	0.286446	0.005459	0.010724	0.222226	0.374224
MA	12	-0.259689	-0.897375	0.65135	0.703383	0.094631	0.001513	0.003826	0.033466	0.045690	0.020566	0.024071
Am o	13	-0.331554	-0.601632	-0.87382	0.395278	0.077852	0.010172	0.031273	0.062049	0.102972	0.152683	0.217218
auc un	14	-0.356974	-0.037618	0.55441	0.520575	0.067785	0.017152	0.060561	0.000353	0.000673	0.089401	0.146077
Avo	15	0.412883	0.318522	0.03271	0.352100	0.054362	0.032506	0.143113	0.035839	0.085173	0.000441	0.000898

Commune Kinama

	Ligne - N°	Coord. - Dim.1	Coord. - Dim.2	Coor Dim.3	Qualit é	Inertie - Relative	Inertie - Dim.1	Cosinus ² - Dim.1	Inertie - Dim.2	Cosinus ² - Dim.2	Inertie - Dim.3	Cosinus ² - Dim.3
LT	1	-0.395	0.052	-0.036	0.914	0.020	0.0490	0.7896	0.0015	0.0136	0.0008	0.006875
TM FS	2	1.995	-0.262	0.186	0.914	0.104310	0.24742	0.7896	0.007	0.0136	0.004	0.006
FP	3	-0.487	-0.121	-0.168	0.676	0.044	0.057	0.4244	0.006	0.0262	0.0136	0.050
RD	4	0.8713	0.21678	0.301	0.676	0.08017	0.1022	0.4244	0.011	0.0262	0.0244	0.050
MS	5	0.1361	0.04275	0.657	0.8133	0.05603	0.0038	0.022798	0.0006	0.0022	0.1798	0.532734
BS	6	-0.683	-0.0304	-0.610	0.8098	0.0775	0.0664	0.2850	0.0002	0.0005	0.1065	0.2279
HS	7	2.6677	-0.174	-1.904	0.8005	0.1163	0.1842	0.5271	0.0014	0.00225	0.1883	0.268
RF	8	-0.4321	0.23290	0.022	0.8701	0.0293	0.0536	0.6097	0.0284	0.17709	0.00028	0.00161
MA	9	-0.5480	-4.4852	-0.016	0.7326	0.12069	0.0038	0.0107	0.4760	0.71848	0.0000	0.00001
CS	10	1.5753	-0.06719	3.0543	0.9429	0.118966	0.0449	0.12587	0.00015	0.00022	0.3391	0.4732
PE	11	1.8038	-0.1343	-1.080	0.7957	0.1060	0.1853	0.58198	0.0018	0.0032	0.1333	0.2087
Avo	12	0.005	0.0685	-0.009	0.754	0.0008	0.0000	0.0042	0.0031	0.6757	0.0000	0.0122
Am o	13	-0.7785	-9.8647	1.32	0.754	0.1241	0.0015	0.0042	0.4605	0.6757	0.0091	0.0122

