

Faculté des Sciences
Département des Sciences et Gestion de l'Environnement
Unité Assainissement et Environnement

**CARACTERISATION ET TESTS DE TRAITEMENT DES
DECHETS MENAGERS ET BOUES DE VIDANGE PAR VOIE
ANAEROBIE ET COMPOSTAGE POUR LA VILLE DE
KINSHASA**

Dissertation présentée par
Léonard MINDELE UKONDALEMBA
En vue de l'obtention du grade de
DOCTEUR EN SCIENCES

Composition du Jury

- Présidente : Pr. Angélique LEONARD (Université de Liège, Belgique)
Secrétaire : Pr. Stoyan GAYDARZHIEV (Université de Liège, Belgique)
Promoteur : Pr. Philippe ANDRE (Université de Liège, Belgique)
Co-Promoteurs : Pr. Jean-Luc VASEL (Université de Liège, Belgique)
: Pr. Dieudonné MUSIBONO E.A. (Université de Kinshasa, RDC)
Membre : Pr. Gisèle JUNG (Université Libre de Belgique, Belgique)

A

Toute la famille et à nos enfants

Productions scientifiques

Cette Thèse a fait l'objet de :

Publications dans journal à comité de lecture:

Léonard Mindele Ukondalemba, Ngahane E.L., Lina A., Musibono D.E., et Vasel J.L. (2016) : La valorisation des déchets ménagers organiques et des boues de vidange de fosses septiques par digestion anaérobie. *International Journal of Innovation and Scientific Research, Vol. 20, issue 2, February 2016, pp.272-281.*

Alex Lina Aleke, Henri Buregea, **Ukondalemba Mindele**, Mohammed Bouezmarni, and Jean-Luc Vasel. (2015): Parasitological loads of rivers crossing the city of Bukavu, Democratic Republic of Congo (DRC). *International Journal of Innovation and Scientific Research, Vol.19; issue 2, December 2015, pp. 412-422*

Emilienne Laure Ngahane, **Léonard Ukondalemba Mindele**, Gaston Nsavyimana, Patrice Bigumandondera, Jean-Luc Vasel, Emmanuel Ngnikam(2015). Analyse comparative des résultats de caractérisation d'ordures ménagères: cas des communes de Bembéréké (Bénin), Kinama (Burundi), Gombe et Kimbanseke (RDC). *Déchets Sciences et Techniques, n° 69, juin 2015, pp.13-22.*

Remerciements

Au terme de ce travail, je remercie mon Dieu de m'avoir donné la force et le courage pendant sa réalisation.

Je remercie également les personnes et institutions qui ont apporté leur soutien durant la réalisation de cette thèse. Je pense notamment:

Au Prof. Jean-Luc VASEL, qui a accepté de diriger et donner l'orientation de ce travail. La pertinence de ses conseils méthodologiques, sa disponibilité et sa rigueur scientifique ont permis l'aboutissement de ce travail.

Au Prof. Dieudonné MUSIBONO EYUL'ANKI, qui a accepté spontanément de co-diriger ce travail. Je lui suis profondément reconnaissant pour tout ce qu'il a fait pour l'aboutissement de ce travail.

Aux Prof. Stoyan GAYDARZHIEV qui a fait partie de mon comité de thèse et aujourd'hui secrétaire du jury, Prof. Philippe ANDRE qui a accepté d'être mon promoteur après la retraite du Prof. J.L. Vasel, Prof. Gisèle JUNG et Prof. Angélique LEONARD, qui ont fait honneur d'être des membres de jury de cette thèse, vos remarques et suggestions me vont droit au cœur.

Au Prof. Jacques BOREUX qui m'a aidé à mieux comprendre l'analyse multicritère.

Aux membres de l'équipe Assainissement et Environnement avec qui j'ai pu collaborer: Dr. Fouad ZOUHIR, Hugues JUPPIN, Corine ANTOINE, Jean-Philippe NALINNES, David WAGNER, Dr Gaston NSAVYIMANA, Dr Thierry TANGOU, Dr Patrice BIGUMANDONDERA, Dr Nourou Dine LIADY, Dr Emilienne Laure NGAHANE, Alex LINA, Dr Casimir HARERIMANA, Dr Trésor BAYA, et Elodie VAN DAELE.

Aux étudiants de master qui résidaient dans les maisons communautaires du Campus d'Arlon (149 et 157) et avec qui nous avons partagé la vie étudiante.

A Mes Chantal BARTHOLOME, Françoise DASNOY, Catherine HEYMAN pour leur constante sollicitude.

A Roger THILL, Lucia GUERMANT, Monique, Lisberth et Nelly pour leur gentillesse et bonne humeur.

Aux responsables et techniciens du Centre d'enfouissement technique de HABAY pour m'avoir accepté de passer un stage dans leur installation.

Aux Collègues et amis de l'Université de Kinshasa (UNIKIN), je pense particulièrement aux Professeurs TABA KALULU, J.C. PALATA KABUDI, Jonas NAGAHUEDI MBONGU SODI, Joseph LUMANDE KASALI , Théophile MBEMBA FUNDU, Emmanuel BIEY MAKALY, LUKOKI, José MBIMBI MAYI MUNENE, MASSENS, Madame MUSAMPA, Madame Marie Claire YANDJU, Guy ILUMBE, Jean Mallaud MBONGO PASI, MENGA MUKOLO, Jean Pierre HABARI, JP NBGOLUA, Jean MALEKANI, Victor PWEMA KIMFU, MBOMBA, DIBALUKA, MUKABA MBUTU, Alain MUSESADA LANDA, Bienvenu KAMBASHI, Raoul MONSEMBULA, Willy NZONGOLA, Grégoire EKUTSU, Nicolas KIYE NKOY MOKE, André KEBOLO, Aimée OKITO, Odette KABENA, Camille NSIMANDA, John TEMBENI, Oscar NSENDZO, AMBAYI, Alain NDONA, Monsieur SIMAY MUNIAK, TSHITSHIRI Rems et tous les membres de notre Département de Biologie , j'exprime ma gratitude pour leur soutien qui a beaucoup contribué au présent édifice.

La convivialité, l'ambiance fraternelle et amicale que nous avions toujours partagées, avec mes Amis Floribert FUMUKANI LEMBA, Adelard KANGANZI, Luc KUSEKANA, Macaire ATUMENGA, Hilaire KAZISIKU, Mvoro KIVUDI, Edouard et Fanny MIBEYA, Miz et Bijoux MVAKANDA,

Winnie NGANGU, Dao MOHAMADOU, Aurélien Olissan OLAGBOKE, Ibrahim HABIBOU, Niclette MATSANGA, Fils MAKANZU, Prince Marcellin MUNONGO, Achille KITAMBALA, Dedjell YOUSSEF, Sylvie MWANAFUMWENDJI, Chimène KAPITA, Martin NDONGO, Igerha BAMPA, Dieudonné MULOPO, Bosco, Clarisse BALEGAMIRE, ont véritablement rompu ce qui aurait pu être un véritable "enclavement social".

A ma très chère épouse Mimie MVWEDI KIMBA, toi qui a supporté le poids de mes périples depuis le 30 septembre 2009. En dépit de mes absences prolongées pour raison d'études, tu as su jouer dignement ton rôle de femme et épouse pour le bien de notre foyer. Par la grâce de Dieu, tu t'es occupée de l'éducation de nos précieux enfants : Jeanice MINDELE, David MINDELE, Lionel MINDELE et Gracia MINDELE. Tu as toujours été à mes côtés un véritable être complémentaire. Toi et les enfants, méritez d'être toujours portés tendrement dans mon cœur.

A ma mère, toi qui es veuve, à mes frères et sœurs Dosithé MINDELE MAWIKA, Stéphane MINDELE MBUNGU, Kas MINDELE KASAMBA, Reddy MINDELE KUHOSAKUBI, Trésor AKADIKOU, Roland KADIMBU, Amigo KADIMBU, Lefils KADIMBU, Jeanne MINDELE MAYAKU (+), Brigitte MINDELE NAKWETI (+), Rosette MINDELE MUSUNDA, Clarisse MINDELE TUSEYI, Judith AKADIKOU, une vive reconnaissance pour votre solide soutien durant mes études.

A mes oncles, tantes, cousins, neveux et nièces, en l'occurrence Jean Remi KADIMBU KINZANZA, Léonard KADIMBU MBONGOPASI, Malex MALUKA, LELE, Célestin KADIMBU GIBOLA, Micheline KADIMBU, Adélaïde MBENGA MESO, KEKE, grand-mère KINZEKA, grand-oncle Denis Kamanyola, la famille AKADIKOU, famille TOTOKANI....Merci de tout cœur pour la chaleur que vous n'avez cessé de me prodiguer pendant mes séjours en Belgique.

Je ne saurais oublier la Coopération Technique Belge (CTB) pour son appui financier conséquent durant cette thèse.

Je dis merci à l'O.N.G .Aide et Assistance aux étudiants étrangers (SESE) pour son soutien financier pendant les moments difficiles ainsi que le Faubourg 101, son patron ainsi que ses employés pour le moment de joie passé ensemble.

Je ne saurai terminer sans toutefois dire merci à tous les couples de notre réunion, notamment, couple Cléo, couple Mafils MAMPASI, couple LEMBA, couple Don Simon, Couple Ringo KIFWANUSU, couple Djim KAMBAMBA, Couple Pierrot, ainsi que les autres.

Enfin, que toutes les personnes qui de près ou de loin, d'une façon ou d'une autre ont apporté une pierre, petite ou grande à la réalisation de cette thèse et à l'épanouissement de ma personne ; puissent trouver à travers ces lignes l'expression de mes remerciements les plus sincères..

Résumé

Dans les pays en développement (PED) en général et en République Démocratique du Congo en particulier, la problématique de l'assainissement (eaux usées et des déchets solides) constitue un enjeu majeur pour les spécialistes et les autorités locales.

Cette thèse a comme objectif général de faire une évaluation de l'état des lieux et de dégager des pistes possibles de traitements des déchets solides et liquides en vue de protéger les populations et de s'orienter vers des traitements qui respectent au mieux les principes du développement durable.

Pour réaliser cet objectif, il a été question de caractériser les déchets municipaux solides, spécialement des déchets ménagers, par une méthode de caractérisation rapide, simple et peu couteuse. Pour ce qui concerne la gestion des eaux usées, spécialement les boues de vidange provenant de l'assainissement non collectif (ANC), par une méthode sociologique mobilisant des techniques d'enquêtes et d'observation sur site, qui a permis de bien comprendre les pratiques d'assainissement non collectif sur terrain dans le contexte de la République démocratique du Congo ; enfin d'un essai de traitement par une digestion anaérobie (ou co-digestion anaérobie) des déchets suivi du compostage (ou co-compostage). Parmi les modes de traitement de déchets, la digestion anaérobie paraît être une option attrayante pour la dégradation des déchets ménagers fermentescibles en produits utiles tels que le biogaz et le compost de haute qualité. De ce fait, nous avons mené une étude expérimentale comparative entre la digestion anaérobie des déchets ménagers fermentescibles uniquement et la co-digestion anaérobie des déchets ménagers fermentescibles et de boues de vidange de fosse septique. L'expérience a été conduite dans deux cuves de 80 litres. La digestion et la co-digestion anaérobies se sont déroulées à la température de 25°C et en deux étapes, de sorte que la première étape dans la cuve de 80 L, s'arrête à l'acidogenèse et que la deuxième étape se passe dans un autre digesteur de 10 L allant de l'acétogenèse à la méthanogenèse. Les résultats ont montré que 1,3 Nm³ de méthane sont produits à partir de la digestion anaérobie des déchets uniquement et 1,8 Nm³ de méthane sont produits à partir de la co-digestion des déchets et des boues de vidange, confirmant l'intérêt de la co-digestion. 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.

Bien entendu ces résultats préliminaires devront être validés par des essais à une échelle un peu plus grande avant de proposer de passer à des projets en vraie grandeur.

Ainsi nous espérons que ce travail pourra contribuer à la relance des digesteurs anaérobies pour favoriser les énergies renouvelables tels que prôné ce dernier temps par la COP21 et ainsi éviter la déforestation intempestive des nos forêts.

Mots clés : assainissement non collectif, déchets solides fermentescibles, boue de vidange, co-digestion anaérobie, indicateur d'assainissement, digestion anaérobie, compost.

Summary

In developing countries in general and in Democratic Republic of Congo in particular, the problem of sanitation (wastewater and solid waste) is a major challenge for specialists and local authorities.

This thesis has the overall aim to make an assessment of the current situation and identify possible ways of treatment of solid and liquid wastes in order to protect people and to move towards treatments in accordance with sustainability principles.

To achieve this objective, we characterized municipal solid waste, especially household waste, by a rapid characterization method, simple and inexpensive. About the management of wastewater, especially faecal sludge from on-site sanitation (ANC), a sociological method mobilizing investigative techniques and observation on site, helped to understand the field conditions of non collective sanitation practices in Democratic Republic of Congo. Finally a treatment test by anaerobic digestion (or anaerobic co-digestion) followed by composting (or co-composting). Among the solid waste treatment methods, anaerobic digestion appears to be an attractive option for the degradation of fermentable household waste into useful products such as biogas and high quality compost. Therefore, we conducted a comparative experimental study between the anaerobic digestion of fermentable household wastes and anaerobic co-digestion of fermentable household waste and septic tank sludge. The experiment was conducted in two tanks of 80 liters. The first tank was filled only with 14 kg of biodegradable household waste and the second was filled with 14 kg of household waste mixed with 4.2 L fresh septic tank.

Anaerobic digestion and anaerobic co-digestion took place at a temperature of 25°C in two stages so that the first step in a 80 L tank, stops at acidogenesis and that the second step (methanogenesis) takes place in another 10 L digester. The results yield that 1.3Nm³ methane are produced from the anaerobic digestion of waste and 1.8 Nm³ methane are produced from co-digestion of waste and faecal sludge.

The preliminary results are encouraging, particularly looking at the duration of the complete process.

The process has among other advantages to limit the handling of the waste being processed and to provide two final products directly recoverable: compost and methane.

Of course those preliminary results need to be validated by tests at a larger scale before being able to propose projects in full scale conditions.

So we hope that this work will contribute to the recovery of anaerobic digesters to promote renewable energies as advocated by the time by COP21 and avoid the huge deforestation of our forests.

Key Words: on-site sanitation, fermentable solid waste, sludge, co-digestion, indicator sanitation, anaerobic co-digestion, anaerobic digestion, compost.

Liste des figures

Figure 1. Carte de la République Démocratique du Congo.....	6
Figure 2. Carte de la ville de Kinshasa	8
Figure 3. Courbe de la température moyenne annuelle de la ville de Kinshasa (1982-2011)	9
Figure 4. Répartition des précipitations (pluviométrie) moyennes annuelles en millimètres (mm) à Kinshasa pour ces deux dernières décennies : 1982-2011.	10
Figure 5. Evolution de la ville de Kinshasa.....	14
Figure 6. Répartition des modes d'assainissement individuel en Afrique subsaharienne	23
Figure 7. Etapes d'une bonne gestion des boues de vidange (Strauss et al., 2006)	25
Figure 8. Schéma d'une latrine à simple fosse (Franceys et al., 1995)	28
Figure 9. Schéma d'une fosse ventilée VIP (Franceys et al., 1995)	29
Figure 10. Latrine VIP à double fosse (Kalbermatten et al., 1980)	30
Figure 11. Inclinaison du tuyau de chute des excréta de ROEC (Kalbermatten et al., 1980)	31
Figure 12. Schéma d'une fosse septique (Tilley et al., 2008).....	32
Figure 13. Système aqua-privy (Franceys et al., 1995).....	33
Figure 14. Siphon hydraulique (Tilley et al., 2008) Figure 15. Latrine à siphon avec fosse sous la	34
Figure 16. Latrine à siphon avec fosse déportée (Cotton et al., 1995).	35
Figure 17. Schéma d'une latrine ECOSAN.....	36
Figure 18. Latrine avec déviation d'urine (a), cuvette de la toilette (b) (Langergraber & Muellegger, 2005).....	38
Figure 19. Latrine surélevée (Franceys et Pickford, 1995)	39
Figure 20. Vidange manuelle.....	41
Figure 21. Vidange semi-mécanique	42
Figure 22. Véhicules de vidange mécanique par aspiration	43
Figure 23. (a) site de dépotage des boues de la ville de Kinshasa (photo prise par moi-même).....	45
Figure 24. Cas de récupération de boues séchées sur un site de dépotage dans la ville de Ouahigouya in Koanda (2006).	51
Figure 25. Toilettes rencontrées : (a) : toilette sèche sans toiture, (b,c et d) toilettes à chasse manuelle et (e) : toilette traditionnelle où excréta et urine dirigée vers la rivière Kalamu	69
Figure 26. Schéma de gestion des déchets commun aux PED	76
Figure 27. Centre de pré collecte des déchets de beaux arts à Gombe	80
Figure 28. Photo d'un casier du CET de Mpasa (RDC)	100
Figure 29. Processus de compostage (Charnay, 2005)	102
Figure 30. Etapes de la méthanisation tirée de (Frederic et Lugardon, 2008, Vasel, 2010).....	119
Figure 31. Equivalence énergétique entre 1m ³ de méthane et autres sources (Moletta, 2002).	120
Figure 32. Schémas des étapes de la digestion anaérobie	126
Figure 33. Quelques images illustrant les campagnes de tri.....	160
Figure 34. Poubelles des ménages avant la campagne.....	163
Figure 35. Dépotoir sauvage entretenu par les ménages environnant et les pousse-pousseurs.	165
Figure 36. Courbe en cloche des observations mesurées en saison des pluies et sèche.....	169
Figure 37. Courbe en cloche des observations mesurées en saison des pluies et sèche.....	171
Figure 38. Production volumique (l/j.hab) de différentes catégories des déchets dans les deux communes pendant les deux saisons.	173

Figure 39. composition moyenne journalière (%) des déchets pendant les deux saisons dans les deux communes	179
Figure 40. composition annuelle moyenne (% en masse) des déchets dans les deux communes.....	180
Figure 41. Structure de la base de données de l'enquête-ménage	187
Figure 42. Vue générale de la base de données de l'enquête-ménage	188
Figure 43. Niveau d'instruction du chef de ménage dans chaque quartier de la Gombe.....	189
Figure 44. Niveau d'instruction du chef de ménage dans la commune de Kimbanseke	189
Figure 45. Répartition des latrines utilisées de ménage dont le chef a un niveau supérieur	194
Figure 46. Répartition du niveau sociale utilisant la latrine traditionnelle à fond perdu	197
Figure 47. Regroupement des indicateurs par lot	214
Figure 48. (a). Pilote expérimental de la digestion des DMO et co-digestion anaérobio des DMO et boues de vidange.....	228
Figure 49. Appareils et réactifs utilisés pour la mesure de la DCO	231
Figure 50. Incubateur de mesure de la DBO	234
Figure 51. Dispositif utilisé pour la détermination de la composition du biogaz	236
Figure 52. Appareil de chromatographie ionique (Cation)	238
Figure 53.. Evolution de la courbe du pH	240
Figure 55. Evolution du TAC	241
Figure 57. Evolution du pH	242
Figure 59. Evolution des AGV	242
Figure 61. Evolution du pH	244
Figure 63. Evolution des AGV	244
Figure 65. Evolution du pH	245
Figure 67. Evolution du TAC	245
Figure 69. Evolution du pH	246
Figure 71. Evolution des AGV	247
Figure 73 .Evolution du pH	248
Figure 75. Evolution des AGV	248
Figure 54. La courbe de la DCO	240
Figure 56. Evolution des AGV	241
Figure 58. Courbes de la DCO	242
Figure 60. Evolution du TAC	242
Figure 62. Evolution de la DCO	244
Figure 64. Evolution du TAC	244
Figure 66. Courbes de la DCO	245
Figure 68. Evolution du TAC	245
Figure 70. Courbes de la DCO	246
Figure 72. Evolution du TAC	247
Figure 74. Evolution de la DCO	248
Figure 76. Evolution du TAC	248
Figure 77. Production cumulée du biogaz dans les bouteilles de la phase acétogénèse et méthanolisation de la digestion anaérobio des déchets ménagers uniquement.	249
Figure 78Fig. Production cumulée du biogaz dans les bouteilles de la phase acétogénèse et méthanolisation de la co-digestion anaérobio des déchets ménagers et des boues de vidange.	250
Figure 79. Exemple d'une feuille Excel de calcul la DBO infini.....	252
Figure 80. Résumé du bilan de la DCO.....	253
Figure 81. Evolution de la température durant le compostage.....	255
Figure 82. Evolution du pH des digestats.	256
Figure 83. Evolution du NO_3^- Figure 84. Evolution du NH_4^+	257
Figure 85. Evolution de l'azote total Figure 86. Evolution du carbone organique total.....	257
Figure 87. Schémas montrant les différentes étapes du traitement des déchets.	270

Liste des tableaux

Tableau 1. <i>Evolution de la Population de la Ville de Kinshasa de 1930 à 2010.....</i>	14
Tableau 2. <i>Microorganismes pathogènes présents dans les urines, les matières fécales et les eaux usées. (Franceys et al. (1995)</i>	24
Tableau 3. <i>Répartition des intervenants dans la collecte des boues dans quatre villes du Sénégal</i>	44
Tableau 4. <i>Avantages et inconvenients de chacune des trois techniques de vidange.</i>	44
Tableau 5. <i>Caractéristiques des boues de vidange et comparaison avec les eaux usées des pays tropicaux (Heinss et al., 1998 In Montangero et al. 2000 et Nsavyimana, 2014).</i>	46
Tableau 6. <i>Caractéristiques des BV dans des villes de pays en développement (Koné et Strauss 2004, Bigumandondera, 2014, Ambassa, 2005).</i>	47
Tableau 7. <i>Modalités d'évacuation et de traitement des boues de vidange rencontrés en Afrique (Strauss et al. 2003).....</i>	48
Tableau 8. <i>Typologie des ouvrages de traitement des boues de vidange rencontrés en Afrique de l'Ouest.....</i>	49
Tableau 9. <i>Caractéristiques des boues de vidange dans quatre villes de l'Afrique</i>	50
Tableau 10. <i>Quantité de boues selon la production spécifique par type de système d'assainissement</i>	57
Tableau 11. <i>Estimation de la quantité annuelle de boue produite selon la vidange mécanique.</i>	58
Tableau 12. <i>Types de latrines à Biyela et Kikimi dans la commune de Kimbanseke</i>	67
Tableau 13. <i>Répartition des fosses dans les ménages à Kinshasa (Igip, 2005)</i>	68
Tableau 14. <i>Taux de collecte des Déchets Solides Municipaux (DSM) dans quelques grandes villes africaines (Sotamenou et Kamgnia, 2009)</i>	73
Tableau 15. <i>Production de déchets par habitant dans quelques villes</i>	74
Tableau 16. <i>Quantité de déchets produits par type de quartier</i>	78
Tableau 17. <i>Caractéristiques physiques de certains déchets ménagers.....</i>	82
Tableau 18. <i>Rapport C/N recommandé pour la biodégradation des déchets</i>	82
Tableau 19. <i>Teneurs types des mâchefers en éléments principaux (en%)</i>	98
Tableau 20. <i>Emissions atmosphériques des métaux par incinération des déchets</i>	99
Tableau 21. <i>Rapport C/N de divers substrats (Mustin, 1987 ; Gootas, 1959, www.ademe.fr)</i>	107
Tableau 22. <i>Paramètres de contrôle et de suivi du procédé (Charnay, 2005).....</i>	109
Tableau 23. <i>Paramètres de stabilité et de maturité (en % d'apparition dans la littérature)(A.D.A.S consulting Limited, 2005).</i>	111
Tableau 24. <i>Teneurs en métaux lourds dans plusieurs composts (mg/kg).....</i>	113
Tableau 25. <i>Produits de la dégradation du glucose.</i>	117
Tableau 26. <i>La digestion anaérobio dans quelques pays européens</i>	138
Tableau 27. <i>La digestion anaérobio dans quelques pays africains subsaharien</i>	140
Tableau 28. <i>La Co-digestion anaérobio en Europe</i>	142
Tableau 29. <i>Compostage en Europe</i>	144
Tableau 30. <i>Compostage en Afrique</i>	146
Tableau 31. <i>Réparation des ménages par quartier associée à des pourcentages par catégories sociales correspondants à la commune de Kimbanseke.....</i>	154
Tableau 32. <i>Réparation des ménages par quartier associée à des pourcentages par catégories sociales correspondants à la commune de la Gombe.....</i>	155
Tableau 33. <i>Répartition des ménages échantillonnes/commune de Kimbanseke</i>	156

Tableau 34. Répartition des ménages échantillonnés/commune de Gombe	157
Tableau 35. Chronogramme des campagnes de collectes et de tri des OM.....	158
Tableau 36. Pourcentage des ménages possédant un bac à ordures en fonction des quartiers et des classes sociales	162
Tableau 37. Abonnement des ménages à une structure de collecte de déchets.....	163
Tableau 38. Répartition (%) des habitations en fonction de leur distance du dépotoir sauvage le plus proche de la commune de Kimbanseke.	166
Tableau 39. Fréquence hebdomadaire (nombre de jour/7) de sortie de déchets en fonction des quartiers	167
Tableau 40. Production en Kg/hab/j en fonction des quartiers et classe sociale dans la commune de la Gombe.	168
Tableau 41. Distribution des caractéristiques des observations	169
Tableau 42. Production en Kg/hab/j en fonction des quartiers et classe sociale dans la commune de Kimbanseke.	170
Tableau 43. Distribution des caractéristiques des observations	171
Tableau 44. Production volumique saisonnière des déchets ménagers dans les deux communes	172
Tableau 45. Production annuelle moyenne des déchets à Kimbanseke	173
Tableau 46. Production annuelle moyenne des déchets à Gombe	174
Tableau 47. Production massique en fonction des quartiers et des saisons dans la commune de Kimbanseke	175
Tableau 48. Production massique globale en fonction des quartiers et des saisons dans la commune de la Gombe	176
Tableau 49. Flux massique journalier et annuel des déchets solides en fonction des classes sociales dans la commune de Kimbanseke	177
Tableau 50. Flux massique journaliers et annuels des déchets solides en fonction des classes	177
Tableau 51. Composition saisonnière des déchets dans la commune de Kimbanseke.....	178
Tableau 52. Composition saisonnière des déchets dans la commune de la Gombe	178
Tableau 53. Composition annuelle (%) en masse des déchets dans les deux communes.	179
Tableau 54. Masse volumiques des fractions des déchets à Kimbanseke.....	183
Tableau 55. Masses volumiques des fractions des déchets à Gombe	183
Tableau 56. Caractérisation de l'assainissement dans les deux communes	190
Tableau 57. Relation entre le niveau d'instruction du chef de ménage et le mode d'assainissement dans la commune de Kimbanseke	192
Tableau 58. Relation entre le niveau d'instruction du chef de ménage et le mode	193
Tableau 59. Relation entre le mode d'assainissement et la catégorie sociale du chef	195
Tableau 60. Relation entre le mode d'assainissement et la catégorie sociale du chef de ménage dans la commune de Gombe.....	196
Tableau 61. Relation entre le mode d'assainissement et le mode de vidange à Kimbanseke	197
Tableau 62. Echelle de Saaty	200
Tableau 63. Choix de la méthode multicritère.....	202
Tableau 64. Indicateur et alternatives pour les différents maillons de la chaîne.....	205
Tableau 65. Poids des états pour l'indicateur I_2 (État de l'ouvrage d'assainissement)	206
Tableau 66. Poids des critères pour l'indicateur I_1 (État de l'ouvrage d'assainissement).....	208
Tableau 67. Tableau des performances pour les alternatives de l'indicateur I_1	208

Tableau 68. Poids des critères pour l'indicateur I_3 (Déversement des eaux usées de cuisines, de vaisselles et de douche)	209
Tableau 69. Tableau des performances pour les alternatives de l'indicateur I_3	209
Tableau 70. Poids des critères pour l'indicateur I_4 (Action en cas de remplissage de la fosse)	210
Tableau 71. Tableau des performances pour les alternatives de l'indicateur I_4	210
Tableau 72. Poids des critères pour l'indicateur I_5 (Lieu de dépotage des boues de vidange)	211
Tableau 73. Tableau des performances pour les alternatives de l'indicateur I_5	211
Tableau 74. Classement des alternatives selon la méthode ELECTRE I	212
Tableau 75. Performances des systèmes d'ANC en ville de Kinshasa	215
Tableau 76. Quantité des boues de vidange produite dans la ville de Kinshasa (au mois de mars 2012)	216
.....	
Tableau 77. Quantité des boues de vidange vidée par semaine par les entreprises de vidange	217
Tableau 78. Quantité de boues selon la production spécifique à Kimbanseke	218
Tableau 79. Les maladies hydriques de cinq dernières années, Zone de santé de Kingasani.	219
Tableau 80. Les maladies hydriques de cinq dernières années, zone de santé de la Gombe	219
Tableau 81. la prévalence des maladies hydriques au Centre Hospitalier de Kingasani	220
Tableau 82. La prévalence des maladies hydriques à la clinique Kinoise	221
Tableau 83. Fractions de déchets ménagers organiques de la poubelle moyenne dans les deux....	227
Tableau 84. Facteur de dilution appliqué pour la mesure de la DBO avec des Oxytop®	233
Tableau 85. Caractérisation des déchets solides organiques	238
Tableau 86. Caractérisation des boues de vidange	239
Tableau 87. Caractéristiques physico-chimiques du jus provenant de la digestion anaérobio de déchets uniquement de la 1 ^{ère} bâchée.....	240
Tableau 88. Evolution du pH, TAC, des AGV et DCO du 1 ^{er} réacteur (déchets).....	240
Tableau 89. Caractéristique physico-chimique du jus provenant de la co-digestion anaérobio de déchets et de Boues	241
Tableau 90. Evolution du pH, TAC, des AGV et DCO 2 ^{ème} réacteur (déchets et Boues de vidange) de la 1 ^{ère} bâchée.	242
Tableau 91. Caractéristiques physico-chimiques du jus provenant de la digestion anaérobio de déchet uniquement de la 2 ^{ème} bâchée	243
Tableau 92. Evolution du pH, TAC, des AGV et DCO du 1 ^{er} réacteur (déchets).....	243
Tableau 93. Caractéristiques physico-chimiques du jus provenant de la co-digestion anaérobio de déchet et boues de vidange.	244
Tableau 94. Evolution du pH, TAC, des AGV et DCO du 2 ^{ème} réacteur (déchets +boues de vidange) de la 2 ^{ème} bâchée	245
Tableau 95. Caractéristiques physico-chimiques du jus de la digestion anaérobio provenant de déchets uniquement.	246
Tableau 96. Evolution du pH, TAC, des AGV et DCO du 1 ^{er} réacteur (déchets).....	246
Tableau 97. Caractéristiques physico-chimiques du jus provenant de la co-digestion de déchets et boues de vidange.....	247
Tableau 98. Evolution du pH, TAC, des AGV et DCO du 2 ^{ème} réacteur	247
Tableau 99. DCO à l'entrée dans les digesteurs méthanogène et quantité de biogaz produite	250
Tableau 100. DCO transformée en méthane des digesteur méthanogène	251
Tableau 101. Caracétristiques des digestat.....	254

Tableau 102. <i>Evolution des paramètres durant le compostage</i>	256
Tableau 103. Taux de réduction des paramètres des déchets.....	259
Tableau 104. <i>Tableau Synthétique de la caractérisation et quantification des déchets à différentes phases de traitement.....</i>	260
Tableau 105. <i>Digesteurs expérimentaux qui ont existé au Congo (Monzambe, 2001)</i>	269
Tableau 106. <i>Quantité des déchets ménagers et des boues de vidange.....</i>	272
Tableau 107. <i>Le prix du kWh de l'électricité dans certains pays africains et européens.....</i>	273

Liste des abbreviations

AFNOR : Association Française de Normalisation

AGV : Acides gras volatiles

ANC Assainissement Non Collectif

APESA : Association pour l'Environnement et la Sécurité en Aquitaine

CET : Centres d'Enfouissement Techniques

C_T : Carbone total

DBO₅ : Demande Biochimique en Oxygène requise pour une période de 5 jours

DCO : Demande Chimique en Oxygène

DSM : Déchets Solides Municipaux

FAO : Food and Agriculture Organization

HAP : Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques

MES : Matières En Suspension

M_f : Matières fraîches

MO : Matières Organiques

MOV : Matières Organiques Volatiles

MS : Matières Sèches

MVS : Matières volatiles en suspension

ONEA : Office national de l'eau et de l'assainissement

RECORD : Réseau de Recherche sur les Déchets

TAC : Titre Alcalimétrique Complet

PCI : Pouvoir calorifique inférieur

SANDEC : Sanitation in developing country

SIBEAU : Société industrielle d'équipement et assainissement

SV : Solides volatiles

WSSCC : Water supply and sanitation collaborative council

Table des matières

<i>Remerciements.....</i>	iii
Résumé	vii
Summary	viii
Liste des figures	ix
Liste des tableaux	xi
Liste des abreviations	xv
Table des matières	xvi
INTRODUCTION.....	1
Références bibliographiques	4
Chapitre I. DESCRIPTION DE LA ZONE D'ETUDE	6
I.1. Introduction.....	6
I.2. Ville Province de Kinshasa	8
I.2.1. Situation Géographique de la Ville de Kinshasa.	8
I.2.2. Sols de Kinshasa	11
I.2.3. Valeur agricole et utilisation de la terre	11
I.2.4. Ressources potentielles d'amélioration de la fertilité des sols.....	12
I.2.5. Epandage des déchets organiques et compost.	13
I.2.6. Aspects Humains de la Ville de Kinshasa.	14
CHAPITRE II. ASSAINISSEMENT ET CARACTERISATION DES DECHETS SOLIDES	20
II.1. ETAT DE L'ASSAINISSEMENT EN AFRIQUE SUBSAHARIENNE, EN RDC ET A KINSHASA	20
II.1.2. Assainissement liquide en Afrique subsaharienne	20
II.1.2.3. Cas de la RDC	60
II.1.3. Assainissement solide en Afrique subsaharienne	72

II.2. Caractérisation des déchets solides.....	83
II.2.1. Les différentes méthodes de caractérisation	84
CHAPITRE III. TRAITEMENT ET VALORISATION DES DECHETS SOLIDES ET LIQUIDES	97
INTRODUCTION.....	97
III.1. Incinération.....	97
III.2. Enfouissement	99
III.3. Valorisation matière	100
III. 4. Autres techniques de traitement	101
III. 5. Les traitements biologiques.....	101
CHAPITRE IV. SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE SUR LA DIGESTION ANAÉROBIE ET LE COMPOSTAGE DES DÉCHETS SOLIDES ENTRE L'EUROPE ET L'AFRIQUE.....	136
Chapitre V. ENQUETE SUR LE MODE D'ASSAINISSEMENT ET SUR LA CARACTERISATION DES DECHETS SOLIDES	151
V.1. Méthodologie de l'étude.....	152
V.1.1. Analyse documentaire	152
V.1.2. Les travaux de terrain (enquête)	153
V.1.3. Méthodologie de l'échantillonnage	153
V.1.4. Taille de l'échantillon.....	154
V.2. Méthodes de caractérisation des déchets	157
V.2.1. Introduction	157
V.2.2. Phase de préparation.....	158
V.2.3. Déroulement des enquêtes	159
V.2.4. Campagne de tri et de mesure	159
V.2.5. Résultats	161
V.2.5.2. Résultats de la caractérisation des déchets	167
V.3. Enquête sur le mode d'assainissement	184

Introduction	184
V.3.1. Enquête au niveau des ménages	185
V.3.2. Élaboration du questionnaire d'enquête.....	185
V.3.3. Le dépouillement des résultats d'enquête	187
V.3.4. Présentation de la base de données.....	187
V.3.5. Résultats	188
V.3.6. Calcul l'indicateur	198
V.3.6.1. Méthodologie.....	199
V.3.6.2. Résultats	204
V.3.7. Quantification des boues de vidange	216
V.3.8. Renseignements relatifs aux zones de santé.....	218
CHAPITRE VI. LA DIGESTION ET CO-DIGESTION ANAEROBIE PARTIELLE DES DECHETS MENAGERS ORGANIQUE (DMO) ET BOUE DE VIDANGE ET COMPOSTAGE.....	226
Introduction	226
VI.1. Matériel et méthode.....	227
VI.1.1.Origine et caractérisation du substrat.....	227
VI.1.2. Dispositif expérimental	227
VI.1.3. Remplissage des réacteurs	228
VI.1.4. Caractérisation des substrats	228
VI.2. Déroulement de la digestion et co-digestion partielle.....	234
VI.3.Composition du biogaz	235
VI.4. Analyses effectuées durant la co-digestion partielle	236
VI.5. Compostage et co-compostage.....	237
VI.6. Résultats	238
VI.6.1. Pendant la digestion et co-digestion anaérobie	239
VI.6.2. Production des biogaz	249

VI.6.3. Bilan de la digestion et co-digestion anaérobie	252
VI .6.4. Le digestat	254
VI.6.7.Rèsultat sur Le Compostage et le Co-compostage.....	255
CHAPITRE VII. AVANT- PROJET SUR LE TRAITEMENT DES DECHETS ORGANIQUES PAR METHANISATION DANS LA COMMUNE DE KIMBANSEKE	267
Introduction	267
VII.1. Contexte et justification	267
VII.2. Etat de lieux de la biométhanisation.....	268
VII.3.Objectif de l'avant-projet.....	270
VII.4. Description de l'avant-projet	270
VII.4.1. Localisation et maitrise foncière.....	270
VII.4.2. Nature et volume des activités	270
VII.4.3.Volume des activités projetées	271
VII.4.4.Choix de digesteur	271
VII.5. Méthodologie	271
ANNEXE	279

INTRODUCTION

Face au développement démographique, industriel et urbanistique, la problématique de déchets se pose avec une forte acuité. La quantité de déchets ménagers produite constitue une menace sérieuse pour l'environnement dans la mesure où les conditions de collecte de ces déchets sont précaires (Mina *et al.*, 2013). Il en résulte un fort accroissement des décharges sauvages et une grande diversification des produits toxiques (polluants) susceptibles d'avoir des effets nuisibles pour l'homme (Calamari, 1985).

Suite à la gestion calamiteuse des déchets (solides et liquides), la ville province de Kinshasa n'assure la collecte et l'évacuation des déchets qu'à de rares occasions et cela constitue des facteurs aggravants de la dégradation de l'environnement. Les déchets jonchent les chaussées, obstruent les caniveaux empêchant l'écoulement des eaux ou pluviales, se consument souvent lentement en provoquant l'émanation de certains gaz nocifs. Les rejets liquides domestiques par insuffisance d'assainissement collectif ne sont pas évacués ou, quand ils le sont, (latrines familiales, fosses septiques, sur les rues), ils constituent une source potentielle de pollution des nappes phréatiques.

Ainsi, s'il y a traitement des déchets, le choix de la filière est en général orienté le plus souvent vers l'enfouissement, mais actuellement la plupart des déchets sont évacués en périphérie de la ville dans des décharges plus ou moins contrôlées. Les déchets perdent alors un potentiel de valorisation important en termes de recyclage de matériaux, de production d'énergie et d'un amendement organique par méthanisation et compostage, compte tenu de la quantité élevée de matière organique fermentescible.

La filière de traitement par digestion anaérobiose suivi du compostage est encore rudimentaire en Afrique en général et particulièrement en RDC, bien que cette technique permet de désengorger les décharges et de limiter la propagation des dépôts sauvages, tout en produisant de l'énergie et un amendement organique indispensable pour les sols, souvent pauvres en matière organique.

En effet, la Ville Province de Kinshasa est quasi totalement couverte de sols sablonneux hérités des sables de recouvrement du système Kalahari (B.E.A.U. 1975; Sys, 1983). Ces sols appartiennent au grand groupe des sols ferrallitiques (Compère, 1970). Ils sont caractérisés par un stade avancé d'altération, présentent une réaction acide et possèdent une faible réserve

(balance) des nutriments (Baert *et al.*, 1991; Marcelino, 1995) qui les rendent marginaux pour l'agriculture (Malele, 2003). La faible fertilité chimique et la capacité de rétention en eau très limitée constituent des sévères limitations de leur potentiel agronomique. Le lessivage des éléments nutritifs en profondeur est favorisé dans ces sols.

L'accès aux engrains conventionnels hydrosolubles en application régulière est pratiquement impossible dans ces conditions. De plus, l'application exclusive des engrais minéraux n'est généralement efficace que pendant les premières années d'apports continus; on constate en effet une baisse de rendement après quelques années à cause de la dégradation des propriétés des sols (Alvarez, 2005; Nyiraneza *et al.*, 2009 in Mulaji 2011). Ainsi, le niveau de matière organique du sol reste le facteur important pour le maintien de la fertilité dans le sol. L'efficacité des engrais minéraux est liée à la quantité de la matière organique dans le sol (Charland *et al.*, 2001; N'Dayegamiye *et al.*, 2005; Musibono *et al.*, 2011, etc.).

Ainsi, le présent travail a pour objectif général de faire une évaluation de l'état des lieux et de dégager des pistes possibles de traitements des déchets solides et liquides en vue de protéger les populations et de s'orienter vers des traitements qui respectent au mieux les principes du développement durable.

Et les objectifs spécifiques sont :

- La caractérisation des déchets municipaux solides spécialement des déchets ménagers ;
- La gestion des eaux usées spécialement les boues de vidange provenant de l'assainissement non collectif (ANC) et
- Essai de traitement par une digestion anaérobiose (ou co-digestion anaérobiose) des déchets suivi du compostage (ou co-compostage).

Cette dissertation est subdivisée en deux parties dont :

La première partie est bibliographique avec quatre chapitres dont le premier chapitre décrit succinctement la ville Province de Kinshasa. Le deuxième chapitre parle de l'assainissement et de la caractérisation des déchets solides. Ici, il est question de faire une distinction entre l'assainissement solides (déchets solides) et l'assainissement liquide. Nous avons passé en revue l'assainissement en Afrique sub-saharienne en général, en RDC et plus spécialement à

Kinshasa. Il a été question de traiter 2 volets : la caractérisation des déchets solides et la typologie des ouvrages d'assainissement rencontrés

Le troisième chapitre donne le traitement et la valorisation des déchets solides et liquides. Nous avons fait une brève description des différents modes de traitement et nous avons remarqué que les déchets de Kinshasa avait un taux d'humidité élevé, la manière la plus facile de les traiter est le traitement qui recours aux organismes vivants (traitement biologique). C'est pourquoi, nous avons discuté en long et en large le compostage et la digestion anaérobiose comme mode de traitement.

Le quatrième chapitre est une synthèse bibliographique de la digestion anaérobiose et du compostage en Europe et en Afrique sub-saharienne. Nous avons essayé de comparer la digestion anaérobiose et le compostage en Afrique et en Europe

La deuxième partie est expérimentale, elle contient trois chapitres, le cinquième chapitre traite des enquêtes que nous avons effectuées, au niveau de ménages. Une enquête sur les déchets solides au niveau des ménages suivis de la caractérisation en 8 catégories, fraction organique fermentescibles, plastiques, cartons et papiers, métaux et verres, caoutchouc, piles et gravats/poussières.

Une autre enquête basée sur l'assainissement non collectif au niveau des ménages, consiste à avoir une idée sur la typologie des ouvrages d'assainissement dont dispose les ménages et les initiatives à prendre une fois que ses ouvrages sont pleins.

Le sixième chapitre concerne le traitement des déchets (solides et liquides), ici, la digestion anaérobiose partielle suivie du compostage dans un même réacteur est expérimentée.

Enfin, le septième chapitre est un avant projet de la co-digestion anaérobiose (méthanisation) se basant sur la quantité des déchets et de boues de vidange rencontrés dans la commune de Kimbanseke.

La réalisation de cette thèse a nécessité l'usage de plusieurs méthodologies et outils qui seront décrits au niveau des différents chapitres. 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

- ALVAREZ R. 2005. A review of nitrogen fertilizer and conservation tillage effects on soil organic carbon storage. *Soil Use and Management*, 21 : 38-52
- BAERT G., EMBRECHTS J., DE DAPPER M., MAPAKA M. 1991. Cartographie des sols, évaluation des terres. Feuille de Kinshasa. Etude de la reconnaissance au 200.000 ème. Texte explicatif n°7. Région : Kinshasa, Sous-région : Lukaya, Catarctes. Université de l'Etat de Gand (ITC), A.G.C.D.
- B.E.A.U, 1975. Atlas de Kinshasa. Institut Géographique du Zaïre, Kinshasa, 102p.
- CALAMARI, D., 1985. Situation de la pollution dans les eaux intérieures de l'Afrique de l'Ouest et du Centre. Doc.Occas.CPCA, (12):28p.
- CHARLAND M., CANTIN S., SAINT PIERRE M.-A., COTE L. 2001. Recherche sur les avantages à utiliser le compost. Dossier CRIQ 640-PE27158 (R1), Rapport final. Recyc-Quebec, 35 p.
- COMPERE P. 1970. Compère, P. (1970). Cartes des sols et de la végétation du Congo, du Rwanda et du Burundi. 25, Bas-Congo. B, Notice explicative de la carte de la végétation, I.N.E.A.C., Bruxelles, p 35.
- MALELE M.S. 2003. Contribution à la remise en valeur des terres forestières dégradées de la zone périurbaine de Kinshasa (République Démocratique du Congo). XIIe Congrès forestier mondial, FAO, Québec, Canada. www.fao.org., 14/07/2006.
- MARCELINO V. (1995). Characteristics and genesis of sandy soil of Lower Congo. Ph.D. thesis in Earth Science, Ghent University, Belgium, 178p.
- MINA E., SANAE S., KHADIJA E., FATIMA B., ZAHRA D., BELGHYTI D. 2013. Caractérisation physico-chimique du lixiviat de la décharge d'Ouledberjal (Kenitra, Maroc) : SciencesLib Editions Marsenne 5, n°13, 211-232.
- MULAJI K. 2011. Utilisation des composts de biodéchets ménagers pour l'amélioration de la fertilité des sols acides de la province de Kinshasa (République Démocratique du Congo), Thèse, Université de Liège, Belgique, 191p.
- MUSIBONO D.E., BIEY E.M., KISANGALA M., NSIMANDA C.I., MUNZUNDU B.A., KEKOLEMBA V. et PAULUS J.J. 2011. Agriculture urbaine comme réponse au chômage à Kinshasa, République Démocratique du Congo , *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement* (En ligne), Volume 11 Numéro 1, mai 2011.
- N'DAYEGAMIYE A., DRAPEAU A., LAVERDIERE M.R. 2005. Effets des apports de composts de résidus ménagers sur les rendements des cultures et certaines propriétés du sol. *Agrosol.* 16 (2) :57-71.
- SYS C. 1983. The ferralsols of Zaïre. Proceding of the fourth International soil classification worksop. Agricultural Edition 4, Part I: 76-110.

CHAPITRE I. DESCRIPTION DE LA ZONE D'ETUDE

I.1. Introduction

Dans ce chapitre, il est question de présenter la situation géographique, démographique, hydrographique et édaphique de la ville de Kinshasa. Ainsi que, les textes juridiques relatifs aux déchets en général et spécialement des déchets ménagers solides et liquides en particulier. Situé au centre de l'Afrique, la République Démocratique du Congo est limitée au Nord par la République Centrafricaine et le Sud-Soudan, à l'Est par l'Ouganda, le Rwanda, le Burundi et la Tanzanie, au Sud par la Zambie et l'Angola, à l'Ouest par le Congo-Brazzaville et l'enclave angolaise de Cabinda (Geodata, 1994 in Kombele, 2004). Ci-dessous, la carte de la RDC.



Figure 1. Carte de la République Démocratique du Congo

Avec une superficie de 2 345 409 km² et une population estimée à plus de 65 millions d'habitants (Institut National de Statistiques, 2008) ; La République Démocratique du Congo est un pays au potentiel agricole énorme disposant de 80 millions d'hectares de terres arables reparties dans trois grandes zones agroécologiques: (i) la cuvette alluviale du fleuve Congo au centre, d'une altitude variant entre 300 et 500 m, recouverte par des forêts équatoriales et des marais, peu peuplés; (ii) les plateaux étagés de savanes, qui bordent cette

cuvette au Nord et au Sud, d'une altitude variant de 700 à 1200 m; (iii) les massifs montagneux volcaniques à l'Est et au Nord-Est, d'une altitude de 1500 à 5000 m (FAO, 2009). Elle est située entre les latitudes de 5°10' N et 13°00' S et les longitudes de 11°30' et 31°00' E.

La position de la RDC, à cheval sur l'équateur, lui permet de jouir d'une alternance des climats propice à une production ininterrompue des cultures sur toute l'année et un approvisionnement continu de ses marchés en produits agricoles (Tollens, 2004). Ses conditions climatiques permettent la culture d'un large éventail de productions tropicales.

La RDC comprend plusieurs zones climatiques dont les caractéristiques différentes créent pour l'agriculture des conditions fort dissemblables.

Contrairement à ce qui se passe dans certaines régions du monde (exemple de l'hémisphère nord), où les saisons se distinguent principalement par les variations de la température moyenne, dans la grande partie du territoire de République Démocratique du Congo, la différentiation saisonnière dépend avant tout de la quantité et de la répartition des précipitations atmosphériques (Pain, 1978; Vanden put et Van Den Abeele, 1956). On distingue trois zones climatiques à savoir :

- *La zone équatoriale*, à cheval sur l'Equateur, s'étend jusqu'à 2° latitude Nord et Sud. Son climat est chaud et humide, le total des précipitations annuelles est au minimum de 1.500 mm et la température moyenne dépasse 25 °C. L'humidité avoisine le point de saturation.
- *Les zones tropicales* s'étendent au Nord et au Sud de la zone équatoriale jusqu'aux tropiques (23°27' Nord et Sud). L'année est marquée par la saison des pluies (800 à 1.500 mm) ou la saison chaude et la saison sèche ou froide variant de 1 à 3 mois dans le Nord et de 1 à 7 mois dans le Sud. L'humidité relative y est encore élevée (Kinshasa 80 %), mais moindre que dans la zone équatoriale. La température diurne peut monter à 40 °C ne dépassant pas 25 °C la nuit au Nord et descendre dans certaines régions aux environs de 3-4 °C.
- *La zone relativement tempérée*, qui comprend toute la partie orientale, d'une altitude de 500 à 4.500 m, englobe les parties les plus élevées. Cette zone accuse, plus encore que la zone tropicale, de grandes irrégularités dans le régime des pluies.

I.2. Ville Province de Kinshasa

I.2.1. Situation Géographique de la Ville de Kinshasa.

La ville de Kinshasa, cadre de notre étude est la capitale politique et la plus grande ville de la République Démocratique du Congo (fig.2.). Située à $4^{\circ}25'$ de latitude Sud et $15^{\circ}21'$ de longitude Est, Elle est limitée au Nord et à l'Est par la Province de Bandundu, au Sud par la Province de Bas-Congo et à l'Ouest par la République du Congo séparée du fleuve Congo. la Ville-Province de Kinshasa s'étend actuellement sur plus de 9.965 km^2 , soit 0,42 % de l'ensemble du pays, dont plus de 50 % sont constitués de plaines et de basses terrasses. C'est sous une mutation séculaire que la ville de Kinshasa a acquis la configuration qu'on lui reconnaît à ce jour. A sa création, de 1881 à 1889, la ville naissante s'étendait sur 445 ha, et comptait 500 habitants. Vers 1919, une population de 14.000 habitants occupait une superficie de 650 ha, soit une densité de l'ordre de 21 habitants/ km^2 .

Kinshasa se trouve éloignée de l'Océan Atlantique, soit à une distance de 754 km. Elle compte actuellement, à son sein, près de 8.718.000 d'habitants (Hôtel de Ville de Kinshasa et I.N.S., Novembre 2007).

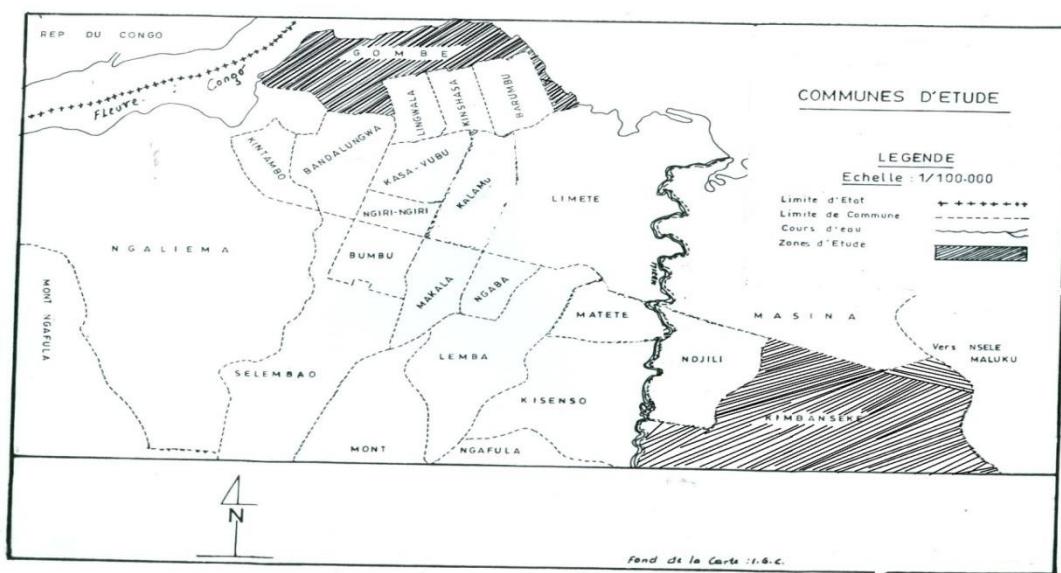


Figure 2. Carte de la ville de Kinshasa

A proximité du fleuve, à la sortie de la Cuvette Centrale, son relief connaît des dénivellations amplifiées. Le chevelu hydrographique y ajoute des formes de détails au paysage que l'homme, par son implication, favorise et accélère.

Kinshasa présente un relief contrasté formé de deux ensembles la Plaine et les Collines , auxquelles s'ajoute le Plateau des Batéké , situé à la limite de l' Espace Urbain Kinois .La plaine alluviale de Kinshasa est une vaste étendue qui constitue l'espace le plus urbanisable. Elle débouche au fleuve Congo par le Pool-Malebo.

Une zone de collines aux formes variées à la partie occidentale de la ville, entre N'Djili et Mont-Ngafula. Dans ces zones de collines, on y rencontre des ravins et des cirques d'érosions plus spectaculaires. Dans l'ensemble, les collines dominent le Pool-Malebo. Elles ont une altitude de 330 à 670 mètres en moyenne, dont le sommet appelé : BINZA se trouve à Mont NGALIEMA (Deploey 1963; Deploey et Van Morsel 1963; Lumenga 1982).

La Province de Kinshasa se trouve dans la zone climatique de basse altitude, caractérisée par un climat tropical chaud et humide de type AW₄ suivant la classification de Köppen (Bultot, 1954 in Compère, 1970). On y observe une alternance de deux saisons : une sèche de juin à mi-septembre et une pluvieuse de mi-septembre à la fin du mois de mai.

Les mois de l'année les plus chauds sont février, mars et avril ($\pm 25,5^{\circ}\text{C}$) et le plus frais est juillet ($22,1^{\circ}\text{C}$); avec une amplitude thermique annuelle de $9,45^{\circ}\text{C}$. Les saisons sont marquées par le rythme et la fréquence des précipitations. Les températures, quant à elles, restent élevées et peu variables au cours de l'année (Crabb, 1980). Les figures qui suivent illustrent bien le comportement de la température et de la précipitation de 1982 à 2011.

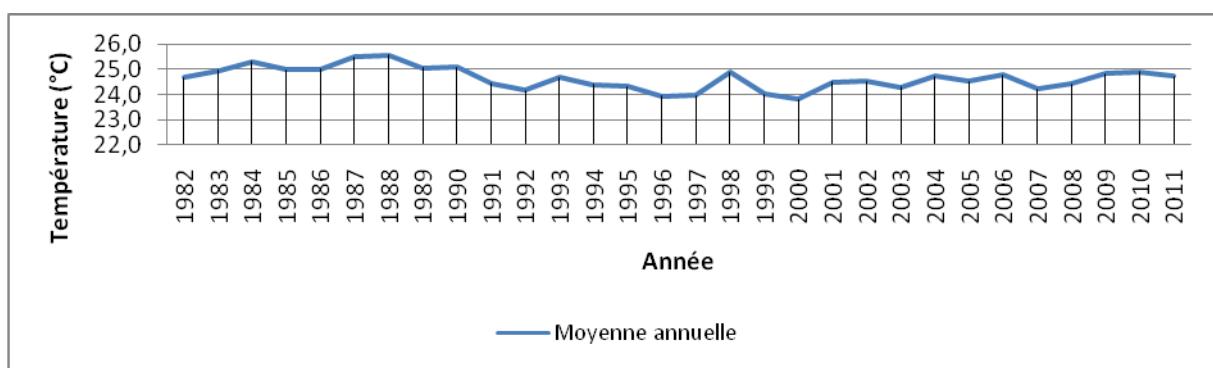


Figure 3. Courbe de la température moyenne annuelle de la ville de Kinshasa (1982-2011)
Source :Direction générale du centre de la météorologie satellite de Kinshasa Binza, Décembre 2011.

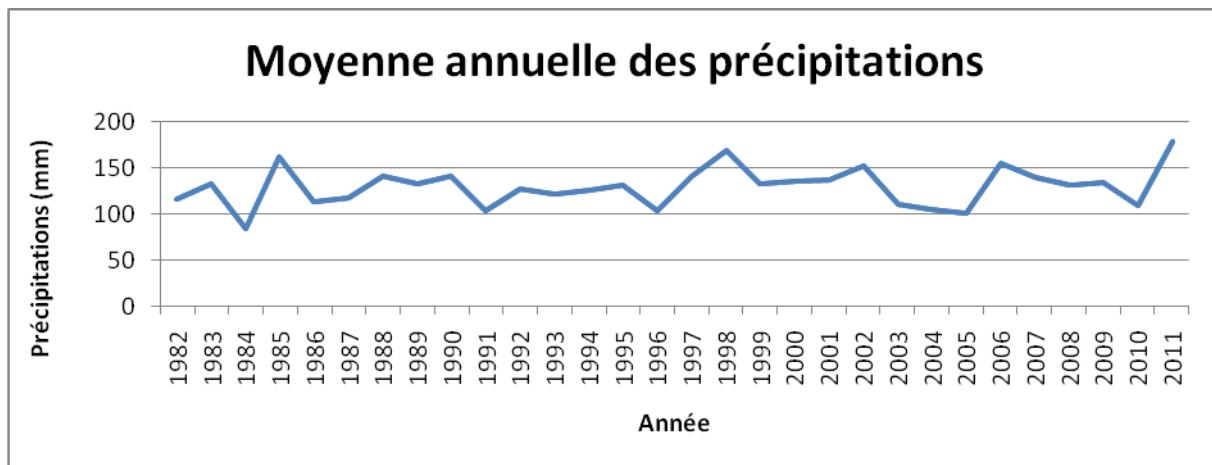


Figure 4. Répartition des précipitations (pluviométrie) moyennes annuelles en millimètres (mm) à Kinshasa pour ces deux dernières décennies : 1982-2011.