Commune Musaga

	Lig . n°	Coord . - Dim.1	Coord . - Dim.2	Coord . - Dim.3	Qualit é	Inertie - Relative	Inertie - Dim.1	Cosinus ² - Dim.1	Inertie - Dim.2	Cosinus ² - Dim.2	Inertie - Dim.3	Cosinus ² - Dim.3
TMFS	1	-0.42	0.12	-0.06	0.703	0.024	0.043	0.634	0.0075	0.049	0.002	0.014
LT	2	1.58	0.148	0.302	0.670	0.0891	0.1503	0.615	0.002	0.005	0.016	0.022
LCMF	3	0.7396	-4.506	-0.379	0.6326	0.1080	0.0045	0.0153	0.371	0.568	0.0036	0.004
RD	4	-0.246	-0.055	-0.008	0.7365	0.009	0.0170	0.6856	0.0019	0.035	0.0000	0.0007
FP	5	2.777	0.628	0.090	0.736	0.1020	0.1915	0.6856	0.0216	0.0350	0.0006	0.0007
MS	6	-0.220	-0.232	0.4063	0.9533	0.0347	0.0101	0.1069	0.0250	0.119	0.1057	0.3625
BS	7	2.730	0.554	-0.267	0.8265	0.1005	0.2160	0.7847	0.0196	0.032353	0.0063	0.0075
HS	8	-0.4979	0.492	-1.1656	0.9337	0.0869	0.0164	0.0690	0.0354	0.0674	0.2756	0.3780
PE	9	-0.2733	0.333	-0.448	0.775	0.0461	0.013	0.1053	0.0436	0.156	0.1095	0.283
RF	10	2.6187	1.026	0.570	0.6671	0.1027	0.1561	0.5546	0.0529	0.085	0.0226	0.0263
CS	11	-0.2092	-0.564	0.884	0.8727	0.075	0.0042	0.0205	0.0684	0.1496	0.232	0.367
MA	12	1.514	-4.470	-3.08	0.748	0.108	0.0142	0.0477	0.274	0.4164	0.1815	0.198
Avo	13	-0.2079	0.095	0.060	0.697	0.0083	0.012	0.534	0.0056	0.111	0.0031	0.0445
Amo	14	2.570633	-1.175	-0.742	0.697	0.102	0.150	0.534	0.0695	0.1118	0.038	0.044

2. Annexe du chapitre V

Annexe V.1 :Concentrations en MES (mg/l) en fonction des profondeurs de la colonne (cm) et des temps de rétention et les données des paramètres ayant permis de déterminer le temps correspondant à 50 % d'enlèvement des MES selon la méthode de Tay

(b): Cas d'effluent de sortie de FS1			Concentration initiale (S_0) = 112,5 mg/l						
Profondeur (cm)	180	145	110	75	40	5	\bar{S} (en mg/l)	$\left(\frac{S_0}{\bar{S}} - 1 \right)$	
Temps de rétention (Θ) (min.)	MES (mg/l)	MES (mg/l)	MES (mg/l)	MES (mg/l)	MES (mg/l)	MES (mg/l)			
15	100	100	105	110	110	110	105,83	0,06	
30	95	95	100	100	100	105	99,17	0,13	
45	95	95	95	95	95	100	95,83	0,17	
60	90	90	90	90	90	95	90,83	0,24	
75	85	85	85	85	85	95	86,67	0,30	
90	80	80	80	80	80	90	81,67	0,38	

105	75	75	75	75	75	80	75,83	0,48
120	75	75	75	75	75	75	75	0,5

Concentration initiale (S_0)= 442,5 mg/l

(c): Cas d'effluent d'entrée de la FS2

Profondeur (cm)	180	145	110	75	40	5	\bar{S} (en mg/l)	$\left(\frac{S_0}{\bar{S}} - 1 \right)$
Temps de rétention (Θ) (min.)	MES (mg/l)							
15	350	380	410	425	430	435	405	0,09
30	290	300	295	330	385	415	335,83	0,32
45	230	225	265	300	310	370	283,33	0,56
60	205	210	215	245	330	360	260,83	0,70
75	175	210	205	185	210	300	214,17	1,07
90	150	190	215	170	215	210	191,67	1,31
105	140	140	140	165	215	170	161,67	1,74
120	135	135	135	140	155	230	155	1,85

(d):Cas d'effluent de sortie de FS2

Concentration initiale (S_0)= 92,5 mg/l

Profondeur (cm)	180	145	110	75	40	5	\bar{S} (en mg/l)	$\left(\frac{S_0}{\bar{S}} - 1 \right)$
Temps de rétention (Θ) (min.)	MES (mg/l)							
15	90	90	90	90	90	90	90,00	0,03
30	85	85	85	85	90	90	86,67	0,07
45	80	80	80	85	85	85	82,50	0,12
60	70	70	75	80	80	80	75,83	0,22
75	70	70	75	75	75	75	73,33	0,26
90	65	70	70	70	70	70	69,17	0,34
105	65	65	65	65	65	65	65,00	0,42
	65	65	65	65	65	65		

120							65,00	0,42
-----	--	--	--	--	--	--	-------	------

(e): Cas d'effluent d'entrée de la FS3			Concentration initiale (S_0)= 505 mg/l					
Profondeur (cm)	180	145	110	75	40	5	\bar{S} (en mg/l)	$\left(\frac{S_0}{\bar{S}} - 1\right)$
Temps de rétention (Θ) (min.)	MES (mg/l)	MES (mg/l)	MES (mg/l)	MES (mg/l)	MES (mg/l)	MES (mg/l)		
15	370	400	400	410	420	450	408,33	0,24
30	360	400	370	370	400	430	388,33	0,30
45	310	340	390	330	370	390	355	0,42
60	290	330	330	330	370	350	333,33	0,52
75	260	270	330	300	280	360	300	0,68
90	240	240	310	270	270	270	266,67	0,89
105	200	250	290	210	280	280	251,67	1,01
120	130	170	190	210	230	240	195	1,59

(f): Cas d'effluent d'entrée de la FS4			Concentration initiale (S_0)= 557,5 mg/l					
Profondeur (cm)	180	145	110	75	40	5	\bar{S} (en mg/l)	$\left(\frac{S_0}{\bar{S}} - 1\right)$
Temps de rétention (Θ) (min.)	MES (mg/l)	MES (mg/l)	MES (mg/l)	MES (mg/l)	MES (mg/l)	MES (mg/l)		
15	470	480	510	490	510	550	501,67	0,11
30	360	390	390	400	410	490	406,67	0,37
45	290	320	360	360	370	460	360	0,55
60	280	280	320	320	330	390	320	0,74
75	270	290	320	260	280	340	293,33	0,90
90	250	270	230	240	220	280	248,33	1,25
105	170	190	200	250	250	270	221,67	1,52
120	140	140	150	160	260	260	185	2,01

(g): Cas d'effluent d'entrée de la FS5

Concentration initiale (S_0) = 600 mg/l

Profondeur (cm)	180	145	110	75	40	5	\bar{S} (en mg/l)	$\left(\frac{S_0}{\bar{S}} - 1\right)$
Temps de rétention (Θ) (min.)	MES (mg/l)							
15	500	520	530	550	570	570	540	0,11
30	430	430	440	440	450	450	440	0,36
45	340	340	370	380	400	410	373,3	0,61
60	270	280	290	300	350	370	310	0,94
75	220	230	260	250	270	290	253,3	1,37
90	180	180	190	200	210	240	200	2
105	160	160	170	170	180	250	181,7	2,3
120	140	140	140	160	200	210	165	2,64

(h): Cas d'effluent d'entrée de la FS6

Concentration initiale (S_0) = 630 mg/l

Profondeur (cm)	180	145	110	75	40	5	\bar{S} (en mg/l)	$\left(\frac{S_0}{\bar{S}} - 1\right)$
Temps de rétention (Θ) (min.)	MES (mg/l)							
15	540	550	570	580	610	620	578,33	0,09
30	430	440	450	510	550	570	491,67	0,28
45	380	400	440	480	500	530	455	0,38
60	300	320	380	430	400	440	378,33	0,66
75	240	250	280	300	350	440	310	1,03
90	200	210	250	280	320	400	276,66	1,28
105	180	180	190	200	270	330	225	1,8
120	170	180	190	210	280	340	228,33	1,76

(i): Cas d'effluent de sortie de la FS6

Concentration initiale (S_0) = 117,5 mg/l

Profondeur (cm)	180	145	110	75	40	5	\bar{S} (en mg/l)	$\left(\frac{S_0}{\bar{S}} - 1\right)$

Temps de rétention (Θ) (min.)	MES (mg/l)							
15	110	110	110	115	115	115	112,50	0,04
30	105	105	110	110	110	110	108,33	0,08
45	100	100	105	105	105	105	103,33	0,14
60	90	90	90	95	100	100	94,17	0,25
75	85	85	90	90	90	90	88,33	0,33
90	80	80	80	80	85	85	81,67	0,44
105	75	75	75	80	80	80	77,50	0,52
120	75	75	75	75	75	75	75,00	0,57