Source : Direction générale du centre de la météorologie satellite de Kinshasa Binza, Décembre 2001.

L’humidité relative moyenne est élevée, atteint sa valeur maximale de 88,1 % en décembre et son minimum 76,4 % septembre.

Les précipitations de la Province de Kinshasa sont abondantes et inégalement réparties durant l’année (figure 3) : pratiquement nulles pendant la saison sèche, de juin à septembre, elles passent par deux maxima, l’un en novembre et l’autre en avril avec un minimum secondaire en janvier-février correspondant à une petite saison sèche de 2 ou 3 semaines (Compère, 1970). Cette répartition permet la pratique de deux saisons culturelles : saison A d’octobre à janvier et saison B de février à juin. La précipitation annuelle de la Province de Kinshasa varie entre 1300 et 1600 mm, avec une distribution bimodale. Les dates du début et de la fin de la saison pluvieuse varient grandement d’une année à l’autre. Crabbe (1980 in Koy, 2009) a constaté les dates suivantes pour le début et la fin de la saison sèche dans la Province de Kinshasa : (i) début, 28 mai (moyenne) et entre le 12 mai et 22 juin (extrêmes); (ii) fin, 21 septembre (moyenne) et entre le 1^{er} septembre et le 12 octobre (extrême).

Le réseau hydrographique de Kinshasa est composé essentiellement du Fleuve Congo qui est formé en grande partie par le Pool Malebo. En aval, le Fleuve Congo forme des rapides à Kinsuka. Il est composé de certaines îles telles que Mimoza, Iles de Singes. En sa qualité de Grand Collecteur d’eaux, il s’illustre par son poids dans les activités économiques et touristiques. Les deux grandes rivières qui drainent Kinshasa sont la N’Djili et la N’sele ainsi que les petites rivières qui encerclent les parties basses de la ville.

I.2.2. Sols de Kinshasa

D'après Sys *et al.* (1961), les sols de Kinshasa sont classés selon l'ordre des kaolisols, sous-ordre des hydro-xerokaolisols et grand groupe des arenoferrals, classification type des sols du Congo. Ce sont des sols qui ont été développés sur les sables ocres communément appelés « système de Kalahari », produits de l'érosion des collines et du démantèlement du plateau. Ces sols sont constitués par des couches de sables fins souvent de couleur ocre jaune parfaitement homogénéisés, dépourvus de stratification; avec une teneur en argile généralement < 20 %.

La teneur en matière organique et le degré de saturation du complexe adsorbant y sont faibles.

Pour la Province de Kinshasa, très peu de données disponibles existent sur la caractérisation chimique et biologique des sols en vue d'évaluer leur fertilité.

Les données récentes ont été obtenues par Kasongo *et al.* (2009) dans la région du Plateau des Batéké dans trois sites ont montré une toxicité aluminique et les valeurs de pH sont < 5,30. Les valeurs de carbone organique total et de l'azote total obtenues sont inférieures respectivement à 1,2 et 0,1 %. La teneur en phosphore assimilable (Bray 2) varie de 5 à 16 mg.kg⁻¹ et la CEC des sols quel que soit l'horizon considéré est faible < 5 cmol.kg⁻¹ indiquant que ces sols ont une capacité de stockage des nutriments limitée (Koy, 2009).

L'analyse granulométrique des sols étudiés selon le triangle textural de l'USDA de tous les profils a montré une texture essentiellement sableuse (> 90 %), laquelle devient un peu plus fine dans l'horizon Bws (sable-limoneux). Les profils observés sont des arénosols dotés des propriétés « ferralliques » classifiés comme rubiques ferralliques arénosols (dystriques). La similarité de la composition texturale des différents profils confirme davantage l'uniformité des conditions de formation des sols (Mulaji, 2011).

I.2.3. Valeur agricole et utilisation de la terre

Les sols de la Province de Kinshasa ont une valeur agronomique assez limitée et sont marginaux, à cause de leur pouvoir de rétention en eau faible et de leur valeur de fertilité chimique bas (Malele, 2003a). Leur utilisation varie largement avec le type de sol et des cultures pratiquées (Koy, 2009). En général, au Plateau des Batéké les sols sont utilisés pour la culture annuelle du maïs (*Zea mays* L.), du manioc (*Manihot esculenta* Crantz), de

l'arachide (*Arachis hypogaea* L.) comme cultures les plus importantes et du soja (*Glycine max* L. Merr). Les sols des dépressions fermées n'ont pratiquement aucune valeur agricole, ils sont sporadiquement utilisés pour la culture de l'arachide.

En vue d'augmenter le potentiel agronomique des sols de Kinshasa principalement dans la région du Plateau des Batéké au Nord Est dans le secteur de Mampu-Mbakana, le gouvernement de la RDC avec l'appui de l'Union Européenne et de la fondation Hanns-Seidel, a introduit un système d'« agroforesterie ». *L'Acacia auriculiformis* A. Cumm ex Benth s'est avéré la légumineuse la mieux adaptée aux conditions édaphique et climatique de la région (Koy, 2009). Les forêts d'*Acacia* constituées sont exploitées en utilisant le système de rotation (jachère) et la technique de culture sur brûlis. La période de rotation varie de 8 à 17ans. Elle est suffisamment longue pour la restauration de la fertilité du sol et permettre une culture annuelle continue. La fertilisation minérale n'est pas généralisée dans le système agricole de Kinshasa. Chez les maraîchers, l'usage des fumiers de ferme et des déchets ménagers bruts est assez répandu dans les périphéries de maraîchage dans le centre de Kinshasa (à Lemba échangeur, Bandal mollaerd, Limete Funa, etc.) et la périphérie (Kimwenza, N'Djili Brasserie, Cecomaf) pour la production des légumes feuilles tels amarante (*Amaranthus hybridus* L.), oseille (*Hibiscus sabdariffa* L.), pointe noire (*Brassica pekinesis* Lour.), patate douce feuilles (*Ipomoea batatas* (L.) Lam), ciboule (*Allium fistulosum* L.), épinard (*Basella alba* L.), etc. et des légumes fruits tels que le gombo (*Abelmoschus esculentus* (L.) Moench), l'aubergine (*Solanum melongena* L.), la tomate (*Solanum lycopersicum* L.), le piment (*Capsicum annuum* L.), etc. (Muzingu, 2010; Makumbelo *et al.*, 2002)

I.2.4. Ressources potentielles d'amélioration de la fertilité des sols

L'utilisation des ressources naturelles locales disponibles comme amendements naturels doit être encouragée comme une alternative de gestion intégrée et adaptée de la fertilité des sols, susceptible d'améliorer leur productivité par l'intensification de la production agricole. La Province de Kinshasa présente quelques potentialités en ressources locales pouvant être utilisées dans l'amélioration de la fertilité des sols. C'est le cas des déchets des sociétés agroalimentaires (tourteaux des brasseries, parche de café, etc.), les déchets d'ordures ménagers, fumiers de fermes, et les boues de vidange etc. Certaines de ces ressources sont connues et exploitées par les agriculteurs, mais offrent une disponibilité limitée. Dans

beaucoup de cas, ces ressources ne sont pas exploitées, à cause de leurs coûts prohibitifs ou tout simplement de leur méconnaissance (Ruganza, 2009).

I.2.5. Epandage des déchets organiques et compost.

L'épandage des déchets d'ordures ménagères en agriculture est très répandu en Afrique de l'Ouest et à Kinshasa (Waas *et al.*, 1996; Nzuzi, 1999; Muzingu, 2010). Ce sont les maraîchers urbains et péri urbains qui s'adonnent à cette forme de valorisation sans compostage. Cette pratique bien que bon marché, entraîne par ailleurs de sérieux inconvénients. Elle peut être responsable d'une diminution de la productivité agricole des sols par l'immobilisation momentanée de l'azote minéral par les microorganismes responsables de la dégradation de la matière organique dans la mesure où le rapport C/N est élevé. Elle comporte également des risques de propagation de certaines maladies cryptogamiques, de certains rongeurs, et des risques de contamination importante par les graines de mauvaises herbes. En outre, ces déchets frais ont été en contact avec diverses matières et peuvent être contaminés par les métaux lourds. D'un point de vue hygiénique, ils risquent de propager des maladies pouvant s'introduire dans la chaîne alimentaire (Culot *et al.*, 1999; Muzingu, 2010).

Le compost est obtenu par compostage des déchets organiques et le co-compost est obtenu par le co-compostage des déchets organiques avec la bouse, les fientes, la boue de station d'épuration, les boues de vidange (en mélange sec ou humide). Dans le cas des biodéchets ménagers, le compostage est adapté aux pays en développement du fait de la proportion importante de matière organique contenue dans les déchets urbains et de la volonté de réduire le gisement entrant en décharge (Charnay, 2005). De plus, ce traitement permet l'obtention un amendement organique indispensable au sol, le compost. L'utilisation des composts dans la fertilisation des sols n'est pas très développée à Kinshasa par manque d'un système de gestion globale des déchets tant au niveau de la mairie que des municipalités (Mulaji, 2006). La richesse en matière organique ($> 65\%$) (Biey, 2001) et la quantité des déchets (liquides et solides) produits dans la ville de Kinshasa offrent une bonne opportunité d'utilisation des composts dans la fertilisation des sols. Le gisement généré par les déchets ménagers à Kinshasa est estimé à 3,5 mille tonnes par jour et 3600 m^3 (Nzuzi, 2008). Le tri à la source et la collecte sélective des biodéchets permet d'obtenir un matériau valorisable par compostage en produisant un amendement organique de qualité (Leclerc, 2001b).

I.2.6. Aspects Humains de la Ville de Kinshasa.

En l'an 2008, la ville de Kinshasa comptait près de 8.327.000 d'habitants. La densité moyenne de la population kinoise était de l'ordre de 836 habitants par kilomètre-carré (km^2) (I.N.S., Novembre 2007). Du point de vue de l'évolution démographique, on a noté que Kinshasa connaît une croissance démographique sans arrêt. Cela est aussi vrai pour l'Ouest, le Centre et l'Est de la Ville de Kinshasa, la Capitale. Cette croissance démographique est tributaire à la fois de l'accroissement naturel urbain et des apports de l'exode rural illustrée par le tableau n° 7 (Mavinga 1986; Mbulayo 1985; Mbumba 1982; I.N.S., 2007).

Tableau 1. Evolution de la Population de la Ville de Kinshasa de 1930 à 2010

Années	1930	1940	1950	1960	1970	1980	1990	2000	2010
EFFEC TIFS	34.735	46.884	190.912	400.000	1.107.000	2.410.000	4.402.633	6.062.000	9.128.000

Source : - NGONDO et al., 1991

I.N.S., Novembre 2007.

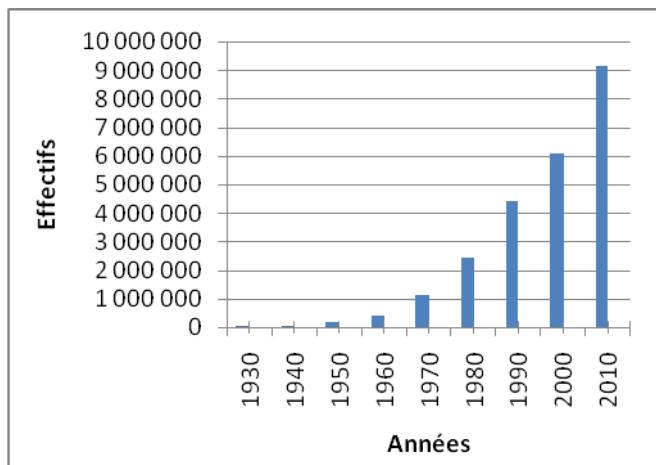


Figure 5. Evolution de la ville de Kinshasa

L'ensemble de la population de Kinshasa est constitué de plus de 50 % de jeunes. Cette masse laborieuse s'adonne essentiellement aux activités du secteur Informel.

Depuis 1975 jusqu'à nos jours, l'usage du Schéma Directeur d'Aménagement Urbain (S.D.A.U.) de la ville-province de Kinshasa est quasi abandonné, donnant lieu à une extension périphérique désordonnée et à une occupation anarchique des espaces réservés. L'accroissement de la population dans la ville de Kinshasa provoque l'occupation anarchique des terrains réservés. Cette concentration massive et incontrôlée de la population sur le site

urbain de Kinshasa a immédiatement engendré plusieurs conséquences pour cet habitat. Nous pouvons citer, entre autres : le surchargement d'égouts, la destruction des caniveaux d'écoulement des eaux, la dégradation de la voirie urbaine, le surpeuplement dans les parcelles, la détérioration des conditions hygiéniques et sanitaires, l'insalubrité publique, l'augmentation du nombre de consommateurs, le manque du travail entraînant la pauvreté et la misère.

Ainsi que nous l'avons déjà souligné, l'urbanisation dans les conditions d'un accroissement total très accéléré, conduit l'émergence de nouveaux types d'habitations de fortune entassées les unes contre les autres, constituant des quartiers entiers, le plus souvent dans les périphéries.

La qualité des services de base (encore très jeunes) s'est détériorée au profit de la quantité. Et le problème de l'assainissement en général et des déchets en particulier est devenu un déficit réel.

La ville de Kinshasa possède 24 communes reparties dans 4 districts, Funa, Lukunga, Mont-Amba et Tshangu.

Le présent travail s'est déroulé dans deux communes diamétralement opposés, l'une des ménages à revenu élevé, la commune de la Gombe et l'autre des ménages à revenu faibles, commune de Kimbanseke.

La commune de la Gombe est située au Nord de la ville de Kinshasa, elle est une commune résidentielle et d'affaire, en face de Brazzaville. Elle abrite les principaux organes du pouvoir, des représentations diplomatiques et les institutions financières. La commune de la Gombe a une superficie de 29 Km² et compte 10 quartiers dont 9 sur la terre ferme et 1 quartier composé des îlots avec une population de 36994 habitants.

La commune de Kimbanseke est située dans la partie Sud-est de la ville de Kinshasa. Elle a une superficie de 238 km² et compte de nos jours 46 quartiers administratifs et environ 846 544 habitants (Service de la population, 2011). Kimbanseke présente aujourd'hui les caractéristiques communes aux zones d'habitats spontanées de la ville à savoir :

Faible densité; Précarité juridique de l'occupation; l'absence ou l'insuffisance d'infrastructures de voiries, assainissement; de desserte en eau potable et électricité, de

transport et de santé; c'est une commune pauvre où les ménages cohabitent sans distinction de standings.

Avec ses 46 quartiers, la commune est divisée en trois pools: Kimbanseke, Mokali et Kingsani. Nous avons fait le choix du Pool Kingsani à cause de son accessibilité ; il va de la rivière Mokali à la rivière Nswenge et compte 16 quartiers avec une population 306 758 habitants.

Conclusion partielle

La RDC avec ses terres arables, la population vit essentiellement de l'agriculture et comme le climat est favorable, tous les produits agricoles chutent à Kinshasa causant ainsi une dégradation du milieu par les déchets émis. Les eaux usées, ordures ménagères, eaux fluviales, effluents industriels et autres rebut de la ville de Kinshasa menacent certainement la santé humaine, ainsi que l'environnement. Et comme les lois ne suivent pas et même si elle existe, elles ne prévoient aucun mécanisme de sanction. La loi ne vaut son pesant d'or que si les contrevenants sont réellement sanctionnés par les cours et tribunaux qui rendent des décisions (jugements ou arrêts) lesquelles forment la jurisprudence dit-on.

Références bibliographiques

- BIEY, M.E. (2001). Small-scale biotreatment of domestic refuse. Thesis doctor in applied biological sciences. Faculteit Landbouwkundje en Toegepaste Biologische Wetenschappen, Universiteit Gent.
- CHARNAY F., 2005. Compostage des déchets urbains dans les pays en développement : élaboration d'une démarche méthodologique pour une production pérenne de compost. Thèse de doctorat n° 562005, Université de Limoges, 277p.
- COMPÈRE, P. (1970). Cartes des sols et de la végétation du Congo, du Rwanda et du Burundi. 25, Bas-Congo. B, Notice explicative de la carte de la végétation, I.N.E.A.C., Bruxelles, p 35.
- CRABB, M. (1980) : le Climat de Kinshasa (1931-1970), édit, Bruxelles (Belgique).
- CULOT, M., BASTIEN, C., ETIENNE, M., BECKER, H. (1999). Evaluation des actions à mener en vue de l'assainissement global (déchets et eaux) de la ville de Kigali. Rapport final, FUSAGx, Gembloux, p 78.
- DEPLOEY, J. (1963) : Quelques Indices sur l'Evolution Morphologique et Paléo-Systémique des Environs du Stanley-Pool (Congo), Studia Université Lovanium n° 17, Kinshasa.

DEPLOEY, J. et VAN MOORSEL, H. (1963) : Contribution à la Connaissance Chronologique des Gisements Préhistoriques des Environs de Léopoldville (Congo-Kinshasa), Studia Université de Lovanium, Kinshasa.

FAO (2009). Deuxième rapport national sur l'état des ressources phytogénétiques pour l'alimentation et l'agriculture. Rep. Dém. du Congo, 66p.

KOMBELE, B.M.F. (2004). Diagnostic de la fertilité des sols dans la cuvette central congolaise; cas des series Yangambi et Yakonde. Thèse de doctorat, FUSAGx, Gembloux, 421 p.

KOY, K.R. (2009). Amélioration de la qualité des sols sableux du plateau de Batéké (R D Congo) par application des matériels géologiques et des déchets organiques industriels locaux. Thèse de doctorat, Sciences de la Terre, Université de Gand, Gent, p 323.

LECLERQ, B. (2001 b). Guide des matières organiques. ITAB, 2^e éd., Tome 1, Paris, 238p.

LUMENGA, L.N. (1982) : Les origines de Léopoldville, édition C.R.P., Kinshasa.

KASONGO, R.K., VAN RANST, E., VERDOODT, KANYAKOGOTE, P, BAERT, G. (2009). Impact of *Acacia auriculiformis* on the chemical fertility of sandy soils on the Batéké plateau (D.R. Congo). Soil Use and Management, 25:21-27.

MALELE, M.S. (2003). Contribution à la remise en valeur des terres forestières dégradées de la zone périurbaine de Kinshasa (République Démocratique du Congo). XIIe Congrès forestier mondial, FAO, Québec, Canada.

MAVINGA, NG. (1986) : Exode Rural, Facteur Générateur du Déséquilibre Socio-économique au Zaïre, in Elim'a, quotidien du soir, n° 1545/1986 du 13 et 25 Novembre 1986, Kinshasa.

MAKUMBELO, E., LUKOKI, L., PAULUS, J. Sj., LUYINDULA, N. (2002). Inventaires des espèces végétales mises en cultures dans les parcelles en milieu urbain, ca de la commune de Limeté Kinshasa-RDC. Tropicultura, 20 (2) : 89-95.

MBULUYO, M.L.B. (1985) : Débardeurs à Kisangani et les Effets Socio-économique de leur travail, in Revue Développement et Coopération, n°4/1985 (RFA) Bonn pp.22-29.

MBUMBA , NG (1982) : Kinshasa 1881-1981 : 100 ans après Stanley, Problème et Avenir d'une Ville, édit. C.R.P., Kinshasa.

MULAJI, K.C. (2006). Analyse de la gestion des déchets solides ménagers de la ville de Kinshasa (République Démocratique du Congo). TFE, Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux, Gembloux, 75p.

MULAJI, K.C. (2011). Utilisation des composts de biodéchets ménagers pour l'amélioration de la fertilité des sols acides de la Province de Kinshasa (RDC). Thèse de doctorat, Université de Liège/Campus de Gembloux, Belgique 220p.

MUZINGU, B. (2010). Les sites maraîchers coopérativisés de Kinshasa en RD Congo. Contraintes environnementales et stratégies des acteurs. Thèse, Faculté des Sciences Economiques, Sociales et Politiques, UCL, Belgique, 169p.

NGONDO P., DE SAINT MOULIN L. et TAMBASHE, B. (1991) : Perspectives de la Population du Zaïre de 1984-1998 et Population d'Age Electoral en 1993-1999, CEPAS, Kinshasa.

NZINGA, B. (2008) ; Techniques d'assainissement, cours L2 GAP, IFAD, Kinshasa, inédit.

NZUZI L., (1999) : La gestion des déchets domestiques : bilan annuel d'une expérience pilote de l'hôtel de ville de Kinshasa, in actes du 1^{er} colloque sur la problématique des déchets à Kinshasa, Med. Fac. Landbouww, Univ. Gent 64(1) 107-114

NZUZI, L. (2009). Kinshasa : ville et environnement. Kinshasa: l'Harmattan, 282p.

PAIN, M. (1984). Kinshasa: la ville et la cité. Etudes urbaines, ORSTOM, Paris.

RUGANZU, V. (2009). Potentiel d'amélioration de la fertilité des sols acides par l'apport de biomasses végétale naturelle fraîche combinées à du travertin au Rwanda. Thèse de doctorat, Gembloux Agro-Bio Tech, Université de Liège, Gembloux, Belgique, 199p.

SYS, C., VAN WAMBEKE, A., FRANKART, J. (1961). La cartographie des sols au Congo. Ses principes et ses méthodes. Publi. INEAC, Série Scient. n° 66.

TOLLENS, E. (2004). Les défis: Sécurité alimentaire et cultures de rente pour l'exportation. Principales orientations et avantages comparatifs de l'agriculture en R.D.Congo. Table ronde sur l'agriculture en RDC, 19-20 mars, Annexe 7. Vers une stratégie de développement agricole, base solide du développement économique. Alliance Belgo-Congolaise, Ambassade de Belgique à Kinshasa, 13p.

VANDENPUT, R. et VAN DEN ABEELE, M. (1956). Les principales cultures du Congo Belge. Publication des de la Direction de l'Agriculture, des Forêts et de l'Elevage, Bruxelles.

WASS, E., BIDAUX, A., DERIAZ, G., LAURENT, F., TOURE, C., GUENE, O., ADJADEMED, N., DIOP, O., SCHERTENLEIB, R., MEYER, W., PFAMMATTER, R. (1996). Valorisation des déchets organiques dans les quartiers populaires des villes africaines. Centre de Coopération Suisse pour la Technologie et le Management, Vadianstrasse 42, 900 à St. Gallen, Suisse, p 126.

CHAPITRE II. ASSAINISSEMENT ET CARACTERISATION DES DECHETS SOLIDES

II.1. ETAT DE L'ASSAINISSEMENT EN AFRIQUE SUBSAHARIENNE, EN RDC ET A KINSHASA.

L'assainissement est l'ensemble des stratégies utilisées par des habitants, responsables officiels ou non, pour pallier les problèmes posés par les déchets liquides (eaux usées, eaux pluviales et excréta) et les déchets solides (domestiques, hospitaliers, agricoles et industriels) (Chocat, 1997).

Dans les lignes qui suivent, nous parlerons séparément de l'assainissement liquide (les eaux usées domestiques et excréta) et de l'assainissement solides (les déchets solides municipaux).

II.1.2. Assainissement liquide en Afrique subsaharienne

Introduction

Alors que le problème de l'assainissement liquide est déjà bien maîtrisé dans la plupart des pays industrialisés, il demeure encore un vrai défi à relever dans les pays en développement.

En effet, en Afrique, seulement 45% de la population dispose d'installations sanitaires et 62% des Africains n'ont pas accès à des installations sanitaires convenables (OMS/UNICEF, 2008). Dans ces pays, l'assainissement liquide constitue toujours un problème majeur de santé publique et un enjeu environnemental important.

Les impacts de l'assainissement des eaux usées sur le cadre de vie, la santé et le bien-être des populations ainsi que la préservation des ressources naturelles ne sont plus à démontrer. Selon Lanoix et Roy (1976), il existe une relation entre le traitement et le rejet convenable des excréta et la propagation des maladies gastro-intestinales.

Mais, vu l'importance des investissements nécessaires pour se doter d'ouvrages d'assainissement adéquats, mais aussi en raison de la croissance rapide et anarchique des villes dans les pays du sud, le secteur de l'assainissement demeure marginalisé et non considéré comme prioritaire dans les projets et stratégies de développement, la priorité étant

donnée aux secteurs de première nécessité tels que les infrastructures, l'éducation, l'économie, la santé.

Actuellement en Afrique subsaharienne, suite aux développements socio-économique et urbanistique et en raison des contraintes environnementales nationales et internationales, l'assainissement des eaux usées devient un facteur déterminant pour un développement durable. C'est aussi une composante de l'Indicateur de Développement Humain IDH et il fait également partie des Objectifs du Millénaire de Développement (SONEB, 2010).

La plupart des grands centres urbains des pays africains, est confrontée à une réelle difficulté de gestion des eaux usées domestiques. Ces eaux résultant des différents usages (alimentation, tâches ménagères et autres) posent un véritable problème de santé publique dans la ville.

Au regard de la quantité et des importantes charges polluantes contenues dans ces eaux, il importe de veiller à leur élimination correcte pour le bien-être des populations et la préservation de l'environnement.

Mais un mauvais dimensionnement des ouvrages d'assainissement et une mauvaise gestion des eaux qui y sont accumulées conduisent inéluctablement à une pollution des sols et des eaux aussi bien de surface que souterraines.

II. 1.2.1. Définitions

Nous proposons ici la définition de quelques termes qui seront fréquemment évoqués dans ce sous-point

-Eaux usées domestiques: ensemble constitué par les eaux vannes et les eaux usées ménagères. Les eaux vannes (eaux noires) sont constituées d'excrétas (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.

-Les systèmes d'assainissement autonome ou assainissement individuel se présentant comme une alternative à l'assainissement collectif, l'assainissement individuel ou autonome, appelé dorénavant ANC (Assainissement Non collectif) en France est l'ensemble des dispositifs à mettre en œuvre pour le traitement et l'élimination des eaux usées domestiques qui ne peuvent être évacuées par un système d'assainissement collectif. Par opposition à

l'assainissement collectif, il est caractérisé par son autonomie aussi bien dans le fonctionnement de la technique (épuration des eaux), mais aussi souvent sa conception, son financement, sa mise en œuvre et son entretien (Chocat, 1997).

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

-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 excréas et les eaux usées domestiques. On distingue donc les technologies destinées à stocker les excréas 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).

-Boues de vidange : termes qui désignent les boues fraîches (ou partiellement digérées) ou solides résultant du stockage des eaux vannes ou excréta et provenant des systèmes d'assainissement individuel tels que fosses septiques, latrines à eau, latrine (Klingel *et al.*, 2002).

II.1.2.2. Situation de l'assainissement en Afrique subsaharienne

En Afrique subsaharienne, plus de 80% des habitations dans les grandes villes et jusqu'à 100% dans les villes moyennes sont équipées d'installations d'assainissement autonome (Strauss *et al.*, 2000). Selon les mêmes auteurs, les raisons qui expliquent cette situation sont la faible consommation d'eau, l'irrégularité des services d'approvisionnement en eau mais aussi les raisons financières et économiques en plus de la prédominance de l'urbanisation sauvage qui précède le réseau d'égout. Pour ces raisons, un système de réseau d'égouts généralisé reste inapproprié dans de nombreux secteurs urbains. Mais en plus de ses raisons, la croissance rapide des villes dans les pays en développement et la multiplication des zones d'habitation spontanées non structurées rendent crucial le problème de l'assainissement urbain (Blunier *et al.*, 2004). Koné (2002), ajoute que dans les grandes villes, lorsque les eaux usées et excréta ne sont pas collectées par les ouvrages d'assainissement individuel ; elles sont déversées dans les rues et le plus souvent dans les caniveaux d'eaux pluviales qui servent d'égout pour un grand nombre d'établissement publics, privés ou artisanaux. Tout ceci démontre de l'importance de la question de l'assainissement dans les PED. L'auteur

poursuit en expliquant que ces déversements sauvages des matières de vidange sont dus à l'insuffisance des systèmes de collecte, la difficulté pour les véhicules de vidange d'accéder aux installations d'assainissement individuel, les parcours éloignés de transport aux sites d'évacuation ou de traitement officiels, ainsi que le manque de sites de traitement décentralisés et des options de traitement abordables.

La situation est plus difficile dans les zones rurales. En effet sept sur dix de ceux qui n'ont pas accès à un assainissement de base habitent dans les zones rurales (OMS/UNICEF) 2010. La même source indique que 8/10 de ceux qui n'ont pas accès à des sources d'eau potable améliorée habitent ces zones.

En ce qui concerne les ouvrages proprement dit, ils sont répartis de la sorte :

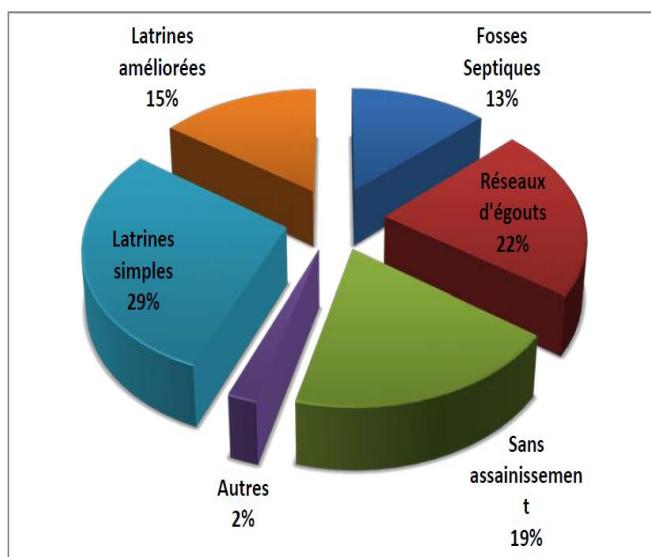


Figure 6. Répartition des modes d'assainissement individuel en Afrique subsaharienne
Source : OMS/UNICEF (2004)

L'assainissement a été ajouté en 2002 lors du Sommet mondial du développement durable de Johannesburg comme une des cibles du 7ème Objectif du Millénaire pour le Développement (OMD).

II.1.2.2.1. Assainissement et santé

Le manque d'assainissement dans les pays en développement a un impact significatif sur la santé des populations. Il existe en effet plusieurs maladies qui sont liés aux excréta et aux eaux usées. Selon Lanoix et Roy (1976), il existe une relation entre le traitement convenable des excréta et la propagation des maladies gastro-intestinales. Ceci se comprend aisément lorsqu'on sait qu'un (1) gramme de matière fécale peut contenir 10 millions de virus, 1

million de bactéries, 1 millier de kystes de parasite et une centaine d'œufs de vers (Wagner, 1996). Avec cette information, on peut comprendre aisément le fait que Klingel *et al.* (2002) jugent que les boues de vidange doivent être considérées comme des matières très dangereuses qu'il convient de manipuler avec précaution.

Le tableau ci-dessous présente les microorganismes pathogènes présents dans les urines, les matières fécales et les eaux usées.

Tableau 2. Microorganismes pathogènes présents dans les urines, les matières fécales et les eaux usées. (Franceys et al. (1995)

		Présence		
Microorganisme		Urine	Matière fécales	Eaux usées
Bactéries	Nom de la maladie			
Escherichia coli	Diarrhée	*	*	*
Leptospira interrogans	leptospirose	*	*	*
Salmonella typhi	thyphoïde	*	*	*
Shigella spp	shigelose		*	
Vibrio cholerae	choléra		*	
Virus			*	*
Poliovirus	polyomyélite		*	
Rotavirus	entérite			
Protozoaires-amibes et kystes amibiens				
Antamoeba histolytica	amibiase		*	*
Giardian intestinalis	giardiase		*	*
Helminthes-œufs de parasites			*	*
Ascaris lumbricoides	ascaridiase		*	*
Fasciola hepatica	douve du foie		*	*
Ankylostoma duodenale	ankylostomiase		*	*
Necator americanus	ankylostomiase		*	*
Shistosoma spp	bilharziose	*	*	*
Taenia spp	téniasis		*	*
Trichuris trichiura	trichocéphalose		*	*

Klingel *et al.* (2002) exposent qu'une mauvaise gestion de ces boues peut favoriser la transmission des pathogènes de différentes manières telles que :

- Négligences dans la manipulation des boues de vidange
- Elimination des boues de vidange dans l'environnement
- Utilisation agricole de boues de vidange non traitées

La figure suivante illustre les différentes étapes d'une bonne gestion des boues de vidange.

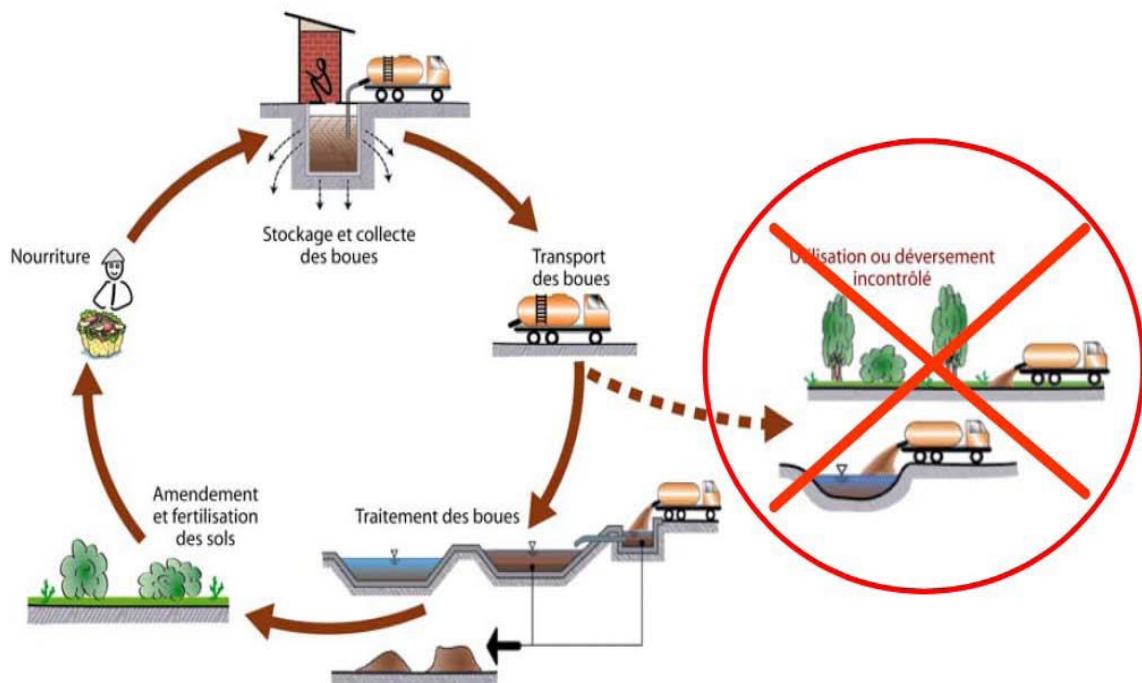


Figure 7. Etapes d'une bonne gestion des boues de vidange (Strauss *et al.*, 2006)

Le manque d'assainissement agit également sur l'économie. L'assainissement est un moteur de développement économique. Selon Le Jallé et Désille (2008), les coûts pour l'investissement et le fonctionnement de systèmes d'assainissement adéquats sont bien moindres que les coûts résultant de l'absence d'assainissement. Les maladies liées à l'assainissement freinent en effet la croissance économique. Les mêmes auteurs ajoutent qu'investir dans l'assainissement réduit le coût des dépenses publiques de santé.

II.1.2.2.2. Gestion de boues de vidange en Afrique subsaharienne

Pour une bonne analyse, la filière de gestion des boues de vidange peut être divisée en trois parties : la partie amont constituée par les ouvrages d'assainissement, la partie intermédiaire

constituée par la vidange et le transport des boues, et la partie aval relative à la mise en décharge, au traitement ou à la valorisation des boues collectées.

Lors de la conférence du réseau des experts en assainissement - « *Africasan* » - de l'Afrique de l'Ouest et du Centre, tenue à Ouagadougou en février 2005 et organisée par le programme Eau et Assainissement de la Banque mondiale, il a été reconnu la nécessité, et recommandé de gérer convenablement les boues de vidange si l'on veut atteindre les objectifs de développement du millénaire.

Les quantités de boues à évacuer sont de plus en plus importantes et inquiétantes du fait de l'accroissement démographique des villes, et du recours exclusif aux latrines. A titre d'exemple, la quantité de boues à évacuer était estimée à 120 m³/jour pour la ville de Ouagadougou selon ONEA (1993) et 300-400 m³/jour pour la ville de Kumasi (Heinss *et al*, 1998). Si on considère que chaque habitant produit environ 1 litre de boues par jour (Heinss *et al*, 1998), les quantités à évacuer pour une métropole de 8 million d'habitants comme Kinshasa seraient de 8000 m³ par jour, soit 800 voyages journaliers d'un camion d'une capacité de 10 m³. Une gestion non appropriée des boues anéantirait les efforts d'amélioration de l'hygiène familiale (échelle du ménage), de la salubrité et de la santé publique (échelle du quartier), et de protection de l'environnement (échelle de la commune).

Ainsi la partie amont de la gestion de boues de vidange est constitué des ouvrages d'assainissement et nous les citerons selon sa spécialité.

A. Les ouvrages d'assainissement

C'est le maillon en amont qui 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).

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 excréta. Selon que le système d'assainissement utilisé par le ménage est humide ou sec, les technologies pour le maillon amont diffèrent aussi. Les technologies utilisées par les ouvrages d'ANC se distinguent en trois catégories: technologies humides, technologies sèches et technologies sèches EcoSan.

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 excréta 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 excréta. 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 (Bigumandondera, 2014).

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 excréta et les eaux usées ménagères au niveau des parcelles des particuliers.

A.1. Technologies sèches

Les technologies sèches sont des technologies qui ne nécessitent pas d'eau pour fonctionner, elles ne recueillent que les excréta 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° La latrine à simple fosse ou latrine traditionnelle

C'est une simple planche ou dalle posée en travers d'une fosse de 2 m ou plus de profondeur. Le support doit s'appuyer sur un rebord suffisamment étanche pour que l'eau de surface ne rentre pas dans la fosse. Si les parois de la fosse risquent de s'ébouler, il faut un revêtement de protection. Toutefois, les joints verticaux seront laissés ouverts pour permettre l'infiltration des liquides dans le sol. Les excréments tombent directement dans la fosse par un simple trou

à la turque ou un siège. C'est une simple fosse recouverte d'une dalle possédant un trou de défécation. Une cabine assurant l'intimité est nécessaire (Franceys et al., 1995).

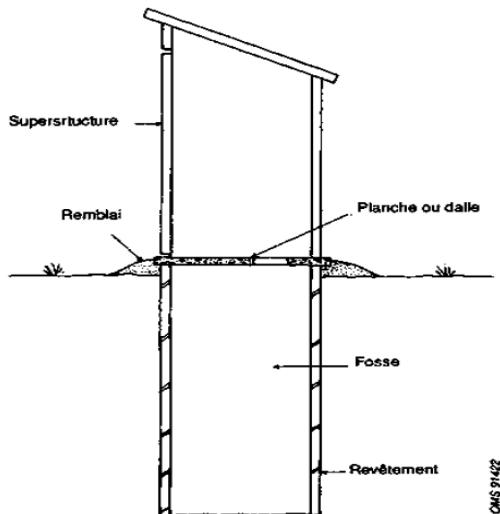


Figure 8. Schéma d'une latrine à simple fosse (Franceys et al., 1995)

-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° La latrine améliorée à fosse ventilée (VIP)

Elles sont appelées également latrines améliorées à fosse auto-ventilée (LAA). Le principe est d'éliminer ou de diminuer les nuisances (odeurs et mouches) qui entravent l'usage des latrines traditionnelles en prévoyant un tuyau vertical de ventilation appelé évent. Ce dernier sort par le toit et est muni à son sommet d'un grillage anti mouches. Le vent qui balaie le sommet du

tuyau provoque un courant d'air ascendant entre la fosse et l'atmosphère extérieure et un courant d'air descendant entre la superstructure et la fosse à travers le trou de défécation. (Franceys *et al.*, 1995)

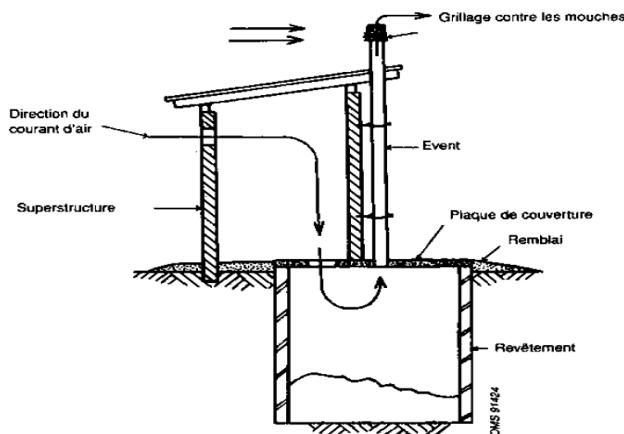


Figure 9. Schéma d'une fosse ventilée VIP (Franceys et al., 1995)

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 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 excréta 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 excréta, car les excréta digérés et séchés sont beaucoup moins contaminés.

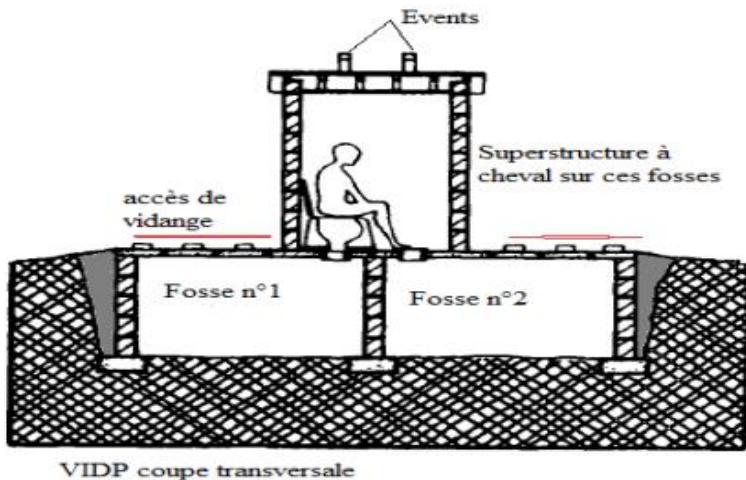


Figure 10. Latrine VIP à double fosse (Kalbermatten et al., 1980)

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 excréta 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.

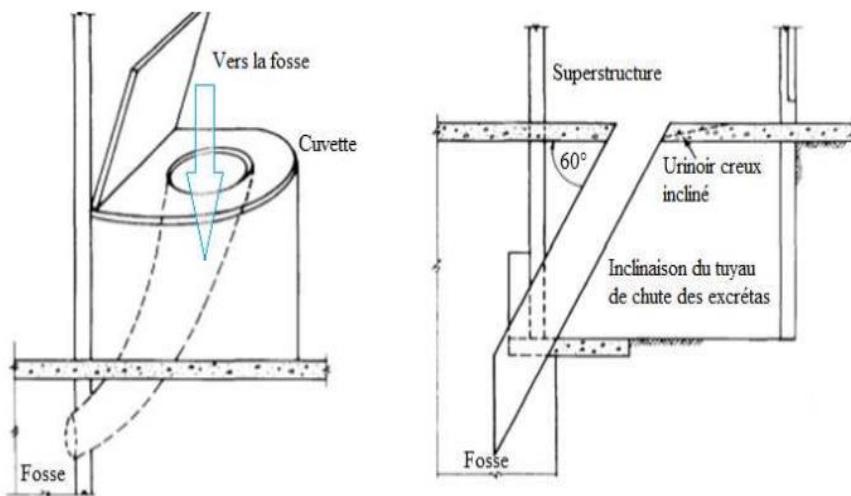


Figure 11. Inclinaison du tuyau de chute des excréta de ROEC (Kalbermatten et al., 1980)

A.2. 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 excréta (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 anaérobie (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).

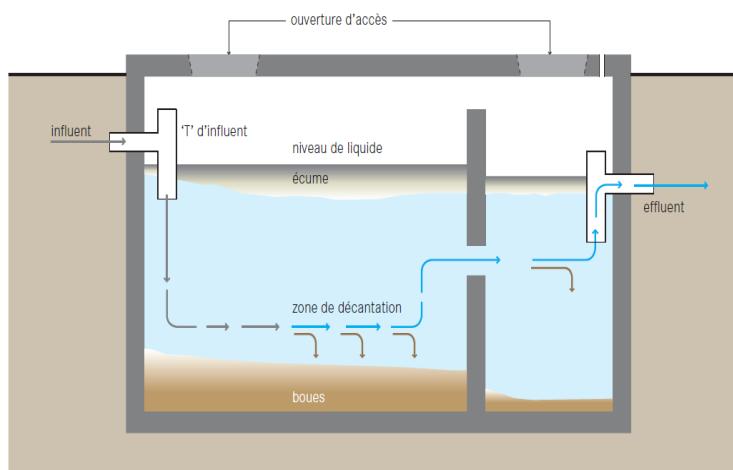


Figure 12. Schéma d'une fosse septique (Tilley *et al.*, 2008)

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 excréta 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).

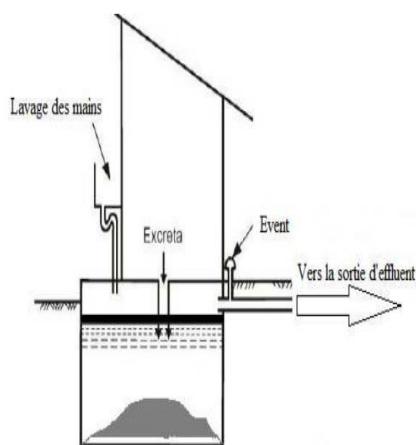


Figure 13. Système aqua-privy (Franceys *et al.*, 1995)

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 excréta) et celles d'une toilette à chasse mécanique avec fosse septique (parce qu'utilisant aussi de l'eau pour évacuer les excréta).

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 excréta à travers le siphon (Tilley *et al.*, 2008). Les excréta sont collectés dans la fosse qui se trouve soit directement en dessous de la superstructure (figure 15) ou décalée par rapport à la superstructure et dans ce dernier cas, on parle d'une latrine à siphon avec fosse déportée (figure 16). Dans la plupart des cas, la latrine n'étant pas étanche, le liquide s'infiltra 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 excréta 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.

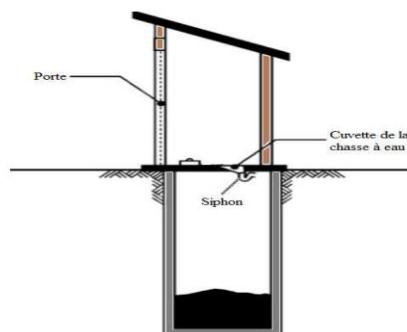
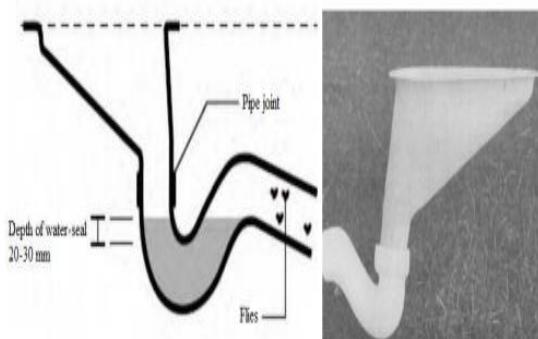


Figure 14. Siphon hydraulique (Tilley et al., 2008) **Figure 15. Latrine à siphon avec fosse sous la superstructure (Cotton et al., 1995)**

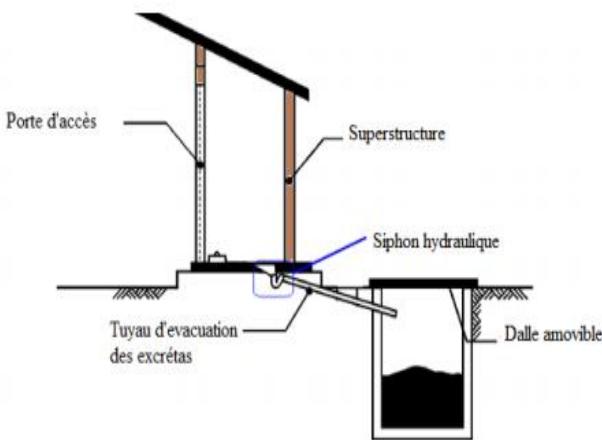


Figure 16. Latrine à siphon avec fosse déportée (Cotton *et al.*, 1995)

A.3. Technologies d'assainissement écologique (EcoSan)

Les technologies EcoSan sont développées initialement en Europe du nord notamment en Suède et en 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 enterre 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).

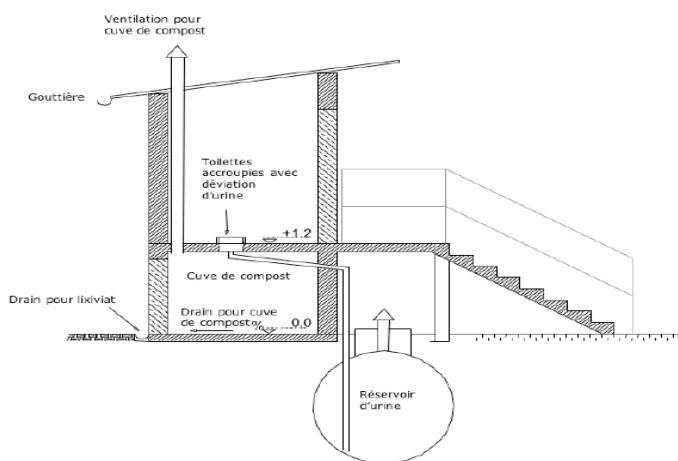


Figure 17. Schéma d'une latrine ECOSAN

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 excréta 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 affleurentes 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 excréta 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'infiltrent 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 excréta 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.

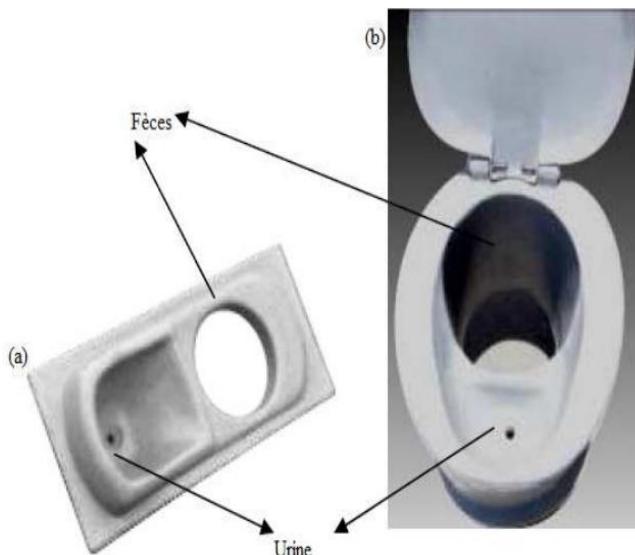


Figure 18. Latrine avec déviation d'urine (a), cuvette de la toilette (b) (Langergraber & Muellegger, 2005)

Des versions plus modernes (figure 18) 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).

A.4. 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 adaptions, les plus rencontrées consistent en la mise en place des latrines à fosse surélevée et des blocs sanitaires partagés.

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).

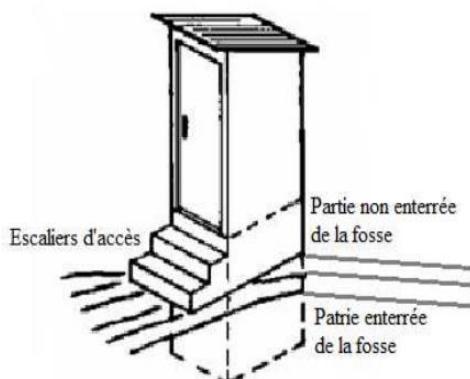


Figure 19. Latrine surélevée (Franceys et Pickford, 1995)

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'excréta. 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).

B. La vidange et le transport

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 excréta 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» toute 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.

B.1. Vidange manuelle

La vidange manuelle qui consiste à vider « manuellement » la fosse des latrines. Cette activité est réalisée par des petits opérateurs privés qui travaillent de manière informelle. Muni d'un matériel rudimentaire, le vidangeur ou le binôme de vidangeurs extrait les boues de vidange de la latrine à l'aide d'un seau. 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) ou déposées à proximité du lieu d'intervention voire même dans la concession.

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 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).

La vidange manuelle s'effectue le plus souvent sur une journée de travail mais peut s'étaler sur plusieurs jours en fonction des chantiers en cours pour l'opérateur qui parfois multiplie les démarriages de chantier afin de s'assurer les marchés.



Figure 20. Vidange manuelle

B.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, Nibbleret Gobbler utilisées en Afrique du sud (O'Riordan, 2009 ; Thye et al., 2009).



Figure 21. Vidange semi-mécanique

B.3. 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 m montée sur un camion avec une pompe à vide reliée au réservoir pour aspirer les boues (Thye *et al.*, 2009). Vacuum tanker (figure 22a) 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 (fig.22b), 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).

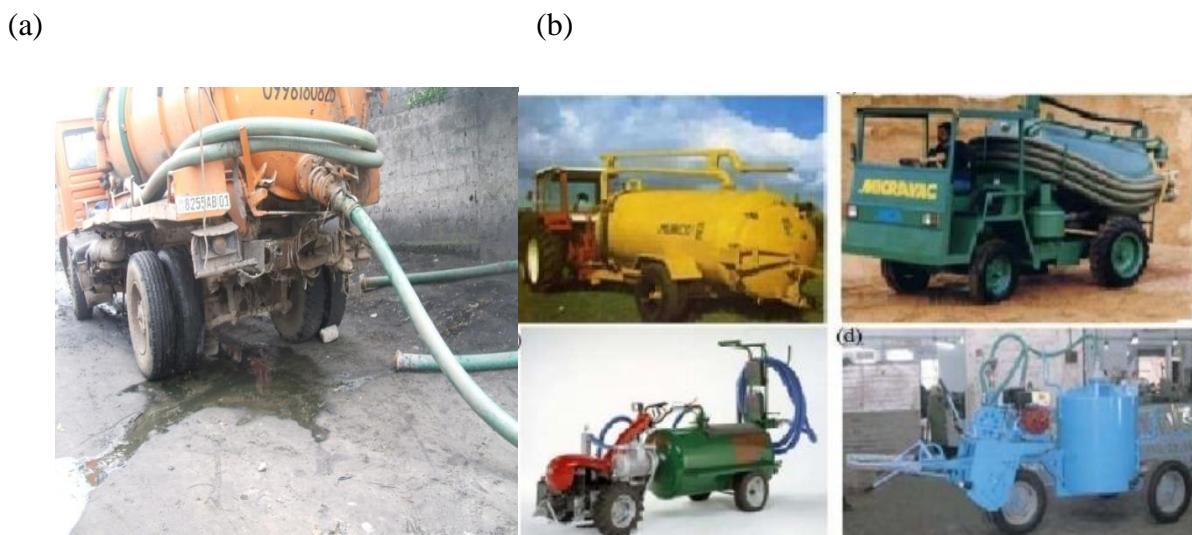


Figure 22. Véhicules de vidange mécanique par aspiration

Dans la ville de Kinshasa, le nombre des vidangeurs manuels n'est pas connu car ceux-ci ne sont pas regroupés à une corporation ; néanmoins, à titre d'exemple, la répartition des acteurs dans deux villes du Sénégal (Tableau 3) indique une forte présence des vidangeurs manuels même dans les quartiers centraux. Dans de nombreuses villes de taille moyenne, il n'existe aucune entreprise de vidange mécanique.

Tableau 3. Répartition des intervenants dans la collecte des boues dans quatre villes du Sénégal

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

Source : CREPA (2002a)

Le tableau 4 montre les avantages et désavantages de chaque mode de vidange

Tableau 4. Avantages et inconvénients de chacune des trois techniques de vidange.

Vidange	Avantage	Désavantage
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, - dépotage clandestin des boues.
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 dépotage clandestin, - exigent du temps comparativement à la précédente, - odeurs
Vidange mécanique	-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.

La filière de vidange et de transport de boues de vidange est confrontée à de multiples obstacles dont les plus importants sont :

-l'étroitesse des rues et le mauvais emplacement des latrines dans les concessions rendent la vidange impossible pour les camions de vidange;

- les camions de vidange sont pour la plupart de seconde main et peu adaptés à l'aspiration des boues de toute classe de viscosité (Bösch and Schertenleib, 1985);
- le transport de faibles volumes de boues ($5\text{-}10 \text{ m}^3$) sur de longues distances et à travers des rues étroites, peu ou pas carrossables n'est pas financièrement rentable pour les opérateurs;
- la méconnaissance des quantités de boues à évacuer à l'échelle de la commune limite l'efficacité de la planification locale;
- le manque de réglementation spécifique à l'activité de vidange occasionne dans certains cas des conflits entre les parties prenantes (paiement d'amendes par les vidangeurs manuels pour les cas de déversement de boues dans les rues sans aucune sanction des ménages ayant sollicité le service, raquette) ;
- Le manque de sites de dépotage aménagés constraint les vidangeurs à parcourir de longues distances à la recherche d'un endroit approprié ou à décharger en périphérie immédiate des villes.

Dans la majorité des villes, les sites aménagés pour le stockage des boues n'existent pas du tout. Les vidangeurs ont alors la latitude de déverser les boues à n'importe quel endroit au mépris de toute précaution de protection des populations riveraines et du milieu récepteur. Dans le cas de la ville de Kinshasa, les boues sont déversées dans la Rivière kalamu où en aval il existe une zone de baignade comme le montre la photo ci-dessous.



(a)



(b)

**Figure 23. (a) site de dépotage des boues de la ville de Kinshasa (photo prise par moi-même).
(b)Déversement de boues de vidange dans une rue de la ville de Ouahigouya (Koanda, 2006)**

C. Le traitement : la partie « faible » de la gestion des boues

A l'inverse de la vidange et du transport, les initiatives de traitement des boues de vidange sont très limitées. Le financement et la gestion d'une station de traitement sont des opérations hautement plus complexes que la vidange des latrines. En plus des coûts élevés d'investissement et d'exploitation (Strauss and Montangero, 2002 ; Steiner *et al*, 2002), freinent la réalisation des unités de traitement.

Les boues de vidanges sont des matières extrêmement concentrées et biochimiquement instables. Selon Koné et Strauss (2004), les concentrations de substances polluantes contenues dans ces matières sont 10 à 100 fois plus élevées que dans les eaux usées municipales.

Le tableau ci-dessous nous présente quelques caractéristiques des boues de vidange en comparaison avec les eaux usées des pays tropicaux.

Tableau 5. Caractéristiques des boues de vidange et comparaison avec les eaux usées des pays tropicaux (Heinss *et al.*, 1998 In Montangero *et al.* 2000 et Nsavyimana, 2014).