Annexe V.2 : Pourcentages des MES éliminées et vitesses ascensionnelles ayant permis de déterminer le temps correspondant à 50 % d'enlèvement des MES selon la méthode de Krishnan

			Concentration initiale (S_0)= 112,5 mg/l							
Profondeur(cm)	180	145	110	75	40	5	\bar{S} (en mg/l)	Rendement de rétention en MES	Vitesse ascensionnelle (en cm/min)	
Temps de rétention (Θ) (min.)	MES (mg/l)	MES (mg/l)	MES (mg/l)	MES (mg/l)	MES (mg/l)	MES (mg/l)				
15	100	100	105	110	110	110	105,83	5,93	12,00	
30	95	95	100	100	100	105	99,17	11,85	6,00	
45	95	95	95	95	95	100	95,83	14,81	4,00	
60	90	90	90	90	90	95	90,83	19,26	3,00	
75	85	85	85	85	85	95	86,67	22,96	2,40	
90	80	80	80	80	80	90	81,67	27,41	2,00	
105	75	75	75	75	75	80	75,83	32,59	1,71	
120	75	75	75	75	75	75	75,00	33,33	1,50	

(c): Cas d'effluent d'entrée de la FS2

Concentration initiale (S_0)=442,5 mg/l

Profondeur(cm)	180	145	110	75	40	5			
Temps de rétention (Θ)(min.)	MES (mg/l)	\bar{S} (en mg/l)	Rendement de rétention en MES	Vitesse ascensionnelle (en cm/min)					
15	350	380	410	425	430	435	405,00	8,47	12,00
30	290	300	295	330	385	415	335,83	24,11	6,00
45	230	225	265	300	310	370	283,33	35,97	4,00
60	205	210	215	245	330	360	260,83	41,05	3,00
75	175	210	205	185	210	300	214,17	51,60	2,40
90	150	190	215	170	215	210	191,67	56,69	2,00
105	140	140	140	165	215	170	161,67	63,47	1,71
120	135	135	135	140	155	230	155,00	64,97	1,50

(d):Cas d'effluent de sortie de FS2

Concentration initiale (S_0)= 92,5 mg/l

Profondeur(cm)	180	145	110	75	40	5			
Temps de rétention (Θ) (min.)	MES (mg/l)	\bar{S} (en mg/l)	Rendement de rétention en MES	Vitesse ascensionnelle (en cm/min)					
15	90	90	90	90	90	90	90,00	2,70	12,00
30	85	85	85	85	90	90	86,67	6,31	6,00
45	80	80	80	85	85	85	82,50	10,81	4,00
60	70	70	75	80	80	80	75,83	18,02	3,00
75	70	70	75	75	75	75	73,33	20,72	2,40
90	65	70	70	70	70	70	69,17	25,23	2,00
105	65	65	65	65	65	65	65,00	29,73	1,71
120	65	65	65	65	65	65	65,00	29,73	1,50

(e): Cas d'effluent d'entrée de la

Concentration initiale (S_0)= 505 mg/l

FS3

Profondeur(cm)	180	145	110	75	40	5	\bar{S} (en mg/l)	Rendement de rétention en MES	Vitesse ascensionnelle (en cm/min)
Temps de rétention (Θ) (min.)	MES (mg/l)								
15	370	400	400	410	420	450	408,33	19,14	12,00
30	360	400	370	370	400	430	388,33	23,10	6,00
45	310	340	390	330	370	390	355,00	29,70	4,00
60	290	330	330	330	370	350	333,33	33,99	3,00
75	260	270	330	300	280	360	300,00	40,59	2,40
90	240	240	310	270	270	270	266,67	47,19	2,00
105	200	250	290	210	280	280	251,67	50,17	1,71
120	130	170	190	210	230	240	195,00	61,39	1,50