	Boues de toilettes publiques	Boues de fosses septiques	Eaux usées
Caractérisation	Boues de vidange très concentrée et fraîches, stockées pendant quelques jours ou semaines	Boues de vidange peu concentrée, généralement stockées pendant plusieurs années: plus stables que les boues de toilettes publiques	
DCO (mg/l)	20-50,000	< 10,000	500-2,500
DCO/DBO	2 :1....5 :1	5 :1....10 :1	2 :1
NH ₄ -N (mg/l)	2-5,000	<1,000	30-70
MS	≥ 3,5 %	< 3%	< 1%
MES (mg/l)	≥ 30,000	≈ 7,000	200-700
Oeufs d'helminthes (no/litre)	20-60,000	≈4,000	300-2,000

En dehors du fait qu'elles soient très concentrées par rapport aux eaux usées ordinaires, les boues de vidanges n'ont pas partout les mêmes caractéristiques. Leur composition est extrêmement variable et dépend de plusieurs facteurs tels que la durée de stockage dans les fosses, la température, l'infiltration d'eau souterraine dans les fosses, ainsi que le mode de vidange, (Montangero et

Strauss, 2002). Elles peuvent donc avoir des caractéristiques variées, même à l'intérieur d'une même communauté.

Le tableau ci-dessous illustre cette variabilité à travers les caractéristiques des boues de vidange de cinq villes africaines.

Tableau 6. Caractéristiques des BV dans des villes de pays en développement (Koné et Strauss 2004, Bigumandondera, 2014, Ambassa, 2005).

Paramètres	Accra(Ghana)	Accra(Ghana)	Ouagadougou (Burkina-Faso)	Burundi (Bujumbura)	Cameroun (Yaoundé)
Types de BV	Toilettes publiques	Fosses septiques	Fosses septiques	Fosses septiques	Fosses septiques
MES (mg/l)	52.500	12.000	19.000	34920	37000
MVS (mg/l)	68	59	47	27710	-
DCO (mg/l)	49.000	7.800	13.500	39585	49000
DBO5 (mg/l)	7.600	840	2.240	5000	56940
NT	-	-	2.100	185	-
N-NH4+ (mg/l)	3.300	330	-	96,08	3923

Les auteurs estiment la production des boues de vidange à un litre/hab/jour en zones urbaines (Koné et Strauss, 2004).

Contrairement à la gestion des eaux usées, le développement de stratégies et d'options adaptées aux conditions des pays en développement pour un traitement des boues de vidange a longtemps été négligé (Koné et Strauss, 2004).

Mais depuis quelques décennies, beaucoup de chercheurs et d'ingénieurs se sont penchés sur la question afin de trouver des technologies adaptées aux pays en développement. Le choix d'une technologie de traitement des BV dépend principalement des caractéristiques des boues générées dans une ville particulière ainsi que des objectifs de traitement (réutilisation agricole, mise en décharge des biosolides ou déversement des liquides traités dans des cours d'eau récepteurs) (Koné et Strauss, 2004). Bien que des filières de traitement efficace existent, rares sont les pays en développement qui disposent des stations de traitement pour ces eaux. Le tableau ci-dessous nous présente quelques technologies de traitement des boues de vidanges recensées en Afrique subsaharienne.

Tableau 7. Modalités d'évacuation et de traitement des boues de vidange rencontrés en Afrique (Strauss et al. 2003)

Villes/Pays	Evacuation, utilisation sans traitement	Traitement séparé	Traitement combiné
▪ Gaborone et Lobatse - (Botswana)	-----	-----	Co-traitement dans un système de lagunage
▪ Kumasi (Ghana)	Evacuation dans les cours d'eau	-----	---
▪ Accra (Ghana)	Evacuation marine (des boues en excès)	Décantation/épaississement suivi d'un système de lagunage ; compostage des matières solides avec de la sciure ou des déchets solides	---
▪ Afrique du Sud	----	----	Surtout Co-traitement dans des installations de traitement à boues activées
▪ Grahamstown (Afrique du Sud)	----	-----	Co-compostage avec des déchets municipaux
▪ Maseru (Lesotho)	Dans des tranchées	Lagunes de séchage	-----
▪ Dar Es Salam (Tanzanie)	Evacuation marine avec les eaux usées	-----	Co-compostage avec des déchets municipaux
▪ Cotonou (Bénin)	-----	Lagunage	-----

a. Nombre et mode de gestion des stations existantes

En Afrique, les stations de traitement des boues de vidange sont très rares ; seulement quelques villes telles que Bujumbura au Burundi, Cotonou au Bénin, Ouagadougou au Burkina Faso, Accra et Kumasi au Ghana et Dakar au Sénégal disposent de stations de traitement aux performances diverses (Tableau 7). Ces stations sont gérées par les municipalités ou les agences gouvernementales de promotion de l'assainissement, à l'exception des cas de Bamako et Cotonou financés par des fonds privés. Les frais d'exploitation de ces stations sont financés en partie par une redevance payée par les vidangeurs à chaque déversement.

Le manque d'entretien et le sous dimensionnement des ouvrages, ainsi que le choix non judicieux des options techniques ont transformé la plupart de ces stations en simples sites de dépôtage ou de transit vers les cours d'eau et la mer (Hasler, 1995 ; CREPA, 2002a).

Les principaux défis de ce maillon sont la connaissance des charges et conditions d'exploitation des stations existantes, et l'élaboration de procédures simplifiées de suivi.

Tableau 8. Typologie des ouvrages de traitement des boues de vidange rencontrés en Afrique de l’Ouest

Villes/Pays	Type de traitement et autres informations (nombre d’unités)
Accra/Ghana	Lagunage (2)
Kumasi/Ghana	Lagunage (3) Co-compostage (1 station pilote)
Cotonou/Bénin	Bassins de sédimentation+lagunage (1)
Bamako/Mali	Lits de séchage non plantés (1) Lagunage (1 station non mise en service)
Ouagadougou/Burkina Faso	Lit de séchage +co-traitement par lagunage avec les eaux usées (1 station non mise en service pour les boues)
Dakar/Sénégal	Décantation+co-traitement par boues activées avec les eaux usées (3)
Conakry/Guinée	Sédimentation+dégazage+bassin anaérobie (1)
Afrique du Sud	Co-traitement par boues activées avec les eaux usées
Botswana, Tanzanie	Co-traitement par lagunage avec les eaux usées
Burundi	Lagunage

Source : Strauss and Montangero (2002)

b. Performances épuratoires des options de traitement expérimentées

Pour le contexte des pays en développement, des options aux coûts d’investissement et d’exploitation relativement modestes ont été ou sont entrain d’être testées en Argentine, au Ghana et en Thaïlande avec l’appui scientifique de l’Eawag/Sandec. Le choix de l’un ou l’autre des procédés dépend essentiellement des caractéristiques des boues, des objectifs de traitement (réutilisation en agriculture, déversement dans un cours d’eau, mise en décharge) et de la disponibilité en espace. La qualité des boues diffère selon la nature des installations d’assainissement autonome, leurs modes d’utilisation et la fréquence de vidange. Les boues issues des latrines publiques – vidangées à des fréquences plus élevées – sont réputées instables à l’opposé de celles des fosses septiques ayant séjourné plus longtemps. Les teneurs

en DBO_5 et en $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ sont très élevées de façon générale dans les boues de vidange comparativement aux eaux usées domestiques (Tableau 9).

Tableau 9. Caractéristiques des boues de vidange dans quatre villes de l'Afrique

Paramètres	Accra (Ghana)	Accra (Ghana)	Ouagadougou (Burkina Faso)	Conakry (Guinée)	Burundi (Bujumbura)
Types de boues	Boues de toilettes publiques	Boues de fosses septiques	Boues de fosses septiques	Fosses septiques	Boues de fosses septiques
MS (mg/l)	52500	12000	19000	10000	34920
MVS (% de MS)	68	59	47		28
DCO (mg/l)	49000	7800	13500	13885	17083
DBO_5 (mg/l)	7600	840	2240		5000
NT (mg/l)	-	-	2100		185
N-NH_4^+ (mg/l)	3300	330	-		96

Source: Koné and Strauss (2004), Nsavyimana (2014) et Bigumandondera (2014)

Ainsi, Les boues de vidange devraient être considérées comme une ressource à valoriser au lieu de les considérer comme un déchet à se débarrasser, le co-compostage des boues séchées avec des déchets organiques ménagers permet d'éliminer les concentrations élevées de pathogènes (helminthes) retenus dans la partie solide lors de la phase de compostage (Cofie *et al*, 2006) et cette expérience a été appliquée à Kumasi (Ghana). Aussi, une co-digestion anaérobiose des boues avec les déchets ménagers dans un même réacteur pour la récupération du biogaz et d'un compost représenterait une option intéressante. Cette option a été testée dans le cadre du présent travail.

D. Les initiatives de valorisation en agriculture

Les pratiques d'utilisation des boues (co-compostées ou non) en agriculture existent avec tous les risques de contamination que cela peut poser sur les agriculteurs et les consommateurs (Strauss, 1985 ; OMS, 1989; Montangero and Strauss, 1999). Du fait du développement de l'agriculture urbaine et périurbaine et des besoins en fertilisants organiques, les maraîchers se font livrer des boues fraîches par les vidangeurs. La ville de Ouahigouya se distingue en la matière par le nombre impressionnant de bacs de compostage artisanal recevant tous types de

déchets organiques ménagers (déchets solides, boues séchées, etc.). La récupération des boues séchées est même organisée sur les sites de dépotage du camion vidangeur (Figure 24). Toutes ces pratiques confirment l'intérêt que portent les maraîchers pour la réutilisation des boues de vidange, mais les risques sanitaires sont très importants. Les valeurs fixées pour les œufs d'helminthes sont de 1 œuf/litre d'eau résiduaire (OMS, 1989) et pour les coliformes fécaux, la valeur de tolérance pour la qualité hygiénique recommandée par l'OMS (1989) est de 10^4 CF/100 grammes de boues de vidange. Les recherches menées par Cofie *et al* (2006) au Ghana montrent qu'il est possible de produire du compost sain et de bonne qualité à base de boues séchées mélangées de déchets organiques dans les proportions (1:2 à 1:4). Les pratiques actuelles de réutilisation bien que présentant des risques constituent un atout pour le recyclage des ressources et la promotion d'un assainissement environnemental tel que prescrit par les principes de Bellagio (Belevi and Baumgartner, 2003 ; Eawag/Sandec and WSSCC, 2005). L'axe majeur de recherche dans ce domaine est relatif à la distribution durable des flux financiers entre les parties prenantes (maraîchers, vidangeurs, producteurs de compost).



Figure 24. Cas de récupération de boues séchées sur un site de dépotage dans la ville de Ouahigouya in Koanda (2006).

II.1.2.2.3. Quelques exemples de gestion des boues de vidange

Les modes de management des boues de vidange sont variables selon les pays et se répartissent essentiellement en gestion partagée entre le privé et le public (Ghana, Burkina Faso), gestion publique stricte et la gestion privée prédominante (Bénin).

L'exemple public exclusif

Ce modèle de gestion était en vigueur dans toutes les villes dans les années 90. Dans la plupart des villes, les difficultés à assurer un service continu ont provoqué l'émergence de petits entrepreneurs privés dans le domaine de la vidange et la collecte. Ce modèle a tendance

à disparaître. Dans certaines villes, telles que Ouagadougou et Sam notaire, la mairie gère des camions de vidange offrant leur service aux ménages n'ayant pas les capacités de payer les tarifs pratiqués par les entreprises privées (Klutsé et al; 2004; Kassa Mvoubou, 2004).

a. L'exemple de Sema Saniya, à Bamako au Mali

La gestion des boues de vidange est assurée par le secteur privé, notamment les GIE (Groupement d'Intérêt Economique). Depuis 2002, un GIE et une ONG (organisation non gouvernementale) ont initié un projet de construction d'une station de traitement pour deux communes de la ville sans la participation de l'Etat ; les sous-produits seraient vendus aux agriculteurs péri-urbains. Le principal défi de cette initiative privée était d'une part, d'amener tous les opérateurs à acheminer les boues à la station de traitement et, d'autre part de faire accepter, et de recouvrer les taxes prévues pour assurer le fonctionnement de la station. Cette belle initiative connaît des difficultés liées au manque d'engagement des autorités municipales et de réglementation du dépôtage des boues dans l'espace communal (conditions d'exploitation de la station, paiement d'une taxe de dépôtage). La station de traitement, construite en 2003, n'est pas encore fonctionnelle car sa mise en service occasionnerait des frais supplémentaires évalués à 20% du tarif courant de vidange (Jeuland *et al*, 2004). Ces frais sont insupportables par le seul GIE Sema Saniya. Ce mode de gestion existe aussi dans la ville de Cotonou au Bénin où les opérateurs privés sont prépondérants et organisés en syndicat autour d'une entreprise (SIBEAU) ayant construit de sa propre initiative une station de traitement des boues de vidange. Il a pu convaincre la mairie de Cotonou d'élaborer des règles obligeant tous les opérateurs à dépoter à la station.

b. L'exemple de Kumasi, Ghana

La collecte et le transport des boues sont assurés par deux catégories d'acteurs : des sociétés publiques ou parapubliques sur la base de protocoles, et des privés qui ont signé des licences avec la Commune. Toutes les boues sont acheminées dans des stations de traitement contre paiement d'une redevance par les opérateurs privés ; et tout dépôtage sauvage peut entraîner le retrait de la licence (Mensah, 2005). Des concertations régulières sont organisées pour faire l'état du respect des termes des accords par chaque partie. Les recherches sont entrain d'être menées avec l'appui de SANDEC sur un site-pilote de compostage pour développer une stratégie de valorisation des bio-solides (Strauss and Montangero, 2002 ; Cofie *et al*, 2006). Dans cet exemple, c'est la mairie qui a organisé l'ensemble de la stratégie de gestion ; la

municipalité y joue un rôle central de régulation et de contrôle des acteurs qui ont été invités à se conformer aux nouvelles règles de gestion.

c. L'exemple de Ouagadougou, Burkina Faso

Au Burkina Faso, seuls les services techniques des communes de Ouagadougou et Bobo Dioulasso disposent de camions vidangeurs qui assurent la collecte et le transport des boues de vidange. Les sociétés privées s'occupent de la collecte et le transport des boues de vidange et négocient directement leur rémunération avec les clients. Ces entreprises partagent leurs activités avec les vidangeurs manuels informels et les structures para étatiques tels que les services techniques de l'armée et des Sociétés d'Etat (Savadogo, 1999 ; Klutsé *et al*, 2002). Les opérations de vidange, de collecte, de transport et d'évacuation sont assurées par des sociétés privées et des entreprises publiques et parapubliques. Une station de traitement conjoint des eaux usées et des boues de vidange a été construite en 2004 ; mais la filière de traitement des boues n'est pas encore opérationnelle à cause des défauts de conception des lits de séchage et difficultés dans la concertation entre l'ONEA, la mairie et les vidangeurs. Ce mode de gestion se distingue des précédents par l'option retenue dans le cadre du plan stratégique (ONEA, 1993) de :

- financer les charges d'exploitation de la station par la taxe d'assainissement prélevées sur les consommations d'eau potable et les redevances de raccordement au réseau d'égouts ;
- verser une indemnité forfaitaire aux vidangeurs pour les inciter à déverser les boues exclusivement à la station de traitement. Dans la plupart des autres villes, les vidangeurs paient une redevance de dépôtage à la station de traitement. Le traitement des boues n'étant pas encore effectif, cet instrument financier innovant n'a pas connu d'application.

Depuis 2005, une association de vidangeur mécanique a été reconnue officiellement et dispose de 24 sociétés privées (Ouédraogo, 2006).

d. L'exemple de Ouahigouya, Burkina Faso

La gestion des boues de vidange dans la commune de Ouahigouya, au Burkina Faso, jusqu'en l'an 2000, était assurée par la mairie avec un camion de vidange acquis grâce au soutien des partenaires de la coopération décentralisée. Suite aux difficultés de réparations des pannes et d'argent pour payer le carburant – les ménages refusaient de payer les prestations – la mairie a décidé de confier la gestion du camion à un opérateur privé local. Sur la base d'un contrat

annuel de location renouvelable, le vidangeur – opérateur unique dans la commune – fournit les prestations aux ménages à un tarif non visé par ledit contrat ; il a l’obligation de verser des frais de location mensuelle à la mairie. Ce modèle de gestion déléguée d’un service public est d’une part, un exemple d’incapacité des structures publiques à assurer les recouvrements des coûts (pour assurer la continuité et la pérennité du service), et d’autre part la confirmation du caractère social conféré à l’assainissement par les populations. Le problème essentiel auquel est confronté ce modèle est le désintérêt de la mairie pour réglementer l’activité de vidange.

Ces quelques exemples illustrent parfaitement le caractère régional de la problématique de gestion des boues de vidange, et des formes de réponses apportées.

II.1.2.2.4. Les méthodes de quantification des boues de vidange

Cette partie présente les différentes méthodes développées par Koanda (2006) pour évaluer les quantités de boues produites et vidangées afin de permettre aux planificateurs, aux décideurs et aux entreprises privées de disposer d’outils pour l’évaluation du marché et la planification de la gestion des boues de vidange.

L’assainissement autonome restera encore longtemps le mode d’assainissement à la portée de la majorité des populations de l’Afrique subsaharienne. Dans les centres urbains, le nombre de latrines n’est pas connu des services municipaux. On sait seulement qu’il est proportionnel au nombre de parcelles habitées. Par exemple, le quartier Ngampani de la commune de Kimbanseke, ville de Kinshasa compte environ 2326 parcelles (Quartier Ngampani, recensement, 2009), ce qui correspond à environ à 2326 ouvrages d’assainissement autonome.

Les quantités de boues produites par habitant ainsi que celles évacuées par an dans une localité donnée diffèrent selon les auteurs. Pour la même ville de Ouagadougou, les quantités de boues vidangées sont estimées par ONEA (1993) à 120 m³/jour. Les estimations faites sur la base du comptage des voyages des camions de vidange sont différentes : 97 m³/jour (Rehacek, 1996; Savadogo, 1998), entre 336 et 1008 m³/jour (Klutsé *et al*, 2004). La quantité de boues à évacuer a des incidences directes sur la planification du nombre de sites de dépôtage, de stations de traitement à construire, et des moyens de collecte et transport, surtout dans les métropoles. Les méthodes couramment utilisées sont basées sur les productions spécifiques établies par Heinss *et al* (1998) pour la ville de Kumasi, et le comptage des

voyages de camions sur chacun des sites de dépotage de la ville concernée. La grande variabilité des usages des latrines par les populations, et les dépotages incontrôlés des boues par les opérateurs de vidange limitent la généralisation de ces deux méthodes de quantification.

La connaissance des quantités de boues produites est pourtant essentielle pour toutes les parties prenantes, car en fonction des intérêts, chacune se posera des questions spécifiques.

Pour les autorités municipales, l'estimation précise des quantités de boues permet de planifier le nombre de sites de dépotage ou de traitement, de mesurer l'ampleur des nuisances sur la santé publique, l'environnement et le cadre de vie. Les questions que se poserait une commune est : Quelle est la quantité de boues à évacuer hors de la commune par jour ? Combien de véhicules seraient nécessaires ?

Pour les entrepreneurs privés voulant investir dans la collecte et le transport des boues, il est important de connaître le marché potentiel et son évolution afin d'évaluer la rentabilité financière des investissements. La question essentielle est alors : Quel est le marché potentiel ou la demande d'évacuation des boues ?

Pour l'exploitant d'une station de traitement, les quantités journalières sont importantes à connaître pour optimiser les performances épuratoires et organiser les opérations d'entretien. Les questions essentielles de cet opérateur sont : Quels sont les volumes à traiter par jour ? Quelles seront les quantités de sous-produits (effluents, biosolides, biomasse) ?

Pour le planificateur, une question est importante : Quel type d'organisation faut-il mettre en place pour faire face à cette évolution ?

Enfin, pour le maraîcher intéressé au recyclage des boues, il s'agit de connaître si la quantité et la qualité de compost sont suffisantes.

Les quatre méthodes sont :

- La première méthode se base sur la production spécifique de boues par habitant ;
- La deuxième méthode s'appuie sur les proportions de latrines vidangées selon chaque mode (vidange manuelle ou mécanique), les fréquences observées de vidange par les populations ;
- La troisième méthode se base sur les caractéristiques des différents types de latrines rencontrées dans la localité ;

-La quatrième et dernière méthode fait appel au chiffre d'affaires des opérateurs de vidange à partir duquel on déduit le nombre de vidanges.

La mise en œuvre de chaque méthode a nécessité la collecte de données de base pour estimer les paramètres intervenant dans les formules de calculs.

Méthode 1 : « productions spécifiques »

La 1ère méthode se base sur la quantité de boues produite par habitant, par jour par type d'ouvrage, et le nombre d'habitants. La quantité totale de boues produite dans une localité est donnée par la formule de l'équation (1).

$$Q = 365 * \sum_i P_i * \frac{q_i}{1000} \quad \text{Eq. (1)}$$

Où :

- Q [m^3/an] est la quantité totale de boues produites
- P_i est le nombre de personnes utilisant la latrine de type i
- q_i [L/jour/habitant] est la production spécifique de boues pour la latrine de type i

L'étude faite par Koanda (2006) dans le cas de Ouahigouya a montré que la production spécifique est de $0,30\text{l/j/habitant}$ pour les latrines sèches et 1 l/j/habitant pour les fosses septiques.

L'enquête effectuée par Njetnkeu (2007) dans le cas de Koudougou a montré que 83% des enquêtés utilisaient des latrines sèches, 9% les fosses septiques et 8% sans installation.

En appliquant la formule ci-dessus, on aura

$$Q = 365 (P_{FS} * \frac{q_{FS}}{1000} + P_{LS} * \frac{q_{LS}}{1000})$$

Où P_{FS} (habitants) est le nombre d'utilisateurs de fosses septiques

q_{FS} (l/hab. /j) est la production spécifique de boues de vidange pour les fosses septiques

P_{LS} (habitants) est le nombre d'utilisateurs de latrines sèches

q_{LS} (l/hab. /j) est la production spécifique de boues de vidange pour les latrines sèches

Q (m^3/an) est la quantité de boue produite par an.

Le tableau suivant donne la quantité des boues obtenues par Njetnkeu (2007).

Tableau 10. Quantité de boues selon la production spécifique par type de système d'assainissement

Système d'assainissement	Taux (% de ménages)	Nombre de ménages	Nombre de personnes	Production Spécifique (l/ha/j)	Quantités (m ³ /j)	Quantités (m ³ /an)
Latrines sèches	83	13596	81 572	0,3	24,5	8 932
Fosses septiques	9	1423	8 409	1	8,4	3 069
Sans installation	8	1265	7 588		00	12 002
Total	100	16 283	97 698		32,9	12 002

Ainsi, la production journalière de boue produite à Koudougou est estimée à 33 m³/jour et 12 002 m³/an.

Méthode 2 : « demande en vidange mécanique »

Basée sur la demande en vidange mécanique, cette méthode dépend de la capacité et des performances des opérateurs de vidange. Elle utilise les paramètres tels que le nombre de rotations effectuées par camion et par jour, le volume vidangé par rotation, la fréquence moyenne de vidange des installations et la proportion de la population ayant recours au service des camions. Dans le cas de plusieurs camions, le paramètre v_i devrait être la moyenne des volumes utiles des camions.

$$Q_{mec} = \sum_i N * \frac{p_{meci}}{f_{meci}} * V_i * \eta_i \quad \text{Eq (2)}$$

Où :

- N est le nombre total d'ouvrages existant dans la localité
- Q_{mec} [m³/an] est la quantité de boues vidangées mécaniquement
- p_{meci} [%] est la proportion d'ouvrages vidangés mécaniquement
- f_{meci} [an] est la fréquence de vidange des ouvrages vidangés mécaniquement

- v_i [$m^3/rotation$] est le volume utile du camion (dans les cas où il y aurait plusieurs camions, prendre la moyenne des volumes utiles)
- η_i [rotations/ouvrage] est le nombre de rotations nécessaires pour vider un ouvrage d'assainissement de type i. Il se calcule en rapportant le volume utile du camion au volume moyen de l'ouvrage en question.

L'exemple d'application est le travail de Njetnkeu (2007), qui présente les données dans le tableau suivant.

Tableau 11. Estimation de la quantité annuelle de boue produite selon la vidange mécanique.

Nombre de concessions en 2007	12 525	12525
Taux d'équipement des ménages en ouvrages	92 %	100 %
Nombre d'ouvrages : N	11 536	12 525
Proportion d'ouvrages vidangés mécaniquement : Pmec (%)	12 %	12 %
Nombre d'ouvrage vidangés mécaniquement : N'	1384	1 503
Fréquence de vidange mécanique : fmec (an)	2,5	2,5
Nombre de vidange par an (N'/fmec)	554	601
Volume utile du camion : vi ($m^3/rotation$)	8,1	8,1
Nombre de rotation par ouvrage : ni	1	1
Qmec (m^3/an)	4 485	4 870

La quantité de boue vidangée mécaniquement est de 4 485 m^3/an à Koudougou(Burkina Faso).

Méthode 3 : caractéristiques des ouvrages d'assainissement

La méthode 3 se base sur les résultats de la caractérisation des ouvrages d'assainissement autonome. La quantité de boues produites est donnée par les équations (3), (4) et (5). Pour tenir compte du fait que le camion n'aspire pas tout le contenu de la fosse, nous avons introduit un coefficient de correction. Cette correction ne concerne pas les ouvrages vidangés manuellement car ils sont en général totalement vidés de leur contenu.

$$Q_{mec} = \sum_i N * \frac{P_{meci}}{f_{meci}} * V_i * \alpha_i \quad \text{Eq(3)}$$

$$Qmec = \sum_i N * \frac{p_{meci}}{f_{meci}} * Vi \quad \text{Eq(4)}$$

$$Q = Qmec + Qman \quad \text{Eq(5)}$$

Où :

- $Qmec$ [m^3/an] est la quantité de boues produites dans les ouvrages vidangées mécaniquement
- $Qman$ [m^3/an] est la quantité de boues produites dans les ouvrages vidangées manuellement
- p_{meci} [%] est la proportion de d'ouvrages vidangés mécaniquement
- p_{mani} [%] est la proportion de d'ouvrages vidangés manuellement
- f_{meci} [an] est la fréquence moyenne de vidange mécanique
- f_{mani} [an] est la fréquence moyenne de vidange manuelle
- N [ouvrages] est le nombre total d'ouvrages existant dans la localité
- Vi [m^3] est le volume moyen des ouvrages d'assainissement
- ai est un coefficient de correction pour tenir compte du volume de boues de fonds non aspirées par le camion.
- Q [m^3/an] est la quantité totale de boues vidangées dans la localité

Méthode 4 : chiffre d'affaires de l'opérateur de vidange

La 4ème méthode se base sur le compte d'exploitation des opérateurs de vidange, à partir duquel on déduit le nombre de rotations effectuées par an. Cette méthode permet d'estimer la quantité de boues vidangées mécaniquement par l'équation (6).

$$Qmec = Nrot * V \quad \text{Eq. (6)}$$

Où :

$Qmec$ [m^3/an] est la quantité de boues collectées par l'opérateur

$Nrot$ est le nombre de rotations par an, obtenu en rapportant le chiffre d'affaires au tarif de vidange

v [$m^3/rotation$] est le volume effectivement vidangé par rotation

A l'échelle d'une commune, la quantité totale vidangée mécaniquement peut être obtenue en cumulant les quantités vidangées par toutes les entreprises. Pour les entreprises opérant avec

des camions vidangeurs de capacités différentes, pratiquant des tarifs différenciés, il faut considérer le volume moyen et le tarif moyen.

II.1.2.3. Cas de la RDC

II.1.2.3.1. Examen du cadre institutionnel et réglementaire de l'assainissement en RD Congo.

L'organisation de l'assainissement en République Démocratique du Congo remonte à la période coloniale par le décret du 23 avril 1923 qui créa le Conseil Supérieur d'Hygiène Coloniale. Plusieurs ordonnances depuis lors s'étaient succédées à la suite de ce décret royal, à savoir:

- a) L'ordonnance du 10 mai 1929 portant création de la direction technique des travaux d'hygiène et Service d'assainissement modifié par les ordonnances n° 224 SG du 23 juillet 1946 et 71/176 du 2 mai 1952 portant sur la même matière.

A chaque niveau de l'Etat, depuis la métropole, la province, et les territoires, il existait un service permanent d'assainissement dont les attributions et tâches étaient bien fixées par la loi (ordonnances du 4 juin 1952, remplacée par celle du 28 juin 1959). Tous les membres de la direction technique et le personnel des services d'assainissement avaient qualité d'officier de police judiciaire pour constater toute infraction aux dispositions relatives à la salubrité publique.

Après la période coloniale, les prérogatives d'organiser la salubrité, et l'assainissement du milieu sont attribuées aux entités sous tutelle des ministères de l'Environnement, de la Santé, ainsi que de Travaux publics et Infrastructures. Ces attributions sont consignées dans dispositions réglementaires ci-dessous:

- b) L'ordonnance n° 75-231 du 21 juillet 1975(Art.1) fixant les attributions du ministère de l'Environnement, Conservation de la nature et Tourisme complétant l'ordonnance n° 69-146 du 1er août 1969 et Le décret-loi n° 081 du 02 juillet 1998 portant organisation territoriale et administrative de la République Démocratique du Congo(section 7, art. 189) disposent que ce ministère a compétence, de planifier et de coordonner les activités du secteur d'assainissement. Ainsi a-été créé par l'Arrêté n° 014/DECNT/CCE/CCE/81 du 17 février 1981, le Programme National d'Assainissement (PNA).

- c) L'ordonnance n° 77-022 du 22 février 1977 portant transfert des Directions et Services du Département de l'Environnement.. ; cette ordonnance a transféré le Service de salubrité du

milieu au ministère de la Santé; l'arrêté Interdépartemental de remise-reprise n° 015/DECNT/DSP/BCE/77 signé le 06 avril 1977.

Tout récemment, le décret n° 03/027 du 16 septembre 2003 fixant les attributions spécifiques des ministères (Art. 1, alinéa B) révèle la part de responsabilité allouée respectivement aux ministères de l'Environnement, de la Santé et des Travaux Publics et Infrastructures.

II.1.2.3.2. Acteurs impliqués dans la gestion des déchets (solides et liquides)

La gestion de l'assainissement en RDC est un domaine où s'imbriquent plusieurs acteurs/intervenants. On peut citer :

1°) **le ministère de la santé** qui est chargé de la mise en œuvre de la politique nationale en matière d'hygiène et d'assainissement de base.

2°) **le ministère de l'environnement** qui définit la politique environnementale et les orientations de base pour la protection de l'environnement contre les spoliations/pollutions provenant de différentes sources ; Avec en son sein une direction appelée Programme national d'assainissement (P.N.A.).

Le PNA s'occupe des travaux d'assainissement, en l'occurrence : la lutte contre les vecteurs, l'évacuation de déchets solides ainsi que le nettoyage de la voirie (Arrêté départemental n°014/DCNT/CCE/du 17 février 1981 portant création du service National d'Assainissement). Les articles 191 et 192 de l'ordonnance-loi n° 82-006 du 22 février 1982 ont redéfini les compétences du Programme National d'Assainissement en matière de conception et d'intervention dans le domaine de la salubrité du milieu tandis que les entités décentralisées veilleraient à l'exécution de tels programmes.

La mission assignée au P.N.A. est donc d'intervenir sur le terrain dans le sens du maintien ou de l'amélioration du cadre de vie qui consiste globalement à rendre sain le milieu de vie de l'homme notamment par élimination de toutes les conditions défavorables. Cette mission a pour tâches essentielles, celles qui relèvent de la définition du terme « assainissement » tel que défini par l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS), c'est-à-dire, les activités en rapport avec la prévention des maladies liées à l'insalubrité de l'environnement humain et qui présente, malheureusement plus de 89% du nombre de cas des maladies déclarées chaque année en RDC (P.N.A., 2003)

Les tâches essentielles du P.N.A sont:

- Au niveau central:

-la planification et la coordination des activités relatives à la salubrité du milieu humain, la prévention et la lutte contre la pollution sous toutes ses formes par:

*le contrôle de la qualité des eaux et des denrées alimentaires;

* le contrôle et la gestion des déchets solides

*le contrôle et la gestion des déchets liquides et des excréas;

*l'urbanisme dans ses rapports avec la salubrité publique;

*le ramassage et l'enterrement/élimination des cadavres d'animaux

La lutte contre les arthropodes, rongeurs, mollusques et autres vecteurs de maladies par tous les moyens technologiques appropriés.

- Au niveau des entités décentralisées:

-l'exécution régulière des travaux relatifs au nettoiement, à la collecte et à l'évacuation des matières usées solides et liquides;

-l'aménagement des espaces verts;

-la sensibilisation de la population aux problèmes de salubrité, de l'habitat, par tous les moyens de communication des masses.

Malheureusement, le PNA a toujours été basé dans la capitale Kinshasa, mais le terme « national » dans son appellation induit en erreur. Ses activités sont, depuis plus d'une trentaine d'années, limitées à Kinshasa, en raison d'un manque de fonds et de portée opérationnelle. En réalité, le PNA est seulement un organisme administratif, et non une agence de mise en œuvre.

Le PNA dispose d'un équipement limité et vétuste (don du Gouvernement japonais il y a plus de 30 ans) pour la collecte et le transport des déchets (solide et liquide) vers les points de décharge sauvage dans la périphérie de Kinshasa.

3°) le ministère de l'énergie qui a en charge le domaine de l'électricité et de l'eau sur toute l'étendue du territoire national, la définition des orientations stratégiques nationales en matière d'approvisionnement en eau potable.

4°) le ministère des travaux publics avec son entreprise publique office des voiries et drainages (O.V.D.). Elle a été créée par l'ordonnance n°87-331 du 16 septembre 1987 et a pour objet, d'entretenir, aménager, moderniser, développer des infrastructures urbaines des voiries et drainage et de la lutte anti-érosive. Pour louable qu'apparaisse son objet social, ses efforts sur terrain sont mitigés.

5) les Collectivités Locales (Communes, mairies)

Les collectivités locales sont constituées par des communes ou mairies, entités politico-administratives. En général, ces entités s'impliquent dans la salubrité publique à des degrés divers. Ces entités mobilisent des taxes diverses (taxes de salubrité) auprès des opérateurs économiques (vendeurs aux marchés, entreprises, commerçants...). Ces taxes devraient être utilisées pour le nettoyage des villes, la collecte des déchets et la gestion des décharges publiques. Ce faisant, ces collectivités s'impliquent aussi dans la gestion des déchets biomédicaux qui dans la plupart des cas sont mélangés aux déchets ménagers et sont évacués ensemble.

En absence de budget conséquent, il faut relever que les taxes perçues ne suffisent pas à couvrir les besoins des collectivités locales en matière de salubrité publique. La conséquence de cette situation est l'existence des montagnes d'immondices à travers les villes de la RDC (le long des avenues, dans les quartiers, à côté des marchés..).

6°) le secteur privé

Il n'existe pas d'entreprises privées s'étant investies dans la gestion des déchets (solides et liquides) au niveau national. C'est un secteur peu rémunérateur et peu profitable aux entreprises en général.

7°) les ONG

Les activités d'assainissement du milieu et de gestion des déchets intéressent plusieurs ONG et associations. Les ONG sont impliquées dans la collecte et l'évacuation et la sensibilisation de la population. Ces ONG et associations prolifèrent plus dans les centres urbains et particulièrement à Kinshasa.

Au niveau communautaire, la population ne participe pas suffisamment à l'amélioration des conditions de l'environnement et souvent elle n'est pas préoccupée par les effets de la pollution due aux différentes décharges incontrôlées. En bref, les congolais n'ont pas encore la culture des poubelles, car ils jettent tous n'importe où.

8°). Les récupérateurs informels La crise économique qui frappe le pays depuis plusieurs décennies a engendré la fermeture de nombreuses entreprises et accentue la pauvreté des congolais.

Cette situation a favorisé l'émergence du secteur informel surtout dans le milieu urbain où les conditions de subsistance et de survie sont extrêmement difficiles. La récupération des déchets est une des activités informelles auxquelles s'adonnent beaucoup de jeunes, dont les enfants de la rue. Ainsi, les enfants sillonnent les dépôts d'ordures pour tenter de récupérer les déchets valorisables. La ferraille, le plastic, les flacons etc... sont récupérés et réutilisés.

II.1.2.3.3. Alimentation en eau

En milieu urbain et semi urbain, l'approvisionnement en eau potable des populations est confié à la Régie de distribution d'eau (REGIDESO) de la République Démocratique du Congo. Cette dernière s'occupe de la production, de la distribution et de la commercialisation de l'eau potable dans les centres urbains. 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.

D'une manière générale, le taux actuel de desserte en eau potable serait de 67% dans les zones urbaines contre seulement 17% dans les zones rurales (Pnue, 2011).

II.1.2.3.4. CAS de la Ville Kinshasa

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 la ville de Kinshasa 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. 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 Kinshasa et seront traités dans le chapitre 4 du présent travail.

II.1.2.3.4.1. Alimentation en eau

La grande partie de l'eau potable utilisée dans la ville de Kinshasa est captée dans quatre rivières : la N'djili vers l'Est, la Lukaya, la Lukunga et la Ngaliema vers l'Ouest de la ville de Kinshasa. Avec une production cumulée de 450 000 m³/ jour sur un besoin total de 750 000 m³ par jour (web.worldbank.org consulté de 5/12/2014). Le manque d'eau dans les communes de l'Est spécialement dans la commune de Kimbanseke se justifie par le fait que la seule usine existante est celle de N'djili dont la capacité de production est d'environ 330.000 m³/j dans les conditions normales de fonctionnement, alimentent près de 22 communes de la capitale. Bon nombre des quartiers de la commune de Kimbanseke même ceux qui sont connectés au réseau, manquent d'eau ou sont rationnés. Il est difficile à la REGIDESO, d'augmenter la production actuellement car les usines fonctionnent en surcharge. L'extension de la ville vers la périphérie a comme conséquence la naissance spontanée des quartiers qui sont en dehors du réseau de distribution.

Pour combler le manque d'eau, la population recourt à d'autres moyens comme le puits au niveau de parcelle, l'eau de rivière ou de source ainsi que l'eau de pluie comme le démontre Save the children fund (2000) cité par Nzuzi Lelo (2009) en étudiant l'approvisionnement en eau dans les quartiers Biyela et Kikimi dans la commune de Kimbanseke, les résultats suivants ont été trouvés : 61,2 % des ménages s'approvisionnent en eau dans les puits, 14,9% dans la rivière, 30,6% avec l'eau de pluie.

a. Production des eaux usées et des excréta

Il n'existe pas encore des études spécifiques sur la production des eaux usées à Kinshasa ; les quelques recherches qui existent se contentent que des estimations qui donnent un lien de cause à effet entre la quantité d'eau consommée et celle qui est rejetée parce qu'usée.

L'hôtel de Ville de Kinshasa (2013) estime aujourd'hui à 760 000 m³ les besoins quotidiens en eau dans la ville alors que la Regideso n'en fournit que 360 000 m³ par jour. Dans l'hypothèse que toute eau consommée se transforme après en déchet liquide, on peut conclure que Kinshasa produit à peu près 360 000 m³ par jour d'eau usées, et les personnes non raccordées consomment aussi de l'eau et en rejettent.

Et le même hôtel de ville de Kinshasa évalue à 45 % les ménages kinois qui ont accès à une eau salubre et 25 % ceux qui parcoururent près d'1 km chaque jour pour s'approvisionner et selon le Plan d'action national pour l'habitat, les quartiers résidentiels de haut niveau consomment 155 litres/hab./jour, le centre des affaires, 100 litres/hab./jour (dont la commune de la Gombe), les citées planifiées, 50 litres/hab./jour, les autres cités, 30 litres/hab./jour et les cités d'extension périphériques, 10 litres/hab./jour. En conclusion, la desserte en eau est faible parce que la consommation moyenne est en deçà de 100 litres/hab./jour. C'est donc la corvée quotidienne d'eau dans les quartiers populeux périphériques.

En ce qui concerne les excréta, la production est énorme et sa gestion pose problème. Une fois de plus, il n'existe pas de statistiques sur le volume d'excréta produits quotidiennement à Kinshasa et qui polluent l'environnement. Examinant les types de latrines utilisées et le système sanitaire pour les excréments des petits enfants, Mics2, Molha, Matondo, et Mayambwedi cités par Nzuzi Lelo (2009), ont montré que 1,1% des ménages kinois défèquent dans la brousse, 4% des ménages de Paka-Djuma (Kingabwa) défèquent dans la rivière Yolo, 2% des ménages de Kisenso défèquent dans les érosions et 60% des ménages de Mont-Ngafula défèquent dans l'érosion Kivulu etc..., or le non accès à une latrine améliorée est considéré comme un indicateur de pauvreté.

Le type d'installation sanitaire que les Kinois utilisent n'est pas hygiénique. En effet, s'intéressant aux types de latrines à Kinshasa, l'enquête Mics2(2001) a donné les résultats suivant : 50 % des ménages utilisent des latrines à évacuation, 15,9% des latrines traditionnelles non couvertes, 13,9 % des latrines traditionnelles couvertes, 9,8 % des trous

ouverts, 7,4 des toilettes avec chasse et raccordées à l'égout, 1,4 des latrines améliorées, et 1,1 pas de toilette.

Une autre étude effectuée par Nzunzi Lelo et Tshimanga (2004) dans les communes de Lingwala et Ngaliema montre que 41% des ménages enquêtés utilisent des latrines avec fosse couverte, 38 % ont des latrines avec fosse septique, 14% possèdent des latrines avec fosses non couverte. En fin, l'étude menée par Mics₂ (2002) sur le type de latrines utilisés aux quartiers Biyela et Kikimi dans la commune de Kimbanseke est résumé dans le tableau 12.

Tableau 12. Types de latrines à Biyela et Kikimi dans la commune de Kimbanseke

Type de latrine	%
Latrine avec fosses septique et chasse	24,1
Latrines à fosses arabes couvertes avec tôles	22,1
Latrines à fosses arabes non couvertes	43,4
Latrines reliées à un caniveau	0,8
Autres	1,0

Une fosse arabe est une toilette couramment utilisé en RDC où la personne pour déféquer doit adopter une position accroupie (fig.25 b)

Le tableau confirme que la latrine ordinaire c'est-à-dire à fosse arabe, est très répandue dans les communes non planifiées d'autoconstruction. Cette latrine est construite dans la cour arrière au coin de la parcelle. Derrière la maison, il ya donc ce trou creusé qui sert de WC et une douche démontable. La latrine ne dure plus d'une année parce qu'elle n'est pas blindée et est exposée aux effondrements pendant la saison des pluies. Elle est souvent mal entretenue et peu hygiénique. La technique locale de construction de cette fosse arabe est très répandue, elle consiste à enfouir un fût vide sans fond qui maintient une fosse sèche.

Même dans les communes planifiées, beaucoup de ménages se dotent de grandes fosses septiques ou de simples fosses à eau (de 6 à 10 m³), soit de fosses à eau de petites dimension (3 m³) parce que le réseau d'assainissement d'antan ne fonctionne plus. Ces dimensions varient souvent en fonction du rang social du ménage. Selon Mimpu (2003), 57 % des ménages du quartier Immocongo, une cité pourtant planifiée, utilisent des fosses septiques,

bientôt les communes résidentielles comme la Gombe et Ngaliema vont être confrontées au même problème à cause de vétusté du réseau.

Dans l'enquête d'IGIP (2005) sur 235 300 ménages kinois, 164 700 ménages (70%) utilisent de grandes fosses de 9 m³ et 70 600 ménages (30%) ont de petites fosses de 3 m³. La grande fosse nécessite une vidange tous les 8 ans et la petite tous les 3 ans avec un taux de remplissage maximum de 85 % lorsqu'il s'agit d'un ménage de 15 personnes. Le tableau montre la répartition générale de fosses dans la ville de Kinshasa.

Tableau 13. Répartition des fosses dans les ménages à Kinshasa (Igip, 2005)

	Population	Fosses sèches	Fosses septiques	Fosses étanches
Gombe	40 000	-	900	-
Limete	266 000	5 800	5 203	14 997
Ngaliema	588 000	29 000	22 074	7 726
Barumbu	97 000	550	2 744	4 356
Kinshasa	93 000	6 000	4 170	1 760
Kintambo	80 000	3 400	3 012	1 988
Lingwala	64 000	3 400	2 076	1 324
Kalamu	171 000	6 000	7 916	6 184
Kasa vubu	80 000	2 800	4 800	1 800
Ngiri Ngiri	110 000	6 200	4 000	2 200
Bandalungwa	145 000	4 200	8 100	2 700
Lemba	223 000	15 120	3 701	1 299
Matete	196 000	4 335	9 750	3 250
N'djili	332 000	37 000	29 600	7 400
Bumbu	276 000	17 800	10 980	920
Makala	180 000	18 300	734	266
Ngaba	117 000	8 010	4 262	1 078
Selembao	223 000	19 800	4 351	609
Kimbanseke	683 000	59 100	9 494	5 306
Kinseso	271 000	25 300	1 680	1 120
Masina	399 000	59 100	6 400	8 400
Maluku	242 000	24 603	875	1 626
Mont Ngafula	226 000	22 977	1 902	2 874
Nsele	158 000	16 063	2 559	4 756
Total	5 260 000	395 658	151 282	83 939

Ce tableau montre qu'il ya 395 658 fosses sèches dites fosses arabes avec leurs différentes variantes et nous voyons que 97% de la population sont équipés au total d'environ 631 000 installation sanitaires autonomes.

En plus la commune de la Gombe est équipée des fosses septiques tandis que dans la commune de Kimbanseke, ce sont les fosses traditionnelles (59 100).

Les figures montrent les différentes sortes de latrines rencontrées dans la commune de Kimbanseke durant nos enquêtes.



Figure 25. Toilettes rencontrées : (a) : toilette sèche sans toiture, (b,c et d) toilettes à chasse manuelle et (e) : toilette traditionnelle où excréta et urine dirigée vers la rivière Kalamu

b. Mode d'évacuation et d'élimination

Ils varient selon qu'il s'agit des eaux usées ménagères ou des excréas

1°. Evacuation des eaux usées

Les rivières Makelele, Basoko, Matete, N'djili, Kalamu et Yolo traversent les cités où existaient jadis un réseau superficiel de drainage et un réseau enterré pour les eaux usées. Les deux types de réseaux sont maintenant très dégradés et ne sont plus opérationnels.

L'étude Mics2 (2002) sur le mode d'évacuation des eaux usées à Kinshasa est arrivée à la conclusion que les Kinois les évacuent de plusieurs manières : les égouts (7,5%), les caniveaux d'eaux pluviales (25,4%), les puits perdants (1,5%), les trous dans la parcelle et dans la rue (17,4%), à la volée dans la parcelle et dans la rue (45,2%). En bref, 34,4% seulement des ménages kinois utilisent des modes hygiéniques d'évacuation des eaux usées (Mics2 ,2002).

D'une manière générale, la gestion planifiée des déchets liquides consiste en l'évacuation en dehors de la ville d'autant plus que leur stagnation pollue l'environnement entraînant de mauvaises odeurs, des inondations, des marécages, malheureusement la situation de l'assainissement est préoccupante dans les quartiers dits planifiés. La situation par contre est catastrophique dans les communes populeuses anarchiques qui sont développées sans réseaux d'égouts. Dans ces communes, le problème d'assainissement se pose avec acuité parce que les eaux usées se déversent dans la nature et divaguent par-ci par-là, en polluant l'environnement.

2°. Evacuation des excréta

Actuellement, l'évacuation des excréta est probablement l'aspect le plus problématique au niveau domestique.

Pour faire face à l'absence d'égouts, les ménages kinois ont développé un autre mode d'évacuation d'excréta, soit par vidange mécanique à travers un service public ou privé, soit par vidange manuelle avec des artisans. Dans le cas contraire, ils les éliminent par incinération, par enfouissement, par jet dans un cours d'eau ou abandon dans la cour.

- Vidange mécanique des excréta

Les ménages situés dans les quartiers accessibles aux véhicules recourent aux services des camions vidangeurs publics et privés lorsque leurs fosses sont pleines. Le service public qui assurait cette vidange à l'époque était le PNA, mais actuellement, en plus de PNA, il y a aussi

l'hôtel de ville qui s'est ajouté. Le coût de location de ses services diffère en fonction de distance.

D'autres ménages font appel à l'une des quatre entreprises privées de la place (Kin Vidange, Immocongo,) ; leur prix varie entre 100 et 250 \$. Ces entreprises offrent de loyaux services à la ville mais leur parc automobile est vétuste et insuffisant par rapport aux besoins de la ville.

Les kinois déplorent le fait que ces camions vidangeurs déversent tous les jours leurs boues de vidange à la confluence de la rivière Kalamu et Yolo dans le quartier Kingabwa à quelques centaines de mètres de fleuve en amont du bidonville Bribano. Non seulement ce rejet pollue l'environnement avec dégagement du CH₄, mais cette pratique est une véritable source de nuisance pour la rivière où les enfants du bidonville, Bribano viennent se baigner régulièrement. Pour preuve, étudiant l'assainissement de ce bidonville Bribano, Mawete cité par Nzuzi Ielo (2009) a relevé des faits inquiétants : 89,9% des enfants ont eu la diarrhée au cours des 4 dernières semaines avant les enquêtes.

- Vidanges manuelles

Les ménages démunis recourent au service de jeunes artisans professionnels pour la vidange manuelle de leurs fosses septiques. Le prix moyen varie entre 20 et 50 US dollars en fonction des quantités d'excrétas à vidanger.

En menant les enquêtes dans un quartier (Mombele) de la commune de Limete, Nsia (2001) a montré que 63,8 % des ménages vident manuellement leurs fosses septiques. Les boues vidangées sont ensuite enfouis dans la cour et à cet endroit un arbre fruitier est planté ou des légumes. Dans le même quartier, 57,6 % vident leurs fosses le jour et 42,4% la nuit.

D'autres ménages par contre, qui ne peuvent pas se payer les services des vidangeurs, profitent malheureusement de la tombée des grosses pluies pour vider leurs fosses septiques, mélangeant par conséquent les boues avec les eaux pluviales. Ces déchets liquides ruissèlent enfin vers les vallées. Certains kinois déclinent, sans succès, ce mode d'évacuation qui s'effectue souvent lors des averses nocturnes à l'abri des témoins gênants.

D'autres études ont révélé que certains quartiers riverains dirigent leurs conduits vers les cours d'eaux pour évacuer les excréta comme les études de Gbua (2003) qui montre que 13%

des habitants du quartier Grand-monde à Kingabwa Limete évacue leurs excréta vers le fleuve, Bolya (2004) répertorie 82% des ménages utilisent la rivière Yolo comme déversoir de leur boue de vidange, Bokolo (2004) montre dans la commune de Kalamu 11% des ménages riverains qui n'ont pas de toilettes utilisent la rivière comme latrine, Lukengo (2002) montre que 84 % de riverain de la rivière Mangu à la commune de Kimbanseke évacuent leurs boues de vidanges etc... De tels cas sont nombreux à Kinshasa ; comme la réglementation est floue en la matière, les riverains ne sont pas inquiétés alors que ce mode d'évacuation des excréta est une sources de maladies hydriques.

c. Le rejet des eaux usées et les problèmes de santé publique

La mauvaise qualité de l'environnement a un impact sur la santé publique. Les risques associés aux rejets des eaux usées sans traitement sont de trois ordres :

-les premier risques pour la santé du kinois sont les maladies hydriques par contamination virale (poliomyélite et hépatite A), par contamination bactérienne (salmonellose, shigellose, leptospiroses) et par contamination de vers parasites intestinaux. Les travaux de Gbua en 2005 dans le quartier riverain de Kingabwa-Pêcheur dans la commune de Limete, montrent que la diarrhée touche les enfants dans 61% des cas, suivi de la fièvre typhoïde (43%), de l'amibiase (43%) et de la dermatose.

-le deuxième risque, ce sont les maladies liées à la présence d'éléments toxiques avec des micropolluants organiques (détergents, pesticides, ...) et avec des substances minérales (plomb, cadmium, mercure).

-le troisième risque de dégradation des écosystèmes aquatiques par la modification de certains paramètres physiques (température, matières en suspension), physico-chimiques (vitesse de dissolution de l'oxygène), chimiques (azotes et phosphores) etc... (Nzuzi lelo, 2009).

II.1.3. Assainissement solide en Afrique subsaharienne

II.1. 3.1. Définition

La loi du 15 juillet 1975 en France, relative à l'élimination des déchets et à la récupération des matériaux définit les **déchets**: tout résidu d'un processus de production, de transformation ou d'utilisation et plus généralement toute substance, ou produit et tout bien meuble dont le propriétaire ou le détenteur se défait, projette de se défaire, ou dont il a l'obligation de se défaire ou de l'éliminer (Damien, 2009).

II.1.3.2. Problème de salubrité en Afrique subsaharienne

Aujourd’hui, en Afrique, à la faveur d’une urbanisation galopante et de ses corollaires, la gestion des déchets est devenue une préoccupation importante. Il suffit de traverser n’importe quelle ville africaine pour constater les manifestations de ce problème: amoncellements de déchets, détritus le long des routes, ruisseaux bloqués, sites d’enfouissement menaçant la santé dans les secteurs résidentiels, et élimination inadéquate des déchets toxiques (Onibokun, 2001). Ces phénomènes ont des conséquences dans les domaines de l’habitat, de l’éducation, de la santé et de l’environnement. Les capacités des autorités urbaines à procurer aux citadins des services de base adéquats et un environnement sain sont dépassées. Les pressions sur l’environnement sont tangibles, les infrastructures et les réseaux urbains en place sont surchargés et/ou inopérants. Donc, les villes africaines produisent des déchets dont elles ne peuvent se débarrasser de manière à préserver leur santé et leur environnement.

Les systèmes actuels de gestion des déchets solides municipaux se limitent très souvent à de faibles taux de collecte (tableau 14), au recyclage et réutilisation via les opérateurs informels, à la mise en décharge dans des conditions peu satisfaisantes et très souvent à l’incinération à l’air libre sur les décharges et les dépôts sauvages. Ces systèmes déjà insuffisants, conjugués au manque ou à l’insuffisance des réseaux de drainage et de traitement des déchets liquides contribuent à la prolifération des insectes et rongeurs, nuisibles à la santé de l’homme.

Tableau 14. Taux de collecte des Déchets Solides Municipaux (DSM) dans quelques grandes villes africaines (Sotamenou et Kamgnia, 2009)

Ville	Population	Croissance annuelle (%)	DSM collectés (%)
Yaoundé (Cameroun)	1 720 000	6,80	43
Nairobi (Kenya)	2 312 000	4,14	30-45
Dakar (Sénégal)	1 708 000	3,93	30-40
Abidjan (Côte d’Ivoire)	2 777 000	3,98	30-40
Lomé (Togo)	1 000 000	6,50	42,1
N’djaména (Tchad)	800 000	5,00	15-20
Nouakchott (Mauritanie)	611 883	3,75	20-30

II.1.3.3. Production des déchets

La connaissance de la production des déchets urbains est essentielle dans la planification d'un système de gestion afin de prévoir au mieux le dimensionnement de la collecte et des installations de traitement. De nombreuses études évaluent la quantité de déchets produits, mais les résultats présentés dans le tableau 15 montrent des écarts importants.

Tableau 15. Production de déchets par habitant dans quelques villes

Pays	Villes	Référence	Production déchets Kg/hab/j
Benin	Bembereke	Ngahane, 2015	0,94
Burkina Faso	Ouagadougou	Ben Ammar, 2006	0,65
Burundi	Bujumbura	Ndayikeza 2012	0,37
Cameroun	Yaoundé	Ngnikam, 2000	0,85
Cameroun	Bafoussam	Ngnikam, 2000	0,37
Ghana	Moyenne nationale	Ben Ammar, 2006	0,25-0,55
Maroc	Moyenne nationale	O.N.E.M., 2001	0,75
Tanzanie	Dar Es Salaam	Ben Ammar, 2006	0,95
Belgique	Moyenne nationale	Rodriguez Ruiz, 2009	1,30
France	Paris	Rodriguez Ruiz, 2009	1,50

Ce tableau montre qu'il ya une forte disparité entre la production des villes des pays industrialisés (P.I.) et celle des villes des pays en développement (P.E.D.). Généralement, cette moyenne pour les P.I. se situe autour de 1,4 à 1,7 Kg/hab/j alors qu'elle est beaucoup plus faible, inférieur à 1 kg/hab/j pour les P.E.D.

Cette production varie également d'un quartier à l'autre à l'intérieur d'une même ville, souvent en fonction du niveau de vie de la population. Dans une étude d'Ojeda-Benitz *et al.*,(2003) portant sur la caractérisation des ordures ménagères à Mexicali (Mexique), les quartiers à haut niveau de vie produisent 26% de déchets supplémentaires par rapport aux quartiers d'habitat spontané. D'autres paramètres comme les conditions climatiques influencent le mode d'alimentation de la population et donc la production de déchets urbains.

Ainsi à Yaoundé (Cameroun) la production moyenne de 0,6 Kg/hab./j en saison sèche passe à 0,98 Kg/hab./j en saison humide (Ngnikam, 2000).

Cette variabilité dans la production des déchets urbains est fonction du pays, mais également de la ville, du niveau de vie de la population et des conditions climatiques. Ces écarts peuvent provenir de la méthode même d'évaluation de la production des déchets : évaluation au sein des foyers (Aloueimine *et al.*, 2006 a & b, Ngahane, 2015) ou évaluation à l'arrivée des déchets sur les sites de regroupement, de transfert ou de traitement (Tchobanoglous *et al.*, 1993). Dans ce deuxième cas, il faut tenir compte du secteur non officiel, qualifié d'informel, qui recycle une partie des déchets produits dans une proportion variant de 5% à 25%, respectivement pour Bangkok (Thaïlande) et Jakarta (Indonésie) (Bernache-Perez *et al.*, 2001).

II.1.3.4. Gestion des déchets ménagers

La nécessité de gestion des déchets est dictée par les impératifs sanitaires et environnementaux. Ceci est d'autant plus important que la quantité des déchets générés ne cesse d'augmenter et de se diversifier. Ce caractère d'hétérogénéité des déchets représente le principal obstacle pour une généralisation d'une filière de gestion et de traitement de ces refus.

L'objectif ultime de la gestion des déchets étant de réduire le volume des matériaux destinés à la décharge finale pour minimiser les risques de pollution qu'ils peuvent causer pour la santé et l'environnement (potentiel polluant, émission du biogaz, lixiviat, pathogènes, etc. (MBT, 2003), les stratégies de gestion doivent passer par l'application de principes simples qui permettent d'atteindre les objectifs spécifiques correspondants (Wincker, 2000 ; FCQ, 1999).

Il s'agit principalement de :

- Le recours aux technologies propres permet l'optimisation du procédé de fabrication d'un produit, la réduction de sa quantité ou la production de moins polluant. On pourra ensuite travailler sur la dépollution puis sur la non-pollution.
- La mise en œuvre de filière de réutilisation, de recyclage et de compostage des déchets est l'aspect le plus important dans la gestion des déchets. Ainsi, les composantes valorisables des déchets peuvent être réintroduites dans un nouveau cycle de production économique.
- Le rejet « écocompatible » des déchets; notion fondamentale lorsqu'aucune des autres stratégies ne peut être appliquée, il faut définir un retour « acceptable » des déchets dans le milieu naturel.

- L'enfouissement ultime, c'est-à-dire, l'enfouissement des déchets qui n'ont pu être réduits, réutilisés ou recyclés ou compostés.

Ainsi le mode de gestion est résumé par cinq phases réparties dans le temps et dans l'espace : la production de déchets ; le tri et la collecte ; la valorisation par le recyclage ; le traitement de la fraction non valorisable ; et l'élimination finale dans un site aménagé d'un résidu éco-compatible.

C'est le cas dans les pays industrialisés qui ont mis en place depuis une vingtaine d'années les structures d'organisation, les équipements, la gestion financière et la réglementation nécessaire.

Malheureusement, dans les PED, l'élimination des déchets se limite souvent à la collecte primaire assurée par des associations, des ONG ou des PME. La collecte secondaire, souvent sous la responsabilité des services techniques des communes, est mal assurée par manque de matériels roulants adaptés opérationnels. Le site de regroupement à la périphérie de quartiers est alors l'exutoire final qui, compte tenu de l'extension de la ville, se retrouve au milieu de nouvelles zones d'habitation. Certaines capitales d'Afrique de l'Ouest ont malgré tout pu bénéficier de l'aide internationale pour installer des centres de traitement final des déchets combinant tri, compostage de la fraction fermentescible et enfouissement technique. Le schéma suivant, montre la voie à suivre pour une bonne gestion des déchets dans les pays en développement.

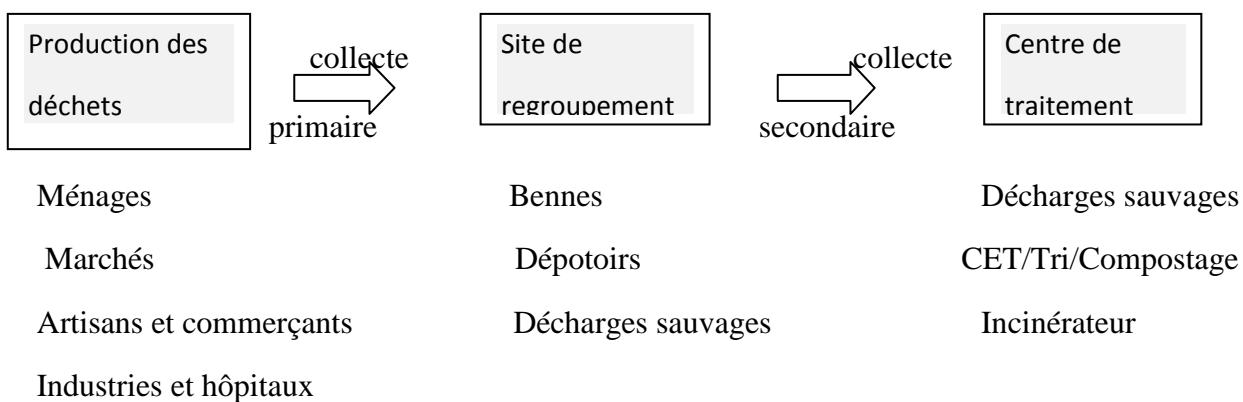


Figure 26. Schéma de gestion des déchets commun aux PED

Au vu d'un grand nombre de scénarios de gestion des déchets dans l'ensemble des PED et sans vouloir être exhaustif, le constat global est le suivant :

- une absence de données sur les déchets : typologie, flux, composition, répartition spatio-temporelle;
- une gestion chaotique de la filière d'élimination des déchets qui fait rarement appel au secteur privé; absence de schéma directeur national et de schéma local qui permettent de projeter sur le moyen et le long terme;
- une technologie non maîtrisée et souvent inadaptée au contexte local, surtout pour la conception et l'installation des procédés industriels;
- un financement insuffisant et non planifié;
- une réglementation insuffisante et inappliquée;
- une incertitude quant à l'évaluation des impacts environnementaux évités ou générés.

II.1.3.5. Cas de Kinshasa

Kinshasa est une ville qui déborde d'activités de différentes sortes et de diverses origines: activité quotidienne des ménages et celles liées à l'urbanisation ainsi qu'à l'industrialisation.

Dans ce travail, notre attention sera focalisée seulement aux déchets ménagers.

Les déchets ménagers rencontrés dans la ville de Kinshasa sont les débris des végétaux, les tessons de bouteilles, les restes de cuisine, les cendres, les feuilles mortes, les plastique, cartons et autres emballages, etc. que les ménages produisent quotidiennement.

C'est dans les quartiers densément peuplés que les déchets s'entassent en monticule et restent dans cet état pendant plusieurs jours voire plusieurs mois. Les « décharges sauvages » ainsi créées constituent des lieux de prédilection pour la multiplication des vecteurs de maladies et pour fréquentation d'animaux domestiques (chats, chiens, chèvres, etc.) ; rongeurs et vermines. En attendant leur évacuation, les enfants jouent au football sur ces tas d'ordures par manque d'espaces de jeux. Et les parents ne se soucient guère de voir leurs enfants exposés à l'insalubrité, donc aux blessures et aux maladies comme le tétanos, les maladies respiratoires et des mains sales.

Des études menées dans différents quartiers (Muamba, Biey *et al.*, 1999 ; Nzuzi Lelo, 1999), montrent que les déchets produits à Kinshasa sont composés majoritairement des matières fermentescible (plus de 60 %).

Certes, Kinshasa produit des grosses quantités de déchets ménagers, mais cette production n'est pas repartie de la même manière dans tous les quartiers. Les études IGIP (2007) montrent d'ailleurs la quantité des déchets est proportionnelle au rang social du quartier, comme le résume le tableau suivant.

Tableau 16. Quantité de déchets produits par type de quartier

Type du quartier	Production spécifique de déchets solides ménagers		
	Non tassés l/hab/j	Tassés l/hab./j	Kg/hab/j
Quartiers résidentiels	3,5	2,00	0,7
Quartiers anciens populaires	2,5	1,43	0,5
Quartiers nouveaux populaires	1,5	0,86	0,3
Valeur moyenne	2,0	1,10	

Source IGIP (2005)

Ce tableau montre que le quartier le plus aisé, c'est-à-dire résidentiel, produit beaucoup plus de déchets (0,7 kg/hab./jour) que les quartiers anciens et quartiers nouveaux populaires. Et pourtant, ces derniers sont très peuplés mais très marqués par la pauvreté grandissante.

Si les quantités de déchets produits varient en fonction du rang social du quartier, il y a lieu de faire remarquer qu'elles diffèrent aussi selon le site topographique de la ville. En effet, selon le PNA, au début des années 2000, les cités des collines (1 625 000 habitants) produisaient quotidiennement près de 1 500 m³ de déchets par jour alors que les cités des plaines (4 375 000 habitants), quant à elles, produisaient 3 500 m³ par jour (Nzuzi Lelo, 1999). A voir de plus près il n'y a pas de différence car la quantité va avec le nombre de la population.

IGIP (2007) cité par Nzuzi Lelo (2009), dans son étude sur le plan d'action pour l'assainissement de la ville de Kinshasa, a évalué la production urbaine de déchets ménagers à environ 6300 m³/jour, soit 6 litres/parcelle/jour, contre 5700 m³/jour en 2005 (PNA, 2005), 5000 m³/jour en 2000 (Nzuzi Lelo, 1999), 3500 m³/jour en 1986 (Ilunga, 1995). Ces chiffres montrent bien la croissance des déchets municipaux solides dans le temps.

a) Evacuation et élimination des déchets municipaux

Comme il n'existe aucune politique urbaine sur la question des déchets dans la ville de Kinshasa, chaque ménage doit se débrouiller pour se débarrasser des ses déchets. C'est ainsi qu'il ya prolifération des décharges non contrôlées et des maladies.

Le rapport annuel de 2005 du PNA faisait mention de la faible capacité de la ville de monter des stratégies de gestion des déchets. En effet, le PNA indique qu'en 1960, Kinshasa avec une population envoisinant 500 000 habitants avait un taux de production des déchets ménagers estimé à 15% et un taux d'évacuation de 70%. Curieusement en 2000, avec une population de 6 millions d'habitants et un taux de production estimé à plus de 70%, la ville avait une capacité d'évacuation de moins de 15%. Cette faillite est à la base de la multiplication, à travers la ville, de décharges non contrôlées qui affectent dangereusement la santé publique.

b) Collecte et transport des déchets

Le pouvoir public ne parvient pas jusqu'à présent à organiser un système planifié de ramassage parcellaire des ordures. Il existe des initiatives sporadiques et éphémères de quelques associations locales qui, à la mesure de leurs moyens, collectent les déchets avec des chariots (pousse-pousse) dans les quartiers populaires. Par contre, dans les quartiers riches, ce sont plutôt les privés qui lancent, faute de mieux, quelques initiatives très limitées de ramassage, à petite échelle et à peine efficaces. Ceux qui ne sont pas abonnés aux chariots ni aux véhicules déposent carrément leurs déchets dans les caniveaux, cours d'eau, sur la voie publique ou décharge anarchiques qui seront évacuées plus tard par l'hôtel de ville dans l'une de ses traditionnelles et improvisées opération appelées communément « Kin Bopeto » (Kinshasa propre). Kinshasa la capitale, n'a pas un service public de collecte et de transport des déchets comme nous le constatons ici en Belgique.

Actuellement, il existe un Programme d'assainissement urbain (PAUK) de l'Union Européenne qui opère dans 4 communes de la ville. Le PAUK dispose de 22 centres de pré collectes (appelé centre de transfert) des déchets pour la population environnante et une décharge appelée communément centre d'enfouissement technique (CET) de Mpasa qui se trouve dans la commune de la Nsele. Les images suivante illustrent bien le centre de pré collecte de Beaux arts dans la commune de la Gombe.



Figure 27. Centre de pré collecte des déchets de beaux arts à Gombe

Les déchets qui tombent sont remis dans la benne par les travailleurs affectés au centre de pré-collecte. Aujourd’hui, l’Union Européenne a laissé le PAUK entre les mains des autorités de la ville et il se pose déjà des problèmes de collecte et d’évacuation des déchets.

II.1.3.6. Caractéristique des déchets solides

La connaissance de la composition physico-chimique des déchets est essentielle dans la gestion et le traitement des rejets et pour prédire les risques potentiels de pollution pour l’environnement. Elle permet donc de mettre en place des procédures de contrôle et de réduction des émissions polluantes dans le milieu récepteur. Les paramètres essentiels de cette composition sont sujets à diverses variations, ces paramètre sont : la masse volumique, l’humidité, le pouvoir calorifique et le rapport carbone/azote.

a. La densité

La masse volumique ou *masse spécifique* est une grandeur physique qui représente la masse par unité de volume. Elle est exprimée en kg.m^{-3} (SI). Dans la littérature, la masse volumique des déchets est souvent désignée, maladroitement, par les auteurs, par *densité* qui est un nombre sans unité, égal au rapport d’une masse de substance ou matériau homogène à la masse du même volume d’eau pure à une température de 4 °C environ. L’origine de cet équivoque est du fait qu’en anglais le mot *mass-density*, qui désigne la masse volumique, est souvent réduit à *density* (Mbuligwe et Kassenga, 2004).

La masse volumique est l’un des paramètres important aussi bien dans le choix et la conception des moyens de transport des déchets urbains (en particulier dans les PED) que dans la stabilisation des déchets en décharge. Elle dépend de la composition des déchets et en particulier de la fraction organique avec une humidité élevée, et de la fraction des fines

inférieure à 8 mm (sable et poussière) dans certains PED. En effet, la masse volumique relativement importante des déchets en Tanzanie, par exemple, est due à la teneur élevée en matière organique qui est de 78 % (Mbuligwe et Kassenga, 2004).

La masse volumique est élevée grâce à l'apport de la fraction des fines. En fonction des pays, sa valeur peut varier dans les PI de 100 à 200 kg.m⁻³ et de 130 à 569 kg.m⁻³ dans les PED (Charnay, 2005, Cointreau-Levine, 1997, Ngahane, 2015).

Dans les décharges, après compactage des déchets, la masse volumique peut varier entre 400 et 500 kg.m⁻³ aussi bien dans les PI que dans les PED et peut atteindre 830 kg.m⁻³.

Le tableau 17, ci-dessous, donne quelques exemples de PCI dans les des DUS dans quelques pays de part le monde.

b. Humidité

C'est un paramètre important qui a une influence notable sur le pouvoir calorifique et la décomposition des matières fermentescibles. Il est variable suivant la nature des ordures, le lieu de production, les saisons et suivant les conditions sociales du producteur. En Europe, le taux d'humidité des ordures oscille entre 35 et 45%, avec un maximum en été et un minimum en hiver. En milieu tropical humide par contre, le taux d'humidité tourne autour de 65 % avec un minimum situé à plus de 50% en saison sèche (Gillet, 1985, Ngnikam *et al.*, 1998). Le tableau 17, ci-dessous, donne quelques exemples d'humidité dans les des DUS dans quelques pays de part le monde.

c. Pouvoir calorifique

Le PCI des déchets solides est la quantité de chaleur dégagée par la combustion complète de l'unité de masse du combustible en supposant que toute l'eau, provenant de ce dernier ou formée au cours de la combustion, reste au stade final à l'état de vapeur dans les produits de combustion (Diop, 1988 ; Abu-Qdais et Abu-Qdais, 2000).

En règle générale, plus la teneur en eau est élevée, plus le PCI est faible. Lorsque les ordures ménagères contiennent plus de 50% d'humidité, elles sont improches à l'incinération. Les valeurs généralement admises pour les ordures des pays tempérés sont comprises entre 1 400 et 1 800 kcal/kg par tonnes (Ngnikam et Tanawa, 2006).

En plus, la valeur de ce paramètre dépend de la composition des déchets et est la somme des PCI des constituants. Les principaux constituants dont l'apport dans PCI est déterminant, sont les plastiques, le cuir et le caoutchouc, les textiles, le bois et le papier carton avec un apport de

30 ; 21 ; 18 ; 13 et 9 % respectivement. Dans la majorité des PED, le PCI est en moyenne de l'ordre de 1000 kcal/kg, ce qui fait que l'option d'incinérer les déchets n'est pas souvent le choix le plus adapté (techniquement et économiquement) pour le traitement. Dans ce cas, l'utilisation d'un comburant sera indispensable, et, par conséquent, l'incidence budgétaire sera encore plus importante. Dans de rares cas, le PCI peut atteindre 1600 voire plus de 2700 kcal/kg (Georgieva et Varma, 1999 ; Abu-Qudais et Abu-Qdais, 2000 et Aloueimine *et al.*, 2005). En Mauritanie par exemple, le PCI est favorisé par la faible teneur en fermentescibles et le taux important des plastiques d'environ 20 % du poids total des OM. Le tableau suivant donne quelques valeurs de PCI des OM de quelques pays pour les déchets bruts que l'on peut comparer avec le PCI de 4498 kcal/kg calculer sur des déchets urbains secs de l'Ile Maurice (Mohee, 2002) .

Tableau 17. Caractéristiques physiques de certains déchets ménagers

Pays	Unité	Ile Maurice	Maroc	Tanzanie	Mauritanie	PED	PI
Auteurs		Mohee, 2002	Charnays (2005)	Mbuligwe& Kassenga (2004)	Aloueimine <i>et al.</i> (2005-b)	Cointreau-Levine (2007)	
Masse volumique	kg.m ⁻³	-	350	390	410	250-500	100-170
Humidité	%	48	60-70	31	11	40-80	20-30
PCI	Kcal/kg	4498	1000	-	2652	800-1100	1500-2700

d. Le rapport carbone/azote

Le rapport carbone/azote est un paramètre qui, permet d'apprécier l'aptitude des ordures à la biodégradation. Ce paramètre permet aussi, dans le cas du compostage, de mesurer le degré de maturité de compost. Dans les ordures ménagères fraîches, ce rapport se situe généralement entre 20 et 35 (Gillet, 1985). Le tableau suivant donne certaines valeurs du rapport C/N recommandé par certains auteurs pour juger de l'aptitude des déchets à la biodégradation.

Tableau 18. Rapport C/N recommandé pour la biodégradation des déchets

Références	Rapport C/N	Humidité
Mohee (2005)	20-35	50-60
Mbulugwe&Kassenga (2004)	20-30	-
Hoornweg et al. (2000)	20-25	-
Cours EMSE cité par Aloueimine (2006)	15-35	-
Iyengar et Bhave (2005)	15-20	-
MBT (2003)	<30	40-50

II.2. Caractérisation des déchets solides

Toute politique de gestion se voulant durable devrait être tenir compte de la composition des déchets et ce pour plusieurs raisons citées par Reinhart et al. (1996) et Wicker (2000) dont notamment le besoin d'estimer la quantité des matériaux produits, d'identifier leur source de génération, de faciliter le design des équipements des procédés de traitement, de définir les propriétés physiques, chimiques et thermiques des déchets et de veiller sur la conformité avec les lois et règlements locaux.

La mise en place de données fiables sur la caractérisation des déchets est un préalable à toute approche de gestion efficiente de ces résidus. La disponibilité de ces informations capitales permet essentiellement :

- d'évaluer la masse de déchets générés et de suivre son évolution en vue de planifier et de définir les stratégies futures en matière de gestion et de traitement ;
- d'évaluer le potentiel de valorisation (compostage, recyclage des métaux et du carton, etc.) ou les besoins pour le traitement et l'enlèvement des déchets;
- d'optimiser le mode de traitement en connaissant précisément la composition des déchets ;
- de prédire les émissions de ces déchets dans l'environnement et éventuellement de travailler sur l'atténuation de leur impact.

La caractérisation des déchets solides municipaux est alors un préalable pour définir convenablement une politique nationale de gestion qui servirait de guide général tout en gardant sa flexibilité pour permettre l'intégration des spécificités dans l'élaboration des plans logiques de gestion au niveau local.

La caractérisation des déchets n'est pas universelle car elle dépend de l'objectif pouvant capitaliser les résultats obtenus par celle-ci. Il existe plusieurs façons de caractériser un déchet. Brunner et Ernst (1986), suggèrent une caractérisation suivant des paramètres divisés en trois groupes :

1°) matériaux (papier, verre, métaux, etc.),

2°) paramètres physiques, chimiques ou biologiques (masse volumique, teneur en eau, biodégradabilité, etc.) et

3°) composition élémentaire (carbone, mercure, etc.). Il est toutefois important de signaler que la détermination de tous ces paramètres n'est pas toujours nécessaire. Il est souvent suffisant d'analyser un seul groupe spécifique pour répondre à une question donnée sur la gestion des déchets.

II.2.1. Les différentes méthodes de caractérisation

La caractérisation des déchets a pour but de fournir des informations capitales sur la base desquelles le décideur est à même de choisir sa politique de gestion de ces refus. Ces renseignements doivent lui permettre notamment de mettre en place un système efficace de gestion (valorisation, récupération, etc.) et d'optimiser le choix des techniques de traitement des déchets. Etant donné que les caractéristiques des déchets générés évoluent constamment, leur suivi dans le temps s'avère indispensable pour une gestion efficace et pérenne. Ainsi, toute méthode de caractérisation doit prendre en compte cet aspect de mise à jour des données (donc facilité à être conduite fréquemment) et, par conséquent, elle doit être fiable, adaptée au contexte local et avoir un coût minimal pouvant être supporté par les collectivités intéressées. Ces critères sont d'autant plus importants qu'ils représentent aujourd'hui la difficulté majeure dans les PED où on ne dispose que de très peu d'informations actualisées relatives au secteur des déchets (taux de génération à la source, évolution de ces taux dans le temps et l'espace, potentiels valorisables, quantités à gérer, toxicité, etc.).

Ainsi, la littérature montre que les pays industrialisé ont développé certaines méthodes de caractérisation qui tiennent compte de la qualité et la quantité des déchets. Parmi les principales méthodes disponibles de caractérisation des déchets solides municipaux, on distingue les méthodes indirectes et les méthodes directes.

a. Les méthodes directes

Les méthodes d'analyse directe sont basées sur l'échantillonnage et le tri manuel des déchets (dans un secteur donné) pour déterminer leur composition selon des catégories prédefinies. Ces méthodes reposent généralement sur des protocoles qui définissent les principes d'échantillonnage et de tri lors d'une campagne de caractérisation. Les principales sont : la

méthode MODECOM, le Protocole IBGE, le Protocole EPA et le Protocole ARGUS (Ben Ammar, 2006).

a) La méthode MODECOM

Cette méthode a été développée par l'Agence Française de l'Environnement en 1994. Elle s'intéresse le plus souvent à la caractérisation des déchets à partir des bennes ou des décharges finales (MODECOM, 1993) ou en échantillonnant dans des bacs ou des sacs déposés sur la voie publique par chaque émetteur (SENES Consultants Limited, 1999 ; Racine, 2002 et ADEME, 2005-b).

Avec cette méthode, les ordures ménagères sont séparées en 13 catégories (déchets putrescibles, papiers, cartons, complexes, textiles, textiles sanitaires, plastiques, combustibles non classés, verres, métaux, incombustibles non classés, déchets ménagers spéciaux et éléments fins inférieurs à 20 mm); puis en 39 sous-catégories. Il est nécessaire de faire deux campagnes de caractérisation sur une année (été et hiver) et chaque campagne comporte 5 étapes :

- Enquête préalable, permettant de recueillir l'ensemble des données nécessaires à l'organisation d'une campagne d'analyse ;

- Choix des conteneurs ou des bennes de collecte à échantillonner ;

- Constitution des échantillons à trier ;

- Tri de l'échantillon de 500 kg en 13 catégories puis en 39 sous-catégories ;

- Analyses en laboratoire (taux d'humidité, composition, pouvoir calorifique, etc.).

Le coût d'une campagne de caractérisation variait de 5 488 à 8 385 € TTC. (Adème, 1998 cité par Ngahane, 2015).

b) Le Protocole IBGE

Ce protocole a été mis sur pieds par l’Institut Bruxellois pour la Gestion de l’Environnement en 1995 en partenariat avec l’Agence Bruxelles-Propreté afin d’évaluer le gisement et la composition des déchets ménagers.

L’établissement du bilan global de la production des déchets ménagers pour 1999 repose sur 3 types de données à savoir :

-Les données fournies par les gestionnaires des collectes des déchets ménagers organisées en région de Bruxelles-Capitale. Elles concernent principalement la collecte sélective uni matériau : les quantités collectées via les associations caritatives, via le réseau des bulles à verre, via les coins verts, via les sacs bleus et jaunes, ainsi que les quantités et compositions des déchets collectés via les parcs à conteneurs et la déchetterie régionale ;

c) Le Protocole EPA

Il a été développé par l’Agence Irlandaise de Protection de l’Environnement en 1996. La caractérisation est biannuelle comme la dans la méthode MODECOM. L’échantillonnage et la taille de l’échantillon est fonction du nombre de ménages dans la zone d’étude, du type d’habitats, du niveau social et du type du système de collecte utilisé.

d) Le Protocole ARGUS

Il a été développé par l’Agence allemande de l’Environnement en 1979-80 et en 1983-85. Les déchets sont classés en 13 catégories que sont : métaux ferreux, métaux non ferreux, papiers et cartons, verre, plastiques, déchets organiques, bois, textiles, minéraux (autres que verre), composites, déchets dangereux, autres, éléments fins inférieurs à 10 mm. Ces déchets sont ensuite répartis en 41 sous-catégories.

Dans le but d’harmoniser toutes les méthodes européennes, une méthode dénommée REMECOM (Réseau de Mesure Européen des Ordures Ménagères) a été mise au point en 1998 dans le cadre d’un programme européen coordonné par l’ADEME, impliquant 5 pays européens (l’Allemagne, la Belgique, la France, l’Irlande, l’Italie). Cette harmonisation qui a été testée dans 18 villes européennes, a porté essentiellement sur la nomenclature et les

procédures de tri. Les méthodes d'échantillonnages par contre sont restées propres à chaque pays (développées dans les méthodes nationales) (Ben Ammar, 2006).

b. Méthodes indirectes

La plus populaire est la méthode dite « material flows methodology » développée par l'Agence américaine de Protection de l'Environnement. C'est une méthode basée sur l'analyse des produits mis sur le marché car tout produit commercialisé et consommé ou après usage, il est rejeté en tant que déchets. Et si on connaît avec précision les quantités de chaque produit manufacturé et mis sur le marché ainsi que les durées de consommation respectives de ces produits, alors les quantités de déchets générées pourraient être calculées. Etant une méthode théorique, elle est rapide et moins coûteuse. Malheureusement elle présente des inconvénients :

- Elle ne peut qu'être appliquée dans des municipalités totalement urbaines et dans lesquelles les populations se procurent tout ce dont ils ont besoin dans des commerces ;
- Elle ne peut être efficace que si tous les produits commercialisés sont bien répertoriés et les données relatives à leur production et aux taux de consommation locale disponibles ;
- Elle ne tient pas compte des facteurs humains et naturels qui sont susceptibles d'intervenir de façon significative sur le cycle de vie des produits de consommation.

Il est à souligné que toutes les méthodes citées ci-haut sont applicables aux pays industrialisés. Elles sont très différent de celui des PED à cause notamment de la modification de la composition des déchets à toutes les étapes du circuit de leur gestion, depuis les ménages jusqu'à la décharge. En effet, la valorisation matière dans ces pays commence déjà à la source en particulier pour la grande part de la fraction organique utilisée comme aliment de bétail dans certains pays. Et aussi, pendant le dépôt des déchets sur la voie publique, on voit intervenir d'autres acteurs de la filière et, par conséquent, les caractéristiques des déchets vont encore changer. La nécessité des méthodes rigoureuses adaptées aux conditions locales des PED a maintes fois été exprimée et certains travaux de recherche se sont penchés dessus. C'est le cas par exemple des thèses de Ben Ammar (2006), de Aloueimine en 2006 et Ngahane (2015).

Conclusion

La gestion des déchets solides et liquide en Afrique sub-saharienne demeure une problématique qui prend de plus en plus de l'ampleur face aux taux élevés de croissances des populations, à l'urbanisation galopante et à la diversification des déchets émis. En plus d'une croissance des quantités de déchets solides et liquides générés, on assiste présentement à des changements notables des composants mêmes de ces déchets. La réglementation sur l'assainissement (solide et liquide) existe dans tous les pays de la sous-région mais son application se heurte à une diversité des contraintes.

A cet effet, plusieurs méthodes de caractérisation existent déjà. Certaines permettent de caractériser les déchets solides de façon indirecte et d'autres permettent leur caractérisation directe. Les plus connues ont été développées dans les pays développés et peuvent être appliquées avec efficacité dans des pays présentant les caractéristiques similaires. Leur inapplicabilité intégrale dans les PED a nécessité la mise sur pieds des méthodes de caractérisation intégrant les contraintes et spécificités de ces derniers.

Références bibliographiques

- ADEME 2005-b. Mieux connaître les déchets produits à l'échelle du territoire d'une collectivité locale, Guide Méthodologique, Version Expérimentale, 111 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, Laboratoire des Sciences de l'Eau et de l'Environnement, 195 p.
- ALOUEIMINE S., MATEJKA G., ZURBRUGG C. et SIDY MOHAMED M.E., 2005-a. Caractérisation des Ordures Ménagers à Nouakchott : Partie I : Méthode d'Echantillonnage, Déchets sciences et techniques, Vol. 44, 2006, pp. 4-8
- ALOUEIMINE S., MATEJKA G., ZURBRUGG C. et SIDY MOHAMED M.E 2005-b. Caractérisation des Ordures Ménagers à Nouakchott : Partie II : Résultats en Saison Sèche et en Saison Humide, Revue Francophone d'écologie industrielle, 8 p
- ABU-QUDAIS M. et ABU-QDAIS H.A. 2000. Energy content of municipal solid waste in Jordan and its potential utilization; Energy Conversion & Management 41 (2000) 983 –991
- AMBASSA N. A. 2005. Contribution à la caractérisation des boues de vidange de *la ville de Yaoundé*. Mémoire de DESS, Faculté des sciences de l'Université de Yaoundé I. 40 p.
- BELEVI H. and BAUMGARTNER B. 2003. A systematic overview of urban agriculture in developing countries from an environmental point of view. *Int. J. Environmental Technology and Management* 3 (2): 193-211.

BEN AMMAR S., 2006. Les enjeux de la caractérisation des déchets ménagers pour le choix de traitements adaptés dans les pays en développement : Résultats de la caractérisation dans le grand Tunis. Mise au point d'une méthode adaptée. Thèse de doctorat, Institut national polytechnique de Lorraine, Ecole nationale supérieur de Géologie de Nancy, Laboratoire environnement et minéralurgie, pp 326.

BERNACHE-PEREZ G., SANCHEZ-COLON S., GARMENDIA A.M., DAVILA-VILLAREALavila A. and SANCHEZ-SALAZAR M.E. (2001). Solid waste characterisation study in Guadalajara Metropolitan Zone, Mexico; Waste Management Research, 19: 413 - 424.

BIEY E.M., PWEMA K., MBEMBA, F.T., MINDELE U.L., MAFUTAMINGI, F., et KIYE N., 1999 : essai de collecte et traitement des déchets solides à l'Université de Kinshasa Congo R.D.), in Mededelingen, Faculteit landbouwkundige en toegepaste biologische wetenschappen, MFLBER 64(1) 1-348, Belgium.

BIGUMANDONDERA P., 2014. Etude de l'assainissement non collectif en Afrique subsaharienne : Application à la ville de Bujumbura. Thèse de doctorat, Université de Liège, Belgique, 276p.

BLUNIER, P., H. KOANDA, M. STRAUSS, A. KLUTSE et J. TARRADELLAS, 2004, Quantification des boues de vidange, Exemple de la ville d'Ouahigouya, Burkina Faso, EAWAG/SANDEC, Lausanne, 8 p.

BOKOLO N., 2004. Etude du bilan quinquennal et d'impact du curage de la rivière Kalamu sur l'habitat, l'environnement et la santé publique : 1999-2004, mémoire de licence en sciences géographiques, Université de Kinshasa, 57 p.

BOLYA W., 2004. Les inondations de la rivière Yolo et son curage par la Foleco, mémoire de licence en sciences géographiques, Université de Kinshasa, 100p.

BÖSCH A. and SCHERTENLEIB R., 1985. Emptying on-site excreta disposal systems: Field tests with mechanized equipment in Gaborone (Botswana). IRCWD report n° 03/85, 109p.

BRESLIN E. D., 2002. Introducing Ecological Sanitation: Some lessons from a small town pilot project in Mozambique. Water Science & Technology, 45(8), 217-224.

BRUNNER R.H. et ERNST W.R. 1986. Alternative methods for the analysis of municipal solid waste; waste management & research, 4: 147.

CHARNAY F., 2005. Compostage des déchets urbains dans les pays en développement : élaboration d'une démarche méthodologique pour une production pérenne de compost. Thèse de doctorat n° 562005, Université de Limoges, 277p.

CHOCAT, B. *Encyclopédie de l'hydrologie urbaine et de l'assainissement.*- Paris (FR): Lavoisier Tec et Doc, 1997.- 112 p. - ill., tabl., graph. - ISBN : 2-7430-0126-7

COINTREAU-LEVINE S., 1997. "Occupational and Environmental Health Issues of Solid Waste Management". International Occupational and Environmental Medicine. St. Louis (USA); 25 pages.

COLLIGNON B., 2002. Les entreprises de vidange mécanique des systèmes d'assainissement autonome dans les grandes villes africaines. Rapport de synthèse finale, Hydro conseil, France. 50 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.

CREPA 2002a. Projet de gestion des boues de vidange : Etat des lieux au Sénégal. Rapport de projet, 181 p.

COFIE, O., AGBOTTAH S., STRAUSS M., ESSEKU H., MONTAGERO A. AWUAH, E. and KONE D., 2006. Solid-liquid separation of faecal sludge using drying beds in Ghana: Implications for nutrient recycling in urban agriculture. *Water Research* 40 (2006):75-82.

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, 4665-4675.

DAMIEN A., 2009 : Guide du traitement des déchets, 5^{ème} éd., Dunod 437 p.

DEL PORTO D. & STEINFELD C., 2000. The Composting Toilet System Book.Center for Ecological Pollution Prevention, première edition, Concord, Massachusetts, 235 p.

DIOP O., 1988. Contribution à l'Etude de la Gestion des Déchets Solides de Dakar : Analyse systémique et Aide à la Décision, thèse de doctorat N° 757, Département de Génie Rural et Géométrie, Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne, Suisse, 292 pages.

DRANGERT J. O., 1998. Fighting the urine blindness to provide more sanitation options. *water SA*, 24(2), 157-164.

ESREY S.A., GOUGH J., RAPPORT D., SAWYER R., SIMPSON-HEBERT 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.

FCQ, 1999. Front Commun Québécois. Mémoire du Front commun québécois pour une gestion écologique des déchets sur la consultation publique sur la gestion de l'eau au Québec, 33 p.

FRANCEYS R., PICKFORD J. and REED R. 1995. *Guide de l'assainissement individuel*. Genève, Organisation Mondiale de la Santé (OMS), 258p.

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

Gbua M. 2003. Quartier Grand-Monde à Kingabwa-Pêcheurs/Kinshasa, 32p.

GEORGIEVA K. and VARMA K. 1999. Municipal Solid Waste Incineration; World Bank Technical Guidance Report; the International Bank for Reconstruction and Development / THE WORLD BANK; Washington D.C.Rural et Géométrie, Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne, Suisse, 292 p.

GILLET R., 1985. *Traité de gestion des déchets solides et son application aux pays en voie de développement*. Copenhague : PNUD, OMS, vol. 1. 397p.

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.

HASLER, N., 1995. Etudes des performances de la station d'épuration SIBEAU à Cotonou *et proposition d'extension*. Rapport d'études,CREPA-EPFL, 55 p.

HEINSS, U., LARMIE, S.A. and STRAUSS M., 1998. Solids separation and ponds systems for the treatment of faecal sludge in the tropics: lessons learnt and recommendations for preliminary design. SANDEC report n° 05/98. EAWAG/SANDEC, Dübendorf, Switzerland.

IGIP 2005. Le plan d'action pour l'assainissement de la ville de Kinshasa, 69p.

ILUNGA, M., 1995. La problématique d'assainissement de l'environnement dans la ville de Kinshasa : cas du projet de la Foleza, travail de fin de cycle en sciences et techniques de développement, Facultés catholiques de Kinshasa, 87p.

Jeuland, M., Koné, D., Strauss, M. 2004. Private Sector Management of Fecal Sludge: A Model for the Future? Focus on an innovative planning experience in Bamako, Mali. EAWAG, Dübendorf, Switzerland, 90p.

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.

KASSA MVOUBOU, F., 2004. Evaluation de la gestion communautaire des boues de vidange dans la Commune d'Arrondissement de Sahm-Notaire, ville de Guédiawaye, Région de Dakar, Sénégal. Rapport de mémoire de DESS en Génie Sanitaire de l'EIER de Ouagadougou. 81 p.

KLINGEL F., MONTAGERO A., KONE D. et STRAUSS M., 2002. Gestion des boues de vidange dans les pays en développement. Manuel de planification. Eawag/Sandec, Dübendorf, Suisse, 57 p.

KLUTSE, A., MAIGA, A.H., KIENTGA, M., KABOUI, E. et E. KOUASSI-KOMLAN 2004. Etude de faisabilité détaillée de la collecte, du transport et/ou du traitement décentralisé et de transport des boues de vidange dans la ville de Ouagadougou. Burkina Faso. WSP, Mairie de Ouagadougou et ONEA. Rapport final, 140 p.

KOANDA H., 2006, Vers un assainissement urbain durable en Afrique Subsaharienne : Approche innovante de planification de la gestion des boues de vidange, Thèse de Doctorat, École Polytechnique Fédérale de Lausanne, Suisse, 309 p.

KONE 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.

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

LANOIX J.N. et ROY M.L., 1976 . Manuel du technicien sanitaire ; Genève, OMS, 193 p.

LE JALLE C. et DESILLE D. 2008. Relever le défi de l'assainissement en Afrique, une composante clé de la gestion des ressources en eau, pS-eau/PFC, World water congress, p.13.

RODRIGUEZ R.L., 2009. Caractérisation des lixiviats et étude de la lixiviation en colonnes pilotes de déchets prétraités mécaniquement et/ou biologiquement (MPB). Thèse de doctorat, Université de Liège, Belgique, 204 p.

LUKENG A, 2002. Urbanisation anarchique et dégradation de l'environnement à Kinshasa dans la commune de Kimbanseke, travail de fin de cycle en sciences géographique, université de Kinshasa, 28p.

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

MBT 2003. Mechanical Biological Treatment, Cool Waste Management, a State-of-the-Art Alternative to Incineration for Residual Municipal Waste, February 2003 Published by the Greenpeace Environmental Trust Canonbury Villas, London N1 2PN, United Kingdom, 58 p.

MBUMBA , NG., 1982. Kinshasa 1881-1981 : 100 ans après Stanley, Problème et Avenir d'une Ville, édit. C.R.P., Kinshasa, 25p.

MBULUGWE S.E et KASSENGA G.R., 2004. Feasibility and strategies for anaerobic digestion of solid waste for energy production in Dar Es Salaam city, Tanzania, Resources, Conservation and Recycling 42 (2004) 183 – 203.

MENSAH A. (2005). Sanitation, Solid Waste Management and Storm Drainage Component. In: Afranie, K., et al. (2005). Medium term development plan for Kumasi.

Mics₂. 2002. Enquête nationale sur la situation des enfants et des femmes, Rapport d'analyse, RDC, 184p.

MIMPU M., 2003. Croissance démographique et dégradation de l'environnement au quartier Immoongo à Kinshasa, mémoire de licence en sciences et techniques de développement, Faculté catholique de Kinshasa, 78p.

MODECOM (1993). Méthode de Caractérisation des Ordures Ménagères/ 2ème édition, ADEME éditions, Paris, 64 p.

MOHEE R., 2002. Assessing the recovery potential of solid waste in Mauritius; Resources, conservation and Recycling 36 (2002) 33 – 43.

MONTANGERO A., STRAUSS M., DEMBELE A., 2000. Gestion des boues de vidanges : Parent pauvre de l'assainissement et défi à relever. 12èmeconférence des centres du réseau international de formation à la gestion de l'eau et des déchets (RIF/ITN) d'Afrique, Ouagadougou, Burkina-Faso, 12p.

MONTANGERO, A. and STRAUSS M., 1999. *Transformation des excréta en compost le cas de Niono au Mali*. Rapport d'étude, Eawag/Sandec, 61 p.

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.

MUAMBA A., 2007. Expérience de la Foleco en matière d'assainissement du milieu urbain, in Atelier sur la définition d'une approche structurée sur la gestion des déchets solides à Kinshasa du 7 au 8 février 2007 au centre Nganda de Kinshasa, 8p.

MÜLLER S. & RIJSBURGER J., 1988. MAPET. A Neighbourhood-Based Pit Emptying Service with Locally Manufactured Hand pump Equipment in Dares 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.

NDAYIKEZA W. 2012. Contribution à l'évaluation de l'état des lieux et à la caractérisation des déchets ménagers de la ville de Bujumbura: Cas de la Commune AS DE LA urbaine de Kinama.Mémoire de Mater, Université de Liège,Belgique, 85p.

NGAHANE E.L., 2015. Gestion technique de l'environnement d'une ville (Bembereke au Benin : caractérisation et quantification des déchets solides émis ; connaissance des ressources en eau et approche technique. Thèse de Doctorat, Université de Liège, Belgique, 239p.

NGNIKAM E. et TANAWA E., 2006. Les villes d'Afriques face à leurs déchets, Université de Belfort-Montbéliard (UTBM), 281p.

NGNIKAM E., WETHE J., TANAWA E., RIEDACKER A. (1998).« Composting of household waste to clean streets and increase crop yields in Yaounde : a solution for poor african cities ». In : *Sustainable agriculture for food, energy and industry*. Vol 2 : *Strategies towards achievement*. EL BASSAM N., BEHL R.K., PROCHNOW B. (eds). London (UK) : James & James (Science publishers) Ltd, p. 1286-1291.

NJETNKEU N. 2007. Faisabilité institutionnelle et financière d'un service municipal de collecte et d'évacuation des boues de vidange dans la ville de Koudougou, Mémoire de Master, 2iE, Koudougou, 110 p.

NSIA I., 2001. L'hygiène de l'environnement et la santé de la population du quartier Mombele à Kinshasa, mémoire de licence en sciences et techniques de développement, Faculté catholique de Kinshasa, 129p.

NZUZI L., 2009. Kinshasa, ville et environnement, l' Harmattan, Paris, 259p.

NZUZI L., 1999. La gestion des déchets domestiques : bilan annuel d'une expérience pilote de l'hôtel de ville de Kinshasa, in actes du 1^{er} colloque sur la problématique des déchets à Kinshasa, Med. Fac. Landbouww, Univ. Gent 64(1) 1-348.

NZUZI L. et TSHIMANGA M., 2004. Pauvreté urbaine à Kinshasa. La Haye, Ed. Cordaid, 166 p.

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

OJEDA-BENITZ S., ARMIJO DE VEGA C. & RAMIREZ-BARRETO M.E. (2003). "Characterization and quantification of household solid waste in a Mexican city." Resources, Conservation and Recycling 39: 211-222.

ONEA 1993. Plan stratégique d'assainissement des eaux usées de la ville de Ouagadougou au Burkina Faso. Office National de l'Eau et de l'Assainissement, Ministère de l'Environnement et de l'eau, Ouagadougou, Burkina Faso, 31p.

ONIBOKUN G. 2001. La gestion des déchets urbains, des solutions pour l'Afrique, Economie et développement, Ed. Karthala , Abuja, Nigéria, 250p.

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

OUEDRAOGO J. 2006. Symposium/atelier sur la politique de la gestion des boues de vidange :Cas de la ville de Ouagadougou au Burkina Faso, du 9 au 12 mai, Dakar,17p.

PNUU (Programme de Nations Unies pour l'environnement), 2011. Problématique de l'eau en République Démocratique du Congo, Rapport technique, Kinshasa ; 98p.

REHACEK, S., 1996. Gestion des boues de vidange dans la ville de Ouagadougou. Travail de diplôme Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne, Suisse, 65p.

RACINES S. (2002). Rue Écologique: Expérience à Pointe-aux Trembles, Montréal, VertigO - La revue en sciences de l'environnement sur le WEB, Vol 3 No 2 ; 351-342.

REINHART D.R. et Mc CAULEY-BELL P. (1996). Methodology for Conducting Composition Study for Discarded Solid Waste; Florida Center for Solid and Hazardous Waste Management, 82 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.

SAVADOGO A., 1999. Etude du système de gestion des boues de vidange à Ouagadougou. Mémoire de fin d'étude, EIER, Ouagadougou, Burkina Faso, 75 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.

SENES Consultants Limited, 1999. Méthodologie recommandée pour la caractérisation des déchets dans le cadre des études d'analyse directe des déchets au Canada, Rapport préparé pour le sous-comité de caractérisation des déchets du CCME ; 64 p.

SOTAMENOU J. et KAMGNIA D. B., 2009. La décentralisation pour une gestion efficace des déchets solides municipaux de la ville de Yaoundé. Université de Yaoundé II-Soa, faculté à des sciences économiques et de gestion, 8p.

SONEB 2010. Stratégie nationale de l'Assainissement des eaux usées au Bénin, Business Plan en vue de la mise en œuvre du plan d'action à court terme (2010-2012). 134p

STEINER M., MONTANGERO A., KONE D. and STRAUSS M., 2002. Economic aspects of low cost faecal sludge management: Estimation of collection, haulage, treatment and disposal/reuse cost. Eawag/Sandec, Dübendorf, Switzerland, 107p.

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, SouthAfrica, 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.

STRAUSS M., KONE D., MONTANGERO A., 2003. Recherche appliquée dans le domaine de la gestion des boues de vidange dans les pays en développement : Problématique, questions et aperçu du projet (Eawag – Sandec), 6p

STRAUSS M., KONÉ D., KOANDA H., STEINER, M., 2006. Gestion des Matières Fécales Urbaines -Situation, Défis et Solutions Prometteuses (Eawag – Sandec), 13p

STRAUSS, M., and MONTANGERO A., 2002. A. Capacity building for effective decentralized wastewater management: FS management – review of practices, problems and initiatives. EAWAG/SANDEC, GHK Engineering Knowledge and Research Project –R8056, 2003, 73p.

TCHOBANOGLOUS G., THEISEN H. et VIGIL SAMUEL A., 1993. Integrated Solid Waste Management, Engineering Principles and Management Issues ; McGraw-Hill International Editions; Civil Engineering Services; 978 pages.

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. Evolution de l'assainissement individuel: perspectives et questions en suspens. Tribune de l'eau, 641(1), 3-16.

WAGNER,E.G.; LANOIR, J.N., 1960. Evacuation des excréta dans les zones rurales et les petites agglomérations.- Genève (CH): OMS, 1960.- 196 p. - 46 réf. - SERIE : OMS, Série de monographies, N° 39

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.

WICKER A., 2000. Chapitre 22: Gestion des Déchets dans « Statistiques pour la politique de l'environnement », 27-28 novembre, Munich ; 12 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.

WSSCC and EAWAG/SANDEC 2005. Household Centered Environmental Sanitation, Implementing the Bellagio Principles in Urban Environmental Sanitation Services: Provisional Guideline for Decision-Makers. WASH, Water Sanitation and Hygiene; WSSCC and Eawag/Sandec, Duebendorf, Switzerland, 48p.

CHAPITRE III. TRAITEMENT ET VALORISATION DES DECHETS SOLIDES ET LIQUIDES

INTRODUCTION

Le traitement des déchets a longtemps été une action naturelle des populations. Le but de toute gestion saine des déchets est la préservation de la santé des populations et de l'environnement dans lequel elles vivent ; il est nécessaire de minimiser la quantité de refus et de faire en sorte que les rejets soient inoffensifs pour le milieu naturel.

En ce qui concerne les déchets liquides, ils sont traités dans une station d'épuration et ce point ne concerne pas le présent travail.

Quant aux déchets solides, les techniques de traitement étant diverses, la littérature identifie cinq filières suivantes comme étant les plus utilisées dans le monde en fonction de la nature du déchet (Crowe *et al.*, 2002) : l'incinération, enfouissement (la mise en décharge), la valorisation matière, le compostage, la méthanisation, autres (pyrolyse,...). Nous allons donner un bref aperçu aux trois premières techniques et nous nous attarderons sur les techniques de compostage et de la digestion anaérobiose (biométhanisation).

III.1. Incinération

L'incinération est un mode de traitement et d'élimination des OM très répandu qui permet la réduction d'environ 90 % du volume et 75 % de la masse des déchets et la destruction complète des bactéries (Damien, 2009, Youcai *et al.*, 2004; Li *et al.*, 2004 et Allsopp *et al.*, 2001). Elle conduit à la formation de scories, appelés mâchefers d'incinération des OM (MIOM) qui ont l'avantage de pouvoir être valorisées, sous certaines conditions, en travaux publics (remblai et autres).

Elle consiste à brûler les ordures dans un four spécialement adapté à une température d'environ 850 °C en libérant de la chaleur et de la vapeur, des effluents gazeux (fumées), des mâchefers (30 %) et des cendres volantes (3 - 4 %) (FoE, 2002 et Kaibouchi, 2004).

L'un des inconvénients majeurs de cette technologie est que ses rejets nécessitent un traitement très onéreux. Seuls les équipements d'épuration des fumées peuvent représenter plus de 30 % du coût total de l'incinérateur (Alouiemine, 2006).

Ainsi, les gaz produits au cours de l’incinération sont dépoussiérés avant d’être rejetés dans l’atmosphère. Cependant, la diminution des dioxines et d’autres substances chimiques dans les effluents gazeux, suite à ce traitement, entraîne généralement l’augmentation du taux de ces substances dans les autres résidus de l’incinération (mâchefers). Les résidus solides de la condensation (mâchefer, cendres volantes...) représentent en général près de 25 à 30 % en masse des ordures et 10 % en volume (Allsopp *et al.*, 2001 ; Li *et al.*, 2004). Le tableau 19 donne les teneurs types des mâchefers en composés majeurs et en métaux lourds, comparées à d’autres sources, et la composition d’une cendre volante (Cours EMSE cité par Alouiimne, 2006).

Tableau 19. Teneurs types des mâchefers en éléments principaux (en%)

<i>Eléments</i>	<i>Mâchefers</i>	<i>Croûte terrestre</i>	<i>Ciment Portland</i>
SiO ₂	40-60	28	22
Ca	5-11	4,1	45
Fe	5-10	5,6	2
Al	4-10	8,2	3
Na	1-4	2,4	0,3
Mg	1-2	2,3	0,2
K	0,5-1,5	2,1	0,5
Cl	0,1-0,4	0,01	0,03
S-	0,1-0,5	0,03	1,2

Ainsi, si l’incinération fait disparaître les déchets, la matière n’est pas pour autant détruite elle a juste changé de forme, ce qui peut être parfois beaucoup plus toxique que les matériaux initiaux. En effet, les déchets contiennent divers matériaux naturels ou synthétiques organiques (papier, plastiques, textiles, déchets de cuisine ou fermentescibles, déchets de jardin et autres) et inorganiques (verre, métaux et divers autres composants). Chacun de ces différents composants contient une quantité de métaux lourds qui est toxique à certaines concentrations tels que le plomb, le cadmium, le chrome, le mercure et le nickel (Hasselriis et Licata, 1996). En dehors des métaux lourds, le processus d’incinération est accompagné des rejets d’une grande variété de polluants dans les cendres volantes et les mâchefers et dans les rejets gazeux (dioxines, furanes, oxyde d’azote et de soufre, HCl, etc...) qui représentent un risque réel pour la santé publique et l’environnement.

Plusieurs études ont associé de nombreux problèmes de santé au fait de vivre à proximité d’un incinérateur ou de travailler dans une de ces installations. Parmi ces problèmes, on a pu répertorier des cancers (aussi bien chez les enfants que chez les adultes), des impacts nocifs

sur le système respiratoire, des maladies du cœur, des perturbations du système immunitaire, des allergies amplifiées et des anomalies congénitales (Allsopp *et al.*, 2001). D'autre part, Tangri (2003) rapporte qu'aujourd'hui l'incinération est à la source d'une part significative de la pollution de l'atmosphère en métaux toxiques et autres polluants organiques et minéraux. Le tableau 20 donne les taux émis par métal au niveau mondial et montre le risque réel lié à l'incinération des déchets, ce qui représente l'un des inconvénients majeurs de cette technologie à ce jour.

Tableau 20. Emissions atmosphériques des métaux par incinération des déchets
(Tangri, 2002)

Métaux	Emissions atmosphérique par incinération	
	Tonnes/an	% des émissions totales
Antimoine	0,67	19,0
Arsenic	0,31	3,0
Cadmium	0,75	9,0
Chrome	0,84	2,0
Cuivre	1,58	4,0
Etain	0,81	15,0
Manganèse	8,26	21
Mercure	1,16	32
Nickel	0,35	0,6
Plomb	2,37	20,7
Sélenium	0,11	11,0
Vanadium	11,50	1,0
Zinc	5,90	4,0

III.2. Enfouissement

Le recours à l'enfouissement ne doit être envisageable que dans le cas où aucune autre alternative ne peut être appliquée. La mise en décharge devient donc l'étape ultime et inévitable dans la chaîne de traitement et de gestion intégrée des déchets.

Pendant très longtemps, le moyen le plus simple et le plus économique d'élimination des déchets fut leur mise en décharge sauvage ou non contrôlée. Ces décharges n'étaient pas

suivies ni contrôlées et ne disposaient pas d'infrastructures garantissant la maîtrise des émissions liquides (lixiviats) et gazeuses (biogaz). Ces installations accueillaient les déchets indépendamment de leur nature. Ainsi, l'évolution de la législation dans certains pays notamment en Europe et le progrès technique en matière de gestion des déchets ont permis l'amélioration de la sécurité des installations de stockage : les décharges se sont transformées en Centres de Stockage des Déchets (CSD) (Gachet, 2005).

Si dans les pays industrialisés, l'ouvrage d'enfouissement est soumis à une réglementation (celles des « installations classées ») et à des normes rigoureuses ; par contre, cette législation fait défaut dans les pays en développement en général. Ce qui peut expliquer en grande partie le retard particulièrement préoccupant en matière de gestion durable des déchets. L'ouvrage d'enfouissement n'est qu'un simple trou (fig.28), qui reçoit toutes sortes de déchets.



Figure 28. Photo d'un casier du CET de Mpasa (RDC)

Dans ce genre de trou à ordure l'étanchéité n'est pas garantie et l'eau des pluies s'infiltra facilement dans le massif de déchets. Lors des activités biologiques du site, il engendre une pollution de l'environnement par les effluents de lixiviat et du biogaz.

III.3. Valorisation matière

De tous ces déchets, certains peuvent être utiles à la société et on admet avec Maystres et al. (1994) que la valorisation d'un déchet est toute action qui permet :

- de trouver un nouvel usage à un objet;

- d'en tirer de l'énergie (considérée comme bien, par extension) ;
- de trouver un nouvel usage à la matière qui le compose, par exemple la fabrication de piquets à partir de films plastiques mélangés ;
- de tirer une matière première secondaire utile à la fabrication du même bien ; par exemple papier ou verres recyclés ;
- à un déchet de redevenir utile pour d'autres : brocantes

La valorisation est d'autant plus intéressante que ce qui est valorisé est noble (Ngnikam et Tanawa, 2006)

III. 4. Autres techniques de traitement

Il existe d'autres techniques encore relativement très peu utilisées à cause notamment de la complexité et de la difficulté de la maîtrise de leur procédé. La pyrolyse et la gazéification consistent, respectivement à carboniser (ou chauffer sans les brûler) les déchets, en l'absence d'air, à une température de 400 – 800 °C, pour la première, et en présence d'une quantité limitée d'oxygène à une température de 800 -1400°C pour la seconde. Les gaz issus de la gazéification peuvent être utilisés comme source d'énergie (Damien, 2009).

III. 5. Les traitements biologiques par des communautés microbiennes sont fort intéressants. On distingue deux grandes voies qui sont le compostage et la digestion anaérobiose (ou méthanisation). Nous allons essayer de développer les deux processus dans les lignes qui suivent.

III. 5.1. Compostage

III. 5.1.1. Définition

Selon MUSTIN (1987), le compostage est un procédé biologique de conversion et de valorisation des matières organiques (sous-produits de biomasse, déchets organiques d'origine biologique,...) en un produit stabilisé, hygiénique, semblable à un terreau, riche en composés humiques : **le compost**.

En plus, le compostage permet de transformer le déchet organique, en un produit utilisable. L'intérêt premier d'un compost est de constituer un amendement organique permettant d'améliorer la fertilité des sols. Le processus de compostage est similaire à l'humification naturelle des résidus organiques en substances humiques dans les sols (ALBRECHT, 2007).

Il présente certains avantages tels :

- Le compostage est devenu une méthode alternative à la fois environnementale et économique de traitement des déchets solides. Il convertit la portion organique du déchet solide en un produit stabilisé qui peut être utilisé comme source nutritionnelle nécessaire au développement des plantes ou comme un facteur d'amélioration des propriétés physiques des sols (Huang *et al.*, 2006).
- Il permet de réduire les masses et les volumes d'environ 50 % par rapport aux déchets initiaux. Ces réductions sont dues à la minéralisation des composés organiques, à la perte en eau et à la modification de la porosité du milieu (Das & Keener, 1997).
- L'augmentation de la température permet la destruction des agents pathogènes (Sidhu *et al.*, 1999).

Enfin, le co-compostage des déchets solides municipaux et boues de vidange permet le recyclage des nutriments en agriculture et par là, remédier à leurs carences. Les deux matériaux se complètent et procurent aux fertilisants inorganiques les composés dont ils sont dépourvus (tels que la matière organique) (Cofie *et al.*, 2009).

En plus, le compostage des déchets solides est un processus très bénéfique et d'usage courant dans les pays en voie de développement mais il présente cependant certains inconvénients surtout liés à la nature de ses émissions, à la durée de sa réalisation et aux dépenses énergétiques énormes si le projet se veut pérenne. La figure 29 résume le processus de compostage.

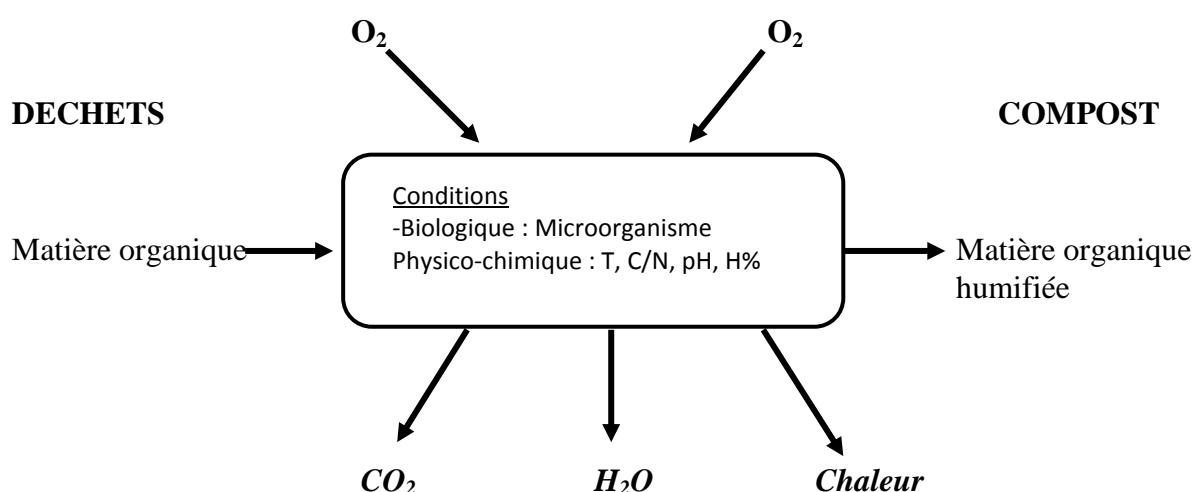


Figure 29. Processus de compostage (Charnay, 2005)

Il émet principalement du CO₂, principal gaz à effet de serre, à la base des défis de changement climatique auxquels l'humanité fait face à nos jours. Quand on le compare aux autres processus de valorisation des déchets, il est très long (environ 6 mois) et occasionne beaucoup de pertes énergétiques liées à l'aération.

Ce processus de compostage se réalise en plusieurs phases dont la première est la fermentation : une dégradation rapide de la matière organique fraîche et facilement biodégradable en molécules moins complexes comme les sucres ou les polymères. La seconde phase, la maturation, plus lente correspond à la mise en jeu des processus d'humification **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.

III.5.1.2. Principaux paramètres du compostage

Le phénomène de compostage a lieu spontanément dans le milieu naturel, de façon non optimale, avec une répartition de la chaleur trop hétérogène. Pour utiliser ce procédé à l'échelle du laboratoire, il est donc nécessaire de connaître parfaitement les différents facteurs physico-chimiques et microbiologiques intervenants. Deux principales catégories de paramètres interviennent lors du procédé de compostage :

- les paramètres liés à la nature et à la composition même du substrat. La teneur en eau, le pH, le rapport Carbone/Azote (C/N) ainsi que la granulométrie en font partie.
- les paramètres de suivi du procédé : la température, la présence d'oxygène et également la teneur en eau.