(f): Cas d'effluent d'entrée de la FS4

Concentration initiale (S_0)= 557,5 mg/l

Profondeur(cm)	180	145	110	75	40	5	\bar{S} (en mg/l)	Rendement de rétention en MES	Vitesse ascensionnelle (en cm/min)
Temps de rétention (Θ)(min.)	MES (mg/l)								
15	470	480	510	490	510	550	501,67	10,01	12,00
30	360	390	390	400	410	490	406,67	27,06	6,00
45	290	320	360	360	370	460	360,00	35,43	4,00
60	280	280	320	320	330	390	320,00	42,60	3,00
75	270	290	320	260	280	340	293,33	47,38	2,40
90	250	270	230	240	220	280	248,33	55,46	2,00
105	170	190	200	250	250	270	221,67	60,24	1,71
120	140	140	150	160	260	260	185,00	66,82	1,50

(g): Cas d'effluent d'entrée de la FS5

Concentration initiale (S_0)= 600 mg/l

Profondeur(cm)	180	145	110	75	40	5			
Temps de rétention (Θ)(min.)	MES (mg/l)	\bar{S} (en mg/l)	Rendement de rétention en MES	Vitesse ascensionnelle (en cm/min)					
15	500	520	530	550	570	570	540,00	10,00	12,00
30	430	430	440	440	450	450	440,00	26,67	6,00
45	340	340	370	380	400	410	373,33	37,78	4,00
60	270	280	290	300	350	370	310,00	48,33	3,00
75	220	230	260	250	270	290	253,33	57,78	2,40
90	180	180	190	200	210	240	200,00	66,67	2,00
105	160	160	170	170	180	250	181,67	69,72	1,71
120	140	140	140	160	200	210	165,00	72,50	1,50

(h): Cas d'effluent d'entrée de la FS6

Concentration initiale (S_0)= 630 mg/l

Profondeur(cm)	180	145	110	75	40	5			
Temps de rétention (Θ)(min.)	MES (mg/l)	\bar{S} (en mg/l)	Rendement de rétention en MES	Vitesse ascensionnelle (en cm/min)					
15	540	550	570	580	610	620	578,33	8,20	12,00
30	430	440	450	510	550	570	491,67	21,96	6,00
45	380	400	440	480	500	530	455,00	27,78	4,00
60	300	320	380	430	400	440	378,33	39,95	3,00
75	240	250	280	300	350	440	310,00	50,79	2,40
90	200	210	250	280	320	400	276,67	56,08	2,00
105	180	180	190	200	270	330	225,00	64,29	1,71
120	170	180	190	210	280	340	228,33	63,76	1,50

(i): Cas d'effluent de sortie de la FS6

Concentration initiale (S_0)= 117,5 mg/l

Profondeur (cm)	180	145	110	75	40	5			
Temps de rétention (Θ) (min.)	MES (mg/l)	\bar{S} (en mg/l)	Rendement de rétention en MES	Vitesse ascensionnelle (en cm/min)					
15	110	110	110	115	115	115	112,50	4,26	12,00
30	105	105	110	110	110	110	108,33	7,80	6,00
45	100	100	105	105	105	105	103,33	12,06	4,00
60	90	90	90	95	100	100	94,17	19,86	3,00
75	85	85	90	90	90	90	88,33	24,82	2,40
90	80	80	80	80	85	85	81,67	30,50	2,00
105	75	75	75	80	80	80	77,50	34,04	1,71
120	75	75	75	75	75	75	75,00	36,17	1,50