III.5.1.2.1. Micro-organismes

Le processus de compostage correspond à une fermentation aérobie, faisant intervenir une multitude de micro-organismes. Ces derniers varient d'une part au cours des phases du procédé et d'autre part en fonction de la nature du substrat. De nombreuses études identifient certains de ces micro-organismes (pathogènes ou non) participant à la dégradation de la matière organique lors du procédé de compostage (Delorraine *et al.*, 2002 ; Aboulam., 2005 ; Déportes *et al.*, 1995) ou présents dans le compost (Lucero-Ramirez, 2000 ; Tuomela *et al.*, 2000).

Cinq types d'organismes sont principalement rencontrés lors du processus de compostage : les virus, les bactéries, les parasites (regroupant les protozoaires), les helminthes et les champignons. La survie de ces organismes dans le milieu extérieur dépend de la température, de la disponibilité en eau et en oxygène, et également de la présence d'autres organismes saprophytes. Les plus actifs font partie de la microflore. Les bactéries mésophiles se développent en premier et sont présentes tout au long du procédé. Les champignons et les moisissures supportent mal les hautes températures et une teneur élevée en eau. Ils sont essentiellement actifs pendant la phase de maturation et sont responsables de la dégradation des polymères complexes. Les actinomycètes apparaissent essentiellement lors de la phase thermophile et celle de maturation (Mustin, 1987).

III. 5.1.2.2. Paramètres physico-chimiques.

Un procédé de compostage optimal correspond à une fermentation réalisée dans les conditions les plus propices au développement de la flore bactérienne. Pour vérifier ces conditions, les principaux paramètres à suivre pendant le procédé sont les suivants :

III. 5.1.2.2.1. La température

La température est un paramètre très important car elle renseigne sur la qualité du processus de dégradation des déchets.

Albrecht (2007) nous parle de quatre phases de température qui se succèdent dans le temps et caractérisées par des régimes de températures différents.

La première est appelée **phase mésophile** du fait des températures atteintes inférieures à 45°C. Des micro-organismes dont la température de croissance optimale est comprise entre 20 et 45°C se multiplient alors rapidement, notamment grâce à la présence de matière organique facilement biodégradable (sucres simples et acides aminés libres).

A ce moment, débute **la phase thermophile** où quelques champignons ainsi que de nombreuses bactéries thermophiles poursuivent le processus, en augmentant encore la température du milieu jusqu'à 65-70°C, voire plus. Durant cette phase très active, une importante part de la matière organique est perdue par minéralisation du carbone organique et dégagement de CO₂, et un assèchement du compost, lié à l'évaporation de l'eau, est souvent observé. Ces deux premières phases peuvent être assimilées à une première phase dite de *dégradation*.

Cette phase *dégradative* (phase mésophile et thermophile) est suivie par **une période de ralentissement de l'activité (ou de refroidissement selon d'autres auteurs)**, pendant laquelle la température diminue graduellement. Des micro-organismes mésophiles colonisent à nouveau le compost. S'en suit alors une phase de **maturation constructive** où apparaissent lentement des éléments précurseurs de l'humus. La dégradation lente des composés résistants entraîne une coloration brun foncé à noir du compost et rend celui-ci plus fin et homogène (Hsu & Lo, 1999). Sa texture ressemble alors à celle d'un sol. Le compost est alors mature et le processus est achevé. Un compost mûr se caractérise par une odeur de terre et d'humus forestier. L'intensité de l'odeur diminue avec l'âge du compost (Charnay, 2005).

III. 5.1.2.2.2. Teneur en humidité

La teneur en eau (H%) du substrat conditionne l'activité des micro-organismes. La teneur optimale dépend de la densité du milieu, qui est fonction de l'état physique et de la nature du substrat. Elle est sensible à deux phénomènes ayant des effets complémentaires : d'une part, la dégradation de la matière organique provoquant une libération d'eau et d'autre part, une évaporation de l'eau sous l'effet de l'énergie calorifique libérée par la fermentation.

La décomposition de la matière organique est inhibée si la teneur en eau baisse en dessous de 20%.

Au contraire, si elle dépasse 70%, l'eau commence à remplir les espaces lacunaires (macropores) des déchets et empêche les échanges d'oxygène, provoquant des conditions favorables à l'anaérobiose. Selon certains auteurs (Tiquia *et al.*, 1998 ; Haug, 1993 ; Mustin, 1987) l'optimum de teneur en eau se situe entre 40% et 60%. En fin de procédé, un produit sec ou presque facilite la finition mécanique du compost en évitant un colmatage des équipements.

Le pH, la température et l'humidité sont des paramètres interdépendants et difficilement dissociables. Les auteurs s'accordent pour donner des valeurs optimales de ces paramètres. Liang *et al.* (2003) étudient plus spécifiquement les effets de deux paramètres, l'humidité et la température de dégradation des biodéchets. L'humidité semble être le paramètre ayant la plus grande influence. Cela suggère un contrôle du procédé par l'humidité et non comme habituellement par la température.

D'autres études insistent sur les valeurs de pH et de température au cours du procédé ou sur le compost lui-même (Smars *et al.*, 2002 ; Sundberg *et al.*, 2004). Ces paramètres sont optimaux lorsqu'ils permettent une hygiénisation du produit, une vitesse de dégradation rapide et une

humidification suffisamment active. Ils sont fonction de la nature du substrat et des conditions particulières de mise en œuvre du procédé (Charnay, 2005).

III.5.1.2.2.3. pH

Le pH des suspensions de solides (déchets, compost) varie entre 5 et 9. Une phase acidogène se produit au début du processus de dégradation : production d'acides organiques et de dioxyde de carbone (CO_2) par les bactéries acidogènes, décomposeurs du matériel carboné complexe, provoquant ainsi une diminution du pH initial. La seconde phase correspond à une alcalinisation : hydrolyse bactérienne de l'azote avec production d'ammoniac (NH_3) associée à la dégradation de protéines et à la décomposition d'acides organiques (Haug, 1993 ; Mustin, 1987).

Le pH optimal se situe donc vers la neutralité en fonction de la nature du substrat (Damien, 2004).

Le suivi du pH est un indicateur du degré de décomposition biologique et biochimique. La première phase acidogène est difficilement observable comme l'indiquent les études de Canet & Pomares (1995) ou celles de Sanchez-Monedero *et al.* (2001).

III. 5.1.2.2.4. Rapport Carbone/Azote

Les bactéries utilisent le carbone comme source d'énergie et l'azote comme source protéique. Le procédé de compostage entraîne une décomposition de la M.O, donc une consommation de l'azote et du carbone, correspondant à la diminution du rapport C/N. Ce rapport exprime la proportion entre le carbone et l'azote bio-disponible. Il dépend de la composition intrinsèque du substrat à composter comme le montre le tableau 21.

Tableau 21. Rapport C/N de divers substrats (Mustin, 1987 ; Gootas, 1959, www.ademe.fr)

Matières	Rapport C/N
Urine	0,8
Gazon coupé	12
Tabac	13
Légumes	12-30
Ordures ménagères	25
Papiers-cartons	70
Branches arbres	70
Paille de blés	128
Sciure de bois	200

Leclerc (2001) considère que le rapport C/N compris entre 25 et 40 permet un compostage satisfaisant. D'une façon plus générale, le rapport C/N diminue au cours du compostage pour se stabiliser en fin de processus entre 10 et 20 (AFNOR).

III.5.1.2.2.5. Teneur en Matière Organique

La minéralisation du compost correspond à une diminution de la M.O. au cours de la dégradation biologique du substrat (Houot *et al.*, 2002). Cette diminution est variable et dépend des conditions de réalisation du processus de dégradation mais également de la durée du procédé. Les pertes en M.O. au cours du procédé peuvent atteindre 20 à 60% en poids de la M.O.T initiale (Iannatti *et al.*, 1994 ;Canet & Pomares, 1995 ; Atkinson *et al.*, 1996).

III.5.1.2.2.6. Apport d'oxygène

L'oxygène est utilisé par les micro-organismes comme un récepteur terminal d'électrons lors de la respiration aérobie et de l'oxydation des substances organiques (Waas *et al.*, 1996). La présence d'oxygène est indispensable au bon déroulement du compostage pour maintenir les conditions aérobies nécessaires à une décomposition rapide et inodore. La teneur en oxygène interstitiel représente le pourcentage d'oxygène dans l'air des vides entre les particules de compost.

Ce taux est fonction de la granulométrie et de l'humidité des particules comme du renouvellement de l'air des macropores. Au fur et à mesure de la dégradation du substrat, le besoin en oxygène diminue (Mustin, 1987, Haug, 1993). Si la teneur en oxygène est trop faible ou la masse à composter trop compacte, les conditions favorables à l'anaérobiose se mettent en place. Ce type de fermentation aboutit à un produit stabilisé mais par le biais d'un processus plus lent avec dégagement d'odeurs nauséabondes.

Les systèmes d'aération sont divers et variés : retournements mécaniques, aération forcée ou pilotée, avec ou sans recirculation (Bari et Koenig, 2001 ; Illmer & Schinner, 1996). L'apport d'oxygène réduit l'humidité initiale (si elle est trop forte), améliore l'homogénéité du substrat et diminue une possible élévation de température.

III.5.1.2.2.7. Granulométrie

La granulométrie est un facteur qui détermine la vitesse de biodégradabilité. Plus la surface spécifique du substrat sera élevée, plus la zone de contact entre le substrat et les micro-

organismes, sera étendue et plus rapide sera la fermentation. Une granulométrie trop fine induit un espace poral trop réduit et diminue l'accès puis la circulation de l'air : « étouffement » du compost. A contrario si la granulométrie est trop élevée, les apports en oxygène vont dépasser les teneurs optimales, asséchant le compost, et la montée en température se réalisera difficilement. La granulométrie du substrat évolue au cours du processus de dégradation par fragmentation des agrégats vers des éléments fins. Elle peut être modifiée par l'emploi de broyeur ou de cribleur.

En conclusion, l'identification des principaux paramètres physico-chimiques est nécessaire pour optimiser puis améliorer l'efficacité du procédé. De la caractérisation physico-chimique du substrat va découler le réajustement des conditions du procédé : ajout d'eau, fréquences des retournements. Au cours du procédé, un contrôle des paramètres principaux permet non seulement de connaître le stade de dégradation du compost mais aussi d'avoir une idée du bon déroulement du processus.

Dans la pratique, les conditions de dégradation rapides et contrôlées dépendent du système de fermentation employé. Le Tableau 22 représente ces caractéristiques pour un système classique en andain avec retournement mécanique.

Tableau 22. Paramètres de contrôle et de suivi du procédé (Charnay, 2005)

Paramètre	Phase initiale	Compost mûr
Rapport C/N	20 - 40	10-15
Humidité (%)	40- 65	35-45
Température (°C)		< 40
pH	5-8	7
MO (% MS)	40-70	> 40

Il reste très difficile de définir avec précision les valeurs optimales pour chaque paramètre. En effet, ceux-ci dépendent de la composition intrinsèque du substrat, variant en fonction des conditions socio-économiques et du mode de vie de chaque pays. Ces paramètres s'équilibrivent au cours du procédé : le dépassement de la valeur de l'un sera compensé par la valeur de l'autre. Certains paramètres comme la température, ou l'humidité sont également fonction de la technologie du procédé. En pratique, il est nécessaire de trouver un compromis entre la théorie et les contraintes de terrain.

III.5.1.2.3. Qualité du compost

Le compost est essentiellement utilisé comme amendement organique pour améliorer la qualité des sols et les rendements de production des cultures. Il doit correspondre à des standards de qualité répondant eux-mêmes aux exigences des consommateurs et du marché. En l'absence de critères de qualité et de systèmes d'assurance qualité définis par la législation en PED, ceux réglementés dans les P.I sont quelquefois pris comme référence (Bionet, 2002). La qualité obtenue est surtout conditionnée par la nature des produits initiaux et le suivi des paramètres physico-chimiques. Il est indispensable de tenir compte de certaines exigences pour ne pas porter préjudice à la commercialisation du produit comme :

- le caractère inoffensif du point de vue pathogène,
- la compatibilité avec les plantes,
- l'absence d'impuretés (plastiques, verres...),
- la teneur en matières fertilisantes (N, P, K, Ca),
- la teneur en polluants potentiels (métaux lourds),
- le suivi de la qualité du produit (Charnay, 2005).

III. 5.1.2.4. Maturité et stabilité du compost

La qualité du compost est fonction du degré de stabilisation de la M.O (Houot *et al.*, 2003). Il est donc essentiel de déterminer le degré de maturité du produit c'est à dire le stade à partir duquel le compost n'entraîne plus d'effet négatif sur les végétaux (Nicolardot *et al.*, 1982).

Les termes maturité et stabilité d'un compost sont souvent confondus et employés dans un même sens alors qu'ils correspondent à des paramètres différents. Il n'existe pas de définition universelle pour ces paramètres et de nombreux auteurs proposent leur propre définition. Une étude effectuée par A.D.A.S Consulting Limited (2005) recense les diverses définitions proposées dans la littérature. Ainsi le terme de stabilité est défini par 12 paramètres parmi 49 références bibliographiques et la maturité selon 7 paramètres parmi 44 références. La répartition de ces termes recueillis dans la littérature est récapitulée dans le tableau 23.

Tableau 23. Paramètres de stabilité et de maturité (en % d'apparition dans la littérature)(A.D.A.S consulting Limited, 2005).

Stabilité	%	Maturité	%
Activité biologique ou respiration	35	Effet sur les plantes	45
Degrés ou stade de décomposition	20	Degrés de décomposition (C/N)	23
Mauvaises odeurs	14	Activité biologique ou respiration	11
Consommation d'azote	8	Bénéfice agraire (texture, rétention en eau	9
Disponibilité des nutriments	6	Odeurs	9
Phytotoxicité	4	Pathogène	4
Carbone disponible ou autres sources	2	Couleur	2
Couleur	2		
Dissolution des métaux lourds	2		
Humidité	2		
Risque environnementaux pour la santé	2		
Texture	2		
	100		100

La maturité d'un compost est le plus souvent associée à la germination et à la croissance des plantes incluant la phyto-toxicité, l'immobilisation de l'azote et la balance des nutriments (Brinton, 2001 ; Bernal *et al.*, 1998 b) alors que la stabilité combine l'activité microbienne et le degré de décomposition du substrat (Haug, 1993 ; Bernal *et al.*, 1998 b). Dans la suite de cette étude, les termes de stabilité ou de maturité seront indifféremment employés pour qualifier la qualité du compost.

La maturité est souvent évaluée par le rapport C/N. Il a été établi par différents auteurs qu'un rapport C/N voisin de 10-15 correspond à un compost mature. Actuellement, ce rapport seul n'est plus suffisant pour déterminer la maturité d'un compost, il est nécessaire de le combiner avec d'autres paramètres physico-chimiques tels que la M.O., des tests de phyto-toxicité (Goyal *et al.*, 2005 ; Domeizeil *et al.*, 2004 ; Eggen & Vethe, 2001 ; Ranalli *et al.*, 2001).

Les méthodes d'appréciation de la maturité sont basées sur l'état de stabilité de la M.O et ses conséquences sur l'activité microbienne des composts et des sols (Houot *et al.*, 2003).

III. 5.1.2.5. Indicateurs de maturité

De très nombreuses méthodes d'évaluation de la maturité existent allant des plus rudimentaires au plus sophistiquées. Une première approche sensorielle permet de juger de son stade de maturité. Il doit ressembler à du terreau tant par sa couleur « noire foncée » que par son absence d'odeur désagréable (Mbuligwe *et al.*, 2002 ; Iglesias-Jimenez & Perez-Garcia, 1989). Sa température en fin de processus doit être stable et voisine de la température ambiante extérieure sans excéder 35°C (Harada *et al.*, 1981) et au toucher sa texture doit être friable. Ces méthodes rapides et simples doivent être complétées par des analyses plus précises en laboratoire.

III. 5.1.2.6. Indicateurs chimiques

La majorité des études, relatives au degré de maturité des composts, se base sur l'évolution des paramètres physico-chimiques globaux : pH, rapport C/N et rapport N-NO₃⁻/N-NH₄⁺, capacité d'échange cationique (C.E.C) ...

Les **pH** acides sont caractéristiques des composts immatures. Les composts matures ont un pH voisin de la neutralité ou supérieur (entre 7 et 9) (Avnimelech *et al.*, 1996).

Le **rapport C/N** est le paramètre le plus communément mesuré pour évaluer la maturité d'un compost. Il peut-être déterminé en phase solide comme en phase liquide lors d'une mise en contact avec de l'eau (Bernal *et al.*, 1998a). Un rapport C/N inférieur à 12 en phase solide est considéré comme un indicateur de maturité pour le compost (Iglesias-Jimenez & Pérez-Garcia, 1993). Ce rapport, fréquemment retrouvé, est rapproché au rapport C/N, proche de 10, des sols humiques. L'ajout d'un compost mature (C/N<15) dans le sol n'altère pas l'équilibre microbiologique du sol (Bernal *et al.*, 1998a).

III. 5.1.2.7. Indicateurs biologiques

Les tests biologiques d'évaluation de l'état de maturité du compost sont divers. Certains sont basés sur la présence des différentes formes de la M.O dans le compost, d'autres mesurent les effets nuisibles sur les plantes : les tests de phyto-toxicité. Une dernière catégorie est basée sur la détermination de l'activité respiratoire des micro-organismes dans le compost par la mesure de l'oxygène consommé ou du dioxyde de carbone produit.

De nombreux tests de phyto-toxicité évaluent la maturité d'un compost mais les plus fréquemment retrouvés dans la littérature et la pratique sont les :

- Tests de croissance de plantes (Helfrich *et al.*, 1998 ; Garcia *et al.*, 1992 ; Hirai *et al.*, 1986),

- Tests de germination (Garcia *et al.*, 1992 ; Wu *et al.*, 2001),
- Test de développement racinaire (Brinton & Evans, 2004).

III. 5.1.2.8. Teneur en métaux lourds

L'évaluation de la maturité du compost est essentielle pour son application dans les sols et la détermination de sa qualité. Différents critères permettent de définir les classes de composts : la maturité et la stabilité, mais également les teneurs en métaux lourds, en inertes...

Ainsi, une grande diversité est observée dans les tolérances de chaque pays et les limites réglementaires peuvent être rapprochées des teneurs en éléments métalliques contenus dans le compost produit dans les P.E.D comme le présente le tableau 24.

Tableau 24. Teneurs en métaux lourds dans plusieurs composts (mg/kg)

	Bénin (Soclo, 1999)	Guinée (Matejka <i>et al.</i> , 2001)	Indonésie (Hoornweg & Thomas, 1999)	Italie (Pianamonti, 1997)	Mali (Soumaré <i>et al.</i> , 2003)	Canada (Hoornweg & Thomas, 1999)	Autriche Hoornweg & Thomas, 1999)
Cd	6,3	1,5	3	3,2	<LD	2,6	4
Pb	107	140	150	652	3,4	83	500
Ni	/	/	50	140	6,5	32	100
As	/	/	10	/	/	13	/

LD : inférieur à la limite de détection

Les teneurs en métaux lourds dans le compost sont très variables d'un pays à l'autre. Les sources principales de métaux lourds dans les composts issus des déchets urbains sont souvent communs aux déchets urbains : piles (Hg, Pb, Cd), peintures (Cd, Pb), plastiques (Cd, Ni,), papiers et cartons (Pb), composants électroniques (Pb, Cd), céramiques, cosmétiques (Miquel, 2001 ; Meoun & Le Clerc, 1999). C'est pourquoi l'extraction préalable des éléments métalliques toxiques est une étape essentielle dans la filière de compostage puisqu'elle conditionne la teneur en métaux lourds, donc la qualité du compost.

III.5.2. Digestion anaérobie

III.5.2.1. Introduction

La nature des déchets, et notamment leur teneur en matière organique et en eau sont des critères importants sur le choix des technologies de transformation et de traitement. Les déchets biodégradables représentent plus de 60 % de la masse brute des ordures ménagères (Moletta, 2002, Ngahane *et al.*, 2014).

En effet, la méthanisation de la fraction organique des déchets ménagers contribue à une meilleure gestion des déchets ménagers, à la satisfaction des besoins énergétiques et de nutriments pour l'agriculture (Tchouate et Gerin, 2002). Un déchet ne doit donc seulement pas être considéré comme une saleté. Il peut servir de matière première secondaire dans d'autres activités de production (Jung, 2010).

III. 5.2.2. Historique de la digestion anaérobie

L'utilisation de la digestion anaérobie pour le traitement des eaux usées et la stabilisation des déchets solides ne sont pas nouvelles; elles sont utilisées depuis le 19^{ème} siècle. Dans les régions rurales de la Chine et de l'Inde, des constructions simples de réacteur ont été longtemps employées pour traiter les déchets animaux et agricoles dans le but principal de récupérer l'énergie pour faire cuire et éclairer (Gijzen, 2002). En France, le processus de méthanisation, a été appliquée pendant la guerre de 1939-1945 afin de produire de l'énergie à partir du fumier (Moletta, 2002). Cependant, ce n'était qu'aux années 70 que le traitement anaérobie a attiré plus d'attention en termes de recherche et développement technologique. Cet intérêt a augmenté, à la suite de la prise de conscience environnementale accrue de la population. En outre, à la fin des années 80, la co-digestion traite un mélange de différents types de déchets, y compris les déchets d'animaux, les déchets alimentaires et les déchets organiques ménagers, ont été présentés dans plusieurs pays (Ahring, 2003). Aujourd'hui, un nombre important de systèmes technologiques de digestion anaérobie est en service pour le traitement de différents types de substrats et le développement est encore en marche (Gijzen, 2002).

III.5.2.3. Définition

La digestion anaérobie ou la méthanisation est un procédé biologique de dégradation de la matière organique par une flore microbienne en absence d'oxygène. Cette digestion ou fermentation anaérobie est conduite dans des enceintes fermées qu'on appelle digesteurs, à l'intérieur desquels les différentes réactions sont optimisées et contrôlées afin de produire le

biogaz (Tahri *et al.*, 2012). Cette fermentation se réalise spontanément dans des écosystèmes naturels, où la matière organique est présente dans un milieu anaérobiose et dans les conditions compatibles avec l'expression du vivant. Ces communautés microbiennes se retrouvent ainsi dans les marais, les rizières, les sédiments lacustres et marins, le sol, l'intestin de mammifères, le tractus intestinal de certains termites (Moletta, 2002).

En plus, la digestion anaérobiose permet une réduction de la matière sèche d'environ 50% (Sablayrolles *et al.*, 2010) et la production d'un biogaz, composé principalement de méthane (55-70%) et de dioxyde de carbone (25-40%), avec des traces de l'hydrogène et de H₂S, (Mata-Alvarez, 2003).

La co-digestion anaérobiose est une variante de la digestion anaérobiose. Elle se distingue par le fait qu'on engage plus d'un substrat dans le digesteur. Le plus souvent, on co-digère un déchet solide avec un autre type de déchet surtout liquide comme les boues de vidange, les boues de station d'épuration, les eaux usées, effluents industriels agroalimentaires, etc. Selon Mata-Alvares *et al.*, (2000), une option intéressante pour améliorer les rendements de la digestion anaérobiose des déchets solides est la co-digestion.

Ainsi, le co-substrat qu'on digère avec le déchet solide constitue le plus souvent une source importante d'inoculum nécessaire pour le bon déroulement du processus. De ce fait, la co-digestion influe d'une façon remarquable sur la vitesse de la dégradation du déchet. Elle permet de produire de grandes quantités de biogaz, avec une teneur élevée en méthane (Zhang *et al.*, 2013). Les avantages de la co-digestion anaérobiose sont multiples et peuvent être classés comme suit :

- dans le traitement des déchets : processus naturel nécessitant moins d'espace que le compostage aérobie ou l'enfouissement et réduisant considérablement le volume et le poids des déchets;
- sur le plan énergétique : production nette d'énergie, génération d'un combustible renouvelable de haute qualité valorisable dans plusieurs applications finales ;
- sur le plan environnemental : réduction significative des émissions de CO₂ et de CH₄, élimination des odeurs, production d'un compost propre (stérile) et d'un fertilisant liquide riche en matières nutritives utilisables en agriculture, d'où maximisation des bénéfices du recyclage ;
- sur le plan économique : plus rentable que toutes les autres formes de traitement si l'on considère tout le cycle de vie (Tchouate Heteu, 2003).

III.5.2.4. Etapes de la co-digestion anaérobie

La digestion anaérobie est un procédé biologique, qui sert au traitement et valorisation des déchets organiques. Elle contient généralement quatre étapes selon les auteurs, qui sont l'hydrolyse, l'acidogène, l'acétogène et la méthanogène.

5.2.4.1. Phase d'Hydrolyse

L'hydrolyse est un processus extracellulaire dans lequel des substances organiques particulières complexes (protéines, polysaccharides, lipides, cellulose, etc...) sont décomposés en composés simples, solubles (acides aminés, sucres simples, acides gras, glycérol, etc...). C'est une étape importante avant le procédé de fermentation, car les bactéries fermentatives ne peuvent pas absorber les polymères organiques complexes directement dans leurs cellules. Les enzymes hydrolytiques incluent la cellulase, la cellobiase, le xylanase et l'amylase pour la dégradation des polysaccharides en sucres, la protéase pour la dégradation des protéines en acides aminés, et la lipase pour la dégradation des lipides en glycérol et les acides gras à longue chaîne (LCFA) (Batstone *et al.*, 2002b ; Kaseng *et al.*, 1992).

Le procédé d'hydrolyse lui-même implique plusieurs étapes, y compris la production d'enzymes, la diffusion, l'adsorption, la réaction et l'étape de désactivation (Parawira *et al.*, 2005). Le taux global d'hydrolyse dépend de la taille de la matière organique, de la forme, de la surface, de la concentration de la biomasse, de la production d'enzymes et de l'adsorption (Batstone *et al.*, 2002a ; Chyi et Dague, 1994). En plus, l'adsorption concurrentielle de l'enzyme sur le substrat inerte comme la lignine peut également diminuer l'efficacité de l'hydrolyse (Batstone *et al.*, 2000). Ce processus compliqué a été décrit par plusieurs modèles cinétiques, par exemple, le modèle cinétique basé sur la surface où l'hydrolyse est liée à la concentration du substrat et la superficie des particules (Kaseng *et al.*, 1992), où un modèle biphasé où les bactéries sont attachés d'abord aux particules, libèrent alors l'enzyme pour dégrader la matière (Moletta, 1993). L'hydrolyse est donc une fonction de la biomasse et de la concentration en substrat. Cependant, la plupart des auteurs considèrent l'hydrolyse comme un processus simple en utilisant une cinétique de premier ordre dépendante du substrat (Converse et Optekar, 1993 ; Sanders *et al.*, 2000 ; Vavilin *et al.*, 1996).

Lorsque l'on s'intéresse à la méthanisation de déchets complexes contenant des fractions solides, par exemple de la cellulose (Siegert et Banks, 2005), l'hydrolyse devrait être considérée comme l'étape cinétiquement limitante (Mc Carty et Mosey, 1991 ; Veeken *et al.*, 2000). On peut schématiser les réactions d'hydrolyse enzymatique comme sur l'équation n°7,

en considérant la dégradation de cellulose en glucose, où les enzymes joueraient le rôle de catalyseur (Illinois State Water Survey Division, 1939) :



5.2.4.2. Phase d'Acidogénèse

Dans une seconde étape, les monomères issus de l'hydrolyse, ainsi que les composés dissous, servent de substrats à des microorganismes fermentaires qui les dégradent principalement en acides de faibles poids moléculaires comme les acides gras volatils (AGV) tels que propionate, butyrate, valérate, mais également en pyruvate, lactate, ou en alcools tels que le méthanol, l'éthanol,...(Mosey, 1983 ; McCarty et Mosey, 1991). L'éthanol et le lactate qui sont produits par des voies métaboliques moins intéressantes énergétiquement ne sont généralement pas synthétisés à l'équilibre (Dinopoulou *et al.*, 1987). Du gaz carbonique et du dihydrogène sont également produits au cours de ces réactions.

Les microorganismes réalisant cette étape peuvent aussi bien être anaérobies facultatifs (du genre *Acetobacter* ou *Streptococcus*) que strictement anaérobies (*Clostridium*). Leur taux de croissance très élevé, de l'ordre de 48 jours (Mosey, 1983), est responsable, dans le cas d'une surcharge organique, de l'accumulation de composés intermédiaires comme l'acétate ou l'hydrogène, qui peuvent inhiber les flores acétogènes et méthanogènes.

En considérant le glucose comme substrat de référence on représente l'acidogénèse par les équations du tableau 25 (Costello *et al.*, 1991b).

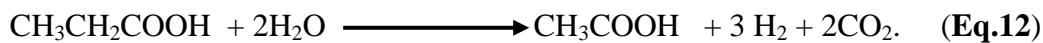
Tableau 25. Produits de la dégradation du glucose.

Produit	Réaction
Propionate	$C_6H_{12}O_6 + 2H_2 \longrightarrow 2CH_3CH_2COOH + 2H_2O \quad (\text{Eq.8})$
Butyrate	$C_6H_{12}O_6 \longrightarrow CH_3CH_2CH_2COOH + 2H_2 + 2CO_2 \quad (\text{Eq.9})$
Ethanol	$C_6H_{12}O_6 \longrightarrow 2CH_3CH_2OH + 2CO_2 \quad (\text{Eq.10})$
Lactate	$C_6H_{12}O_6 \longrightarrow 2CH_3CHOHCOOH \quad (\text{Eq.11})$

5.2.4.3. Phase d'Acétoxygénèse

Cette phase est nommée ainsi car l'acétate est le principal produit carboné. Contrairement aux réactions décrites précédemment, les réactions mises en jeu ici nécessitent la présence d'accepteur d'électron inorganique : l'hydrogène (Pavlostathis & Giraldo-Gomez, 1991) sous sa forme ionique (Batstone *et al.*, 2002). Ces réactions génèrent du H₂ et les bactéries qui les réalisent sont dites « productrices obligées d'hydrogène » (Mata-Alvarez, 2003).

Acides et alcools formés précédemment sont transformés en acétate, CO₂ et H₂. Les acides gras avec un squelette à nombre impair (C≥ 5) d'atomes de carbone (le valérate par exemple) sont toutefois en partie convertis en propionate (Chynoweth & Pullammanappallil, 1996 ; Batstone *et al.*, 2002) qui sera à son tour converti en acétate CO₂ et H₂O. La dégradation du propionate est schématisée par la réaction suivante (Basttone *et al.*, 2002).



Les micro-organismes acétoxygènes sont anaérobies stricts, très sensibles au pH, et possèdent un développement lent. Ils réalisent de plus une réaction métabolique thermodynamiquement peu favorable. L'hydrogène produit ne doit pas s'accumuler sous peine d'inhiber toute conversion. Il doit donc être soustrait du milieu au fur et à mesure de sa production d'où un lien très étroit nécessaire, un développement syntrophique, entre ces bactéries et les suivantes qui l'utilisent (Pavlostathis & Giraldo-Gomez, 1992 ; Chynoweth & Pullammanappallil, 1996 ; Mata Alvarez, 2003).

5.2.4.4. Phase de Méthanogènes

Les bactéries méthanogènes constituent un groupe d'organismes si particulier qu'elles font partie d'un règne spécifique, les archéobactéries, séparé du règne des bactéries procaryotes par des caractéristiques métaboliques et une structure membranaire particulières (Chynoweth & Pullammanappallil, 1996).

De nombreux substrats (mais très spécifiques) peuvent être utilisés (Chynoweth & Pullammanappallil, 1996). Cependant, deux voies de production de méthane sont prédominantes (Batstone *et al.*, 2002) :

L'Acétoxydation, à partir de l'acétate, selon la réaction



La réduction du dioxyde de carbone par l'hydrogène selon :



En digesteur anaérobiose, l'acétoclastie est à l'origine de 65 à 70 % du méthane (Pavlostathis & Giraldo-Gomez, 1991).

Les bactéries responsables de cette étape finale se caractérisent tout comme les acétogènes, par, un développement lent, un caractère anaérobiose strict et une forte sensibilité au pH Gourdon(2001) cité par Rouez (2008). L'optimum se situe autour de la neutralité, la fourchette optimale admise est plus au moins large selon les sources ; entre 6,8 et 7,4 selon Balaz (1996), et entre 6 et 8 selon El-fadel *et al.* (1996).

Ces étapes sont résumées dans la figure suivante :

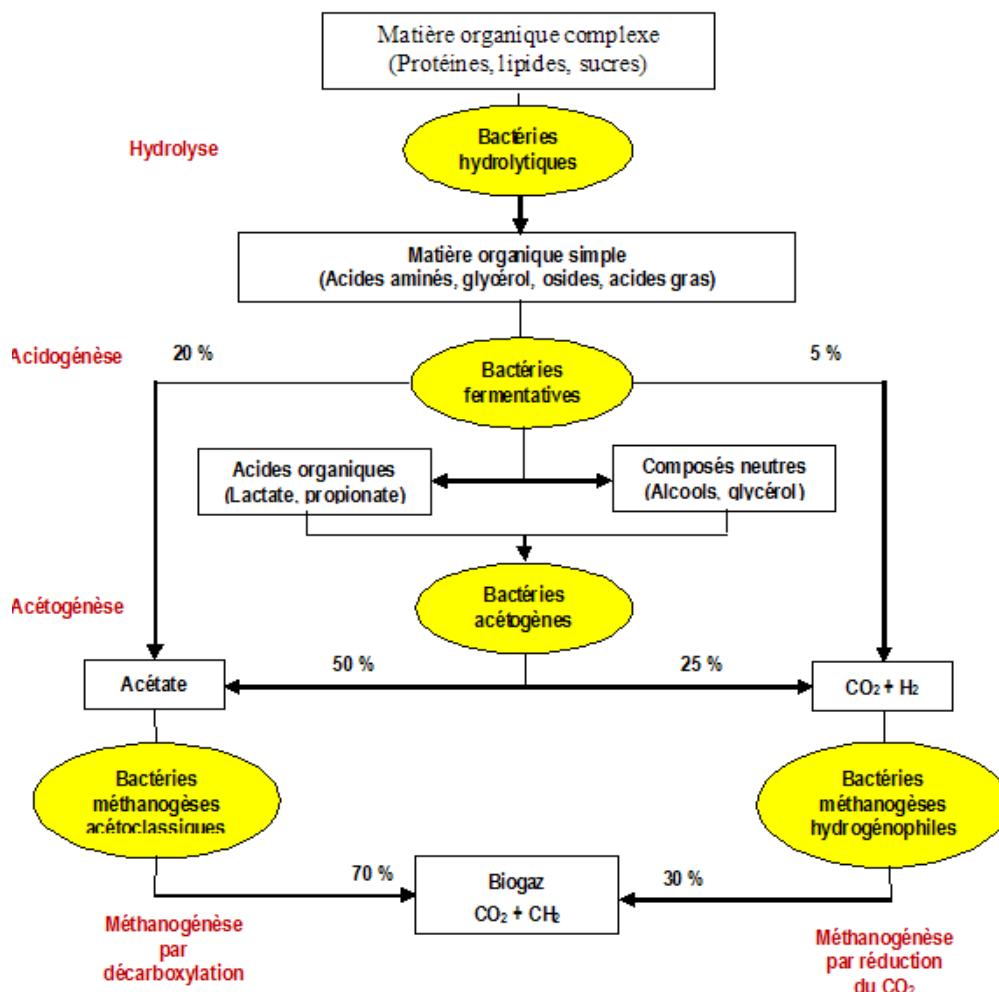


Figure 30. Etapes de la méthanisation tirée de (Frederic et Lugardon, 2008, Vasel, 2010)

III.5.2.5. Méthane et dioxyde de carbone

Le biogaz est composé principalement de CH₄ et de CO₂. Le rapport de CH₄ au CO₂ est normalement stable dans le réacteur et un changement du rapport peut être dû au déséquilibre du processus. Cependant, le rapport de méthane dépend également de la composition du substrat, de la température, du pH et de la pression (Hickey et Switzenbaun, 1991). Puisque la dissolution du CO₂ dépend fortement du pH, la fluctuation du pH peut également changer la composition du gaz.

La méthanisation contrôlée donne le biogaz qui est une énergie utilisée pour l'électricité et sous forme de gaz domestique (chauffage et cuisine). Le biogaz est composé principalement du méthane 60 à 70 % et de 40 à 30 % de gaz carbonique. Le méthane a une équivalence énergétique plus grande comparée aux autres sources d'énergie comme le décrit la figure 31 ci dessous.

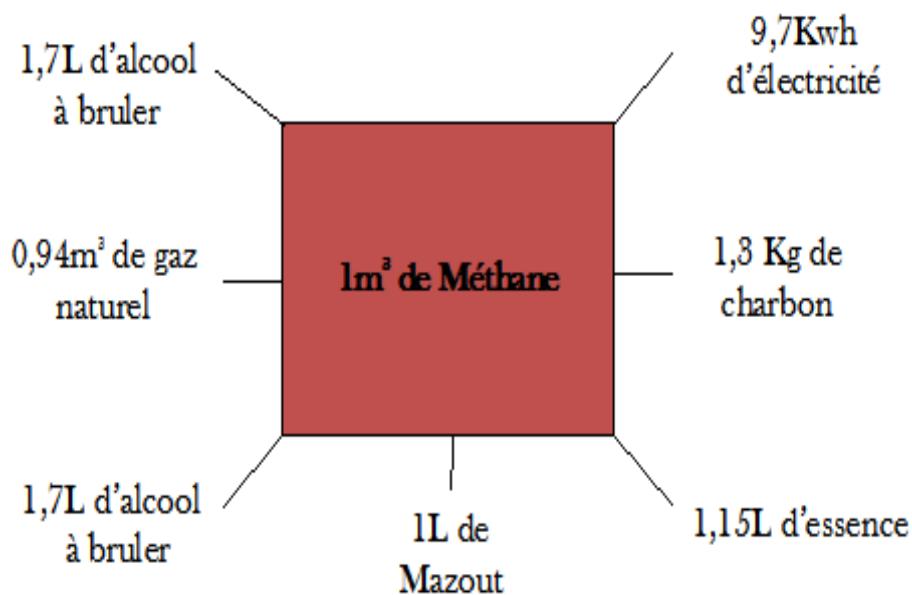


Figure 31. Equivalence énergétique entre 1m³ de méthane et autres sources (Moletta, 2002).
Il faut signaler que le méthane (CH₄) non utilisé, contribue substantiellement à l'effet de serre. Il est donc indispensable d'éliminer les excédents de gaz en torchères.

III. 5.2.6. Facteurs affectant la stabilité du processus de biogaz

Les facteurs affectant la production de biogaz sont principalement basés sur les conditions opératoires ainsi que l'alimentation du digesteur. Les conditions de fonctionnement tel que le pH et la température influencent directement les microorganismes.

Les perturbations par l'alimentation incluent la composition et la concentration de déchet, et les composés toxiques et les inhibiteurs. Parfois, les composés toxiques ne sont pas présents au départ dans l'alimentation, mais ils sont produits à l'intérieur du réacteur à partir de la dégradation du substrat (comme exemple les AGV et l'ammoniaque).

5.2.6.1. Le substrat

Le type et la composition du substrat déterminent directement le rendement de biogaz. En anaérobiose, le substrat d'alimentation est souvent mesuré en termes de la demande chimique en oxygène (DCO) ou en termes de solides volatils totaux (SV). Il est important de distinguer entre la fraction dégradable disponible et la fraction inerte, car une fraction considérable de la DCO à l'entrée est inerte (Nielsen, 2006; Hwang *et al.*, 2004 ; Suh et Roussaux, 2002). Le déchet qui contient une teneur élevée en eau a un rendement faible en méthane par DCO ou SV.

Les déchets organiques contiennent une composition variée : les composés majeurs sont les saccharides (qui sont divisées en deux fractions, facilement et lentement dégradables), les lipides (facilement dégradables), les protéines (facilement dégradables), les AGV (facilement dégradables), ainsi que d'autres composés (Moosbrugger *et al.*, 1993). Le rendement du méthane des déchets est généralement dans la gamme de 100 à 400 L CH₄/Kg SV.

En revanche, la plupart des déchets organiques contiennent une fraction élevée du substrat facilement dégradable, qui donne un rendement élevé de méthane et de production d'AGV. Il est donc important de contrôler la charge organique et hydraulique selon la capacité du digesteur. Lorsque le processus fonctionne à faible taux de charge à l'entrée cela donne un taux de production de biogaz faible également. L'augmentation de la charge donne plus de biogaz mais aussi il y a le risque de la surcharge, qui a comme conséquence l'accumulation des AGV. La concentration élevée d'AGV diminue le pH et fait que les AGV deviennent plus toxiques aux méthanogènes, qui peuvent déstabiliser le processus.

Suffisamment de nutriments sont également importants pour la croissance des cellules microbiennes. Les macro nutriments tels que le carbone, l'hydrogène, l'azote et l'oxygène sont les composants principaux des cellules dans la biomasse. Comme il y en a d'autres tels que le soufre, le phosphore, le potassium, le calcium, le magnésium et le fer qui sont exigés (Mc Mahon *et al.*, 2001). Ces macro-nutriments devraient être présents dans la cellule autour de 10⁻⁴ M, alors que les micro-nutriments tels que le nickel et le cuivre sont exigés en petite quantité (Stroot *et al.*, 2001). La plupart des nutriments peuvent être inhibiteurs s'ils sont

présents avec des concentrations élevées. Le sulfure et le phosphate comme exemple peuvent diminuer la disponibilité biologique d'ion en métal par l'effet de la précipitation.

5.2.6.2. La température

La digestion anaérobiose peut être appliquée dans une large plage de température, en mode psychrophile (< 20 °C) (Vavilin et Angelidaki, 2005), mésophile (25-40 °C), ou thermophile (45-60 °C) (Angelidaki *et al.*, 2005), et même en conditions extra thermophiles (>60 °C) (Liu, 2003). La température a un effet direct sur les propriétés physico-chimiques de tous les composants dans le digesteur et affecte aussi la thermodynamique et la cinétique des processus biologiques. La température détermine si une réaction spécifique est favorable.

L'augmentation de la température a plusieurs avantages (Mathiot *et al.*, 1992) dont :

- Augmente la solubilité des composés organiques, ce qui les rend plus accessibles aux micro-organismes.
- Augmente les vitesses des réactions chimiques et biologiques, et accélère ainsi le processus de conversion, donc le réacteur peut être plus petit et peut fonctionner avec un plus faible temps hydraulique de rétention (HRT).
- Améliore plusieurs propriétés physico-chimiques comme la diffusivité du substrat soluble, l'augmentation du taux de transfert de liquide vers le gaz dû à la faible solubilité du gaz, diminution de la viscosité liquide qui fait diminuer l'énergie d'agitation nécessaire et améliore également la séparation liquide-solide de la biomasse.
- Augmente le taux de mortalité des bactéries pathogènes, particulièrement en condition thermophile, qui diminue le temps requis pour la réduction des pathogènes (Fey et Conrad, 2000 ; Hansson *et al.*, 2002).

En plus, les réactions d'oxydations des acides organiques deviennent plus énergiques à température élevée, ce qui est avantageux pour la dégradation d'acide gras à longue chaîne (AGLC), d'acide gras (AG) et d'autres intermédiaires (Chynoweth *et al.*, 1994)

5.2.6.3. pH et pouvoir tampon

Le niveau de pH a un effet sur l'activité enzymatique des micro-organismes, puisque chaque enzyme est en activité seulement dans une gamme spécifique de pH, et il a son activité maximale à son pH optimal (Ahring, 1994). Chaque groupe de micro-organismes a différentes

gammes optimales de pH. L'archée méthanogène peut fonctionner dans un intervalle de pH tout à fait étroit, de 5.5-8.5 avec une gamme optimale de 6.5-8.0 (Switzenbaum *et al.*, 1990). Les bactéries fermentatives peuvent fonctionner dans une plage de pH plus large, 4 à 8.5 (Björnsson, 2000). L'utilisation du pH comme indicateur du processus est normalement basée sur le fait qu'une baisse de pH correspond à l'accumulation d'AGV.

Le pouvoir tampon, ou la résistance de la solution au changement de pH est également important pour la stabilité du processus. L'amortisseur principal dans les digesteurs anaérobies est le bicarbonate (HCO_3^-), avec un pKa de 6.3, tandis que les principaux acides produits sont les AGV, avec un pKa global approximativement de 4.8 (Hill, 1990). Par exemple, les digesteurs de déchets constitués principalement d'un mélange de déchet de vache et de porc ont normalement un pouvoir tampon élevé de bicarbonate en alimentation et un contenu élevé d'ammoniaque, ce qui donne un pH stable autour 7.5-8.0 (Hill, 1990) et le système peut alors tolérer une concentration élevée d'AGV avant la baisse du pH.

5.2.6.4. Le titre alcalimétrique complet (TAC) :

L'alcalinité de l'échantillon d'eau correspond à la présence des carbonates, des hydroxydes et des hydrogénocarbonates. On distingue deux titres qui sont le titre alcalimétrique (TA) et le titre alcalimétrique complet (TAC).

Dans des eaux courantes, Le TAC désigne la somme des concentrations des ions carbonates, hydroxydes et en plus des ions hydrogénocarbonates.

$$\text{TAC} = [\text{HCO}_3^-] + 2[\text{CO}_3^{2-}] + [\text{OH}^-] - [\text{H}_3\text{O}^+] \quad (\text{Rodier } et al., 2009).$$

L'alcalinité mesure le pouvoir tampon dans le digesteur, et donc sa capacité à maintenir un pH stable. En digestion anaérobiose, l'alcalinité dépend de la concentration en bicarbonate (HCO_3^-), en AGV et parfois en ammonium lorsque l'effluent à traiter est riche en azote (Bernet et Buffiere , 2008).

5.2.6.5. Les acides gras volatils (AGV)

Appelés également acides gras à courte chaîne, ils désignent un ensemble d'acides organiques différents mais n'excédant pas cinq atomes de carbone dans leur chaîne. Les formes d'acides les plus rencontrées sont l'acide acétique, l'acide propionique, l'acide butyrique et l'acide valérique. L'acide dominant dans les jus de fermentation et dans les eaux usées issues des traitements de ces jus est l'acide acétique (CH_3COOH) (Buchauer, 1998). L'accumulation

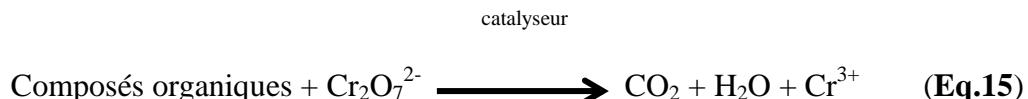
d'AGV peut diminuer le pH rapidement, ainsi le pH est un indicateur efficace du processus (Moletta, 2002).

5.2.6.6. La demande chimique en Oxygène (DCO)

La demande chimique en Oxygène (DCO) donne une indication sur la quantité en substances chimiquement oxydables présentes dans l'eau. C'est la quantité d'oxygène exprimée en g/l, mg/l (ou autres unités de concentration) nécessaire pour oxyder totalement les composés organiques présents dans l'eau.

Elle est une mesure indirecte de la concentration en matières organiques. L'échantillon analysé est oxydé chimiquement en conditions acides, à température élevée et en présence d'un oxydant puissant, le bichromate de potassium. La détermination de la DCO se fait soit par la méthode titrimétrique soit par colorimétrie utilisant des kits contenant les réactifs appropriés. Dans ces conditions, 95 à 97% des composés organiques sont oxydés.

D'une manière simplifiée, on peut décrire cela par la réaction :



Plus un échantillon d'eau contient de polluants organiques oxydables, plus il en faut de bichromate et plus la valeur de la DCO est élevée. C'est l'un des paramètres d'évaluation utilisés pour estimer les taxes de pollution que doivent payer les entreprises (RODIER *et al.*, 2009).

Comme la DCO est en fait un échange d'électrons, sa mesure est aussi une estimation de la quantité d'énergie chimique potentielle contenue dans le substrat.

5.2.6.7. La demande biochimique en oxygène (DBO)

C'est un paramètre important pour la caractérisation des eaux usées. Elle représente la quantité d'oxygène exprimée en g/l ou mg/l que les bactéries consomment pour décomposer partiellement ou pour oxyder en CO₂ les substances organiques présentes dans l'eau, en un temps donné par voie biologique et chimique, mais sans apport d'oxydant, sinon l'oxygène présent.

Elle mesure la teneur en substances biochimiquement dégradables présentes dans l'eau. Plus la quantité en ces composés biochimiquement dégradables est importante, plus la valeur de la DBO est élevée.

Les composés biodégradables sont dégradés en moins de 5 jours, puis on décompose la biomasse formée. Pour une eau usée domestique, la DBO₅ représente environ 70% de la DBO infinie (Blieffert et Perraud, 2001). C'est la raison pour laquelle on emploie couramment la valeur de la DBO₅ comme indicateur. L'équation globale d'oxydation est :



III.5.2.7. Différents systèmes de digesteurs

Le digesteur, encore appelé fermenteur ou bioréacteur-anaérobiose, est généralement constitué d'une cuve fermée, étanche à l'air et de préférence isolée thermiquement, dans laquelle différents microorganismes dégradent chimiquement et biologiquement les déchets et effluents organiques et produisent du biogaz. Le choix du digesteur varie en fonction du type de déchets à traiter et de l'application visée. On peut classer les digesteurs selon :

- le mode d'alimentation : batch, continu ou semi-continu ;
- le type de substrats : solide, semi-solide ou liquide ;
- le nombre d'étapes : mono- ou bi-étape selon que la méthanolysèse et l'acidolysèse se déroulent dans le même réacteur ou dans deux cuves séparées.

5.2.7.1. Mode d'alimentation

- Le *digesteur batch ou discontinu* a l'avantage d'être d'une construction simple. Le mode opératoire consiste à remplir le digesteur avec les substances organiques et laisser digérer, le temps de rétention étant fonction de la température et d'autres facteurs. A la fin de la digestion, le digestat est évacué et le processus peut recommencer. Ce système, rustique et d'une grande simplicité technique, est avantageux pour traiter les déchets solides tels les fumiers, les résidus agricoles ou les ordures ménagères. La production de biogaz n'est pas régulière : au début du cycle, la fermentation du substrat commençant, la production de biogaz est lente. Elle s'accélère, et atteint un taux maximal au milieu du processus de dégradation et chute en fin de cycle lorsque seuls les éléments difficilement digestibles restent dans le digesteur.
- Dans un *digesteur continu*, le substrat introduit de manière continue est digéré et évacué sous forme de digestat soit mécaniquement, soit sous la pression des nouveaux

intrants. Ce type de fonctionnement est bien adapté aux installations de grande taille. Il en existe trois principaux types : système à cuve verticale, système à cuve horizontale et système à « cuves multiples ». Nombre d'installations de biométhanisation fonctionnent généralement suivant ce principe tel le biométhaniseur de Tenneville en Belgique.

5.2.7.2. Etapes

Cette classification met en évidence le fait que l'hydrolyse et l'acidogénèse sont, ou non, séparés de la phase suivante de méthanogénèse comme schématisiez ci-après :

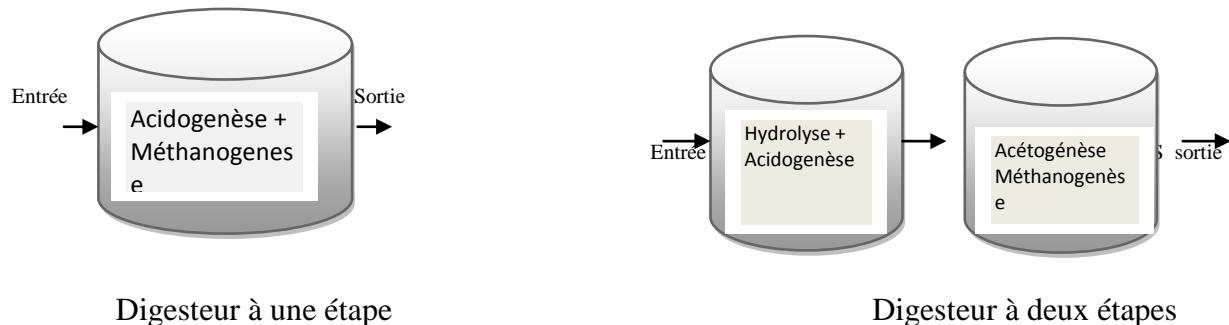


Figure 32. Schémas des étapes de la digestion anaérobie

Dans les procédés monoétape, toutes les étapes de la digestion ont lieu dans la même enceinte. Ils sont exploitables en continu ou en batch, et principalement appliqués pour des substrats allant jusqu'à 40% de MS.

Les procédés bi-étapes sont caractérisés par le fait que l'hydrolyse et l'acidification sont nettement séparées de la phase suivante de méthanisation. La recirculation de la phase liquide présente l'avantage de ne pas nécessiter constamment l'ajout d'eau chauffée. L'avantage des procédés bi-étape réside dans les courts temps de décomposition de la matière solide, de l'ordre de quelques jours. Cette séparation des phases réduit le risque d'intoxication des microorganismes méthanogènes liées à la présence d'un excès d'acides gras volatils, lorsque l'acidogénèse trop rapide par rapport à la capacité d'assimilation des micro-organismes méthanigènes.

Références bibliographiques

- ABOULAM S. 2005. "Recherche d'une méthode d'analyse du fonctionnement des usines de tri-compostage des déchets ménagers. Fiabilité des bilans matière." Rennes, Institut National Polytechnique de Toulouse: 110.
- ADAS Consulting Limited. 2005. Assessment of options and requirements for stability and maturity testing of composts. The Waste and Resources Action Programme, The Waste and Resources Action Program, Oxon.
- AHRING, B. K. 1994. "Status of science and application of thermophilic anaerobic digestion" Water Science and Technology, 30, (12), 241-249.
- AHRING, B.K. 2003. "Perspectives for anaerobic digestion". In Advances in biochemical engineering/biotechnology - Biomethanation I. Edited by B.K. Ahring. Springer. Berlin. pp. 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 doctorale, Faculté des sciences et techniques, Université Paul CEZANNE.
- 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, Laboratoire des Sciences de l'Eau et de l'Environnement, 195 p.
- ALLSOPP M., COSTENER P. et JOHNSTON P. 2001. Incineration And Human Health; State of Knowledge of the Impacts of Waste Incinerators on Human Health; Greenpeace Research Laboratories, 84 p.
- ANGELIDAKI, I., BOE, K. and ELLEGAARD, L. 2005. "Effect of operating conditions and reactor configuration on efficiency of full-scale biogas plants" Water Science and Technology, 52, 189-194.
- ATKINSON C.F., JONES D.D. & GAUTHIER J.J. 1996. "Biodegradabilities and microbial activities during composting of municipal solid waste in bench-scale reactors". Compost Science & Utilization, 4, 4:14-23.
- AVNIMELECH, Y., M. BRUNER, I. EZRONY, R. SELA, and M. KOCHBA. 1996. Stability indexes for municipal solid waste compost. *Compost Science & Utilization*, 4, 2:13-20.
- BARI Q.H. & KOENIG A. 2001. "Effect of air recirculation and reuse on composting of organic solid waste." Resources, Conservation and Recycling 33: 93-111.
- BARLAZ M.A., 1996. Microbiology of solid waste landfill, chap.2 In Microbiology of solid waste, Edited by Palmisario & Barlaz, Boca Raton, CRC Press, 223p.
- BATSTONE D.J., KELLER J., ANGELIDAKI I., KALYUZHNYI S.V., PAVLOSTATIS S.G., ROZZI A., SANDERS WTM, SIEGRIEST H., VAVILIN V.A., 2002. Anaerobic Digestion Model N°1 (ADM1). International Water Association Scientific and Technical Report n° 13, London, UK, IWA Publishing, 68p.
- BATSTONE D.J., KELLER J., ANGELIDAKI I., KALYUZHNYI S.V., PAVLOSTATIS S.G., ROZZI A., SANDERS WTM, SIEGRIEST H., VAVILIN V.A., 2002. "The IWA Anaerobic digestion model no 1. (ADM1)" Water Science and Technology, 45, (10), 65-73.

BATSTONE, D. J., KELLER, J., NEWELL, R.B. and NEWLAND, M. 2000. "Modelling anaerobic degradation of complex wastewater I: Model development" *Bioresource Technology*, 75, 67-74

BERNAL, M. P., NAVARRO, A. F., SANCHEZ-MONEDERO, M. A., ROIG, A. & CEGARRA, J. 1998. Influence of sewage sludge compost stability and maturity on carbon and nitrogen mineralization in soil. *Soil Biology and Biochemistry* 30, 305-313.

BERNET N. et BUFFIERE P. 2008. Caractérisation de la mise en œuvre de la méthanisation. Méthanisation 4, 87-113, Editions TEC & DOC, Lavoisier, Paris.

BLIEFFERT C. et PERRAUD R. 2001. Chimie de l'environnement, Ed. De Boek, 478p.

BIONET 2002. "Biological waste treatment in Europe - Technical and market development." In: (en ligne). Disponible sur: www.bionet.net.

BJÖRNSSON L. 2000. "Intensification of the biogas process by improved process monitoring and biomass retention" Ph.D. dissertation, Department of Biotechnology, Lund University, Sweden.

BRINTON W.F. 2001. "How compost maturity affects plant and roots performance in container grown media." *Journal of biodynamics* 233: 22-27.

BRINTON R.B. & EVANS E. 2004. "A novel Ex-situ test kit to assess microbial spoilage of grains by means of carbon-dioxide respiration capture." dans " International Quality Grains Conference Proceedings".

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.

CANET R. & POMARES F. 1995. "Changes in physical, chemical and physicochemical parameters during the composting of municipal solid waste in two plants in Valencia." *Bioresource Technology* 51: 259-264.

CHARNAY F., 2005. Compostage des déchets urbains dans les pays en développement : élaboration d'une démarche méthodologique pour une production pérenne de compost. Thèse de doctorat n° 562005, Université de Limoges, 277p.

CHYI, Y. T. and DAGUE, R. R. 1994. "Effects of particulate size in anaerobic acidogenesis using cellulose as a sole carbon source" *Water Environment Research*, 66, (5), 670-678

CHYNOWETH & PALLAMMANAPPALLIL 1996. Anaerobic digestion of municipal solid waste, chap.3. In *Microbiology of solid waste*, Edited by Palmisano & Barlaz, Boca Raton, CRC Press, 223p.

COFIE O., KONE D., ROTENBERGER S., MOSER D., ZUBRUEGG C. 2009. Co-composting of faecal sludge and organic solid waste for agriculture: Process dynamics. *Water Research* 43, 4665-4675.

CONVERSE, A. O. and OPTEKAR, J. D. 1993. A synergistic kinetics model for enzymatic cellulose hydrolysis compared to degree-of-synergism: Experimental Results. *Biotechnology and Bioengineering*, 42, (1), 145-148.

- COSTELLO D.J., GREENFIELD P.F. and LEE P.L. 1991b. Dynamic modelling of a single-stage high-rate anaerobic reactor - II. Model verification. *Wat. Res.*, 25, 859-871.
- CROWE M., NOLAN K., COLLINS C., CARTY G. et DONLON B. 2002. Biodegradable Municipal Waste Management in Europe. Part 1. Strategies and Instruments. European Environment Agency, Copenhagen, 19 p.
- DAMIEN A. 2009. Guide du traitement des déchets, 5^{ème} Ed. Dunod 438p.
- DAS K. & KEENER H.M. 1997. Moisture effect on compaction and permeability in composts. *Journal of environmental engineering*, 123. 3, 275-281.
- DELORAIN A., HEDREVILLE L. et ARTHUS C. 2002. "Étude bibliographique sur l'évaluation des risques liés aux bio-aérosols générés par le compostage des déchets." Angers, France, ADEME & CAREPS. Mars 2002. 163.
- DINOPOULOU G., RUDD T., and LESTER, J. N. 1988. "Anaerobic acidogenesis of a complex wastewater: 1. The influence of operational parameters on reactor performance." *Biotechnol. Bioengrg.*, 31, 958-968.
- DOMEIZEL M., KHALIL A. & PRUDENT P. 2004. "UV spectroscopy: a tool for monitoring humification and for proposing an index of the maturity of compost." *Bioresource Technology* 94: 177-184.
- DEPORTES, I., BENOIT-GUYOD, J.-L. & ZMIROU, D. 1995. Hazard to man and the environment posed by the use of urban waste compost: a review. *Science of The Total Environment* 172, 197-222.
- EGGEN T. & VETHE O. 2001. "Stability indices for different composts." *Compost Science & Utilization* 9: 19-36.
- EL FADEL M., Findikakis, A. N., and Leckie, J. O. 1996a. "Numerical modelling of generation and transport of gas and heat in sanitary landfills: I. Model formulation," *Waste Management & Research*, ISWA, 14, 483-504.
- FEY A. and CONRAD R. 2000. "Effect of temperature on carbon and electron flow and on the archaeal community in methanogenic rice field soil" *Applied and Environmental Microbiology*, 66, 4790-4797
- FOE 2002. Incineration Or Something Sensible? A Briefing from Friends of the Earth Scotland, 15 p.
- FREDERIC S. et LUGARDO A., 2008. Méthanisation des effluents industriels liquides, Technique de l'Ingénieur. Génie des procédés (J 3943).France.
- GACHET C. 2005. Evolution bio-physico-chimique des déchets enfouis au Centre de Stockage de Déchets Ultimes du SYDOM du Jura sous l'effet de la recirculation des lixiviats, thèse, Institut National des Recherches Appliquées de Lyon, 271p.
- GARCIA, C., T. HERNANDEZ, F. COSTA, and PASCUAL J.A. 1992. Phytotoxicity due to the agricultural use of urban wastes. Germination experiments. *J. Sci. Food Agric.*, 59:313-319.

GIJZEN H.J.2002. "Anaerobic digestion for sustainable development: A natural approach" Water Science and Technology 45, 321-328.

GOOTAS H.B. 1959. "Compostage et assainissement" OMS, Genève.209

GOYAL S., DHULL S.K. & KAPOOR K.K. 2005. "Chemical and biological changes during composting of different organic wastes and assessment of compost maturity." Bioresource Technology 96 (14), 1584-91.

HANSSON M., NORDBERG Å., SUNDH, I. and MATHISEN B. 2002. "Early warning of disturbances in a laboratory-scale MSW biogas process" Water Science and Technology, 45, (10), 255-260.

HARADA, Y., A. INOKO, M. TADAKI, and T. IZAWA. 1981. Maturing process of city refuse compost during piling. *Soil Sci. Plant. Nutr.*, 27, 3:357-364.

HASSELRIIS F. et LICATA A. 1996. Analysis of heavy metal emission data from municipal waste combustion, Journal of Hazardous Materials 47 (1996) 77 – 102.

HAUG R.T. 1993. "The practical handbook of compost engineering." Boca Raton, Florida.717.

HELFRICH, P., B. CHEFETZ, Y. HADAR, Y. CHEN, and H. SCHNABL. 1998. A novel method for determining phytotoxicity in composts. *Compost Science &Utilization*, 6, 3:6-13.

HIVKEY R. F. and SWITZENBAUN M. S. 1991. "Thermodynamics of Volatile Fatty-Acid Accumulation in Anaerobic Digesters Subject to Increases in Hydraulic and Organic Loading" Research Journal of the Water Pollution Control Federation, 63, (2), 141-144

HILL D. T. 1990. "Alkalinity measurements in anaerobic digestion systems as influenced by organic acid level and endpoint pH" Transactions of the ASAE, 33, (5), 1717-1719.

HIRAI, M. F., A. KATAYAMA, and KUBOTA H. 1986. Effect of compost maturity on plant growth. *BioCycle*, 27:58-61.

HWANG, M. H., JANG, N. J., HYUM, S. H. and KIM, I. S. 2004. "Anaerobic bio-hydrogen production from ethanol fermentation: the role of Ph". Journal of Biotechnology, 111, (3), 297-309.

HSU J.H. & LO S.L. 1999. "Chemical and spectroscopic analysis of organic matter transformations during composting of pig manure." Environmental pollution 104: 189-196.

HUANG G. F., WU Q. T., WONG J. W. C., NAGAR B. B. 2006. Transformation of organic matter during co-composting of pig manure with sawdust. Bioresource technology 97, 1834-1842.

HOORNWEG D. & THOMAS L. 1999. "What a waste: Solid waste management in Asia." Washington D.C, The World Bank.

HOUOT S., FRANCOU C. et POITRENAUD M. 2003. "Les méthodes d'évaluation de la maturité des composts." dans " Les entretiens de L'environnement - Les déchets". 26-27 mars 2003, Pau, France. 4.

HOUOT S., FRANCOU C., LINERES M. et LE VILLIO M. 2002. "Gestion de la maturité des composts: conséquence sur leur valeur amendante et la disponibilité de leur azote - première partie-." Echo MO 34: 3-4.

IANNOTTI D.A., GREBUS M.E., TOTH B.L., MADDEN L.V. & HOITINK A.J. 1994. "Oxygen respirometry to assess stability and maturity of composted municipal solid waste." *J. Environ. Qual.*, 23:1177-1183.

IGLESIAS-JIMENEZ E. & PEREZ-GARCIA V. 1989. "Evaluation of city refuse compost maturity: A review". *Biological Wastes*, 27:115-142.

ILLMER P. & SCHIMER F., 1996. Compost turning-a central factor for a rapid and high-quality degradation in household composting. *Biores. Technol.* 59: 157-162.

JUNG G. 2010. Traitement et recyclage des déchets. Cours Master Complémentaire en Sciences de l'Environnement, Université du Burundi, inédit.

KAIBOUCHI S. 2004. Mâchefers d'incinération d'ordures ménagères : Contribution à l'étude des mécanismes de stabilisation par carbonatation et influence de la collecte sélective ; thèse de doctorat, Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, 287p.

KASENG, K., IBRAHIM, K., PANEERSELVAM, S. V. and HASSAN, R. S. 1992. "Extracellular enzyme and acidogen profiles of a saboratory-scale two-phase anaerobic digestion system" *Process Biochemistry*, 27, 43-47.

LIANG C., DAS K.C. & McCLENDON R.W. 2003. "The influence of temperature and moisture contents regimes on the aerobic microbial activity of a solids composting blend." *Bioresource Technology* 86: 131-137.

LECLERC B. 2001. Guide des matières organiques. Eds Guide Technique de l'ITAB, 238p.

LI M., XIANG J., HU S., SUN L-S., SU S., LI P-S. et SUN X-X .2004. Characterization of solid residues from municipal solid waste incinerator, *Fuel* 83 (2004) 1397 – 1405.

LIU, J. 2003. "Instrumentation, Control and Automation in Anaerobic Digestion. Ph.D. dissertation, Department of Biotechnology, Lund University, Sweden".

LUCERO-RAMIREZ B. 2000. "The Effects of Time and Temperature on the Fate of Pathogens and Indicator Bacteria During Municipal Wastewater Sludge - Mesophilic Anaerobic Digestion, Air-Drying, and Composting". Austin, Texas (United-States), The University of Texas: 205.

McMAHON, K. D., STROOT, P. G., MACKIE, R. I. and RASKIN, L. 2001. "Anaerobic codigestion of municipal solid waste and biosolids under various mixing conditioins- II: Microbial population dynamics" *Water Research*, 35, (7), 1817-1827.

MATA-ALVAREZ J. 2003. Biomethazation of the organic fraction of municipal solid waste. London, IWA publishing , 42pp.

MATA-ALVARES J., MACÉ S., LLABRÉS P. 2000. Anaerobic digestion of organic solid wastes: An overview of research achievements and perspectives. *Bioresource Technology* 74, 3-16.

MATEJKA G., DE LAS HERAS F., KLEIN A., PAQUETEAU F., BARBIER J. & KEKE A. 2001. "Composting of municipal solid waste in Labé (Guinea): Process optimisation and agronomic

development." dans " Eight International Waste Management and Landfill Symposium". Cagliari, Italy.451-457

MATHIOT S., ESCOFFIER Y., EHLINGER F., COUDERC J. P., LEYRIS J. P. and MOLETTA, R. 1992. "Control parameter variations in an anaerobic fluidised bed reactor subject to organic shockloads" Water Science and Technology, 25, (7), 93-101.

MBULIGWE S.E., KASSENGA G.R., KASEVA M.E. & CHAGGU E.J. 2002. "Potential and constraints of composting domestics solid waste in developing countries: findings from a pilot study in Dar es Salaam." Resources, Conservation and Recycling 36: 45-59.

MC CARTY P.L. AND MOSEY F.E., 1991. Modeling of anaerobic digestion processes (A discussion of concepts). Water and Technology 24 (8): 17-34.

MEOUN N. & LE CLERC F. 1999. "Identification des sources de métaux lourds dans les OM." Paris, Creed. 35.

MISRA R. V. & ROY R. N., 2005. On-farm composting methods, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, 26 p.

MIQUEL M. 2001. "Rapport sur les métaux lourds et leur effets sur l'environnement et la santé." Paris, Sénat. 365.

MOLLETA R., 2002. Gestion des problèmes environnementaux dans les industries agroalimentaires, ed tec&doc,Paris, 600p.

MOLETTA R. 2008. Technologies de la méthanisation de la biomasse, déchets ménagers et agricoles. Méthanisation 8, 181-204, Editions TEC & DOC, Lavoisier, Paris.

MOLETTA, R. 1993. « La digestion anaérobie : du plus petit au plus grand », Biofutur, janvier, pp. 16-25.

MOOSBRUGGER, R. E., WENTZEL, M. C., EKAMA, G. A. and MARAIS, G. v. R. 1993. "A 5 pH point titration method for determining the carbonate and SCFA weak acid/bases in anaerobic systems" Water Science and Technology, 28, (2), pp.237-245.

MOSEY, F.E. 1983. "Mathematical modelling of the anaerobic digestion process: regulatory mechanisms for the formation of short-chain volatile acids from glucose". Wat. Sci.Tech. Vol. 15, pp. 209-232.

MUSTIN M. 1987. Le compost ; gestion de la matière organique ; Editions François DUBUSC, Paris ; 955 pages.

NGAHANE E.L., MINDELE U., BIGUMANDONDERA P., NSAVYIMANA G., VASEL J.L. 2015. Analyse comparative des résultats de caractérisation d'ordures ménagères : cas des communes de Bembereke (Benin), Kanama (Burundi), Gombe et Kimbanseke (RDC), *Déchets Sciences et Techniques*, n°69, p.13-22.

NICOLARDOT B., GERMON J.C., CHAUSSOD R. et CATROUX G. 1982. "Une technique simple pour déterminer la maturité des composts urbains." Compost Information 10: 4-8.

NIELSEN, H. B. 2006. "Control parameters for understanding and preventing process imbalances in biogas plants: Emphasis on VFA dynamics" Ph.D. dissertation, Bio Centrum-DTU, Technical University of Denmark.

NGNIKAM E. et TANAWA E., 2006. Les villes d'Afriques face à leurs déchets, Université de Belfort-Montbéliard (Utbm), 281 p.

PARAWIRA, W., MURTO, M., READ, J. S. and 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.

PAVLOSTATHIS S.G., & GIRALDO-GOMEZ, E., 1991: Kinetics of anaerobic treatment: a critical review, Critical Review in Environmental Control, vol.21, pp.411-490.

PINAMONTI, F., G. STRINGARI, F. GASPERI, and G. ZORSI. 1997. The use of compost: its effects on heavy metal levels in soil and plant. *Res.Cons. and Recycl.*, 21:129-143.

RANALLI G., BOTTURA G., TADDEI P., GARAVANI M., MARCETTI R. & SORLINI C. 2001. "Composting of solid and sludge residue from agricultural and foods industries. Bioindicators of monitoring and compost maturity." journal of environmental science and health 36 A (4): 415-436.

RODIER J., LEBUGE B., MERLET N. 2009. L'Analyse de l'eau, 9^eme édition, Dunod, Paris 1600p.

ROUEZ M., 2008 : Dégradation anaérobie des déchets solides ; caractérisation, facteurs d'influence et modélisation, Thèse de doctorat, université de Lyon.

SABLAYROLLES, CAROLINE and GABRIELLE, BENOIT and MONTREJAUD-VIGNOLES, 2010. Life cycle assessment of biosolids land application and evaluation of the factors impacting human toxicity through plants uptake. Journal of Industrial Ecology, vol. 14 (n° 2). pp. 231-241.

SANDERS, W. T. M., GEERINK, M., ZEEMAN, G. and LETTINGA, G. 2000. "Anaerobic hydrolysis kinetics of particulate substrates" Water Science and Technology, 41, (3), 17-24

SANCHEZ-MONEDERO M.A., ROIG A., PAREDES C. & BERNAL M.P. 2001. "Nitrogen transformation during organic waste composting by the Rutgers system and its effects on pH, Ec and maturity of the composting mixtures." Bioresource Technology 78: 301-308.

SIEGERT, I.; BANKSa, C. 2005. The effect of volatile fatty acid addition on the anaerobic digestion of cellulose and glucose in batch reactors. Process. Biochem., 40, 3412–3418 (7 p).

SMARS S., GUSTASFSSON L., BECK-FRIIS B. & JONSSON H. 2002."Improvement of the composting time for household waste during an initial low pH phase by mesophilic temperature control." Bioresource Technology 84: 237-241.

SOCLO H.H., AGUEWE M., ADJAHOSOU B.C., HOUNGUE T. et AZONTONDE A.H. 1999. "Recherche de compost type et toxicité résiduelle au Bénin." TSM 9: 68-76.

SOUMARE M., TACK F.M.G. & VERLOO M.G. 2003. "Effects of a municipal solid waste compost and mineral fertilization on plant growth in two tropical agricultural soils of Mali." Bioresource Technology 86: 15-20.

SIDHU J., GIBBS R.A., HO G.E., UNKOVICH I. 1999. Selection of salmonella Typhimurium as an indicator of pathogen regrowth potential in composted biosolids. Letters in Applied Microbiology 29, 303-307.

STROOT, P. G., McMAHON, K. D., MACKIE, R. I. and RASKIN, L. 2001. "Anaerobic codigestion of municipal solid waste and biosolids under various mixing conditions - I. digester performance" Water Research, 35, (7), 1804-1816.

SUH, Y. J. et ROUSSAUX P. 2002. "An LCA of alternative wastewater sludge treatment scenarios", Resources, Conservation and Recycling, 35, 191-200.

SUNDBERG C., SMARS S. & JONSSON H. 2004. "Low pH as an inhibiting factor in the transmission from mesophilic to thermophilic phase in composting." Bioresource Technology 95 (45-150).

SWITZENBAUM, M. S., GIRALDO-GOMEZ, E. and HICKEYi, R. F. 1990. "Monitoring of the anaerobic methane fermentation process" Enzyme and Microbial Technology, 12, 722-730.

TAHRI A., DJAAFRI M., KHELAFI M., KALLOUM S. et SALEM F. 2012. Amélioration du rendement de la production de biogaz par co-digestion des déchets organiques (déchets d'abattoir et de volaille), Revue des Energies Renouvelables SIENR'12 Ghardaïa pp. 375 – 380.

TANGRI N. 2003. Waste Incineration: A Dying Technology; Global Anti-Incinerator Alliance/ Global Alliance for Incinerator Alternatives; 107 pages.

TCHOUATE HETEU P. & GERIN P. 2002. Technologie de conversion de la biomasse. Energies Renouvelables et Cogénération pour le Développement Durable en Afrique, Séminaire Atelier, Session Biomasse Humide.

TCHOUATE HETEU PEPIN 2003. Contribution des énergies renouvelables au développement durable du secteur électrique : le cas du Cameroun. Prom. : Martin, Joseph.

TIQUIA, S. M. & TAM, N. F. Y. 1998. Elimination of phytotoxicity during co-composting of spent pig-manure sawdust litter and pig sludge. *Bioresource Technology* 65, 43-49.

TUOMELA M., VIKMAN M., HATAKKÄ A. & ITAVAARA M. 2000. "Biodegradation of lignin in a compost environnement : a review." *Bioresource Technology* 72: 169-183.

VASEL J.L. 2010. Cours ; confinements des déchets, Epreuve préalable au 3^{ème} cycle.

VAVILIN, V. A. and ANGELIDAKI, I. 2005. "Anaerobic degradation of solid material: Importance of initiation centers for methanogenesis, mixing intensity, and 2D distributed model" Biotechnology and Bioengineering, 89, (1), 113-122.

VAVILIN V. A., RYTOV, S. V. and LOKSHINA L. Y. 1996. A description of hydrolysis kinetics in anaerobic degradation of particulate organic matter. *Bioresource Technology*, 56, (2-3), 229-237.

VEEKEN A., KALYUZHNYI S., SCHARFF H., and HAMELERS B. 2000. Effect of pH and VFA on hydrolysis of organic solid waste, *Journal of environmental engineering* p.7(1077-1084).

YOUCAI Z., LIJIE S. et GUOJIAN L. 2002. Chemical stabilization of MSW incinerator fly ashes; *Journal of Hazardous Materials* B95 (2002) 47–63.

WAAS E., ADJADEMÉ N., BIDEAUX A., DERIAZ G., DIOP O., GUENE O., LAURENT F., MEYERW., PFAMMATTER R., SCHERTENLEIB R. et TOURE C. 1996. "Valorisation des déchets ménagers organiques dans les quartiers populaires des villes africaines." Genève, Suisse, SKAT.142.

WU, L. and L. Q. MA. 2001. Effects of sample storage on biosolids compost stability and maturity evaluation. *Journal of Environmental Quality* 30, 222-228

Site internet :

www.ademe.fr

ZHANG C., XIAO G., PENG L., SU H., TAN T. 2013. The anaerobic co-digestion of food waste and cattle manure. *Bioresource Technology* 129, 170-176.

CHAPITRE IV. SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE SUR LA DIGESTION ANAEROBIE ET LE COMPOSTAGE DES DECHETS SOLIDES ENTRE L'EUROPE ET L'AFRIQUE.

Si le processus de la méthanisation est un fait connu depuis longtemps, ce n'est qu'à partir de 1980 que celle-ci est développée pour le traitement à grande échelle des déchets organiques municipaux solides, agricoles et industriels. Cela a commencé en Europe, mais, actuellement, des centaines d'usines de méthanisation sont présentes dans plusieurs pays du monde, ayant une capacité de traitement variant entre 5 000 et 300 000 tonnes de déchets par année.

Avec un total de 168 installations industrielles de digestion anaérobie des déchets organiques solides (*Monson et al.*, 2007) disséminées en Europe, ces installations traitent 6 millions tonnes des déchets par an (*Monson et al.*, 2007, PBG, 2008) et utilisent différentes sortes de digesteurs dotés des technologies sophistiquées (allant des réacteurs infiniment mélangés en passant par les réacteurs pistons, tableau 26).

En Europe, l'augmentation de la conscience politique sur les questions environnementales a conduit la formulation des lois et règlements qui ont influencé la création d'installations de traitement biologique des déchets de manière drastique. Par exemple, certains UE-lois restreignent les pratiques d'élimination (1999/31 / EG; 2003/33 / EG) des déchets.

La digestion anaérobie en Afrique

Le développement de la technologie à grande échelle de la digestion anaérobie en Afrique subsaharienne est encore embryonnaire, mais le potentiel est là. Les principales limites à l'adoption de la technologie de traitement des déchets par digestion anaérobie sont à la fois institutionnelles et économiques. Néanmoins, il existe à ce jour, certains digesteurs installés dans plusieurs pays d'Afrique subsaharienne, qui utilisent une variété de déchets tels que des abattoirs, déchets municipaux, des déchets industriels et des déjections animales. Malheureusement les digesteurs utilisés dans la plupart des cas est celui de chinois « digesteur à dôme fixe » (Parawira, 2004) ou tubulaire. Bien souvent, ces initiatives sont dans la plupart des cas, les œuvres des ONG pour venir en aide aux écoles et les petits agriculteurs. Avec ce

digesteur (souvent de petite dimension allant de 5 à 10 m³ de volume), il est difficile de suivre avec précisions les différents paramètres (pH, charge organique, la concentration en AGV) de la digestion anaérobique.

Certaines difficultés rencontrées dans l'introduction du traitement anaérobiose des déchets et des eaux usées dans les pays en développement sont:

- le manque d'informations fiables sur le potentiel de la technologie ou le manque d'intérêt par les décideurs politiques ;
- l'absence complète de la législation sur la gestion des déchets ;
- le manque de connaissances sur le système dans la pratique, parfois même dans les instituts de recherche et universités ;
- l'absence complète d'études pilotes et expérience à grande échelle.
- la recherche dans les universités est souvent considérée comme trop académique même si elle est tout à fait appliquée ;
- le manque des statistiques fiables sur la production des déchets ;
- le manque d'investissement car cette technologie exige un investissement conséquent.

Les tableaux suivants montrent que la différence entre les pays Européens et Africains est criante.

Tableau 26. La digestion anaérobie dans quelques pays européens

Europe/Pays	Belgique		France		Suisse (Chavornay)	Hollande Groningen	Allemagne	
	Brecht	Tenneville	Amiens	Viriat			Erfurt	Engelskirchen
Type de déchets	Biodéchets	Biodéchet, Déchets verts	Ordure ménagères	Ordure ménagères Déchets verts	Biodéchets Déchets verts	Biodéchets	Biodéchets	Biodéchet Déchets commerciaux
Caractéristique du digesteur	Dranco, type vertical, avec recirculation de matière	Dranco, type vertical, avec recirculation de matière	Valorga Type piston vertical	Dranco Type piston vertical	Kompogaz Type piston horizontal	Waasa Réacteur infiniment mélangé	Bekon Réacteur infiniment mélangé	Linde Type piston horizontal
Nombre d'étapes et dimension digesteur (m ³)	1 étape 2 digesteurs de 3100 m ³ (25 m haut et 13 m diamètre)	1 étape 2 digesteurs de 3100 m ³ (25 m haut et 13 m diamètre)	1 étape 3 digesteurs de 2400 et 1 de 3500 m ³	1 étape 2 digesteurs de 3250 m ³	1 étape 1 digesteur de 1770 m ³ (33,8 long et 8,5 diamètre)	1 étape 4 digesteurs de 2740 m ³	1 étape 5 digesteurs de 2500 m ³	1 étape 3 digesteurs de 820 m ³
Taux de matière sèche (MS) à l'entrée (unités)	30%	33%	30 %	30%	28%	15%	30%	30% 70 % (MV)
Temps de séjour	20 jours	21 jours	14-28 jours	23 jours	20 jours		30 jours	21 jours
Tonnage traité par unité de temps	22 000 55 000 T/an	35 000 T/an	78 594T/an	39 000 T/an	20 000 T/an	101 000 T/an	20 000 T/an	36 000 T/an 2 000T/an
Charge organique appliquée (Kg MV/m ³ /jr ou KgDCO/m ³ .j ⁻¹)	14,9 kg Mv/m ³ /j 18,5 KgDCO/m ³ .j ⁻¹	11,7 kg MV/m ³ j ⁻¹	3-7 Kg MV/m ³ /j	4 Kg MV/m ³ /j		4-8 kg MV/m ³ /j		8,8 kg MV/m ³ /j
Régime de température	Thermophile (50°C)	Thermophile (45°C)	Mésophile (37-40°C)	Thermophile (48-55°C)	Thermophile (55°C)	Thermophile (50°)	Mésophile (38°C)	Thermophile (55 °C) et 65 °C
Biogaz produit	100 m ³ /J avec 65% de CH ₄	10 000 000 Nm ³ avec 55% de CH ₄	143 à 160 m ³ /J (9 587 369 Nm ³ /an avec 52 % de CH ₄)	4 884 000 Nm ³ /an avec 55 % de CH ₄	130-150 m ³ /J avec 60% CH ₄ (7920000 Nm ³ /an)	0,417 m ³ /kg Vs avec 60% de CH ₄	60 % de méthane	3820 000Nm ³ /an (110 Nm ³ /t) 60% de CH ₄

Traitement biogaz	Déshydratation	Condensation et désulfuration par charbon actif	Déshydratation	Déshydratation				Désulfuration par charbon actif
Type de valorisation de CH ₄	30-40 de CH ₄ valorisés en électricité sur place,	8 927 000 kWh électriques produits/ an 50% auto-consommé sur 4 500 000 kWh vendu au réseau Potentiel thermique récupéré : 7 485 000 Kwh thermique/an	Valorisation thermique : 4 424 Mwh/an auto consommés Mwh vendus : 3777 Mwh/an Valorisation électrique : Mwh vendu : 15 436 Mwh/an, autoconsommé : 0	Valorisation thermique : 15 772 Mwh/an Valorisation électrique : Mwh : autoconsommation : 7166 Mwh/an Mwh vendus : 7276 Mwh/an	Cogénération ou transformé en gaz naturel Electricité: injection, couvre les besoins de 1200 ménages Chaleur: chauffage des bâtiments		Valorisation électrique 1100 Kw	Valorisation du biogaz par deux moteurs de 750 KW transformé en électrique par deux groupes électrogènes d'une puissance électrique de 940 KW
Digestat		26 500 T/an transformé en compost	5 320 t/an transformés en compost.	21 235 T/an transformés en compost				11310 T/an transformés en compost.
Investissement	13 millions €	17 millions €	3,6 millions €	5,4 millions €				11,2 millions €
Coût fonctionnement Personnel	75 US \$/tonne de déchets 20 personnes		76 Euros/tonne des déchets					
Référence bibliographique	Moletta, 2009, Monson <i>et al.</i> , 2007, Record, 2003	Marc Luc, 2015	Remy Bayard et Remy Gourdon (2010), Verma, 2002, Amorce-Ademe , 2012 Record 2003	Amorce-Ademe , 2012	Amarante, 2010	Nichols, C.E, 2004 Monson <i>et al.</i> 2007	WAWRZYNIAK et VIARD, 2007	Record, 2003, Molette, 2008

Tableau 27. La digestion anaérobie dans quelques pays africains subsaharien

PED (Afrique)	Benin	Mali	Ghana	Burkina Faso	Rwanda	Uganda	Tanzanie	Kenya	Sénégal
ONG ou société	Centre Songhaï	SNV(Organisation de développement du pays bas)	Biosanitationcompanylimited (BCL)	ABPP (African Biogas Partnership Program)	Kigali Institute of Science and Technology (KIST) et Croix-Rouge	SNV(Organisation de développement des pays bas)	Tanzanian domestic biogas program (TDBP)	ABPP(African Biogas Partnership Program)	Programme National biogassénegal (PNB-SN°
Type de déchets	Déchets organiques municipaux et de l'agriculture	Fumier de bovins Tourteau de Jatropha	Déchets de fruits	Fumier de bovin	Déchets organiques municipaux, fumier animal	Jacinthe d'eau, Fumier de bovin	Déchets de l'agriculture	Fumier de bovin	Fumier animal
Caractéristique du digesteur	Digesteur en tube vertical en 1 étape	Digesteur en bâche de 26 m ³ (18m ³ : suspension et 8m ³ biogaz) en 1 étape	Digesteur à dôme fixe de 10 m ³ en 1 étape	Digesteur à dôme fixe de 6 m ³ en 1 étape	Digesteur à dôme fixe de 10 m ³ en 1 étape	1digesteur à bâche de 183 m ³ en 1 étape	1 digesteur à dôme fixe 6 m ³ en 1 étape	1 digesteur à dôme fixe de 6 m ³ en 1 étape	Digesteur de 10 m ³ en 1 étape
Tonnage traité par unité de temps	365T/an	18 T/an 4,4 T/an		15 T/an	31 T/an	730 T/a 274 T/an			20 t/an
Temps de séjour	90 jours	35 jours	30 jours	60 jours	35 jours	40 jours	40 jours	35 Jours	30 jours
Régime de température	Mésophile (30°C)	Mésophile (35°C)	Mésophile (30°C)	Mésophile	Mésophile (30°C)	Mésophile (30°C)	Mésophile (30°C)	Mésophile (35°C)	Mésophile
Biogaz produit	21170 m ³ /an	2190 m ³ /an		1460 m ³ /an		4519 m ³ /an			1950m ³ /an
Valorisation de biogaz	Cuisson et lampe à biogaz	Transformé en énergie électrique avec un générateur de 7,5Kwh/j (2738 Kwh/an)	Cuisson Torchage	Cuisson et éclairage	Cuisson et éclairage	Transformé en énergie électrique de 15,47 kwh /j	Cuisson et éclairage	Cuisson et éclairage	Cuisson et éclairage

						(5647 KWh/an)			
investissement	-	2444€	2500 €	1300 €	1200 €	36000€	891€	1600 €	1000 €
Référence Bibliographiq ue	Laurezana, 2015	SNV, 2013	Bensah et Hammond, 2010	www.snvworl d.org	Rakotojoana, 2013	SNV, 2013	Kiunsi et Mkini 2015		Ministère de l'hydraulique et assainissement , 2013

N.B. Il est difficile d'établir la charge organique car les taux de matière sèche et volatile ne sont pas connus.

Tableau 28. La Co-digestion anaérobiose en Europe

Europe/Pays	Pologne (Ellert)	Danemark		France		Suède (Västerås)	Allemagne Petersauach
		Hashoj	Nysted	(Pau) Montardon	La Motte Servolex		
Type de déchets	Boues de step, Lisiers Biodéchets et déchets industriels	Biodéchets, déchets agricoles(boues grasseuse, lisier, fientes...)	Déchets agricoles + déchets industriels	Déjections animales Déchet agroindustriel	Déjections animales (lisier, fumier bovins...) et Déchets (fruit et légume, feuille, tonte pelouse...)	Déchet ménagers résiduels, Boues de step et grasse et culture herbacée	Lisier de porcs à7% MS Fientes de poules Ensilage d'herbe Ensilage de maïs
Caractéristique du digesteur		Digesteur Batch (réacteur infiniment mélangé)	Réacteur infiniment mélangé	Réacteur infiniment mélangé	Réacteur infiniment mélangé	Réacteur infiniment mélangé	RIM
Nombre d'étapes et dimension digesteur (m ³) Hauteur, diamètre	1 étape 1 digesteur de 340 m ³	1 étape 1 digesteur de 2900 m ³	1 étape et 1 digesteur de 5000 m ³	150 m ³ , 6 mètres de haut +5,5 mètres de diamètre	Une étape, digesteur de 450 m ³	1 étape et 1 digesteur de 4 000 m ³	1 étape et 1 digesteur de 380 m ³
Taux de matière sèche (MS) à l'entrée (unités)	10%	20%	20%	5,5 %	22 %	25 %	15%
Temps de séjour	16 jours	20 jours	20 jours	12 jours	75 jours	20 jours	45 jours
Tonnage traité par unité de temps	8030 T/an	46154 m ³ /an (18657 bio déchets +27497 déchets agricoles)	65 700 t/an déjections animales 11315 t/an déchets agricoles	4745 m ³ / an déjections animales et 292 T/an déchets agroindustriels	1820 t/an déjections animales et 2310 t/an déchets verts	14 000 T/an Dmo + 4000 T/an boues et grasse +5000 T/an culture herbacée en poids frais	2 000 T/an Lisier 200 T/an Fientes 200T/an Ensilage herbe 200T/an ensilage maïs

Charge organique appliquée (Kg MV/m ³ /jr ou KgDCO/m ³ /jr)	5 Kg MV/m ³ /j	32 Kg de biomasse brute/m ³ /j	1,2 kg MS/m ³ /j	3,8 KgMV/m ³ /j		1,8 kg MS/m ³ /j	
Régime de température	Mésophile (35°C)	Mésophile (40°C)		Mésophile (38°C)	Mésophile (40°)	Mesophile (37°C)	Mésophile 35 °C'
Biogaz produit	550m ³ /tonne de MV	2504000 Nm ³ /an avec 54 % de CH ₄	2600 000 Nm ³ /an avec 60% de CH ₄	98550 Nm ³ /an avec 55% de CH ₄		23 000 Mwh/an de biogaz épuré (correspondant à 2,3 million litres équivalent pétrole)	127750 Nm ³ /an avec 60% de CH ₄
Traitement biogaz		Traitement biologique ou chimique par ajout de FeO du H ₂ S	Traitement biologique ou chimique par ajout de FeO du H ₂ S		Purification	Purification par désulfuration et déshydratation	Traitemet contre H ₂ S
Type de valorisation de CH ₄			Le biogaz est utilisé dans un moteur de 2 300 KW et l'électricité produite est envoyée au réseau. Correspondant à une consommation annuelle de 1300 foyers. Et la chaleur récupérée est envoyée à 150 foyers.	Valorisation thermique (1500 KWh/j) et électrique (500 KWh/j)	Valorisation thermique et électrique	Carburant dans des véhicules	Production électrique de 650 Kwh/j et de 1100 Kwh thermiques 20% de chaleur autoconsommée Vente électricité est de 0,103€/Kwh
Digestat				Le digestat est composté	Le digestat est épandu dans le champ	Le digestat est composté	
Investissement		3 millions €	6 millions €		700 000 €	8,4 millions €	128 000 €
Référence bibliographique	Record, 2003	Moletta, 2003, Record, 2003	Moletta, 2003, Record, 2003	Castaing <i>et al.</i> , 2002	Victor 2011	Françoise Forcier, 2009	Moletta, 2008

Tableau 29. Compostage en Europe

Europe/Pays	Belgique		Danemark Grindsted	Suisse (Niederuzwil)	France		Allemagne	
	Basse Wavre	Tenneville			Amestyst (Montpellier)	AVo Calais (Calais)	Cloppenburg- Stapelfeld	Buchen
Type de déchets	Déchets verts	Digestat Déchets verts	Digestat	Digestat	Digestat Déchets verts (Structurant)	Digestat	Biodéchet	Digestat
Capacité (Tonne/an)	20 000	21 000 T/an digestat	5 500 T/an	9 000 T/an	16 000 T/an digestat 12 000 T/an déchets	12 000 T/an	17 000 T/an	64 000 T/an
Procédé de compostage	Andain ouvert	Andain sous hangar	Andain sous hangar	Andain sous hangar et maturisation à l'air libre	Andain sous hangar	Andain sous hangar	En casier clos (12 casiers de 50 m ³)	Andain ouvert sur dale
Type d'aération	Aération passive	Aération active	Aération active	Aération active puis passive	Aération active	Aération active	Aération forcée	Aération passive et active
Type de retournement et fréquence	Retournement mécanique 5-6 fois	Toute la matière de l'andain est aérée, inutile de retourner	Toute la matière de l'andain est aérée, inutile de retourner	Sous hangar toute la matière est aérée, inutile de retourner	Toute la matière de l'andain est aérée, inutile de retourner	Toute la matière de l'andain est aérée, inutile de retourner	Recirculation d'air	
Durée de compostage	7-8 mois	Trois semaines	30 jours	120 jours	45 jours	60 jours	3 mois	Trois semaines
Compost produit (T/an)	10 000	21 000 T/an	5000 T/an	8000 T/an	28 000T/an	8412 T/an		52 800T/an
Température	Température ambiante	Contrôle de température automatique	Contrôle de température automatique	Contrôle automatique	Contrôle de température automatique	Contrôle de température automatique	60 °C	71°C
Caractéristiques du compost produit (rapport)			Conforme aux normes danoises	Conforme aux normes suisses.	Conforme à la norme NFU 44-051	Conforme à la norme NFU 44-051	Conforme à la norme LAGA - M10	

C/N, humidité, indice de stabilité,...)								
Prix du compost	3 Euros/sac de 40 litres	Vente assurée par un sous- traitant	9 Euros/tonne	98 Euros/tonnes	7 Euros/Tonne	En fonction du marché		
Investissement et coût de fonctionnement			1 000 000 €		5 275 351 €	177 753 €		
Référence bibliographique	Intercommunale du Brabant Wallon (www.ibw.be)	Marc Luc, 2015	Monson <i>et al.</i> 2007	Monson <i>et al.</i> 2007, Baier <i>et al.</i> , 2005	Amorce-Ademe, 2012	Amorce-Ademe, 2012	Körner et Visvanathan, 2007	Monson <i>et al.</i> 2007

Tableau 30. Compostage en Afrique

Afrique/pays	RDCongo (Kinshasa)	Kenya	Togo (Lomé)	Cameroun (Yaoundé)	Benin
	Compost congo	SMP (Soil Management Project)	GoodPlanet/ENPRO	ERA (Environnement Recherche Action) Cameroun	Centre Songhaï
	Déchets ménagers	Déchets ménager et de l'agriculture	Déchets municipaux	Déchets municipaux	Déchets municipaux et agricole
Tonnage traité			810 T/an	360 T/an	500 T/an
Procédé de compostage	Andain ouvert	Andain ouvert	Andain sous hangar et andain ouvert	Andain ouvert	Andain ouvert
Type d'aération	Aération passive	Aération passive	Aération passive	Aération passive	Aération passive
Type de retournement et fréquence	Manuel et chaque 2 semaine	Manuel et chaque 3 semaine	Manuel et chaque semaine	Manuel et chaque 2 semaine	Manuel et 2 fois par semaine
Durée de compostage	2 mois	4 mois	4 mois	4 mois	4 mois
Compost produit (T/an)	240 T/an		370 T/an	216 T/an	400 T/an
Caractéristiques du compost produit (rapport C/N, humidité, indice de stabilité,...--)				Conforme à la règle norme NFU 44-051	Conforme pour le centre Songhaï

Prix du compost	25 Kg à 5 €	10 Kg à 4,6 €	4€ pour 50 kg	45 € la tonne	Autocosommation
Investissement et coût de fonctionnement	1000 €			6865 €	2000€
Personnel	4	5	17	10	6
Référence bibliographique	Kungana, 2015	Kwach J. et all., 2005	www.GoodPalnet.org/projet/ compostage-togo	Cefrepade, 2012	Laurezana, 2015

Références bibliographiques

- AMARANTE L.J.A, 2010 : Biométhanisation des déchets putrescibles municipaux- technologies disponibles et enjeux pour le Québec, Université de Sherbrooke, Canada.
- AMORCE-ADEME 2012:Méthanisation des déchets ménagers en France -État des lieux – 2012, Série Technique 46, 105p.
- BAIER U., J. FUCHS J., GALLI U., et SCHLEISS K. 2005. Rapport 2004 sur les inspections des installations de compostage et de méthanisation en Suisse, Agence romande de l'ASIC, 32p.
- BENSAH E.C. et HAMMOND A.B.(2010). Biogas technology dissemination in Ghana : history, current status, future prospect and policy significance, International Journal of Energy and Environment, Vol.1, 2, 2010, pp.277-294.
- CASTAING J., POUECH P., COUDURE R. 2002. Digestion anaérobie des lisiers de porcs en mélange avec les déchets agro-industriels, journées de la recherche porcine, 34, pp.195-202.
- CEFREPADE 2012: Compostage des déchets ménagers dans les pays en développement : Modalités de mise en place et de suivi d'installations décentralisées pérennes, Centre Francophone de Recherche Partenariale sur l'Assainissement, les Déchets et l'Environnement 57p.
- GANDOLFI P.B., NOSIGLIA V., et VITALI G. : Anaerobic digestion of municipal solid waste & commercial wastes- exemple of : 1) successful revamping of existing plants 2) co-digestion of biowaste and commercial waste with agriculture residues, BiotecSistemiVia privataGalla 4, 16010 Serra Riccò, Genova– Italy, BTA international, 4p.
- KIUNSI W.B., et MKINI R.I.,2015.Evaluating the Adoption of Biogas Technology as an Alternative Sustainable Energy for Cooking In Tanzanian HouseholdsInternational Journal of Engineering Research and Reviews, Vol. 3, Issue 1, pp: (34-39), January - March 2015.
- KORMER I., and VISVANATHAN C., 2007: Composting and digestion- a comparison between Europe and Asia, Proceedings Sardinia 2007, Eleventh International Waste Management and landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy, 1-5 October.
- KUNGANA M. 2015, communication personnelle, Compost congo.
- KWACH J., NASAMBU E.N., MAHWORU S.O., CHEPKWON W., and NYANDEGA E. 2005. Quality compost for bettercropyiels, 6p, Kenya.
- LAUREZANA Z 2015, communication personnelle, Formation centre Songhaï, Benin.
- MARC LUC 2015 : Communication personnelle, centre d'enfouissement technique de Tenneville.
- MINISTÈRE DE L'HYDRAULIQUE ET DE L'ASSAINISSEMENT (2013).Etude d'établissement d'une base de référence pour le projet biogaz, rapport final, Novembre 2013, 84 p. République de Sénégal.

MINISTÈRE DE LA RÉGION WALLONE 2001. Analyse des Plans Stratégiques des Intercommunales et de la Gestion des Déchets Ménagers et Assimilés et des DIB en Région Wallonne, Direction Générale des Ressources Naturelles et de l'Environnement ([www.
http://environnement.wallonie.be/rapports/owd/dechets_menagers/2001/phase2.pdf](http://environnement.wallonie.be/rapports/owd/dechets_menagers/2001/phase2.pdf) consulté le
17/04/2015)

MOLETTA 2009 : traitement des déchets, Lavoisier 715 pages

MOLETTA 2008 : la méthanisation, Lavoisier, 532 p, Paris

MOLETTA 2003, le biogaz à la ferme, rédigé pour Record, 2003.

MOLETTA R., 2002 : Gestion des problèmes environnementaux dans les industries agroalimentaire, Tec&Doc, 600p Paris.

MONSON K.D, ESTEVES S.R., GUWY A.J. and DINSDALE R.M. 2007: Anaerobic digestion of biodegradable municipal solid waste, A review; sustainable environment research center, University of Glamorgan, 415 p.

NORME NF U 44-051 de décembre 1981 pour les amendements organiques. Agronomie et Environnement, 19p.

RAKOTOJAONA L. 2013. Domestic biogas development in developing countries, Enea consulting, Paris, p.23.

SNV (Organisation de développement des pays bas) Productive Biogas: Current and Future Development Five case studies across Vietnam, Uganda, Honduras, Mali and Peru, 141p.

VERMA S. 2002: Anaerobic digestion of biodegradable organics in municipal solid wastes, MSc, University of Columbia, USA, 56p.

VICTOR A., Mallet B., Froissart T. 2011 : Implication de l'EPLEFPA de La Motte Servolex dans une démarche d'agriculture durable : la méthanisation, Journée industrielle méthanisation, texte de communication, Chambéry, France.

WAWRZYNSIAK V. et VIARD N. 2007 . Synthèse de l'étude bibliographique sur la méthanisation en voie sèche, Trame, Biogaz Lorraine, France, p.32.

Partie expérimentale

CHAPITRE V. ENQUETE SUR LE MODE D'ASSAINISSEMENT ET SUR LA CARACTERISATION DES DECHETS SOLIDES

Introduction

Pour comprendre le mode d'assainissement et la caractérisation des déchets solides à Kinshasa, nous avons réalisé une série d'enquêtes au niveau de ménage. Il faut comprendre le terme ménage, comme l'ensemble des familles qui, dans une concession (parcelle), partagent les mêmes installations de stockage et d'évacuations des déchets liquides (eaux usées domestiques et excréta) et solides.

Les enquêtes ont été réalisées dans la ville de Kinshasa qui possède 24 communes réparties dans 4 districts, Funa, Lukunga, Mont-Amba et Tshangu.

Nous avons choisi deux communes diamétralement opposés, l'une des ménages à revenu élevé, la commune de la Gombe et l'autre des ménages à revenu faibles, commune de Kimbanseke en tenant compte de l'urbanisation et des bâtisses.

La commune de la Gombe est située au Nord de la ville de Kinshasa, elle est une commune résidentielle et d'affaire, en face de Brazzaville. Elle abrite les principaux organes du pouvoir, des représentations diplomatiques et les institutions financières. La commune de la Gombe a une superficie de 29 Km² et compte 10 quartiers dont 9 sur la terre ferme et 1 quartier composé des îlots avec une population de 36994 habitants (Service de la population, 2011).

La commune de Kimbanseke est située dans la partie Sud-est de la ville de Kinshasa. Elle a une superficie de 238 km² et compte de nos jours 46 quartiers administratifs et environ 846 544 habitants (Service de la population, 2011). Kimbanseke présente aujourd'hui les caractéristiques communes aux zones d'habitats spontanés de la ville à savoir :

Faible densité; Précarité juridique de l'occupation; l'absence ou l'insuffisance d'infrastructures de voiries, assainissement; de desserte en eau potable et électricité, de transport et de santé; c'est une commune pauvre où les ménages cohabitent sans distinction de standings.

Avec ses 46 quartiers, la commune est divisée en trois pools: Kimbanseke, Mokali et Kingsani. Nous avons fait le choix du Pool Kingsani à cause de son accessibilité ; il va de

la rivière Mokali à la rivière Nswenge et compte 16 quartiers avec une population 306 758 habitants.

V.1. Méthodologie de l'étude

Les étapes méthodologiques de cette études étaient : les travaux préliminaires (recherche documentaire sur le sujet, consultation des personnes ressources) et les travaux de terrain (collecte des données, collecte d'information au travers des enquêtes individuelles, des entretiens et des observations directes).

V.1.1. Analyse documentaire

Signalons tout d'abord que très peu de documents existent en matière d'assainissement de caractérisation des déchets solides ménagers au niveau de la ville de Kinshasa et qu'à l'heure actuelle, aucune étude n'a été réalisée à ce sujet dans les communes de Gombe et Kimbanseke. Quelques études ont été menées dans des différents quartiers tels les travaux de Muamba(2007), cités par Nzuzi Lélo (2002), Programme Nationale Assainissement (2005) et de Biey et ses collaborateurs(1999) sur la collecte et traitement des déchets solides à l'Université de Kinshasa. La recherche documentaire en rapport avec ce thème des déchets a été également complétée par différents documents du Programme National Assainissement (PNA), de la bibliothèque de l'Université de Kinshasa, de la bibliothèque de l'Université de Liège du Campus d'Arlon et sur divers sites internet.

L'analyse bibliographique nous a permis d'obtenir des informations de base relatives à l'état des lieux des déchets (solides et liquides) dans la ville de Kinshasa et dans d'autres pays ainsi que de faire une analyse comparative entre les résultats atteints et ceux des travaux antérieurs. Ces informations concernent les éléments suivants:

- les ratios de production des déchets par habitant par jour;
- les paramètres physico-chimiques;
- les principales fractions des déchets solides: organiques putrescibles, inertes, indésirables et recyclables.
- la quantité des boues de vidange de fosses septiques

V.1.2. Les travaux de terrain (enquête)

La caractérisation des déchets de la présente étude se sont déroulées du 2 Novembre 2011 au 30 janvier 2012 en ce qui concerne la saison pluvieuse et du 5 juillet au 10 septembre 2012 en ce qui concerne la saison sèche. En ce qui concerne les enquêtes sur le mode d'assainissement, le questionnaire était laissé au ménage et une semaine après, nous sommes passés pour le récupérer.

Les informations obtenues des fiches d'enquête, nous ont permis de faire trois types de diagnostics avant d'entamer la campagne d'échantillonnage:

- connaître le nombre de personnes par ménage ;
- recueillir des informations générales sur la pratique de gestion des déchets et définir les stratégies nécessaires pour la conduite de notre étude (disposition de la poubelle, fréquence à laquelle les ordures sont évacuées etc...) ;
- connaitre la disponibilité des ménages à s'abonner à une structure de ramassages des déchets et à payer les frais de participation.

La répartition des ménages à échantillonner en fonction de l'appartenance sociale a été établie sur base des informations fournies par les communes (Bâisse, niveau d'étude du chef de ménage, moyen de transport, forme des latrines, accès de la parcelle, la présence du robinet, l'électricité, la clôture de la bâisse...).

V.1.3. Méthodologie de l'échantillonnage

Il existe plusieurs méthodes d'échantillonnage, des méthodes dites probabilistes et des méthodes dites non probabilistes. Chacune d'elles concerne des situations précises et dispose d'inconvénients et d'avantages.

Pour cette étude, nous avons eu recours à l'échantillonnage non probabiliste par quota. Dans son principe, la méthode d'échantillonnage par quota consiste à obtenir une représentativité suffisante en cherchant à reproduire, dans l'échantillon donné, des distributions sociodémographiques et d'autres variables importantes qui existent entre la population à étudier (Nicolas, 2010). L'échantillon est construit de manière à constituer une reproduction de la population sur base de critères des quotas prédéfinis.

La méthode d'échantillonnage par quotas a l'avantage d'être moins coûteuse et plus rapide. Dans le cas aléatoire, les sondés ne sont pas interchangeables. Cela signifie que la personne

tirée au sort doit être recontactée autant que nécessaire. Grâce aux quotas, il est possible de remplacer un sondé par un autre qui a les mêmes caractéristiques sociodémographiques.

V.1.4. Taille de l'échantillon

Le choix du nombre de concessions à enquêter s'est fait sur base du principe de Nordtest (1995) cité par Aloueimine (2006) et Ngahane (2015) qui fixe le taux d'échantillonnage de 0,013 (ou 13 ménages pour un total de 1000 ménages pour une erreur standard de 5%), Ceci revenait donc, pour atteindre un niveau de confiance de 95 %, à échantillonner 664 ménages sur les 51120 ménages en ce qui concerne la commune de Kimbanseke et 115 ménages sur les 8859 ménages pour ce qui est de la commune de la Gombe. Ainsi, la taille de notre échantillon est de 779 ménages catégorisés en: **Faible standing, standing Moyen** et **Hautstanding** et le choix des classes sociales est dicté par la commune.

Les tableaux 31 et 32 montrent les données de base qui ont servi à la détermination des ménages échantillonnés par quartier et par classe sociale.

Tableau 31. Réparation des ménages par quartier associée à des pourcentages par catégories sociales correspondants à la commune de Kimbanseke.

N°	Quartiers	Nombre d'habitants	Nombre des ménages	Faible standing %	Moyen standing %	Haut standing %
1	BIKUKU	8397	1399	95	5	0
2	DISASI	31315	5219	93	6	1
3	17 MAI	22515	3752	40	55	5
4	KASAVUBU	10512	1752	84	14	2
5	KAMBOKO	19473	3245	92	7	1
6	KIKIMI	12858	2143	94	6	0
7	KINGASANI	17632	2938	30	60	10
8	MAYENGELE	14252	2375	60	38	2
9	MIKONDO	18739	3123	40	58	2
10	MFUMU NKETO	30251	5041	90	9,8	0,2
11	NGAMAZITA	21563	3593	95	5	0
12	NGAMPANI	35512	5918	35	57	8
13	NGAMAYAMA	19542	3257	49	50	1
14	NGANDU	16964	2827	87	13	0
15	PANDANZILA	15097	2516	93	6	1
16	WAY WAY	12136	2022	96	4	0
	Total	306758	51120			

Source : Service de la population, Commune de Kimbanseke, 2011

De ce tableau, nous constatons que 5 des 16 quartiers ont un pourcentage de moins de 50 % en ce qui concerne le faible standing et tous les quartiers ont un pourcentage très faible de haut standing (riches)

Tableau 32. Réparation des ménages par quartier associée à des pourcentages par catégories sociales correspondants à la commune de la Gombe.

N°	Quartier	Nombre d'habitants	Nombre de ménages	Faible standing %	Moyen standing %	Haut standing %
1	BATETELA	4146	1037	0	0,1	99,9
2	CLINIQUES	4115	1029	0	2	98
3	COMMERCE	4298	1075	1	50	49
4	CROIX-ROUGE	2729	682	0,1	29,9	70
5	GARE	4508	1127	1	39	60
6	GOLF	4739	1185	0	0	100
7	HAUT-COMMAND.	4026	1007	0	1,5	98,5
8	LEMERA	2481	620	0	3	97
9	REVOLUTION	4387	1097	0	5	95
	Total	35429	8859			

Source : Service de la population, Commune de la Gombe, 2011

Dans la commune de la Gombe, il n'y a presque pas de faible standing, cela se justifie par le fait que la commune est celle des institutions, des affaires et de résidence.

D'après les données consignées dans les tableaux 31 et 32, la répartition sociodémographique des ménages présents dans les quartiers en fonction des classes sociales déterminées en appliquant le pourcentage correspondant à chaque standing au nombre total des ménages est de 70,5% de faible standing, 27 % de moyen standing et 2,5 de haut standing en ce qui concerne la commune de Kimbanseke et de 15 % de moyen standing et 85 % de haut standing pour ce qui est de la commune de la Gombe.

La répartition en % des ménages échantillonés en fonction de l'appartenance sociale est déterminée par le nombre total de ménages de chaque classe sociale auquel est appliqué le taux d'échantillonnage de 0,013. Ainsi, 469 ménages à échantillonner dans la catégorie faible standing, 179 ménages dans le moyen standing et 16 ménages à échantillonner dans la

catégorie haut standing dans la commune de Kimbanseke. Quant à la commune de la Gombe, 17 ménages à échantillonner dans la catégorie moyen standing et 98 ménages pour haut standing.

Le nombre total des ménages à échantillonner dans chaque quartier et leur répartition en classes sociales est obtenu en multipliant le total des ménages à échantillonner par le pourcentage des ménages dans le quartier ; en multipliant au pourcentage de chaque classe sociale dans le quartier. Les tableaux 33 et 34 qui suivent donnent la répartition des ménages à échantillonner dans les communes de Kimbanseke et de la Gombe.

Tableau 33. Répartition des ménages échantillonés/commune de Kimbanseke

N°	Quartier	% des ménages	Faible standing	Moyen standing	Haut standing	Ménages à échantillonner
1	BIKUKU	2,7	17	1	0	18
2	DISASI	10,2	63	4	1	68
3	17 MAI	7,3	19	26	3	48
4	KASAVUBU	3,4	19	3	1	23
5	KAMBOKO	6,3	39	3	0	42
6	KIKIMI	4,2	26	2	0	28
7	KINGASANI	5,7	11	23	4	38
8	MAYENGELE	4,6	18	12	1	31
9	MIKONDO	6,1	16	23	1	40
10	MFUMU NKETO	10	59	6	1	66
11	NGAMAZITA	7	44	2	0	46
12	NGAMPANI	11,6	27	44	6	77
13	NGAMAYAMA	6,4	21	21	0	42
14	NGANDU	5,5	32	5	0	37
15	PANDANZILA	5	31	2	0	33
16	WAY WAY	4	26	1	0	27
Total		100	468	178	18	664

Tableau 34. Répartition des ménages échantillonnés/commune de Gombe

N°	Quartier	% des ménages	Faible standing	Moyen standing	Haut standing	Ménages à échantillonner
1	BATETELA	11,7	0	0	14	14
2	CLINIQUES	11,6	0	0	14	14
3	COMMERCE	12,1	0	7	7	14
4	CROIX-ROUGE	7,7	0	3	6	9
5	GARE	12,7	0	6	9	15
6	GOLF	13,4	0	0	15	15
7	HAUT-COMMAND.	11,3	0	0	12	12
8	LEMERA	7	0	0	8	8
9	REVOLUTION	12,4	0	1	13	14
	Total	100	0	17	98	115

V.2. Méthodes de caractérisation des déchets

V.2.1. Introduction

Le prélèvement des échantillons à utiliser dans le cadre d'une démarche de caractérisation peut être directement effectué soit dans les installations d'élimination (décharges, camions de transport, centres de transit ou de transfert, etc.), soit à la source de production (chez les producteurs). Le choix de la méthode est fonction du budget disponible et des orientations fixées par l'étude. La démarche de caractérisation passant par les installations d'élimination est plus simple à initier, moins coûteuse et permet d'avoir une vision d'ensemble des déchets reçus au site de décharge. Par contre, la seconde méthode caractérisée par l'échantillonnage à la source, peut fournir des renseignements intéressants sur la production des déchets et les modes de détournement, car il offre plus de possibilités de stratification du secteur concerné. Cependant, elle ne permet pas de garantir que l'ensemble des déchets et des activités de détournement avant leur élimination soient pris en considération et avec exactitude. Cela est dû au fait que la nature des déchets varie beaucoup d'une région à l'autre et que leur composition évolue sensiblement avec le mode de vie. Dans le cas de notre

analyse, la méthode d'échantillonnage employée est celle de la collection des échantillons directement produits au niveau des ménages sur base des principes prédéfinis par le protocole d'échantillonnage. Il sied de rappeler que la méthodologie a été mise au point dans le cadre de la thèse de Ngahane (2015).

V.2.2. Phase de préparation

Les activités de la campagne des mesures ont été précédées par la prise de contact avec les responsables deux communes ou leurs services attitrés, la réunion de formation à l'endroit des 5 personnes que nous avons pris pour nous aider et le responsable de la société Miss propre (société privée exerçant la collecte des déchets dans la commune de la Gombe). Il s'en est suivi la distribution des fiches d'enquête, l'achat du matériel de collecte, la distribution des sacs poubelles aux collecteurs et l'aménagement du site des opérations de tri et de pesage. Durant cette phase, il était également une occasion pour expliquer aux différentes personnalités rencontrées le but poursuivi par notre travail, l'organisation des activités et les stratégies associées. Le tableau suivant montre le chronogramme des enquêtes.

Tableau 35. Chronogramme des campagnes de collectes et de tri des OM

Quartier	Collecte	Tri	collecte	tri	collecte	Tri
Commune de Kimbanseke						
Q1	J _{1-J₃}	J ₄				
Q2			J _{5-J₇}	J ₈		
Q3					J _{9-J₁₁}	J ₁₂
Q4	J _{13-J₁₅}	J ₁₆				
Q5			J _{17-J₁₉}	J ₂₀		
Q6					J _{21-J₂₃}	J ₂₄
Q7						
Q8	J _{25-J₂₇}	J ₂₈				
Q9			J _{29-J₁}	J ₂		
Q10					J _{3-J₅}	J ₆

Q11	J _{7-J₉}	J ₁₀				
Q12			J _{11-J₁₂}	J ₁₃		
Q13					J _{14-J₁₆}	J ₁₇
Q14	J _{18-J₂₀}	J ₂₁				
Q15			J _{22-J₂₄}	J ₂₅		
Q16					J _{26-J₂₈}	J ₂₉
Commune de la Gombe						
Q1 Q2Q3Q4	J _{30-J₂}	J ₃				
Q5Q6Q7Q8 Q9			J _{4-J₆}	J ₇		

V.2.3. Déroulement des enquêtes

Le déroulement de la campagne d'échantillonnage consistait à faire passer dans les ménages ciblés des sacs poubelles pour le remplissage des déchets pendant trois jours consécutifs puis à récupérer ceux-ci pour la caractérisation. Pour chaque campagne de collecte, un sac poubelle portant l'adresse du ménage choisi était déposée à 6 heures au matin du premier jour de remplissage. Le quatrième jour à 6 heures du matin, le collecteur repassait dans les ménages pour récupérer les sacs poubelles et ensuite les acheminer par l'intermédiaire d'un chariot jusqu'à un point donné du quartier. Une fois que tous les sacs poubelles sont au complet, une jeep transportait tous les sacs jusqu'à l'Université de Kinshasa, spécialement au jardin expérimental du département de l'Environnement.