3. Annexe du chapitre VI

VI. 1 : Taux d'accumulation en L/hab/J

			FS1	FS2	FS3	FS4	FS5	
Compart1	sludge	L(dm)	15.00	10.00	21.80	29.00	23.40	
		I(dm)	11.00	15.00	15.00	22.00	24.00	
		H moyen (dm)	7.90	9.50	8.30	9.00	5.70	
		Nbre jours	873.00	918.00	1180.00	1712.00	1125.00	
		nbre de personne	7.00	8.00	13.00	21.00	17.00	
	Scum	Volume (dm ³)	1303.50	1425.00	2714.10	5742.00	3201.12	
		accumulation	0.21	0.19	0.18	0.16	0.17	
		L(dm)	15.00	10.00	21.80	29.00	23.40	
		I(dm)	11.00	15.00	15.00	22.00	24.00	
		H moyen (dm)	0.00	0.30	0.20	0.80	0.30	
Total compart 1		Nbre jours	873.00	918.00	1180.00	1712.00	1125.00	
		nbre de personne	7.00	8.00	13.00	21.00	17.00	
Compart 2	sludge	Volume (dm ³)	0.00	45.00	65.40	510.40	168.48	
		accumulation	0.00	0.01	0.00	0.01	0.01	
		L/hab/j	0.21	0.20	0.18	0.17	0.18	
	Scum	L(dm)	9.00	7.30	12.00	10.50	12.70	
		I(dm)	11.00	15.00	15.00	22.00	24.00	
		H moyen (dm)	5.10	5.60	4.00	6.90	4.20	
		Nbre jours	873.00	918.00	1180.00	1712.00	1125.00	
		nbre de personne	7.00	8.00	13.00	21.00	17.00	
Total compart 2		Volume (dm ³)	504.90	613.20	720.00	1593.90	1280.16	
		accumulation	0.08	0.08	0.05	0.04	0.07	
		L(dm)	9.00	7.30	12.00	10.50	12.70	
		I(dm)	11.00	15.00	15.00	22.00	24.00	
		H moyen (dm)	0.00	0.00	0.00	0.20	0.00	
Total général		Nbre jours	873.00	918.00	1180.00	1712.00	1125.00	
		nbre de personne	7.00	8.00	13.00	21.00	17.00	
après		Volume (dm ³)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
Total général		L/hab/j	0.08	0.08	0.05	0.05	0.07	
Total général		L/hab/j	0.29	0.28	0.23	0.22	0.25	

VI.1.2 Dimension des fosses septiques utilisées dans la mesure de l'accumulation de boues

	Dim.	FS1	FS2	FS3	FS4	FS5
compart 1	L(m)	1.50	1.00	2.18	2.90	2.34
	I(m)	1.10	1.50	1.50	2.20	2.40
	H (m)	1.62	1.76	1.75	1.83	1.63
Volume 1	m ³	2.67	2.64	5.72	11.68	9.15
	L(m)	0.90	0.73	1.20	1.05	1.27
comprt 2	I(m)	1.10	1.50	1.50	2.20	2.40
	H (m)	1.62	1.76	1.75	1.83	1.63
	m ³	1.60	1.93	3.15	4.23	4.97
volume 2	m ³	4.28	4.57	8.87	15.90	14.12
volume Total						

VI.2 : Flux DCO (gDCO/hab/J)

			FS1	FS2	FS3	FS4	FS5
Compart1	sludge	L(dm)	15.00	10.00	21.80	29.00	23.40
		I(dm)	11.00	15.00	15.00	22.00	24.00
		H moyen (dm)	7.90	9.50	8.30	9.00	5.70
		Nbre jours	873.00	918.00	1180.00	1712.00	1125.00
		nbre de personne	7.00	8.00	13.00	21.00	17.00
	Scum	DCO (g/L)	97.50	89.30	76.05	61.03	78.50
		Volume (dm ³)	1303.50	1425.00	2714.10	5742.00	3201.12
		flux d'accumulation	20.80	17.33	13.46	9.75	13.14
		L(dm)	15.00	10.00	21.80	29.00	23.40
		I(dm)	11.00	15.00	15.00	22.00	24.00
Total compart 1	sludge	H moyen (dm)	0.00	0.30	0.20	0.80	0.30
		Nbre jours	873.00	918.00	1180.00	1712.00	1125.00
		nbre de personne	7.00	8.00	13.00	21.00	17.00
		DCO (g/L)	0.00	163.40	179.70	152.30	157.00
		Volume (dm ³)	0.00	45.00	65.40	510.40	168.48
	Scum	flux d'accumulation	0.00	1.00	0.77	2.16	1.38
		g DCO/hab/jour	20.80	18.33	14.22	11.91	14.52
		L(dm)	9.00	7.30	12.00	10.50	12.70
		I(dm)	11.00	15.00	15.00	22.00	24.00
		H moyen (dm)	5.10	5.60	4.00	6.90	4.20
Total compart2	sludge	Nbre jours	873.00	918.00	1180.00	1712.00	1125.00
		nbre de personne	7.00	8.00	13.00	21.00	17.00
		DCO (g/L)	82.60	81.40	81.60	63.08	81.90
		Volume (dm ³)	504.90	613.20	720.00	1593.90	1280.16
		flux d'accumulation	6.82	6.80	3.83	2.80	5.48
	Scum	L(dm)	9.00	7.30	12.00	10.50	12.70
		I(dm)	11.00	15.00	15.00	22.00	24.00
		H moyen (dm)	0.00	0.00	0.00	0.20	0.00
		Nbre jours	873.00	918.00	1180.00	1712.00	1125.00
		nbre de personne	7.00	8.00	13.00	21.00	17.00
Flux Total dans FS		DCO (g/L)	0.00	0.00	0.00	149.00	0.00
		Volume (dm ³)	0.00	0.00	0.00	46.20	0.00
		flux d'accumulation	0.00	0.00	0.00	0.19	0.00
apres		g DCO/hab/jour	6.82	6.80	3.83	2.99	5.48
		g DCO/hab/an	10081.907	9170.7234	6588.8374	5437.5903	7301.6105