Nous tenons en plus à signaler que sur le total de 664 ménages auxquels des sacs étaient distribués, 664 ménages ont manifesté la volonté de coopérer à notre travail soit un taux de couverture de 100 % dans la commune de Kimbanseke. Dans la commune de la Gombe, la couverture a été aussi de 100% (115 ménages).

V.2.4. Campagne de tri et de mesure

Le tri des déchets doit fournir les renseignements essentiels pouvant orienter les pouvoirs publics concernés dans la prise de décisions. Le manque de telles données à ce jour explique en grande partie le retard considérable observé dans le pays (à l'instar des autres PED) en

matière de gestion des déchets. Il s'agit principalement de connaître les quantités générées par ménage et par jour dans les différentes catégories socio-économiques de la population, les proportions valorisées au niveau ménage, la composition physique de la poubelle ménagère. Une fois que tous les sacs des échantillons étaient collectés et acheminés vers notre site de travail (jardin expérimental du département de l'environnement), l'activité de pesage débutait. A notre disposition, une balance à crochets de 50 kg de capacité pour les pesées et des seaux de 5,10 et 20 litres (détermination de masse volumique apparente). Dans l'ordre, d'un quartier à l'autre, chaque sac poubelle réceptionné était d'abord pesé et ensuite le contenu était versé sur une dalle pour faire l'objet d'un tri et de mesure. Les images en dessous illustrent le déroulement des campagnes des mesures et pesées.



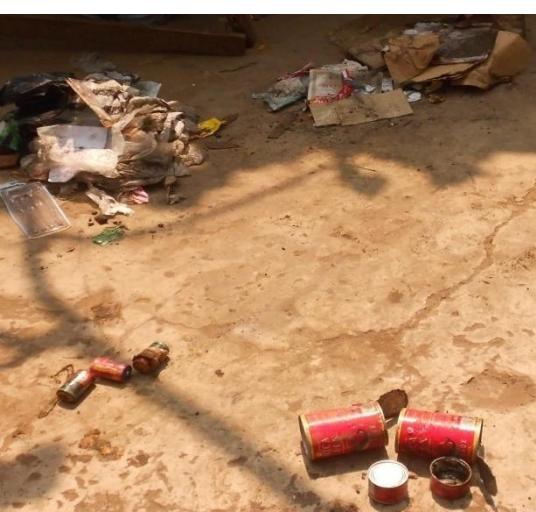
Sacs poubelles



Les déchets non triés



Les plastiques



Plastiques, papiers et carton, piles et métal

Figure 33. Quelques images illustrant les campagnes de tri

Le tri a consisté à la séparation des déchets en 8 catégories : les déchets organiques, les plastiques, les papiers et carton; les tissus et cuirs; les métaux et verres; le caoutchouc, les fines et gravats; les piles. Chaque catégorie a été pesée.

Quant aux fines et gravats, dont la composition variait, il a été question de remplir le seau de 20 l et de le peser. Un volume de 5 l des ordures ménagères était échantillonné (5 échantillons) en vue de la détermination du taux d'humidité. La détermination du taux d'humidité a été réalisée sur la fraction organique et un échantillon des déchets tout entier. Nous n'avons pas fait malheureusement le taux d'humidité par catégorie ou fraction des déchets.

A propos des mesures de la masse volumique apparente, seuls les gravats et fines, les matières organiques biodégradables et les métaux étaient pesés sur place par quartier pour chaque campagne de mesure. Pour chaque catégorie, un seau de 20 litres était rempli, pesé et la mesure enregistrée sur une fiche préétablie.

Après toutes les mesures quantitatives des échantillons prises pour chaque campagne de mesure, les flux massiques et volumiques ont été déterminés par sommation des masses ou volume enregistrées pour chaque catégorie des déchets par classe sociale pour chaque quartier. En divisant les résultats par 3 (le nombre de jours de remplissage des déchets dans les ménages) et par la taille des personnes de ménage de la classe sociale concernée, le flux moyen journalier par habitant était trouvé.

La composition en % de chaque catégorie de déchets en masse ou en volume résulte de la division de la somme de masse ou volume de celle-ci par la masse ou le volume total des déchets, multiplié par 100.

La densité apparente ou la masse volumique en vrac ou apparente a été déterminée en ramenant la masse obtenue pour chaque catégorie de déchets à son volume total.

V.2.5. Résultats

V.2.5.1. Résultats des enquêtes de ménages

La totalité des ménages sélectionnés a répondu à 100 % à toutes les questions posées. Le dépouillement des réponses réservées aux questionnaires posés nous a révélé d'une manière ou d'une autre la situation de salubrité telle qu'elle se présente dans les deux communes.

a.1.Présence d'une poubelle dans le ménage dans la commune de Kimbanseke

Dans la commune de Kimbanseke, sur 664 ménages échantillonnés, seuls 61,8% disposent d'une poubelle dont 22 % des ménages à faible revenu, 90,3 % des ménages à revenu moyen et 60% des ménages à haut revenu. Le tableau 36 montre le pourcentage des ménages ayant une poubelle en fonction des quartiers et des classes sociales.

Tableau 36. Pourcentage des ménages possédant un bac à ordures en fonction des quartiers et des classes sociales

N°	Quartier	Faible standing	Moyen standing	Haut standing	Moyenne
1	BIKUKU	30	100	-	65
2	DISASI	42	100	100	80,6
3	17 MAI	35	100	100	78
4	KASAVUBU	20	95	-	57,5
5	KAMBOKO	35	100	-	67,5
6	KIKIMI	10	100	-	55
7	KINGASANI	60	100	100	86,6
8	MAYENGELE	25	100	100	75
9	MIKONDO	30	96	100	75,3
10	MFUMU NKETO	5	60	100	55
11	NGAMAZITA	15	100	-	57,5
12	NGAMPANI	10	90	100	66,6
13	NGAMAYAMA	4	55	-	29,5
14	NGANDU	1	50	-	25,5
15	PANDANZILA	11	100	-	55,5
16	WAY WAY	20	100	-	60
Moyenne		22	90,3	100	61,8

Il convient de signaler que les poubelles rencontrées dans les ménages sont du tout venants, tels que divers récipients plastiques, métalliques et sacs hors services dont nous pouvons citer quelques exemples : morceaux de bidons, seaux anciennement utilisés pour la collecte et la conservation des fluides, des sachets d'emballage, sacs en polypropylène, etc. La figure 34 illustre les différents types de poubelles utilisées habituellement.



Figure 34. Poubelles des ménages avant la campagne

Il sied de remarquer que nous n'avons pas établi des données dans le commune de la Gombe, c'est parce que tous les ménages échantillonnés ont des poubelles bien qu'il existe aussi dans quelques quartiers des poubelles sauvages.

a.2. Abonnement des ménages aux structures de collecte des déchets

Il n'existe aucune structure conventionnelle de collecte des déchets dans la commune de Kimbanseke, mais il y a un arrangement particulier de certains ménages avec les pousses-pousseurs qui passent collecter les déchets généralement une ou deux fois par semaine et ce contrat verbal peut être résilié du jour au lendemain. Le tableau 37 qui suit montre le pourcentage par quartier et par classe sociale des ménages qui font appel aux pousses-pousseurs.

Tableau 37. Abonnement des ménages à une structure de collecte de déchets.

N°	Quartier	Faible standing	Moyen standing	Haut standing	Moyenne
1	BIKUKU	0	60	-	30
2	DISASI	1	75	100	58,6
3	17 MAI	1	85	100	62
4	KASAVUBU	1	65	-	33
5	KAMBOKO	1	100	-	50,5
6	KIKIMI	0	100	-	50
7	KINGASANI	5	100	100	68

8	MAYENGELE	2	80	100	60,6
9	MIKONDO	3	95	100	66
10	MFUMU NKETO	0	55	100	51,6
11	NGAMAZITA	0	100	-	50
12	NGAMPANI	1	95	100	65
13	NGAMAYAMA	0	75	-	37,5
14	NGANDU	0	80	-	40
15	PANDANZILA	1	100	-	50,5
16	WAY WAY	1	100	-	50,5
Moyenne		2,8	79	100	51

Ce tableau nous renseigne que 51 % des ménages de Kimbanseke font appel aux pousses-pousseurs. Mais il ya une forte disparité, car 2,8 % des ménages à faible revenu font appel à la structure, 79 % pour les ménages moyens et 100% aux ménages à haut revenu. Vu que les ménages à faible revenu représentent un pourcentage élevé (70,5%) de la commune, il est normal que la commune soit insalubre. Cette catégorie évoque le problème majeur de pauvreté qui les limite de prendre contact avec les collecteurs des déchets.

Malheureusement, les déchets récoltés par les pousses-pousseurs sont jetés non pas à un endroit approprié (de pré-collecte), mais au niveau des dépotoirs sauvages au milieu de la ville, au niveau de terrains marécageux comme nous l'indique les figures suivantes.



Figure 35. Dépotoir sauvage entretenu par les ménages environnant et les pousse-pousseurs.

Pour les ménages non abonnés aux structures de ramassage des déchets, la gestion de ceux-ci est souvent catastrophique. Les déchets des ménages sont jetés dans les décharges sauvages, dans les caniveaux, dans les cours d'eau pour les riverains, sur les avenues ou ils sont enfouis dans la parcelle ou sur la rue ou encore ils sont incendiés.

a.3. Distribution (%) des ménages par rapports à la distance des dépotoirs sauvages

A la première vue, toute personne étrangère constatera qu'il existe plusieurs dépotoirs sauvages dans la commune de Kimbanseke, car il n'existe aucun dépotoir de transit.

Le tableau 38 montre le pourcentage de la répartition des ménages en fonction de la distance du dépotoir sauvage le plus proche.

Tableau 38. Répartition (%) des habitations en fonction de leur distance du dépotoir sauvage le plus proche de la commune de Kimbanseke.

N°	Quartier	-10m	Entre 10- 50m	Entre 50-100 m	+ 100 m
1	BIKUKU	13	40	37	10
2	DISASI	19	30	32	19
3	17 MAI	9	13	10	68
4	KASAVUBU	30	50	15	5
5	KAMBOKO	35	46	10	9
6	KIKIMI	46	40	11	3
7	KINGASANI	50	23	25	2
8	MAYENGELE	64	21	10	5
9	MIKONDO	26	30	31	29
10	MFUMU NKETO	41	32	23	4
11	NGAMAZITA	33	38	29	0
12	NGAMPANI	41	27	16	16
13	NGAMAYAMA	25	30	45	0
14	NGANDU	17	64	17	2
15	PANDANZILA	40	46	13	1
16	WAY WAY	69	23	7	1
Moyenne		34	34	21	11

De ce tableau, nous constatons que 68% des ménages de la commune de Kimbanseke, sont à 50 m d'un dépotoir sauvage, 21 % des ménages sont à 100 mètres et 11 % sont au-delà de 100 m du dépotoir sauvage. Ceci prouve à suffisance que la population vit à proximité de dépotoirs sauvages avec tout ce qui en résulte comme nuisance olfactive.

a.4.Fréquence de sortie des déchets

D'une manière générale, le Kinois vide rapidement sa poubelle parcellaire dans une décharge non contrôlée à cause de la putréfaction rapide des déchets biodégradables.

Le tableau suivant, donne la fréquence hebdomadaire d'évacuation des déchets de la parcelle dans la commune de Kimbanseke.

Tableau 39. Fréquence hebdomadaire (nombre de jour/7) de sortie de déchets en fonction des quartiers

N°	Quartier	7 fois/semaine	3 fois/semaine	2 fois/semaine
1	BIKUKU	37,5	37,5	25
2	DISASI	19,4	48,4	32,2
3	17 MAI	18,2	27,3	54,5
4	KASAVUBU	27,2	36,4	36,4
5	KAMBOKO	36,8	15,8	47,4
6	KIKIMI	23,1	23,1	53,8
7	KINGASANI	11,8	58,8	29,4
8	MAYENGELE	28,6	35,7	35,7
9	MIKONDO	26,3	52,6	21,1
10	MFUMU NKETO	32,3	51,6	16,1
11	NGAMAZITA	33,3	28,6	38,1
12	NGAMPANI	27,8	16,7	55,5
13	NGAMAYAMA	55	25	20
14	NGANDU	52,9	23,5	23,6
15	PANDANZILA	53,3	26,7	20
16	WAY WAY	30,8	30,8	38,4
%		30,6	33,9	35,5

Ce tableau montre bel et bien que la majorité des ménages évacuent les déchets deux fois par semaines (35,5%) et 30,6% des ménages le font chaque jour.

V.2.5.2. Résultats de la caractérisation des déchets

a. Production massive journalière saisonnière des déchets solides ménagers

Dans la commune de la Gombe, un habitant produit en moyenne 0.97 kg/j.hab en saison pluvieuse contre 0.91 kg/j.hab en saison sèche; soit une moyenne annuelle **0.95 kg/j.hab**. Cette production en volume correspond à 2,1 l/j.hab en saison sèche et à 1,9 l/j.ha en saison pluvieuse soit une moyenne annuelle de **1,9 l/j.hab**. Le tableau 40 qui suit montre la production moyenne des déchets solides ménagers produits à Gombe, en fonction des classes sociales et de la saison (pluvieuse et sèche).

Tableau 40. Production en Kg/hab/j en fonction des quartiers et classe sociale dans la commune de la Gombe.

Quartier	Production (kg/hab/j)					
	Saison des pluies			Saison sèche		
	Haut stand	Moyen sta	Moyenne	Haut stand	Moyen sta	Moyenne
Batele	1,14±0,06	-	1,14±0,06	1,04±0,07	-	1,04±0,07
Cliniques	0,87±0,04	-	0,87±0,04	0,85±0,05	-	0,85±0,05
Commerce	0,88±0,04	0,91±0,08	0,89±0,06	0,78±0,07	0,91±0,1	0,84±0,04
Croix-Rouge	0,93±0,05	0,91±0,17	0,92±0,11	0,86±0,06	0,81±0,17	0,83±0,11
Gare	1,06±0,04	0,97±0,05	1,01±0,4	0,89±0,05	0,94±0,05	0,91±0,05
Golf	0,94±0,05	-	0,94±0,05	0,9±0,05	-	0,9±0,05
Haut Comma.	1,07±0,06	-	1,07±0,06	1,01±0,08	-	1,01±0,08
Lemera	0,9±0,04	-	0,9±0,4	0,86±0,05	-	0,86±0,05
Révolution	0,92±0,04	1,06±0,04	0,99±0,04	0,81±0,04	1,1±0,04	0,95±0,04
Moyenne	0,97±0,1	0,96±0,07	0,97±0,09	0,89±0,09	0,94±0,12	0,91±0,08

Vérification de la distribution normale des moyennes calculées

Aussi appelée « Loi normale » ou « Distribution gaussienne » ou « loi gaussienne », la distribution normale est la distribution vers laquelle tendent en général des valeurs mesurées à partir d'un phénomène « normal ». La courbe en cloche du graphique ci-après montre l'allure normale des valeurs mesurées (tableau 40, productions moyennes).

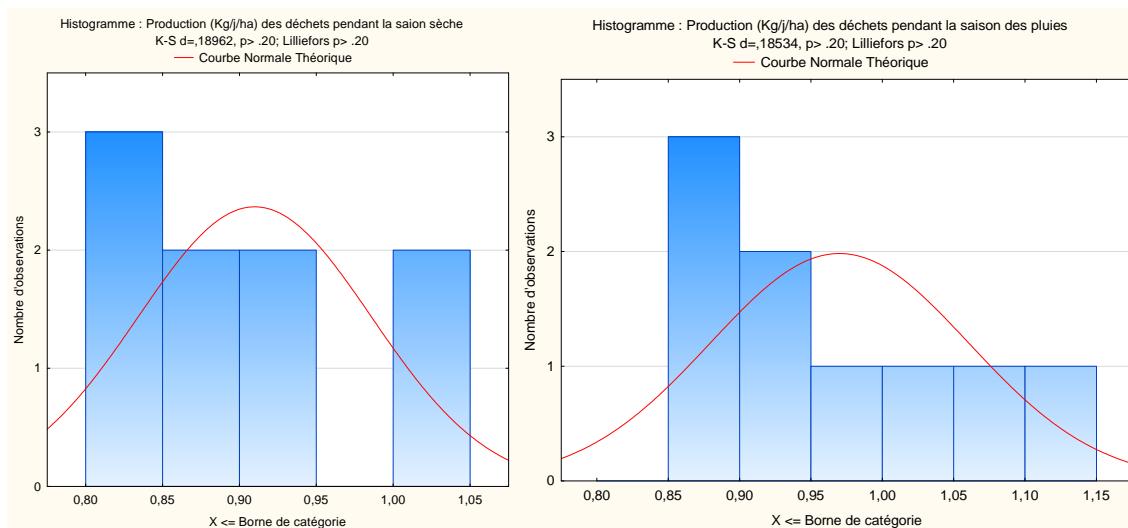


Figure 36. Courbe en cloche des observations mesurées en saison des pluies et sèche

Nous constatons que les moyennes et les médianes sont assez proches. Les coefficients d'asymétrie se situent dans la fourchette de la distribution normale de [0,8 ; 1,05] et [0,85 ; 1,15], tandis que le coefficient d'aplatissement négatif s'écarte de cet intervalle.

Tableau 41. Distribution des caractéristiques des observations

Variable	Statistiques Descriptives (Feuille de données2)										
	N Actifs	Moyenne	Médiane	Mode	Fréquence du Mode	Minimum	Maximum	Ecart-type	Coef.Var.	Asymétrie	Aplatissement
Production (Kg/j/ha) des déchets pendant la saison sèche	9	0,910000	0,900000	Multiple	1	0,830000	1,040000	0,075829	8,332830	0,760786	-0,744585

Variable	Statistiques Descriptives (Feuille de données2)										
	N Actifs	Moyenne	Médiane	Mode	Fréquence du Mode	Minimum	Maximum	Ecart-type	Coef.Var.	Asymétrie	Aplatissement
Production (Kg/j/ha) des déchets pendant la saison des pluies	9	0,970000	0,940000	Multiple	1	0,870000	1,140000	0,090554	9,335449	0,860991	-0,149794

De même, la production moyenne journalière en poids brut de déchets dans la commune de Kimbanseke en fonction des quartiers et des saisons est de $1,01 \pm 0,1$ kg/hab/j en ce qui concerne la saison pluvieuse contre $0,87 \pm 0,04$ kg/hab/j la saison sèche. Soit une moyenne annuelle de **0,99** kg/j.ha. Cette production en volume est de 1,8 l/j.hab pendant la saison pluvieuse et 1,9 l/j.hab pendant la saison sèche. Soit la production moyenne annuelle de 1,8 l/j.hab. Le tableau 42 illustre bien la production moyenne des déchets par quartier et par saison.

Tableau 42. Production en Kg/hab/j en fonction des quartiers et classe sociale dans la commune de Kimbanseke.

Pluie					Sec			
Quartier	Faible	moyen	Haut	Moyenne	Faible	Moyen	Haut	Moyenne
17 Mai	1,03±0,04	1± 0,03	1,13±0,09	1,05±0,02	0,97±0,04	0,8±0,04	0,79±0,09	0,85±0,03
Bikuku	1,06±0,03	1,02	.	1,03±0,03	0,85±0,06	0,89±0,02	.	0,87±0,05
Disasi	0,94±0,03	0,95±0,04		1	0,96±0,02	0,86±0,03	0,88±0,07	0,88
Kamboko	1,01±0,03	1,1±0,17	1,1±0,3	1,07±0,03	0,8±0,03	0,86±0,19	0,95±0,1	0,87±0,03
Kasavubu	1,06±0,04	1,11±0,18	1,19	1,12±0,04	0,83±0,03	0,93±0,17	0,96	0,9±0,03
Kikimi	0,87±0,02	0,9±0,1	.	0,88±0,02	0,81±0,02	0,9±0,1	.	0,85±0,2
Kingsani	0,97±0,04	0,89±0,03	0,96±0,03	0,94±0,02	0,82±0,02	0,88±0,4	0,94±0,04	0,88±0,02
Mayengele	1,12±0,03	1,16±0,06		1,09	1,12±0,03	0,87±0,04	0,69±0,06	0,84
MfNketo	0,86±0,03	1,11±0,1	1,07	1,01±0,03	0,82±0,03	0,95±0,05	1,07	0,94±0,02
Mikondo	0,95±0,02	0,95±0,02	1,01	0,97±0,02	0,9±0,03	0,77±0,04	0,86	0,84±0,03
Ngamayama	0,98±0,04	1,02±0,04	0,98±0,12	0,99±0,03	0,8±0,06	0,86±0,05	0,89±0,05	0,85±0,4
Ngamazita	0,94±0,02	0,96±0,08	.	0,96±0,02	0,8±0,03	0,96±0,08	.	0,88±0,03
Ngampani	1,2±0,04	1,23±0,04	1,37±0,06	1,26±0,03	0,86±0,06	0,84±0,04	0,88±0,08	0,86±0,03
Ngandu	0,89±0,03	1,03±0,03		0,96±0,03	0,81±0,04	1,13±0,08	.	0,97±0,04
Pandanzila	0,89±0,04	1,03	1,07±0,05	0,99±0,04	0,78±0,05	1,03	0,96±0,07	0,92±0,05
Wayway	0,93±0,05	0,83	.	0,88±0,05	0,84±0,06	0,83	.	0,83±0,06
Moyenne	0,98±0,09	1,02±0,11	1,09±0,12	1,01±0,1	0,84±0,05	0,89±0,1	0,91±0,08	0,87±0,04

Ce tableau montre que dans la commune Kimbanseke, les ménages à haut standing produisent plus de déchets que ça soit en saison pluvieuse ou en saison sèche.

Vérification de la distribution normale des moyennes calculées

De la même façon, nous avons déterminé les courbes en cloche des observations mesurées dans la commune de Kimbanseke pendant les deux saisons et sont décrites à la figure 37.

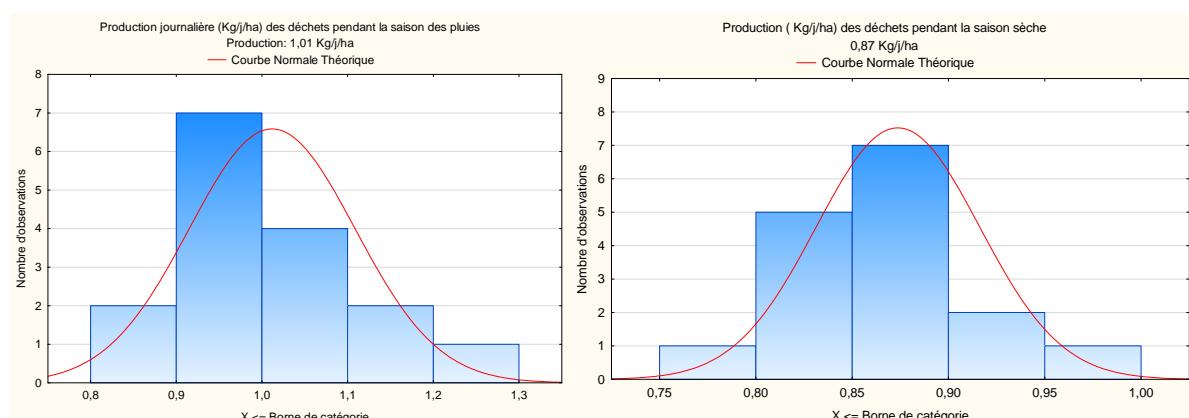


Figure 37. Courbe en cloche des observations mesurées en saison des pluies et sèche

Les paramètres apparaissant dans le tableau 42 ci-dessous, permettent de caractériser la distribution des valeurs mesurées. La moyenne et la médiane sont assez proches. Le coefficient d'asymétrie se situe dans la fourchette de la distribution normale de [0,8 ;1,3], tandis que le coefficient d'aplatissement s'écarte de cet intervalle. Ce qui signifie que la distribution est trop pointue par rapport à la normale. Il en est de même pour la saison sèche, où le coefficient d'asymétrie et d'aplatissement sont dans la fourchette de la distribution de [0,75 ;1].

Tableau 43. Distribution des caractéristiques des observations

Variable	Statistiques Descriptives (Feuille de données5)											
	N Actifs	Moyenne	Médiane	Mode	Fréquence du Mode	Minimum	Maximum	Variance	Ecart-type	Coef.Var.	Asymétrie	Aplatissement
Var1	16	1,011875	0,990000	,9600000	3	0,880000	1,260000	0,009390	0,096900	9,576268	1,054337	1,641298

b. Production volumique journalière saisonnière des déchets dans les deux communes

La production saisonnière des déchets ménagers à Gombe et Kimbanseke a également été exprimée en termes de volume dans chaque quartier et une moyenne pour la zone d'étude a été calculée. Ainsi, à la commune de la Gombe, chaque habitant produit en moyenne $1,9 \pm 0,2$ l/j de déchets ménagers en saison des pluies contre $2,1 \pm 0,1$ l/j en saison sèche. Ceci est due du fait que pendant la saison des pluies les déchets fanent suite à la forte chaleur et de l'eau de pluies tandis que pendant la saison sèches les déchets gardent leur état car ils sont secs et il ya moins de chaleur.

Par contre dans la commune de Kimbanseke, chaque habitant produit en moyenne $1,8 \pm 0,2$ l/j des déchets ménagers en saison des pluies contres $1,9 \pm 0,1$ l/j en saison sèche. En observant ces chiffres, nous constatons qu'il ya pas de différence au niveau de la commune de Kimbanseke entre la saison sèche et pluvieuse. Si dans la commune de Kimbanseke, les déchets fermentescible et les gravats/poussières sont dominants par contre dans la commune de la Gombe les papiers/cartons et plastiques domines en volume (fig.38)

Le tableau 44 suivant, montre la production volumique saisonnière des déchets dans chaque quartier dans les deux communes.

Tableau 44. Production volumique saisonnière des déchets ménagers dans les deux communes

	Saison de pluies	Saison sèche		Saison des pluies	Saison sèche
Quartiers de kimbans.	l/j.hab	l/j.hab	Quartier de Gombe	l/j.hab	l/j.hab
17-Mai	1,7	2	Batetela	2,3	2,2
Bikuku	1,9	2	Cliniques	1,7	1,9
Disasi	1,8	1,7	Commerce	1,8	2
Kamboko	1,9	2	Croix Rouge	2	2
Kasavubu	2	1,9	Gare	2,1	2,3
Kikimi	1,6	2	Golf	2,1	2,2
Kingasani	1,8	2,1	Haut Comd.	2	2,2
Mayengele	2	1,9	Lemera	1,9	2
MfumuNk.	1,9	2,1	Révolution	2	2,2
Mikondo	1,9	2	Moyenne	$1,9 \pm 0,2$	$2,1 \pm 0,1$
Ngamayama	1,7	1,8			
Ngamazita	1,7	1,9			
Ngampani	2,2	1,9			
Ngandu	1,7	2,2			
Pandanzila	1,9	2,1			
Wayway	1,4	1,9			
Moyenne	$1,8 \pm 0,2$	$1,9 \pm 0,1$			

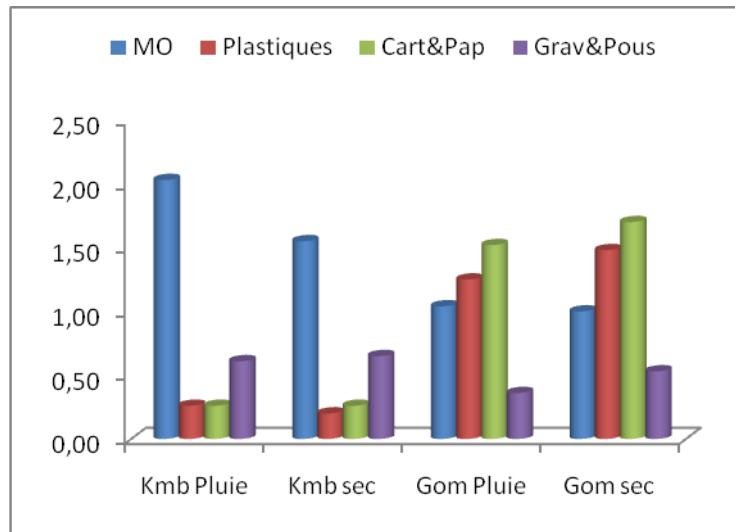


Figure 38. Production volumique (l/j.hab) de différentes catégories des déchets dans les deux communes pendant les deux saisons.

c. Production annuelles moyenne des déchets ménagers

La production annuelle moyenne des déchets ménagers a été déterminée en classant chaque mois de l'année selon qu'il est pluvieux ou sec. La production de la saison correspondante à chaque mois lui a été attribuée et une fois la production mensuelle définie, la production annuelle moyenne a été déduite.

Dans la commune de Kimbanseke, un individu produit 355,8 Kg/an avec une production moyenne annuelle de 0,97 Kg/jour .hab.

Tableau 45. Production annuelle moyenne des déchets à Kimbanseke

Mois	Saison de pluies		Saison sèche		Production massique mensuelle (Kg/mois.hab)
	Nbre de jours	Production (Kg/j.hab)	Nbre de jours	Production (Kg/j.hab)	
Janvier	31	1,01	0	0,87	31,31
Février	28	1,01	0	0,87	28,28
Mars	31	1,01	0	0,87	31,31
Avril	30	1,01	0	0,87	30,3
Mai	31	1,01	0	0,87	31,31
Juin	20	1,01	10	0,87	28,9
Juillet	0	1,01	31	0,87	26,97
Août	0	1,01	31	0,87	26,97

Septembre	10	1,01	20	0,87	27,5
Octobre	31	1,01	0	0,87	31,31
Novembre	30	1,01	0	0,87	30,3
Décembre	31	1,01	0	0,87	31,31
Production moyenne totale annuelle (Kg/an.hab)					355,8
Production moyenne journalière annuelle (Kg/jour /hab)					0,97

Quant à la commune de la Gombe, un habitant produit annuellement 348,5 kg des déchets avec une moyenne annuelle de 0,95 Kg.

Tableau 46. Production annuelle moyenne des déchets à Gombe

Mois	Saison de pluies		Saison sèche		Production massique mensuelle (Kg/mois.hab)
	Nbre de jours	Production (Kg/j.hab)	Nbre de jours	Production (Kg/j.hab)	
Janvier	31	0,97	0	0,91	30,07
Février	28	0,97	0	0,91	27,16
Mars	31	0,97	0	0,91	30,07
Avril	30	0,97	0	0,91	29,1
Mai	31	0,97	0	0,91	30,07
Juin	20	0,97	10	0,91	28,5
JUILLET	0	0,97	31	0,91	28,21
Août	0	0,97	31	0,91	28,21
Septembre	10	0,97	20	0,91	27,9
Octobre	31	0,97	0	0,91	30,07
Novembre	30	0,97	0	0,91	29,1
Décembre	31	0,97	0	0,91	30,07
Production moyenne totale annuelle (Kg/an.hab)					348,5
Production moyenne journalière annuelle (Kg/jour/hab)					0,95

d. Production massique globale des déchets dans chaque quartier pendant les deux saisons

Dans la commune de Kimbanseke, la production des déchets est de 314 tonnes par jour pendant la saison des pluies contre 269 tonnes par jour contre la saison sèche.

Le tableau 47 montre la production massique globale des déchets dans chaque quartier pendant les deux saisons.

Tableau 47. Production massique en fonction des quartiers et des saisons dans la commune de Kimbanseke

	Nbre d'hab	Saison de pluies		Saison sèche	
		Prod. Kg/hab/j	Prod. Kg/j	Prod. Kg/j/hab	Prod. Kg/j
17-Mai	22 515	1,05±0,02	23640,75	0,85±0,03	19137,75
Bikuku	8397	1,03±0,03	8648,91	0,87±0,05	7305,39
Disasi	31315	0,96±0,02	30062,4	0,87±0,02	27244,05
Kamboko	19 473	1,07±0,03	20836,11	0,87±0,03	16941,51
Kasavubu	10512	1,12±0,04	11773,44	0,9±0,03	9460,8
Kikimi	12 858	0,88±0,02	11315,04	0,85±0,2	10929,3
Kingasani	17 632	0,94±0,02	16574,08	0,88±0,02	15516,16
Mayengele	14 252	1,12±0,03	15962,24	0,8±0,04	11401,6
MfumuNk.	30 251	1,01±0,03	30553,51	0,94±0,02	28435,94
Mikondo	18 739	0,97±0,02	18176,83	0,84±0,03	15740,76
Ngamayama	19 542	0,99±0,03	19346,58	0,85±0,4	16610,7
Ngamazita	21563	0,95±0,02	20484,85	0,88±0,03	18975,44
Ngampani	35 512	1,26±0,03	44745,12	0,86±0,03	30540,32
Ngandu	16 964	0,96±0,03	16285,44	0,97±0,04	16455,08
Pandanzila	15 097	0,99±0,04	14946,03	0,92±0,05	13889,24
Wayway	12 136	0,88±0,05	10679,68	0,83±0,06	10072,88
Total			314031,01		268656,92

De même, la production globale en fonction des quartiers et des saisons de la commune de la Gombe est montrée dans le tableau 48 qui suit.

Tableau 48. Production massique globale en fonction des quartiers et des saisons dans la commune de la Gombe

	Nbre d'hab	Saison de pluies		Saison sèche	
		Prod. Kg/hab/j	Prod. Kg/j	Prod. Kg/j/hab	Prod. Kg/j
Batetela	4146	1,14±0,06	4721,44	1,04±0,07	4311,84
Cliniques	4115	0,87±0,04	3580,05	0,85±0,05	3497,75
Commerce	4298	0,89±0,05	3825,22	0,84±0,4	3610,32
Croix Rouge	2729	0,92±0,05	2510,68	0,83±0,8	2265,07
Gare	4508	1,01±0,4	4553,08	0,91±0,05	4102,28
Golf	4739	0,94±0,05	4454,66	0,9±0,05	4265,1
Haut Comd.	4026	1,07±0,06	4307,82	1,01±0,08	4066,26
Lemera	2481	0,9±0,04	2232,9	0,86±0,05	2133,66
Révolution	4387	0,99±0,2	4343,13	0,95±0,04	4167,65
Total			34528,98		32419,93

Nous constatons que la production des déchets pendant la saison des pluies est de 34,5 tonnes par jour tandis que pendant la saison sèche, la production des déchets est de 32 tonnes par jour durant la période de campagne.

e. Flux massique journalier global des déchets solides ménagers en fonction des classes sociales

En tenant compte des classes sociales, nous remarquons que dans la commune de Kimbanseke, les ménages à faible revenu produisent 212 tonnes des déchets par jour pendant la saison des pluies contre 182 tonnes des déchets par jour pendant la saison sèche. Tenant compte de la production annuelle, les ménages à faible revenu produisent 1630 tonnes des déchets par année. Ainsi, la commune de Kimbanseke produit annuellement 1721 tonnes par année. Le tableau 49 suivant montre le flux massique des déchets solides en fonction des classes sociales et la production moyenne annuelle.

Tableau 49. Flux massique journalier et annuel des déchets solides en fonction des classes sociales dans la commune de Kimbanseke

Classe sociale	Production				
	Saison des pluies			Saison sèche	
%	Nbre d'habit.	Prod.Moy (kg/j/hab)	Flux jour (kg/j)	Prod. Moy (kg/j/hab)	Flux jour. (kg/j)
Faible	70,5	216264	0,98±0,09	211938,72	0,84±0,05
Moyen	27	82825	1,02±0,11	84481,5	0,89±0,1
Haut	2,5	7669	1,09±0,12	8359,21	0,91±0,0
Flux journalier		1,03±0,05	304779	0,88±0,04	262354,8
Production journalière annuelle (kg/an)			Faible		1630937,96
			Moyen		81767,56
			Haut		8011,26
			Total	1720716,78	

De même, le tableau 50 ci-dessous montre la production journalière dans la commune de la gombe qui est 34 tonnes de déchets par jour pendant la saison des pluies et 32 tonnes de déchets par jour pendant la saison sèche. Avec une production journalière annuelle de 33,5 tonnes de déchets.

Tableau 50. Flux massique journaliers et annuels des déchets solides en fonction des classes sociales dans la commune de la Gombe

Classe sociale	Production				
	Saison des pluies			Saison sèche	
%	Nbre d'habitants	Prod.Moy (kg/j/hab)	Flux jour (kg/j)	Prod. Moy (kg/j/hab)	Flux jour. (kg/j)
Faible	0,3	106	-	-	-
Moyen	14,6	5173	0,96±0,07	4966,08	0,94±0,12
Haut	85,1	30150	0,97±0,01	29245,5	0,89±0,09
Flux journalier			34211,58		31696,12
Production journalière annuelle (kg/j)			Moyen		4940
			Haut		28637,54
			Total		33577,54

f. La composition massique des déchets

Les tableaux 51 et 52 donnent la composition des déchets en fonction des classes sociales et des saisons dans les communes de Kimbanseke et de la Gombe.

Tableau 51. Composition saisonnière des déchets dans la commune de Kimbanseke

PRODUCTION SAISONNIERE MASSIQUE (kg/j.hab.)									
Standing	SAISON SECHE				SAISON PLUVIEUSE				Moyenne
	Haut standing	Moyen standing	Bas standing	Moyenne	Haut standing	Moyen standing	Bas standing		
MO BIO	0,70	0,68	0,64	0,67	0,75	0,69	0,69		0,71
Gravats/fines	0,23	0,24	0,28	0,25	0,17	0,20	0,22		0,20
Autres	0,07	0,08	0,08	0,08	0,08	0,11	0,09		0,09

Ce tableau montre qu'en séparant les déchets en trois fractions (matière organique fermentescible, Gravats/fines et les autres fractions) et en tenant compte des classes sociales et des saisons, nous constatons que les productions moyennes sont de 0,67 kg/j/hab à la saison sèche contre 0,71 kg/j/hab à la saison pluvieuse, en ce qui concerne la fraction organique.

En comparant la saison sèche et pluvieuse, nous constatons que la différence n'est pas significative ($p>0,5$).

Tableau 52. Composition saisonnière des déchets dans la commune de la Gombe

PRODUCTION SAISONNIERE MASSIQUE (kg/j.ha.)						
Standing	SAISON SECHE			SAISON PLUVIEUSE		
	Haut standing	Moyen standing	Moyenne	Haut standing	Moyen standing	Moyenne
MO BIO	0,62	0,61	0,61	0,70	0,66	0,68
Gravats/fines	0,14	0,15	0,15	0,10	0,12	0,11
Autres	0,25	0,24	0,24	0,20	0,22	0,21

La composition journalière des déchets dans les deux communes pendant les deux saisons est résumée dans la figure 39 ci-dessous.

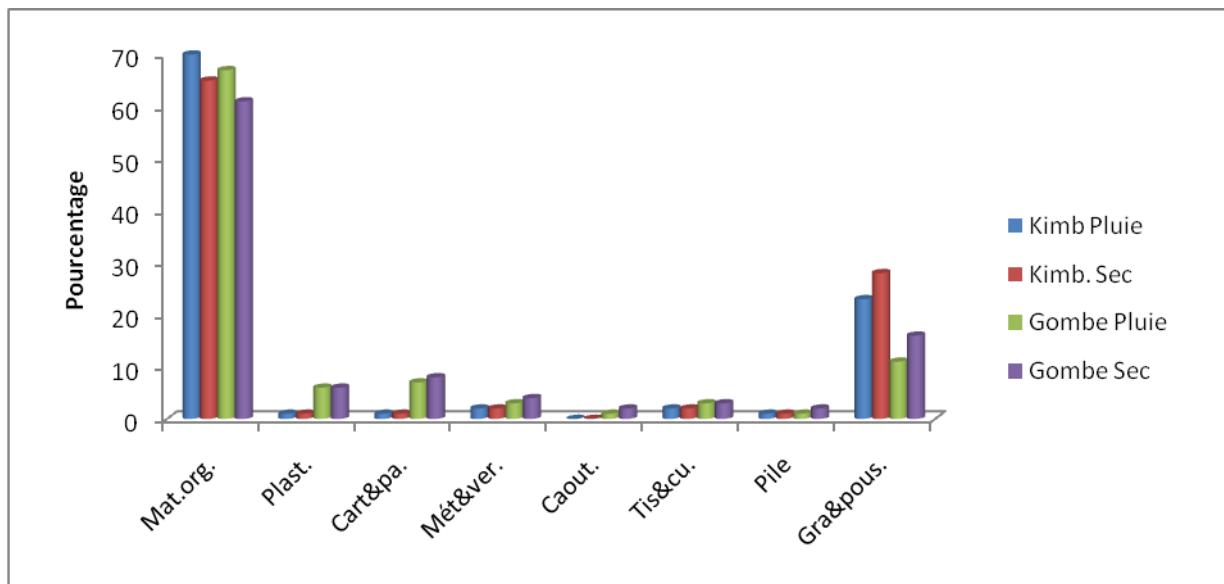


Figure 39. Composition moyenne journalière (%) des déchets pendant les deux saisons dans les deux communes

Il ressort de cette figure que la commune la commune de Kimbanseke ne produit presque pas les autres fractions des déchets à part les fractions organiques fermentescible et gravats/poussières. Quant à la commune de Gombe bien que les fractions organiques et gravats soient majoritaire, mais il ya la présence des autres fractions des déchets. Ceci se justifie par le niveau de vie des ménages habitant cette commune.

La composition annuelle (%) des déchets dans les deux communes, est résumée dans le tableau 53.

Tableau 53. Composition annuelle (%) en masse des déchets dans les deux communes.

	Mat.org.	Plast.	Cart&pa.	Mét&ver.	Caout.	Tis&cu.	Pile	Gra&pous.
Kimb	64	1	1	1	0	1	1	24
Gombe	65	6	7	2	1	1	1	11
Moyenne	65	4	4	2	1	1	1	18

La figure suivante montre la composition moyenne annuelle des déchets dans les deux communes.

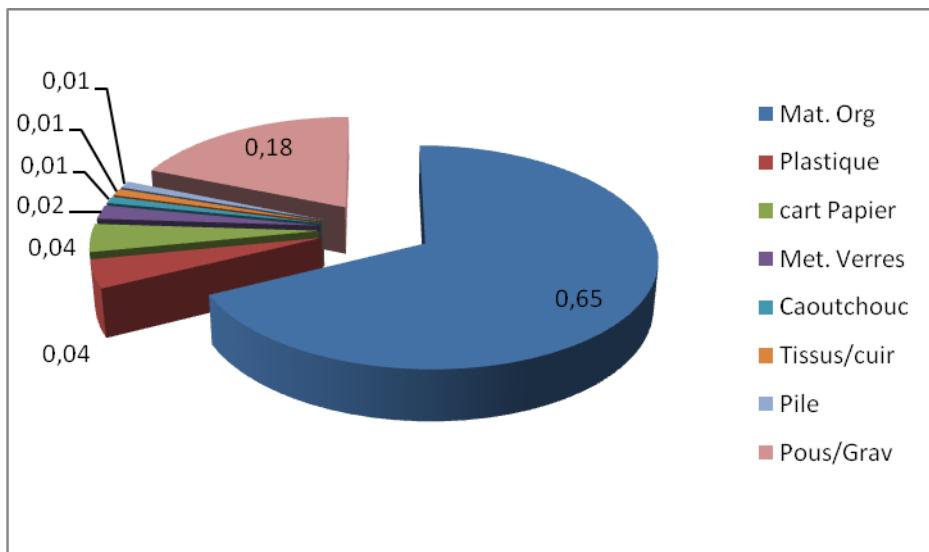


Figure 40. composition annuelle moyenne (% en masse) des déchets dans les deux communes.

Nous constatons que dans la plupart de pays en développement, la fraction organique fermentescible est prépondérante comme signalé par Charnay, 2005, Ngahane, 2015.

D'une manière générale, la composition des déchets ménagers en fonction des standings dans les deux communes, révèle qu'elle est atypique d'un standing quelconque. En effet, la production des gravats/poussières est majoritaire dans les ménages de bas standings pendant les deux saisons; ces derniers produisent aussi plus de matière organique fermentescible pendant les deux saisons.

Test de comparaison des moyennes des observations

Pour évaluer et se prononcer de façon objective l'influence des facteurs que sont la saison, les quartiers et les standings, sur la production et la composition des déchets ménagers à Kinshasa, nous avons eu recours à l'analyse de la variance et à la comparaison des moyennes. Il sied de souligner que cette analyse a été faite uniquement sur les productions et compositions massiques.

Nous avons cherché à nous prononcer sur la significativité statistique des différences des moyennes entre les saisons (variabilité inter-saison) en général, puis au sein de chaque quartier (variabilité inter-saison intra-quartier), et au sein de chaque standing (variabilité intersaison intra-standing) ; de la production et de la composition des déchets ménagers. Ensuite, nous évaluons cette significativité au sein des saisons, entre les différents quartiers

(variabilité intra-saison inter-quartier), et entre les standings (variabilité intra-saison inter-standing).

Enfin, nous évaluons cette significativité pour l'année en général, entre les quartiers (variabilité annuelle inter-quartier), entre les standings (variabilité annuelle inter-standing) ; puis les différences entre les standings au sein des quartiers (variabilité annuelle intraquartier), et les différences entre les quartiers au sein des standings (variabilité annuelle intra-standing).

Pour ce faire, nous avons eu recours au logiciel Statistica, version 10 ; plus précisément à l'analyse de la variance (ANalysis Of VAriance) et à SAS (statisticalanalysis software) version 9.2.

L'analyse de la variance (ANOVA) nous permet de déterminer s'il existe une différence significative entre les groupes. La valeur statistique F obtenue est le rapport de la variance intergroupe sur la variance intra-groupe. L'hypothèse de départ (aucune différence entre les moyennes n'est détectée), est acceptée si la valeur de F est nulle ; dans le cas contraire, elle est rejetée (il existe au moins une différence). Plus cette valeur de F est grande, plus les moyennes sont éloignées les unes des autres. La significativité est confirmée quand $p < 0,05$. (Nicolas, 2011).

Variabilité des productions et des compositions

- Variabilité inter-saison générale

Les résultats nous révèlent qu'il y a une différence significative entre les quantités de déchets ménagers produits à Kimbanseke pendant la saison sèche et celles produites pendant la saison pluvieuse ($p = 0,04 < 0,05$). Quant à la commune de la Gombe, il ya une nette différence significative entre les quantités de déchets ménagers produits pendant la saison sèche et celles produites pendant la saison pluvieuse ($p < 0,05$). En ce qui concerne la composition des déchets, il existe une différence significative dans les compositions de ces déchets d'une saison à l'autre ($p < 0,05$). Les catégories qui diffèrent significativement d'une saison à l'autre sont : les tissus/cuir, les gravats/fines, les piles, et les métaux.

Variabilité inter-saison intra-quartier et intra-standing

Au sein de tous les quartiers et de tous les standings, la production des déchets ménagers ne varie pas de façon significative d'une saison à l'autre ($p > 0,05$). Quant à la commune de la Gombe, la différence n'est pas aussi significative ($p=0,68>0,05$).

Aussi, la composition de ces déchets varie significativement d'une saison à l'autre dans tous les standings ($p < 0,05$). Dans les ménages de haut standing, ce sont les piles qui diffèrent significativement d'une saison à l'autre ; tandis que dans les ménages de moyen standing, ce sont les métaux, les gravats/fines et les papiers/cartons; et enfin dans les ménages de bas standing, ce sont les métaux et les plastiques.

Variabilité intra-saison inter-quartier et inter-standing

En saison sèche comme en saison pluvieuse, la production des déchets ménagers ne varie pas de façon significative d'un quartier à l'autre et d'un standing à l'autre ($p > 0,05$) en général. La différence est significative ($p<0,05$) entre le quartier 17 mai et le quartier Pandanzila dans la commune de Kimbanseke.

En saison sèche, la composition générale des déchets ne varie pas significativement d'un standing à l'autre ; mais, la catégorie papiers/cartons diffère significativement d'un standing à l'autre. En saison pluvieuse, la composition générale des déchets ménagers varie significativement d'un standing à l'autre ; les catégories qui diffèrent significativement d'un standing à l'autre sont : les plastiques et les papiers/cartons.

En comparant les résultats de cette étude avec ceux trouvés par Ngahane (2015) à Bembereke (Benin) et Ndayikeza (2013) à Bujumbura (Burundi), nous constatons qu'il y a peu de différence avec la production des déchets par individu sauf que la production est plus faible pour la ville de Bujumbura. Le détail de cette étude comparative est donné dans l'article Ngahane *et al.*, *Déchets ,Sciences et Techniques*, n° 69, juin 2015, pp.13-22.

V.2.5.3. Caractéristique physico-chimiques

a. Masse volumique et taux d'humidité

La masse volumique apparente des déchets ménagers à Kimbanseke est estimée à 554 ± 28 kg/m³ en saison de pluies contre 449 ± 21 kg/m³ en saison sèche. Le taux élevé en fermentescibles observé au niveau des ménages et la forte teneur en humidité associée à ce

type de déchets organiques pendant la saison des pluies explique en partie cette différence. Généralement, pendant la saison des pluies, les déchets reçoivent facilement l'eau de pluie et l'humidité relative est élevée, contrairement à la saison sèche où l'air est sec.

Tableau 54. Masse volumiques des fractions des déchets à Kimbanseke.

Saison	MO	Plastique	Pap./car.	Tiss./cu.	Mét./ver.	Caoutch.	Pile	Grav./po.	Total	Humidité
Kg/m³										%
Pluvieuse	0,605	0,125	0,215	0,176	0,550	0	620	1,225	554	60
Sèche	0,550	0,115	0,150	0,150	0,540	0	620	1,160	449	45

Quant à la commune de la Gombe, la masse volumique apparente est de 554 Kg/m³ pendant la saison pluvieuse contre 449 kg/m³.

Les poubelles de la commune de la Gombe sont plus légères par rapport aux poubelles de Kimbanseke, cette différence est justifiée par le fait que les poubelles de la Gombe contiennent une grande quantité des plastiques et cartons.

Tableau 55. Masses volumiques des fractions des déchets à Gombe

Saison	MO	Plastique	Pap./cart.	Tiss./cu.	Mét./ver.	Caoutch.	Pile	Grav./po.	Total	Humi dité
Kg/m³										%
Pluvieuse	0,570	0,125	0,215	0,176	0,550	0,175	620	1,225	554	55
Sèche	0,520	0,115	0,150	0,150	0,540	0,160	620	1,160	449	40

La forte teneur en humidité et les faibles proportions en papier et plastiques des déchets en PVD fait que l'incinération comme moyen de traitement ne leur est pas adaptée. Le PCI (Pouvoir Calorique Inférieur) exprimé en Kcal/Kg est en effet de 980 à Rabat, 1272 à Jakarta

et 1500 à Abidjan contre 2000 à Paris et 2700 dans les villes nord-américaines. Ce sont ces deux dernières valeurs qui correspondent le mieux aux bonnes conditions d'incinération (Alouiémine, 2006).

Il ressort de ces valeurs, selon nous, (faible proportion de papier, verre, métaux ...) au niveau des PED que les techniques de tri sophistiquées sont peut être moins utiles. Les techniques utilisées dans les pays avancés au niveau de la collecte et la mise en décharge fait appel au compactage vu la faiblesse de densité des déchets.

Quant aux ordures ménagères (OM) des pays industrialisés, elles présentent un taux d'humidité de 35 % en moyenne avec des variations de 25 à 45 %. Elles ont un pouvoir calorifique inférieur (PCI) de 7.829 kJ/ kg. Leur densité est de 0,15 à 0,20 tonnes/m³ lorsqu'elles sont dans des sacs ou des poubelles et de 0,4 à 0,6 tonnes /m³ lorsqu'elles sont compactées (Moleta, 2008)

b.Pouvoir calorifique

La détermination du pouvoir calorifique a été réalisée au laboratoire de Chimie et Analyses Environnementales (LCAE) de l'Université de Burundi et les déchets ont présenté un pouvoir calorifique de 1100 KJ/kg des déchets secs sur un échantillon des déchets provenant de Kinshasa que nous avions envoyé.

V.3. Enquête sur le mode d'assainissement

Introduction

L'assainissement non collectif est un domaine complexe surtout dans la ville de Kinshasa où la réglementation laisse à désirer et où il ya manque d'intérêt de la part de l'état sur cette question. Dans ces conditions, devant une gamme de variétés des ouvrages utilisées, chaque ménage installe le système d'assainissement non collectif (ANC) selon ses moyens et par rapport à ce qui existe et est facilement disponible sur le marché, mais qui ne correspond pas forcement 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 une enquête de proximité auprès des utilisateurs et des bénéficiaires directs des services d'assainissement.

V.3.1. Enquête au niveau des ménages

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, l'interview du chef de ménage ou du responsable de la parcelle, le dépouillement et le traitement des données.

V.3.2. Élaboration du questionnaire d'enquête

Le questionnaire d'enquête provenait de l'unité Assainissement et Environnement de l'Université de Liège. Il a été utilisé auparavant par Bigumandondera (2014) dans la ville de Bujumbura (Burundi). Ce questionnaire (Annexe 2) 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 excréas 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 (Bigumandondera, 2014).
- **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 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 à Kinshasa

- **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.

Remarque

Si les ménages ont semblé comprendre l'importance de notre démarche, cela n'a pas été compris par les sociétés privées de vidange car ils nous prenaient pour des agents de l'état et nous n'avons pas été bien reçus. Pour avoir une idée de quantité de boues jetées dans la

rivière, nous avons dû nous poster pendant deux semaines au site de dépotage des boues compté le nombre de véhicules par jour ainsi que le tonnage de ces véhicules.

V.3.3. Le dépouillement des résultats d'enquête

Le dépouillement des fiches d'enquête a été effectué par mes soins. Les résultats ont été encodés dans une base de données relationnelle ACCESS® et une première analyse de ces résultats a été menée grâce à un traitement informatique. Des graphiques représentant les résultats ont été ensuite tracés avec le logiciel EXCEL 2007.

V.3.4. Présentation de la base de données

L'objectif de la base de données est de créer une structure générale de stockage et faciliter le traitement des données d'enquêtes. La base de données pourra aussi permettre l'échange et la comparaison de données de différentes localités. La figure 41 ci-dessous montre le schéma général de la base de données.

Elle permettra donc de stocker les différentes données collectées lors de notre enquête à savoir les renseignements sur l'eau, l'hygiène, l'assainissement et la santé.

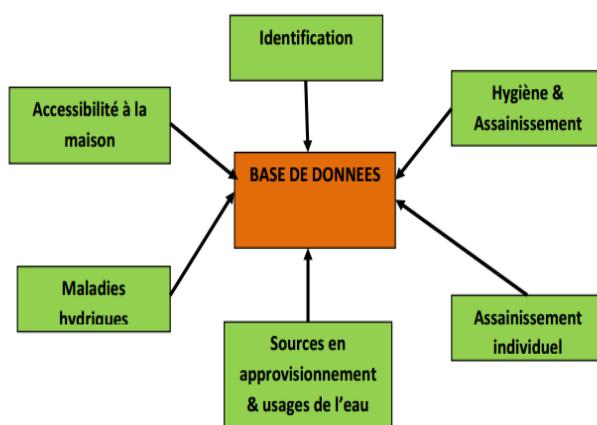


Figure 41. Structure de la base de données de l'enquête-ménage

Dans la 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.

La figure 42 montre une des pages de la base de données de l'enquête-ménage.

The screenshot shows a Windows application window titled "IdentifOK". At the top, there is a message bar: "Avertissement de sécurité Du contenu de la base de données a été désactivé" and a "Options..." button. The main area contains several sections of questions and dropdown menus:

- Section 1:** "O.P. Fontaine Publique Autres Sources ". Below it are dropdown menus for "Aspect" (set to "Claire") and "Durée". A question "La quantité d'eau disponible est-elle suffisante ?" has four options: "Pluie " (selected), "Puits " (selected), "Lac " (selected), and "Citerne " (selected).
- Section 2:** "O.P. Fontaine Publique Autres Sources ". Below it are dropdown menus for "Durée" (set to "Insuffisante") and "Durée" (set to "toute l'année").
- Section 3:** "Utilisez-vous plusieurs sources d'approvisionnement ? ". Below it are dropdown menus for "Boisson" (set to "O.P."), "Cuisson" (set to "Eau"), "Lessive" (set to "Eau"), and "Vaiselle" (set to "Pluie").
- Section 4:** "Douche Arrosage Nettoyage Autres ". Below it are dropdown menus for "Eau" (set to "Autres Sources") and "Eau" (set to "Autres Sources").
- Section 5:** "Pourquoi ?" followed by a text input field containing the text "Parce que l'eau de robinet jaillit rarement, alors il faut garder aussi l'eau de pluie, cela nous épargne de nous déplacer à la source".
- Section 6:** "Enregistrez-vous des périodes de pénuries d'eau ?

Figure 42. Vue générale de la base de données de l'enquête-ménage

V.3.5. Résultats

Les résultats des enquêtes sont consignés dans les figures et tableaux qui suivent.

1. Niveau d'instruction du chef de ménage (en %)

Les résultats sur le niveau d'instruction du chef de ménage sont consignés dans les figure15 et 16 qui suivent.

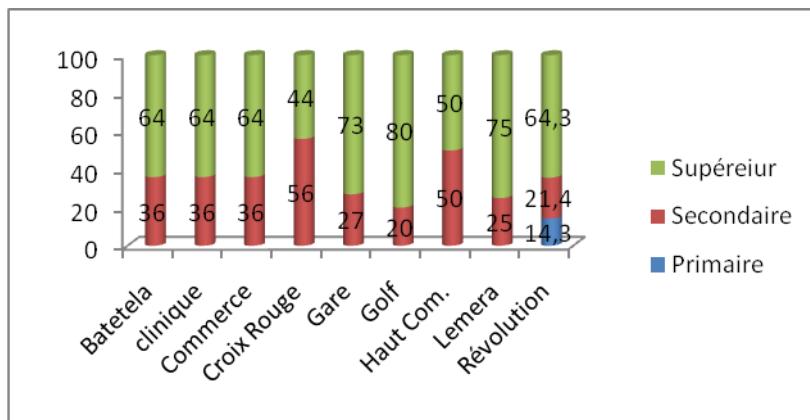


Figure 43. Niveau d'instruction du chef de ménage dans chaque quartier de la Gombe

Le tableau nous montre qu'effectivement la commune de la Gombe a un niveau d'éducation élevé car plus de 50% des chefs de ménage ont un niveau de 'éducation supérieur'. C'est qui justifie sa position de commune des institutions de la République, des affaires et résidentielle. La commune est le miroir de la République où les services d'assainissement sont quasipermanents. 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.