VI. 3 : Flux MS (gMS/hab/J)

			FS1	FS2	FS3	FS4	FS5
Compart1	sludge	L(dm)	15.00	10.00	21.80	29.00	23.40
		I(dm)	11.00	15.00	15.00	22.00	24.00
		H moyen (dm)	7.90	9.50	8.30	9.00	5.70
		Nbre jours	873.00	918.00	1180.00	1712.00	1125.00
		nbre de personne	7.00	8.00	13.00	21.00	17.00
		MES (g/L)	60.20	62.80	56.40	50.40	57.70
		Volume (dm ³)	1303.50	1425.00	2714.10	5742.00	3201.12
		flux d'accumulation	12.84	12.19	9.98	8.05	9.66
	Scum	L(dm)	15.00	10.00	21.80	29.00	23.40
		I(dm)	11.00	15.00	15.00	22.00	24.00
		H moyen (dm)	0.00	0.30	0.20	0.80	0.30
		Nbre jours	873.00	918.00	1180.00	1712.00	1125.00
		nbre de personne	7.00	8.00	13.00	21.00	17.00
		MES(g/L)	0.00	73.30	78.50	70.20	75.80
		Volume (dm ³)	0.00	45.00	65.40	510.40	168.48
		flux d'accumulation	0.00	0.45	0.33	1.00	0.67
Total compart 1		(g MS/hab/jour)	12.84	12.63	10.31	9.05	10.33
Compart 2	sludge	L(dm)	9.00	7.30	12.00	10.50	12.70
		I(dm)	11.00	15.00	15.00	22.00	24.00
		H moyen (dm)	5.10	5.60	4.00	6.90	4.20
		Nbre jours	873.00	918.00	1180.00	1712.00	1125.00
		nbre de personne	7.00	8.00	13.00	21.00	17.00
		MES(g/L)	51.94	54.60	62.30	53.00	60.22
		Volume (dm ³)	504.90	613.20	720.00	1593.90	1280.16
		flux d'accumulation	4.29	4.56	2.92	2.35	4.03
	Scum	L(dm)	9.00	7.30	12.00	10.50	12.70
		I(dm)	11.00	15.00	15.00	22.00	24.00
		H moyen (dm)	0.00	0.00	0.00	0.20	0.00
		Nbre jours	873.00	918.00	1180.00	1712.00	1125.00
		nbre de personne	7.00	8.00	13.00	21.00	17.00
		MES (g/L)	0.00	0.00	0.00	73.40	0.00
		Volume (dm ³)	0.00	0.00	0.00	46.20	0.00
		flux d'accumulation	0.00	0.00	0.00	0.09	0.00
Tatal compart2		(g MS/hab/jour)	4.29	4.56	2.92	2.44	4.03
Flux Total dans FS		(g MS/hab/jour)	17.13	17.19	13.24	11.49	14.36
après			2.3 ans	2.5 ans	3.2 ans	4.6 ans	3 ans
		g MS/hab/an	6253.273	6275.635	4831.7325	4193.9127	5240.0954

VI.4 : Flux MVS (g/hab/J)

			FS1	FS2	FS3	FS4	FS5
Compart 1	sludge	L(dm)	15.00	10.00	21.80	29.00	23.40
		I(dm)	11.00	15.00	15.00	22.00	24.00
		H moyen (dm)	7.90	9.50	8.30	9.00	5.70
		Nbre jours	873.00	918.00	1180.00	1712.00	1125.00
		nbre de personne	7.00	8.00	13.00	21.00	17.00
		MVS (g/L)	41.00	38.90	32.20	28.30	33.40
		Volume (dm ³)	1303.50	1425.00	2714.10	5742.00	3201.12
		flux d'accumulation	8.75	7.55	5.70	4.52	5.59
	Scum	L(dm)	15.00	10.00	21.80	29.00	23.40
		I(dm)	11.00	15.00	15.00	22.00	24.00
		H moyen (dm)	0.00	0.30	0.20	0.80	0.30
		Nbre jours	873.00	918.00	1180.00	1712.00	1125.00
		nbre de personne	7.00	8.00	13.00	21.00	17.00
		MVS (g/L)	0.00	63.04	69.10	59.70	64.40
		Volume (dm ³)	0.00	45.00	65.40	510.40	168.48
		flux d'accumulation	0.00	0.39	0.29	0.85	0.57
Total compart 1			8.75	7.93	5.99	5.37	6.16
Compart 2	sludge	L(dm)	9.00	7.30	12.00	10.50	12.70
		I(dm)	11.00	15.00	15.00	22.00	24.00
		H moyen (dm)	5.10	5.60	4.00	6.90	4.20
		Nbre jours	873.00	918.00	1180.00	1712.00	1125.00
		nbre de personne	7.00	8.00	13.00	21.00	17.00
		MVS (g/L)	35.90	35.40	38.00	28.60	35.50
		Volume (dm ³)	504.90	613.20	720.00	1593.90	1280.16
		flux d'accumulation	2.97	2.96	1.78	1.27	2.38
	Scum	L(dm)	9.00	7.30	12.00	10.50	12.70
		I(dm)	11.00	15.00	15.00	22.00	24.00
		H moyen (dm)	0.00	0.00	0.00	0.17	0.00
		Nbre jours	873.00	918.00	1180.00	1712.00	1125.00
		nbre de personne	7.00	8.00	13.00	21.00	17.00
		MVS (g/L)	0.00	0.00	0.00	61.70	0.00
		Volume (dm ³)	0.00	0.00	0.00	39.27	0.00
		flux d'accumulation	0.00	0.00	0.00	0.07	0.00
Tatal compart 2			2.97	2.96	1.78	1.34	2.38
Flux Total dans FS		(g MVS/hab/jour)	11.71	10.89	7.78	6.70	8.53
après			2.3 ans	2.5 ans	3.2 ans	4.6 ans	3 ans
		g MVS/hab/an	4274.7234	3974.8709	2837.9859	2446.511	3114.9186

4. Annexe du chapitre VII

Méthode de détermination de la DCO des solides

- Prendre une portion représentative des DSM, sécher à 105°C jusqu'à poids constant (ce qui correspond à la matière sèche). Laisser refroidir dans un dessiccateur.
- Broyer très finement cet échantillon sec dans un mortier, bien mélanger la poudre et en prendre exactement 2g.
 - Mettre cette poudre dans un litre d'eau distillée et bien homogénéiser. On a une concentration de 2 g/l de solution de DSM
 - Prélever une aliquote de cette suspension et mesurer la DCO en utilisant le protocole habituel de dosage de la DCO, on a alors une concentration « X » en mg/l de DCO (X mg/l de DSM). On convertit ensuite cette DCO en g DCO/g de DSM (poids sec).