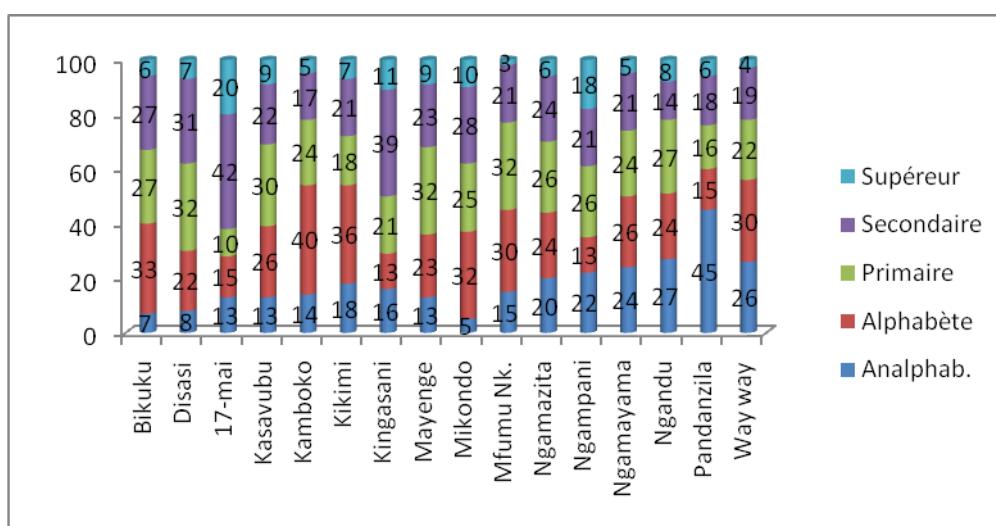


Figure 44. Niveau d'instruction du chef de ménage dans la commune de Kimbanseke

Dans la commune de Kimbanseke, nous constatons que tous les niveaux d'instruction des chefs de ménage se retrouvent, et cela avec un pourcentage faible du niveau supérieur dans tous les quartiers. Les quartiers Ngandu et Pandazila présentent au taux élevé d'analphabètes et les quartiers Ngampani et 17-mai présentent le pourcentage le plus élevé d'un niveau d'instruction supérieur, soient 18 et 20% du niveau d'instruction supérieur.

2. La caractérisation de l'assainissement dans les deux communes

Le tableau 56 ci-dessous donne la caractérisation de l'assainissement dans les communes de Kimbanseke et de la Gombe. La différence avec Bigumandobdera (2014) réside au niveau des ouvrages d'assainissement, la latrine à siphon rencontrée à Bujumbura n'existe dans la ville de Kinshasa.

Tableau 56. Caractérisation de l'assainissement dans les deux communes

		% des ménages par commune enquêtée	
Caractéristique de deux communes		Gombe	Kimbanseke
Ouvrage d'assainissement	Toilette moderne avec fosse septique	75	2
	Latrine à chasse manuelle	25	37
	Latrine traditionnelle	-	38
	Latrine sèche	-	20
	Autre (sans latrine)	-	3
Catégorie sociale	Haut standing	85	2,7
	Moyen standing	15	26,8
	Faible standing	-	70,5
Déversement des eaux usées de cuisine et de douche	Enterrées dans la cours de la maison	-	30,1
	Dans la cour de la maison	3	27,1
	Sur la voie publique (avenue)	-	20,4
	Dans les cours d'eau	-	15
	Sur parcelle vide	-	6,4
	Dans les caniveaux	56	1
	Autres	41	-
Maladies hydriques	Affection gastro-intestinales	4	31,2
	Diarrhée	5	34,6
	Diarrhée et infection gastro-intestinales	19	5,7
	Aucune	72	28,5
Approvisionnement en eau	Robinet à domicile	100	46
	Fontaine publique	-	44
	Puits	-	96
	Autres	21	2

Dans la commune de Kimbanseke, les ouvrages d'assainissement sont les latrines à chasse manuelle (37 %), les latrines traditionnelles (38%) et les latrines sèches (20 %). 3 % de la population n'ont pas de toilette ou défèquent dans les pots et jettent les excréta tôt le matin dans la rivière. Il faut remarquer que les ménages riverains dirigent l'eau de douche directement à la rivière. Les toilettes à fosses septiques sont rares (2%) et ne sont présentes que dans les ménages à haut standing.

Dans la commune de la Gombe, 75 % de ménages possèdent une toilette à fosse septique et 25 % ont une latrine à chasse manuelle.

En ce qui concerne le déversement des eaux usées de cuisine, la situation est catastrophique et prévisible car la commune n'est pas urbanisée et donc ne possède pas de caniveaux ou de drains d'évacuation d'eau. Ainsi la population n'a pas de choix et rejette les eaux usées dans la parcelle (30,1%), jette dans la cour de la maison (27,1 %), balance sur l'avenue (20,4%), jette dans les cours d'eau pour le riverain (15%), dans une parcelle vide non habitée (6,4%) et pour la population le long du boulevard, les eaux usées sont jetées dans le caniveau (1%).

La situation n'est pas la même dans la commune de la Gombe où 56 % de ménages sont reliés au caniveau et y jettent les eaux usées, 41 % de ménages possèdent un puits perdant et 3 % de ménages jettent les eaux usées dans la cour de la maison.

L'approvisionnement en eau est un casse-tête pour la population de Kimbanseke où nous pouvons constater que 96 % de ménages recourent à l'eau de puits prélevée au niveau de la parcelle, chez le voisin ou dans le quartier. Bien que 46% de ménages possèdent un robinet à domicile, et 44 % de ménages recourent aux fontaines publiques, tout le monde recourt aux puits pendant les pénuries fréquentes d'eau, surtout pendant la saison sèche.

La commune de la Gombe est une commune privilégiée où tous les ménages possèdent un robinet à domicile, mais 21 % des ménages recourent à l'eau de pluie pour le nettoyage des véhicules ou l'arrosage des jardins pendant la saison sèche.

3. Analyse croisée entre des résultats d'enquêtes

a.Relation entre le niveau d'instruction du chef de ménage et le mode d'assainissement.

Les tableaux 57 et 58 montrent le niveau d'instruction du chef de ménage et le mode d'assainissement dont dispose le ménage.

Tableau 57. Relation entre le niveau d'instruction du chef de ménage et le mode d'assainissement dans la commune de Kimbanseke

Kimbanseke	Mode assainisse. Niv. d'instruc tion	Latrines à chasse manuelle	Latrines traditionne lles à fond perdu	Toilette sèche	Toilettes modernes avec fosse septique et/ou puisard	Autres	Totaux Ligne
Effectifs	Supérieur	38	3	4	15	1	61
%		14,9	1,2	3	100	5	9,2
Effectif	Secondaire	70	61	29	0	3	163
%		27,5	24,9	22,3	0	15	24,5
Effectif	Primaire	57	69	37	0	4	167
%		22,4	28,1	28,4	0	20,0	25,2
Effectif	Alphabète	49	68	39	0	7	163
%		19,2	27,7	30,0	0	35,0	24,5
Effectif	Analphabète	40	44	21	0	5	110
%		15,7	17,9	16,1	0	25,0	16,6
Effectifs	TsGrpes	254	245	130	15	20	664
%		38,2	36,9	19,6	3	2,3	
Chi ² de Pearson : 192,041, dl=16, p=0,000000							

Ce tableau nous renseigne que pour un effectif de 254 ménages (représente 38,2 % des ouvrages d'assainissement) ayant une latrine à chasse manuelle, 38 ménages dont le chef du ménage a un niveau supérieur utilisent ce genre d'ouvrage et ils représentent 14,9%. L'effectif le plus élevé est dans la catégorie où le chef de ménage a un niveau secondaire (effectif de 70 ménages) avec un pourcentage de 27,5. En ce qui concerne l'ouvrage latrine traditionnelle à fond perdu (représente 36,9 des ouvrages d'assainissement), l'effectif total est de 245 ménages, et cette ouvrage est plus utilisée par le ménage dont le chef du ménage a un niveau primaire (effectif de 69 ménages) et cette ouvrage est moins utilisée par le ménage dont le chef du ménage a niveau supérieur (effectif de 3 ménages avec un pourcentage de 1,2). Quant à la toilette moderne avec fosse septique et/ou puisard, elle ne se retrouve qu'aux ménages dont le chef du ménage a un niveau des études supérieures (avec un effectif de 15 ménages et un pourcentage de 100%).

Enfin, sur un total de 664 ménages échantillonnés dans la commune de Kimbanseke, les ménages dont le chef de ménage a un niveau des études supérieures représente 9,2 %, suivi des analphabètes (16,6%), des secondaires et alphabètes (24,5 %) et des primaires en première position (25,2).

Tableau 58. Relation entre le niveau d'instruction du chef de ménage et le mode d'assainissement dans la commune de la Gombe

Gombe	Mode d'assa. Niveau D'instruction	Latrines à chasse manuelle	Toilettes modernes avec fosse septique et/ou puisard	Totaux Ligne
Effectifs	Supérieur	14	63	77
%		48,3	73,5	9,2
Effectif	Secondaire	14	21	35
%		48,3	24,4	
Effectif	Primaire	1	2	3
%		3,4	2,3	25,1
Effectifs	TsGrpes	29	89	115
%		25,2	74,8	
Chi ² de Pearson : 6,18162, dl=2, p=,045465				

La relation entre le niveau d'instruction du chef de ménage et le mode d'assainissement du ménage est significative avec p inférieur au seuil de significativité 0,05 (p=0,0000 pour la commune de Kimbanseke et p= 0,045465 en ce qui concerne la commune de la Gombe). Dans la commune de Kimbasenke, les modes d'assainissement sont les latrines traditionnelles à fond perdu (36,9%) et latrines à chasse manuelle (38,9%). Nous constatons que le niveau d'étude a une influence sur le mode d'assainissement car la latrine moderne avec fosse septique n'est utilisée que par les ménages dont le chef de ménage a un niveau supérieur. Ceci peut nous conduire à dire que, 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.

Quant à la commune de la Gombe, le mode d'assainissement est la toilette moderne avec fosse septique (74,8 %). Ce qui confirme l'observation précédente.

En observant maintenant le niveau d'instruction supérieur de la commune de Kimbanseke, nous constatons que sur 61 ménages dont le chef de ménage a une instruction supérieure, nous constatons que 62 % utilisent la toilette à chasses manuelle comme la montre la figure 45.

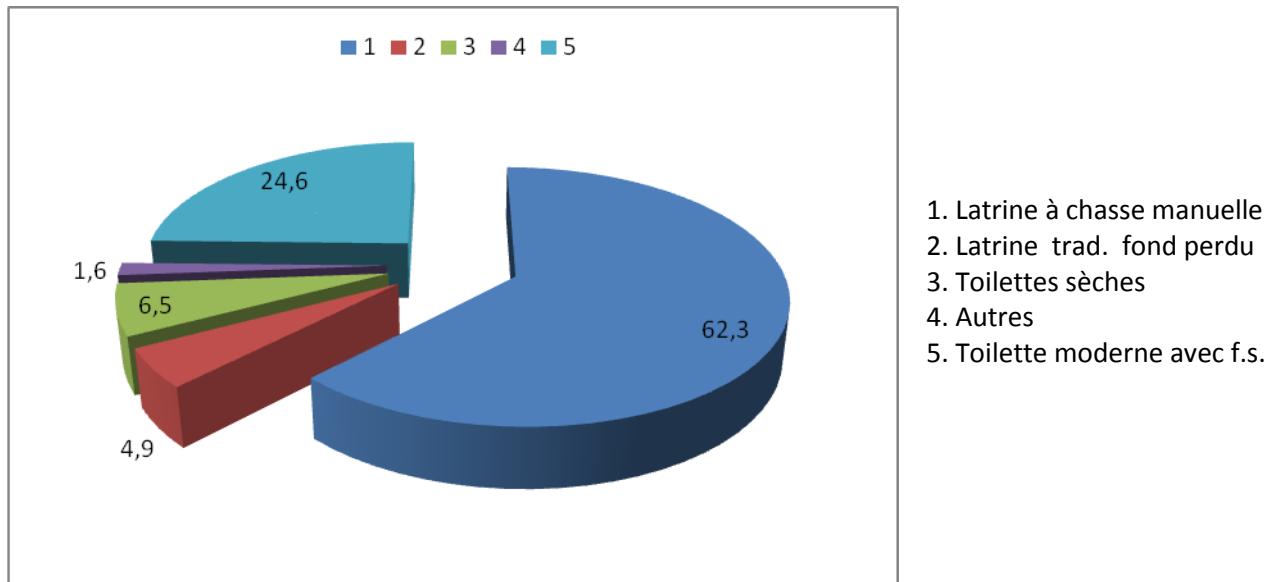


Figure 45. Répartition des latrines utilisées par le ménage dont le chef a un niveau supérieur

Nous constatons qu'après la latrine à chasse manuelle, la toilette moderne avec fosse septique vient avec (24,6%), suivi de la toilette sèche (6,3%), de la latrine traditionnelle à fond perdu et enfin, des ménages qui n'ont pas de latrines (1,6%).

b.Relation entre mode d'assainissement et catégorie sociale

Les tableaux 59 et 60 donnent la relation entre le mode d'assainissement dont dispose le ménage et la catégorie sociale du chef de ménage.

Tableau 59. Relation entre le mode d'assainissement et la catégorie sociale du chef de ménage dans la commune de Kimbanseke

Kimbanseke	Catégorie sociale Mode d'assain.	Faible standing	Moyen standing	Haut standing	Totaux Ligne
Effectifs	Latrines à chasse manuelle	167	76	3	246
%		36	43	17	37
Effectifs	Latrines traditionnelles à fond perdu	189	64	0	253
%		40	36	0	38
Effectifs	Toilettes modernes avec fosse septique et/ou puisard	0	0	15	15
%		0	0	83	2
Effectifs	Toilette sèche	96	34	0	130
%		21	19	0	20
Effectifs	Autres	16	4	0	20
%		3	2		3
Effectifs	TsGrpes	468	178	18	664
		70,5	26,8	2,7	
Chi ² de Pearson : 554,732, dl=8, p=0,00000					

Ce tableau nous renseigne que pour un effectif de 468 ménages à faible standing, il ya un effectif de 167 ménages (36%) qui utilisent la latrine à chasse manuelle, 189 ménages (40%) ont comme ouvrage d'assainissement latrine traditionnelle à fond perdu. Il n'ya aucun ménage à faible standing qui utilisent la toilette moderne avec fosse septique car il coûte cher à leur niveau de vie. Quant au moyen et haut standing, il ya un effectif de 76 ménages (43%) contre 3 ménages (17%) qui utilisent la latrine à chasse manuelle pour effectif total de la commune de 178 (26,8) pour le moyen standing et 18 (2,7%) ménages pour le haut standing.

Tableau 60. Relation entre le mode d'assainissement et la catégorie sociale du chef de ménage dans la commune de Gombe

Gombe	Catégorie sociale Mode d'assain.	Moyen standing	Haut standing	Totaux Ligne
Effectifs	Latrines à chasse manuelle	8	21	29
%		42	22	25
Effectifs	Toilettes modernes avec fosse septique et/ou puisard	11	75	86
%		58	78	75
Effectifs	TsGrpes	19	96	115
%		16,5	83,5	
Chi ² de Pearson : 5,44215, dl=1, p=,043553				

La relation entre le mode d'assainissement de ménage et la catégorie sociale est significative avec p inférieur au seuil de significativité 0,05 (p=0,0000 pour la commune de Kimbanseke et p= 0,043553 en ce qui concerne la commune de la Gombe).

Au niveau de la commune de Kimbanseke, nous constatons que les bas standings utilisent les latrines traditionnelles à fond perdu (40%), le moyen standing utilise plus la latrine à chasse manuelle (43%) et le haut standing utilise la fosse septique (83%). Ceci veut dire que plus le niveau sociale est élevé, il est normal que l'ouvrage d'assainissement soit plus salubre.

Ce fait est aussi observé dans la commune de la Gombe où 78% de ménages utilisent la toilette moderne avec fosse septique.

La latrine traditionnelle à fond perdu reste l'ouvrage le plus utilisé dans la commune de kimbanseke et est plus exploitée par le bas standing, car sur 253 ménages l'utilisant, la figure 46 montre que 74% ménages à bas standing l'exploitent contre 25,3 % à moyen standing.

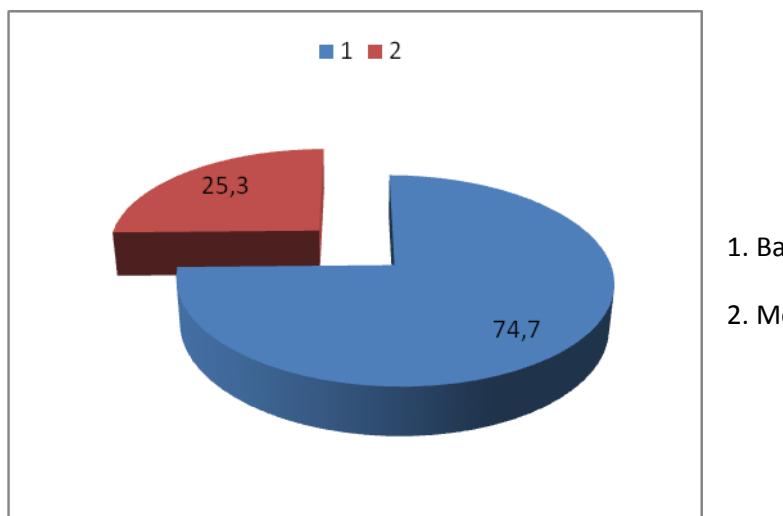


Figure 46. Répartition du niveau sociale utilisant la latrine traditionnelle à fond perdu

c.Relation entre le mode d'assainissement et le mode vidange

Tableau 61. Relation entre le mode d'assainissement et le mode de vidange à Kimbanseke

Kimbanseke	Mode de vidange		Camions spécialisés	Manuellement	Autres	Totaux Ligne
	Mode d'assain.	Mode de vidange				
Effectifs	Latrines à chasse manuelle	9	223	13	245	
%		4	91	5	72,5	
Effectifs	Toilettes modernes avec fosse septique et/ou puisard	15	0	0	15	
%		100	0	0	4,5	
Effectifs	Toilette sèche	0	64	13	77	
%			83	17	23	
Effectifs	TsGrpes	24	287	26	337	
%		7	85	8		

Ce tableau nous renseigne que 4 % des ménages ayant les latrines à chasse manuelle font appel au camion spécialisé, contre 91 % qui font la vidange manuelle. Les ménages qui

possèdent la toilette moderne recourent tous au camion spécialisé. Quant à la commune de la Gombe, tous les ménages font appel au camion de vidange.

V.3.6. Calcul l'indicateur

Malgré les efforts consentis par quelques pays, l'Afrique compte encore environ 340 millions de personnes n'ayant pas encore accès à l'eau potable et 580 millions qui n'ont pas accès à l'assainissement (Unicef et Oms 2008) 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.

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 excréta 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 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 excréta, 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 desservices 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 chassé d'eau rudimentaire, latrine à fosse simple avec dalle, latrine à fosse améliorée et auto-ventilée) et celles non améliorées (latrine publique ou communale, défécation en plein air, latrine à tinette) (WHO & UNICEF, 2000).

Ainsi, dans l'Unité Assainissement et Environnement de l'Université de Liège, Bigumandondera (2014) a proposé un indicateur de niveau de l'assainissement non collectif dans les PED que nous allons appliquer tout au long de ce paragraphe.

V.3.6.1. Méthodologie

Pour établir l'indicateur global d'ANC, on 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 excréta 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. Ainsi, une méthodologie en trois phases a été adoptée :

1° On doit élaborer 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 excréta ;

2° Pour chacun des indicateurs, on doit classer des alternatives en utilisant la méthode ELECTRE I (Elimination 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 I.

3° Le classement fourni par ELECTRE I doit être appliqué aux données d'une enquête ménage (décrise au chapitre ci-haut) conduite en ville de Kinshasa. 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.

V.3.6.2.1.1. Méthode de Saaty

La méthode développée par Saaty appelée Analytical Hierarchy Process (AHP), est une méthode d'aide à la décision multicritère (Boreux, 2013). Cette méthode consiste en une hiérarchisation des critères, du plus important au moins important en utilisant l'échelle de Saaty (1) qui permet de quantifier l'importance attribuée aux différents critères.

Tableau 62. Echelle de Saaty

<i>Intensité</i>		<i>Qualification de l'importance</i>	<i>Traduction</i>	
=		Egale	1	
+	-	Un peu plus/ moins	3	1/3
++	--	Plus / moins	5	1/5
+++	---	Beaucoup plus / moins	7	1/7
++++	----	Absolument plus / moins	9	1/9

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 (Equation 17) 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 DevelopmentCore 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 et I_5 .

Matrice de jugement

$$A = \begin{pmatrix} & a_{11} & \dots & a_{1n} \\ | & a_{ii} & | \\ & a_{n1} & \dots & a_{nn} \end{pmatrix} \quad \text{Eq. 17}$$

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.

V.3.6.1.2.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 Attribute Theory) et AHP ainsi que l'approche basée sur le surclassement de synthèse ou école Française représentée principalement par les méthodes ELECTRE (Grabisch, 2005 ; Maystreet 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 63.

Tableau 63. Choix de la méthode multicritère

Critère	Problématique		
	α (sélection)	β (affectation)	γ (classement)
Vrai critères	ELECTRE I	-	ELECTRE II
Pseudo-critères	ELECTRE IS	ELECTRE TRI	ELECTRE III et 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 I.

En effet, le but d'ELECTRE I est de classer les alternatives potentielles depuis les meilleures jusqu'aux moins bonnes ; ELECTRE I 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 sur classements forts concernent des sur classements 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).

V.3.6.1.3.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=∞ 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.

V.3.6.2. RESULTATS

Les indicateurs et leurs alternatives tiennent compte des 3 maillons de l'assainissement non collectifs à savoir, le maillon amont, maillon intermédiaire et maillon aval. Bigumandera (2014) a fixé 6 indicateurs et nous avons 5 indicateurs sur base des résultats des enquêtes que nous avons menées.

Pour le maillon amont, nous avons retenus 3 indicateurs qui sont :

I_1 : Ouvrage d'assainissement dont dispose le ménage

I_2 : Etat de ces ouvrages d'assainissement

I_3 : Déversement des eaux usées de cuisine, lessive et douche

Pour le maillon intermédiaire, un seul indicateur a été retenu, il s'agit de :

I_4 : Caractériser les actions menées par le ménage une fois que l'ouvrage d'ANC est pleine

En fin, pour le maillon aval, l'indicateur choisi est

I_5 : le lieu du dépôtage des boues une fois vidangées.

Pour établir les alternatives de l'indicateur I_1 , nous avons utilisé l'ouvrage de Franceys et al.(1995) comme référence et les différentes installations d'ANC ont été groupées selon leurs caractéristiques intrinsèques semblables ; quant à l'alternatives des indicateurs I_3 , elle a été choisie sur base des investigations de terrain sur la gestion des eaux usées ménagères de la ville de Kinshasa, 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, Bigumandodera, 2014» et enfin le choix des alternatives correspondant aux indicateurs I_4 et I_5 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). Le tableau 64 suivant, montre les différents indicateurs et leurs alternatives.

Tableau 64. Indicateur et alternatives pour les différents maillons de la chaîne.

Indicateur	Alternatives
I₁. Ouvrage d'assainissement dont dispose le ménage	A _{1.1} : sans latrine A _{1.2} : Latrine traditionnelle (L.T.) A _{1.3} : Latrine à chasse manuelle (L.M) A _{1.4} : Toilette moderne avec fosse septique (T.F.S) A _{1.5} : Latrine sèche
I₃. Déversement des eaux usées de cuisine, lessive et de douche	A _{3.1} : Fosse septique A _{3.2} : Puits perdant A _{3.3} : Dans les cours d'eau A _{3.4} :Dans les caniveaux et/ ou avenue A _{3.5} Sur parcelles vides
I₄. Action en cas de remplissage de la fosse	A _{4.1} : Réalisation d'une autre fosse A _{4.2} : Vidange mécanique A _{4.3} : Vidange manuelle A _{4.4} : Autres (déversement pendant la pluie)
I₅. Lieu de dépotage des boues de vidange	A _{5.1} : Dépotage dans les cours d'eau A _{5.2} : Enterrées dans la cour de la parcelle A _{5.3} : Autre (épandage non contrôlé)

En comparant ces indicateurs et alternatives avec ceux trouvés par Bigumandondera (2014), nous trouvons que l'indicateur 1 possède 5 alternatives alors qu'il a trouvé 8 alternatives et l'indicateur 6 a 3 alternatives alors que Bigumandondera a trouvé 5. Ceci se justifie comme signaler ci-haut que durant les enquêtes sur l'assainissement, aucun ménage ne possède la latrine Ecosan, aqua-privy, latrine à siphon et ventilated improved pit (vip).

C'est pourquoi, les poids de critères des indicateurs que nous allons développer sont totalement différents de ceux trouvés par Bigumandondera 2014).

Pour déterminer l'indicateur d'état de l'ouvrage d'ANC (I_2), nous devons pondérer selon la méthode de Saaty (1990) ce qui veut dire que la somme de leurs poids doit être égale à 1. La démarche suivie est celle développée par Bigumandondera (2014) que nous recommandons à tous ceux dont la chose intéresse. Le tableau 65 donne le poids des états pour l'indicateur de l'état de l'ouvrage d'assainissement.

Tableau 65. Poids des états pour l'indicateur I_2 (État de l'ouvrage d'assainissement)

Etats	Confort	Accessibilité des usagers	Hygiène	Facilité et accessibilité à la vidange	Indicateur idéal de l'état de l'ouvrage
Poids	0,23	0,15	0,53	9	0,25 (moyenne arithmétique)

Avec lambda max trouvé de 4,49.

V.3.6.2.1.Choix des critères et évaluation des alternatives

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 cinq (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 (Bigumandondera, 2014).

a. Critères de classement des alternatives pour l'Indicateur I_1

Pour établir les alternatives de l'indicateur I (ouvrage d'assainissement dont dispose le ménage) les critères suivants ont été pris en compte: C_1 : prix de construction de l'ouvrage d'ANC ; C_2 : présence de mouches (et/ou de moustiques) et risques sanitaires associés ; C_3 : risques de pollution des eaux souterraines et de surface ; C_4 : quantité d'eau nécessaire pour fonctionner ; C_5 : possibilité de traiter les eaux usées domestiques et les excréta ensemble ; C_6 : utilisable à l'intérieur de la maison ; C_7 : possibilité d'être raccordé au tout-à-l'égout ultérieurement.

En se référant à la littérature, Franceys *et al.* (1995) et PDM &pS-Eau (2010) montrent que les prix de construction (en euros) de la latrine Traditionnelle (LT) varie entre 70-160, pour la

latrine sèche (LS) entre 130-460, la latrine à chasse manuelle nage (L.M) entre 460 à 600 et la toilette moderne avec fosse septique varie entre 600-800. Ce prix est indicatif, car ils ne sont pas les mêmes dans tous les PED mais l'ordre de prix est celui-ci.

Quant au deuxième critère (présence des mouches et ou moustiques), les plus problématiques sont sans latrine, latrine traditionnelle et latrine sèche. La latrine à chasse manuelle, les mouches peuvent réapparaître si la chasse est endommagé ou il ya carence de l'eau ; la toilette moderne avec fosse septique est exempts d'odeurs donc de mouches car 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 latrine sèche et la latrine traditionnelle ne sont pas étanches et de surcroit plus profonds présentent des risques élevés de pollutions, tandis que latrine manuelle (LM) est dans la plupart des cas étanche et est qualifiée d'ouvrage à risque faible. La toilette moderne avec fosse septique (TFS) elle est étanche et donc ne comporte pas de risque de pollution. En ce qui concerne le critère C₄ (nécessité de l'eau pour fonctionner), selon Franceys *et al.* (1995) et Kalbermatten *et al.* (1980), les ouvrages sont partagés en trois groupes: ceux qui exigent beaucoup d'eau (TFS), moyen à beaucoup (LM) et pas d'eau (LT et LS) ; 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 excréta ensemble), la TFS s'y prête bien et d'ailleurs c'est ce qui est exigé pour la fosse septique, ensuite la LM peut le faire une fois étanche et on adjoint un élément épurateur à l'aval, la LT et LS ne peuvent pas traiter car 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 excréta 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 TFC et la LM remplissent très bien ce critère; LT et LS ne peuvent être installée à l'intérieur de la maison. Le critère C₇ (possibilité d'être raccordé au tout à l'égout ultérieurement) est possible avec la LM et TFS. Par contre les latrines traditionnelle et sèche ne sont pas adaptées. Ainsi, le tableau 66, donne le poids des critères ci haut énumérés par la méthode de Saaty.

Tableau 66. Poids des critères pour l'indicateur I₁ (État de l'ouvrage d'assainissement)

Critères	Prix de constr.	Présence de mouche	Risque de pollution	Quantité d'eau nécessaire	Possibilité de traiter les boues	Utilisable à l'intérieur	Possibilité d'être racc.
Poids	8	25	18	14	17	8	10

Avec lambda max trouvé de 8,57

Et le tableau des performances pour les alternatives de l'indicateur I₁ sont consignées dans le tableau 67.

Tableau 67.Tableau des performances pour les alternatives de l'indicateur I₁.

Critères Alternatives	C ₁	C ₂	C ₃	C ₄	C ₅	C ₆	C ₇
Sans latrine	5	1	2	4	1	1	1
Latrine sèche	5	1	1	5	1	1	1
Latrine traditionnelle	4	2	1	4	2	1	2
Toilette à chasse manuelle	3	4	4	2	5	4	5
Toilette moderne avec fosse septique	1	5	5	1	5	5	5
Poids des critères	8	17	8	10	14	18	25

b. Critères de classement des alternatives pour l'Indicateur I₃

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 DBO5ainsi que le volume d'eaux usées produits. Eriksson et al. (2002) ont montré que la DBO5varie 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 à $2,5 \times 10^8$ et $9,4 \times 10^4$ à $3,8 \times 10^8$ par 100 ml respectivement pour *E.coli* et thermotolérants tandis le contenu en microorganismes

des eaux de douche, les concentrations sont de 3.10^3 et 70 à $2,4 \times 10^7$ respectivement en coliformes fécaux et coliformes totaux (Kouam 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 observations, nous avons établi le poids de ces critères au tableau 68

Tableau 68. Poids des critères pour l'indicateur I₃ (Déversement des eaux usées de cuisines, de vaisselles et de douche)

Critères	Risque sanitaire lié aux microorganismes	Risque sanitaire lié à la formation des flaques d'eau	Risque de pollution eau de surface	Risque de pollution eau souterraine	Coût lié aux déversements.
Poids	23	25	34	11	6

Avec lambda max trouvé de 5,33

De ce poids, nous pouvons établir, le tableau de performance des alternatives de cet indicateur.

Tableau 69. Tableau des performances pour les alternatives de l'indicateur I₃.

Critères Alternative	C ₁	C ₂	C ₃	C ₄	C ₅
Fosse septique	5	5	4	4	1
Puits Perdant	4	5	4	3	2
Dans les cours d'eau	3	3	1	3	4
Sur parcelles vides	1	2	2	1	3
Dans les Caniveaux	2	2	3	3	3
Autres	1	1	1	1	5
Poids des critères	23	25	34	11	6

c. Critères de classement des alternatives pour l'Indicateur I₄

Les critères de classement des alternatives de l'indicateur I₄ (action en cas de remplissage de l'ouvrage d'assainissement 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 I₄ 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 70, donne le poids des critères par la méthode de Saaty.

Tableau 70. Poids des critères pour l'indicateur I₄ (Action en cas de remplissage de la fosse)
Avec lambda max trouvé de 6,87

Critères	Degré de contact avec les boues	Coût de l'opération	Gêne olfactive et risque sanitaire	Temps de l'opération	Manoeuvrabilité	Facilité dans la gestion des boues
Poids	7	5	13	24	34	17

De ce poids, nous pouvons établir, le tableau de performance des alternatives de cet indicateur.

Tableau 71. Tableau des performances pour les alternatives de l'indicateur I₄.

Critères Alternative	C ₁	C ₂	C ₃	C ₄	C ₅	C ₆
Réalisation d'une autre fosse	3	2	2	2	3	2
Vidange mécanique	4	1	4	4	5	5
Vidange manuelle	1	3	2	3	2	3
Autres	1	4	1	4	1	1
Poids des critères	7	5	13	24	34	17

d. Critères de classement de diverses alternatives pour l'Indicateur I₅

Les critères choisis pour le classement des alternatives correspondant à l'indicateur I₅ (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 I₅ 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 (Bigumandondera, 2014). Le Tableau 72 dresse le poids de l'indicateur I₅.

Tableau 72. Poids des critères pour l'indicateur I₅ (Lieu de dépotage des boues de vidange)

Critères	risques sanitaires liés aux pathogènes contenus dans les boues	risques liés à la pollution des eaux de surface	risques liés à la pollution des eaux souterraines	coût lié au dépotage	gêne olfactive liée au dépotage des boues.
Poids	32	23	19	20	6

Avec lambda max trouvé de 6,07

Ainsi, le tableau 73 dresse les notes de performance des alternatives de l'indicateur I₅.

Tableau 73. Tableau des performances pour les alternatives de l'indicateur I₅.

Alternative	Critères	C ₁	C ₂	C ₃	C ₄	C ₅
Dépotage en site autorisé (rivière)		1	1	2	2	3
Enterrées dans la cour de la parcelle		2	3	5	4	3
Autres		1	2	4	2	4
Poids des critères		32	23	19	20	6

V.3.6.2.2. Classement des alternatives de différents indicateurs selon la méthode ELECTRE I

Le tableau de performance de ces 4 indicateurs ont permis d'établir un tableau de classement des alternatives. 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 74 résume le classement obtenu selon ELECTRE

I 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). Si nous avons utilisé ELECTRE I contrairement à Bigumandora (2014) qui a utilisé ELECTRE II, c'est parce que nous n'avions pas rencontré le problème d'*ex aequo*, le classement s'est fait sans problème.

Tableau 74. Classement des alternatives selon la méthode ELECTRE I

Indicateur	Alternative	Classement selon Electre I
I₁. Ouvrage d'assainissement dont dispose le ménage	A _{1.1} : sans latrine A _{1.2} : Latrine traditionnelle (L.T.) A _{1.3} : Latrine à chasse manuelle (L.M) A _{1.4} : Toilette moderne avec fosse septique (T.F.S) A _{1.5} : Latrine sèche	5 3 2 1 4
I₃. Déversement des eaux usées de cuisine, lessive et de douche	A _{3.1} : Fosse septique A _{3.2} : Puits perdant A _{3.3} : Dans les cours d'eau A _{3.4} :Dans les caniveaux et/ ou avenue A _{3.5} Sur parcelles vides	5 4 1 3 2
I₄. Action en cas de remplissage de la fosse	A _{4.1} : Réalisation d'une autre fosse A _{4.2} : Vidange mécanique A _{4.3} : Vidange manuelle A _{4.4} : Autres (déversement pendant la pluie)	3 1 2 4
I₅. Lieu de dépotage des boues de vidange	A _{5.1} : Dépotage dans les cours d'eau A _{5.2} : Enterrées dans la cour de la parcelle A _{5.3} : Autre (épandage non contrôlé)	3 2 1

Les résultats fournis par ELECTRE I (Tableau 74) ainsi que ceux du Tableau 56 sont appliqués sur les données d'enquête ménage conduite dans la ville de Kinshasa où pour chaque ménage enquêté, et à chacun des indicateurs considérés, on attribue une note qui

réflète 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 cinq indicateurs pris en compte du travail.

V.3.6.2.3. Le Composite Programming

Le composite programming part des critères de base (1^{er}niveau). Ces critères sont fusionnés par lots appropriés, les critères composés, (2^{ème}niveau) et ainsi de suite (3^{ème} niveau, ...) jusqu'à l'obtention d'un critère unique de synthèse ou critère global qui est l'indice général de performance permettant de classer les différentes actions en compétition.

Le composite programming procède par regroupements successifs des critères jusqu'à l'obtention d'un critère unique de synthèse. Dès lors, à chaque étape (niveau) le nombre de critères composés est moindre. Le classement des actions est fondé sur la notion de distance pL qui permet de gérer la compensation entre les critères au sein d'un même groupe (critère composé) (Boreux et Parent, 2006). 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 18.

$$L^p(x_j, y_j) = \left[\sum_{i=1}^m w_i |b_i - a_j|^{p_k} \right]^{\frac{1}{p_k}} \quad \text{Eq.18.}$$

Où x_j et y_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 (i_+) et la pire (i_-) valeur qu'il peut prendre et on applique la transformation suivante pour chaque système d'ANC x_j :

$$Z_{ij} = \frac{x_{ij} - i_{i-}}{i_{i+} - i_{i-}} \in [0,1] \text{ ou } 0 \leq Z_{ij} = \frac{x_{ij} - i_{i-}}{i_{i+} - i_{i-}} \leq 1 \quad \text{Eq. 19} \text{ qui n'est rien d'autre que}$$

la normalisation.

Le système d'ANC idéal prendra ainsi la valeur $y=1$. La distance L^p entre chaque système d'assainissement et le système d'ANC idéal après normalisation est alors exprimé par l'équation 20.

$$L^p(x_j, 1) = \left[\sum_{i=1}^m w_i |1 - z_{ij}|^{p_k} \right]^{\frac{1}{p_k}} \quad \text{Eq.20}$$

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 ; z_{ij} est la valeur normalisée du $i^{\text{ème}}$ indicateur du système d'ANC x_j et le système d'ANC idéal y_j : l'abscisse de l'indicateur global d'ANC x_j est alors donnée par le complément de L^P ($x_j, 1$) soit $1-L^P(s_j, 1)$ (21) et exprime les performances du système d'ANC installé dans les domiciles des particuliers. C'est cette forme de la relation (4) que les résultats intermédiaires du *composite programming* (CP) doivent s'exprimer à chaque lot de regroupement. La figure xxx illustre la procédure d'agrégation des différents indicateurs où un regroupement successif par maillon est réalisé pour chacun de systèmes d'ANC installés au sein du ménage en appliquant l'équation (21). Ainsi le premier niveau montre les 5 indicateurs de base, le deuxième niveau présente le CP des trois indicateurs agrégés du maillon amont et l'indicateur du maillon intermédiaire (I_4), le troisième le troisième niveau concerne le CP des deux premiers maillons et le maillon aval (I_5) 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.

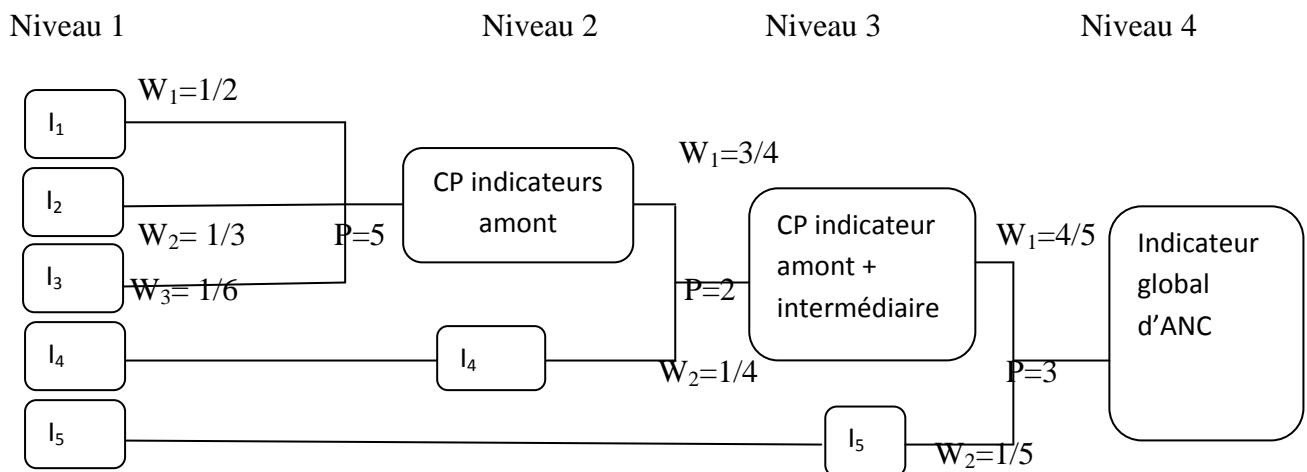


Figure 47. Regroupement des indicateurs par lot

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 les deux d'ANC dont le ménage) et son état (I_2) occupent une place privilégiée pour jouer ce rôle, (ont un poids de 0.83) devant l'indicateur I_3 . Pour les indicateurs I_4 et I_5 leurs poids tiennent compte des blocs avec lesquels ils sont ensemble tel que cela apparaît à la figure 47.

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 un parfaite compensation entre les indicateurs. L'augmentation de p réduit la compensation jusqu'à l'intransigeance p=∞(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 excréta 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_4 et I_5) 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 réalisés 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 45 montre l'application de l'indicateur global d'ANC dans la zone d'étude (ville de Kinshasa), indicateur obtenu en agrégant différents indicateurs par la méthode du Composite Programming et cela pour chaque ménage enquêté.

Tableau 75. Performances des systèmes d'ANC en ville de Kinshasa

	Performances (%) sous forme d'intervalles	Pourcentage de la population en fonction de la performance pour les deux communes	
		Kimbanseke N=664	Gombe (N=115)
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	28	-
	31-50	62	2
	51-70	5	28
	71-80	2	2
	81-90	3	68
Indicateur Global d'ANC moyen par commune	Performance moyenne (%)	31	80

L'indicateur global d'assainissement non collectif est constitué des indicateurs, qui n'ont pas les mêmes capacités à garantir les performances sanitaires et environnementales d'une filière d'assainissement non collectif installée dans les ménages des particuliers, mais restent tout de même complémentaires ; car 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 I₁ et I₂ suivi de I₃ et I₄.

Dans la ville de Kinshasa, spécialement la commune de Kimbanseke affiche des performances de l'indicateur globale d'assainissement non collectif faible, c'est parce que les indicateurs I₁, I₂, I₃ et I₄ ne sont pas bien gérés.

Le niveau de revenu joue un rôle déterminant dans la gestion de l'assainissement individuel, car la performance moyenne de la commune de Kimbansenke (31%). Dans la commune de la Gombe avec un niveau élevé, la moyenne est aussi élevée soit 80 %. Les différences étant aussi dues au niveau de vie.

Nous ne pouvons pas comparer nos résultats à ceux trouvés par Bigumandondera (2014) par le fait que nous n'avions pas le même nombre d'indicateurs et des alternatives. .

V.3.7. Quantification des boues de vidange

Il n'existe aucune statistique fiable sur la quantité des boues de vidange produite dans la ville de Kinshasa, car tout le monde ne possède pas de toilette. Sur base des registres d'enregistrement des vidangeurs mécaniques, nous pouvons apprécier la quantité produite, mais qui d'avance ne représente pas la réalité d'une ville de plusieurs millions d'habitants.

Tableau 76. Quantité des boues de vidange produite dans la ville de Kinshasa (au mois de mars 2012)

Société de vidange	Nombre des véhicules	Capacité du véhicule (m ³)	Quantité hebdomadaire (m ³)	Traitement et valorisation
PNA	1	5	90	Non

Kin Vidange	4	28	320	Non
Autoservice	2	14	210	Non
Blocaut	3	15	240	Non
Immocongo	4	20	360	Non
New center	2	10	175	Non
Hôtel de ville	2	8	200	Non
Total	18	100	1595	

De ce tableau, nous pouvons déduire la quantité moyenne journalière de ($1595 \text{ m}^3 / 5 \text{ jours}$) = 319 m^3 . Il sied de signaler que les véhicules de l'hôtel de ville déversent les boues pendant le week end s'il le faut étant les engins de la ville de Kinshasa. Mais les autres en général en tant que privé, se limitent le vendredi.

Sur base de notre descente au site de déversement à Ndolo du 12 au 16 avril 2013 à partir de 8 heures jusqu'à 17 heures et en supposant que le volume utile des véhicules était rempli à 100%, nous avons remarqué dans le tableau 77 qui suit :

Tableau 77. Quantité des boues de vidange vidée par semaine par les entreprises de vidange

Société de vidange	Nombre de tours des véhicules au site de déversement (Ndolo)					Quantité (m^3) totale déversée
	Lundi	Mar.	Merc.	Jeudi	Vend.	
PNA	2	3	2	3	1	55
Kin Vidange	9	8	11	10	9	188
Autoservice	7	4	6	5	5	187
Blocaut	6	6	7	5	6	150
Immocongo	12	16	12	11	10	305
New center	4	6	5	6	6	135
Hôtel de ville	8	3	5	6	5	140
Total	51	51	53	48	44	1160

Ce tableau nous renseigne que le rejet journalier pendant la semaine de l'observation est de 232 m³ soient 6960 m³ par mois et 83520 m³ par an.

Cette différence montre que le problème est très sérieux pour la gestion des boues de vidange dans la ville de Kinshasa, cet un secteur qui échappe totalement des autorités du pays et qui n'est pas organisé. Car vu le nombre de la population de Kinshasa, le volume de boues vidangé n'est représente pas la réalité.

En tenant compte de la 1^{ère} équation de la quantification des boues, et en se basant des résultats obtenus lors de nos enquêtes, nous pouvons estimer la quantité de boues produite sachant que le ménage est composé de 8 personne en moyenne. Le tableau 78 montre la quantité de boues produites à Kimbanseke.

Tableau 78. Quantité de boues selon la production spécifique à Kimbanseke

Système d'assainissement	Taux (% de ménages)	Nombre de Ménages	Nombre de personnes	Production Spécifique (l/ha/j)	Quantités (m ³ /j)	Quantités (m ³ /an)
Latrines sèches	95	634	5072	0,3	1,5	548
Fosses septiques	2	15	60	1	0,6	219
Sans installation	3	20	160		00	00
Total	100	664	5292		2,1	767

V.3.8. Renseignements relatifs aux zones de santé.

Les maladies hydriques sont provoquées par l'ingestion ou le contact avec des eaux insalubres. Ces eaux non potables sont le vecteur de microorganisme (bactéries, protozoaires, helminthes...), des virus et de contaminants chimiques (plomb, pesticides) qui engendrent des troubles et des pathologies pouvant être mortelles.

Une zone de santé constitue le niveau opérationnel de base pour l'organisation et la planification sanitaire en République Démocratique du Congo. Une zone de santé est un

espace géographique bien défini comprenant une population d'environ 100000 à 250000 personnes en milieu urbain. Elle comprend deux niveaux d'intervention :

- Un réseau de « centres de santé » (dispensaires) qui ont pour mission d'offrir à la population en ensemble minimum de soins de santé primaire et doit se trouver à moins de 5 km de la population desservie (15 à 20 centres de santé par zone de santé).
- un « hôpital général de référence » qui offre un ensemble de soins complémentaires pour la zone de santé.

Les données que nous résumons aux tableaux 79 et 80 ne tiennent pas compte des classes sociales car c'est de cette façon qu'elles sont collectées dans les zones de santé.

Tableau 79. Les maladies hydriques de cinq dernières années, Zone de santé de Kingasani.

		Année				
		2008	2009	2010	2011	2012
Maladie	Paludisme	18502	27460	43742	57980	35279
	Fièvre typhoïde	1732	9047	8989	10023	12901
	Amibiase	4445	3092	5446	5974	6179
	Diarrhée	13670	13389	13541	17221	16546

Source:Bureau central zone de santé de Kingasani, 2013

Tableau 80. Les maladies hydriques de cinq dernières années, zone de santé de la Gombe

		Année				
		2008	2009	2010	2011	2012
Maladie	Paludisme	5342	5213	6341	4546	4358
	Fièvre typhoïde	653	561	517	756	845
	Amibiase	312	217	365	475	435
	Diarrhée	1250	1334	1216	1163	1364

Source: Bureau central zone de santé de Gombe, 2013

Les raisons avancées par IGIP (2005) lors d'une enquête effectuée à Kinshasa, révèlent que le bas niveau de consommation d'eau dans toutes les communes hormis Gombe, implique un bas niveau dans l'hygiène corporelle (en particulier celle des mains) et dans le lavage des ustensiles de cuisine, installations individuelles pour l'évacuation des eaux usées et la ville est drainée par les cours d'eaux, canaux et caniveaux découverts qui connaissent à peu près tous le même état d'eaux stagnantes en raison des obstacles divers qui encombrent leurs cours (déchets ménagers ou autres dépôts et sédimentation des sables provenant des voiries non bitumées et de l'érosion des terrains,...), des dépôts d'ordures se sont créés de façon spontanée dans tous les quartiers et en dehors de toute règle d'hygiène.

La prévalence est une mesure de l'état de santé d'une population à un instant donné (mois, année). Elle est calculée en rapportant à la population totale, le nombre de cas de maladies présents à un moment donné dans une population.

Ainsi, la prévalence de ces maladies prélevée au centre hospitalier type de la zone de santé de Kingasani est consignée dans le tableau 81 suivant :

Tableau 81. La prévalence des maladies hydriques au Centre Hospitalier de Kingasani

		Année				
		2008	2009	2010	2011	2012
Maladie	Paludisme	34	38	27	31,1	19,1
	Fièvre typ.	7	8	8,3	9,1	11
	Amibiase	4,2	2,7	4,4	4,4	5
	Diarrhée	14	13,7	13,1	15,3	14

En ce qui concerne la commune de la Gombe, nous avons visité la clinique kinoise et le tableau 82 qui suit nous montre la prévalence de ces maladies.

Tableau 82. La prévalence des maladies hydriques à la clinique Kinoise

		Année				
		2008	2009	2010	2011	2012
Maladie	Paludisme	15	16	21	20	14
	Fièvre typ.	3,8	3,2	2,9	2,8	2,4
	Amibiase	1,7	1,3	1,8	2,5	2,3
	Diarrhée	7,3	7,9	7,2	7	7,6

Les résultats que nous donnons ici ne concernent que deux institutions sanitaires, qui, bien entendu ne représentent pas tout le pays. Car pour les enfants de moins de 5 ans par exemple, la prévalence au paludisme est de 31,9% (ministère du plan, 2005), celle de la diarrhée est de 22% (MICS2, 2002)

Si aujourd’hui la prévalence du paludisme à kinshasa a baissé, c'est à cause de différentes campagnes sur l'utilisation des moustiquaires impregnées.

Références bibliographiques

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, Laboratoire des Sciences de l'Eau et de l'Environnement, 195 p.

BIEY E.M., PWEMA V., MBEMBA F.T., MINDELE L., MAFUTAMINGI F. et KIYE N., 1999. Essai de collecte et traitement des déchets solides à l'Université de Kinshasa (Congo R.D.), Med.Fac. Landbouwk. Univ. Gent, 64/1, pp 285-289.

BOREUX J.J., 2013. Note de cours Ulg, DSGE (Arlon).7p.

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.

BIGUMANDONDERA P., 2014. Etude de l'assainissement non collectif en Afrique subsaharienne : Application à la ville de Bujumbura. Thèse de doctorat, Université de Liège, Belgique, 276p.

CHAGGU E.J. 2003. Sustainable Environmental Protection Using Modified Pit-Latrines. Thesis, Wageningen University, Netherlands, 141p.

CHARNAY F., 2005. Compostage des déchets urbains dans les pays en développement : élaboration d'une démarche méthodologique pour une production pérenne de compost. Thèse de doctorat, Université de Limoges, France, p.228.

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.

FIGUEIRA J., MOUSSEAU V. & ROY B., 2005. ELECTRE methods. In Multiple criteria decision analysis: State of the art surveys (pp. 133-153).

FRANCEYS R., PICKFORD J. & REED R., 1995. A guide to the development of on-site sanitation.WHO, Genève, Suisse, 239 p.

GRABISCH M., 2005. Une approche constructive de la décision multicritère. Traitement du Signal, 22(4), 321-337.

IGIP 2005. Le plan d'action pour l'assainissement de la ville de Kinshasa ? 69p.

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. Oeufs d'helminthes dans les eaux usées et les boues de station d'épuration: enjeux sanitaires et intérêt du traitement par lagunage. *Environnement, Risques & Santé*, 11(6), 511-520.

KATUKIZA A. Y., RONTELTAP M., OLEJA A., NIWAGABA C.B., KANSIIME F., & LENZ 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.

KOUAM K. G., 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.

MARA D. & BARBARA E., 2011. Sanitation and water in low-income countries. Leeds, U.K, 149p.

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.

MICS 2, 2002. Enquête nationale sur la situation des enfants et des femmes, Rapport d'analyse, volume 2, RDC, p.184.

MOLETTA, R., 2008. La méthanisation, Ed.Tec&Doc., 532 P., France.

MUAMBA A, 2007. Expérience de la Foleco en matière d'assainissement du milieu urbain, in Atelier sur la définition d'une approche structurée sur la gestion des déchets solides à Kinshasa du 7 au 8 février au centre Nganda de Kinshasa, 8p.

NDAYIKEZA W., 2012. Contribution à l'évaluation de l'état des lieux et à la caractérisation des déchets ménagers de la ville de Bujumbura : cas de la commune urbaine de Kinama (Burundi), TFE, Université de Liège (Belgique) 85p.

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

NGAHANE E.L., 2015. Gestion technique de l'environnement d'une ville (Bembereké au Benin) : Caractérisation des déchets solides émis ; connaissance des ressources en eau et approche technique, Thèse de doctorat, Université de Liège (Belgique), 239 p.

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.

NICOLAS J., 2011. Acquisition et traitement des données environnementales, indicateurs de développement durable (DPSIR). Notes de cours ENVT2010-1, Université de Liège, 238 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.

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>.

RD CONGO, Commune de Kimbanseke, service de population, 2011, Kinshasa, 105p.

RD CONGO, Commune de Gombe, service de population, 2011, Kinshasa, 75p

SAATY, T.L., 1986. A note on the AHP and expected value theory. *Socio-Economic Planning Sciences* 20/6397-398.

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

SCHARLIG 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.

STILLI 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., LUTHI C., MOREL A., ZURBRUGG C. & SCHERTENLEIB R., 2008. Compendium of sanitation systems and technologies; Eawag.Dübendorf, Switzerland, 158 p.

UNICEF et OMS 2008 : Un Aperçu de la situation de l'eau potable et de l'assainissement en Afrique, Caire, Egypte, p.13.

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, 68p.

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.

WORRLD HEALTH REPORT, 1999.Making a difference.Geneva, WHO, 121 p.

CHAPITRE VI. LA DIGESTION ET CO-DIGESTION ANAEROBIE PARTIELLE DES DECHETS MENAGERS ORGANIQUES (DMO) ET BOUE DE VIDANGE ET COMPOSTAGE

Introduction

Nous avons constaté que lors de la caractérisation des déchets, la fraction organique représentait une proportion importante. Au lieu de la jeter dans le centre d'enfouissement technique, elle pouvait servir comme source d'énergie et d'engrais biologique. En plus, notre ville de Kinshasa ne possède pas encore une station d'épuration pouvant traiter les boues de vidanges. C'est pourquoi, nous avons mené une expérience sur la co-digestion anaérobie des déchets ménagers et des boues de vidange ainsi que la digestion anaérobie des déchets ménagers uniquement. En effet, plusieurs études sur la co-digestion ont été réalisées en utilisant les déchets ménagers fermentescibles et des boues de station d'épuration (Kerroum, 2012 ; Lebiacka et Montusiewicz, 2012; Mshandete *et al.*, 2004; Monson, 2007 ou Fumier d'animaux (Moletta et Cansel, 2003 ; Tahri *et al.*, 2012 ; Victor *et al.*, 2011 ; Focier, 2009); il en ressort cependant que les boues de vidange provenant directement des fosses septiques n'ont pas encore été utilisées et bien qu'elles possèdent un potentiel méthanogène plus faible (Nsavyimana, 2014).

Aussi, la co-digestion anaérobie de matière organique différente peut améliorer la stabilité du processus anaérobie en raison d'un meilleur rapport C/N (El Mashad et Zhang, 2010 et Mshandete *et al.*, 2004). Cette co-digestion de déchets divers (Pouech *et al.*, 2005; Nayono *et al.*, 2010; Zhang *et al.*, 2013; Valencia *et al.*, 2009) et la méthanisation en deux phases séparées (Moletta, 2008; Bertin *et al.*, 2013) reste plus répandue pour son bon rendement en biogaz et en réduction de la charge polluante. La réalisation de la méthanisation en deux phases séparées signifie réaliser les deux premières étapes de la co-digestion anaérobie (hydrolyse et acidogenèse voire acétogénèse partielle) dans un réacteur d'une part et réaliser les étapes suivantes (acétogénèse et méthanogenèse) dans un autre réacteur d'autre part.

Les travaux réalisés par Bertin *et al.* (2013) ont démontré l'efficacité du système à phases séparées par rapport au système à phase unique dans le traitement des déchets en co-digestion.

Enfin, le résidu solide issu de la co-digestion subit une maturation aérobio en andain (hors du réacteur) (Poueh *et al.*, 2005) ou dans le réacteur, pour avoir les qualités requises pour un bon compost et le résidu liquide doit subir un traitement avant rejet dans la nature.

VI.1. Matériel et méthodes

VI.1.1. Origine et caractérisation du substrat

Deux types de substrat d'alimentation des digesteurs ont été utilisés :

- des boues de fosses septiques, provenant de véhicule de vidange lors du dépotage, à la rivière Kalamu à Kinshasa NDOLO.
- des déchets ménagers organiques reconstitués. En effet, connaissant la composition de la poubelle moyenne (65,5%) des déchets ménagers organiques de la masse totale et avec une production journalière de $0,65 \pm 0,09$ kg/j/EH (Mindele *et al.*, 2016). Après sélection approfondie des déchets ménagers organiques, nous avons obtenu les différentes fractions qui sont reprises dans le tableau 83 suivant:

Tableau 83. Fractions de déchets ménagers organiques de la poubelle moyenne dans les deux Communes (%)

Fractions	Pourcentage
Légume	38
Epluchure des fruits (oranges et autres)	22
Autres feuilles (emballage, avocatier, fanes d'arachides)	18
Pain et reste	10
Poisson et viande (os, écailles, peau,)	7
Œufs (coquilles) et autres	5
Total	100

VI.1.2. Dispositif expérimental

Le dispositif expérimental (figure1) destiné à réaliser la digestion anaérobiose des déchets ménagers et la co-digestion anaérobiose des déchets ménagers et des boues de vidange était constitué de deux cuves en polyéthylène opaque de 39 cm de diamètre, 8 mm d'épaisseur et de 72 cm haut (volume 80 l). Deux orifices (8 mm) au niveau du couvercle et de la base permettent le passage d'un tuyau en PVC de 8 mm de diamètre raccordé à une pompe péristaltique (Verber de 10 litres par heure de débit ou Sauremann PE5100, avec un débit 8 litres par heure) afin de permettre la recirculation du jus de fermentation.

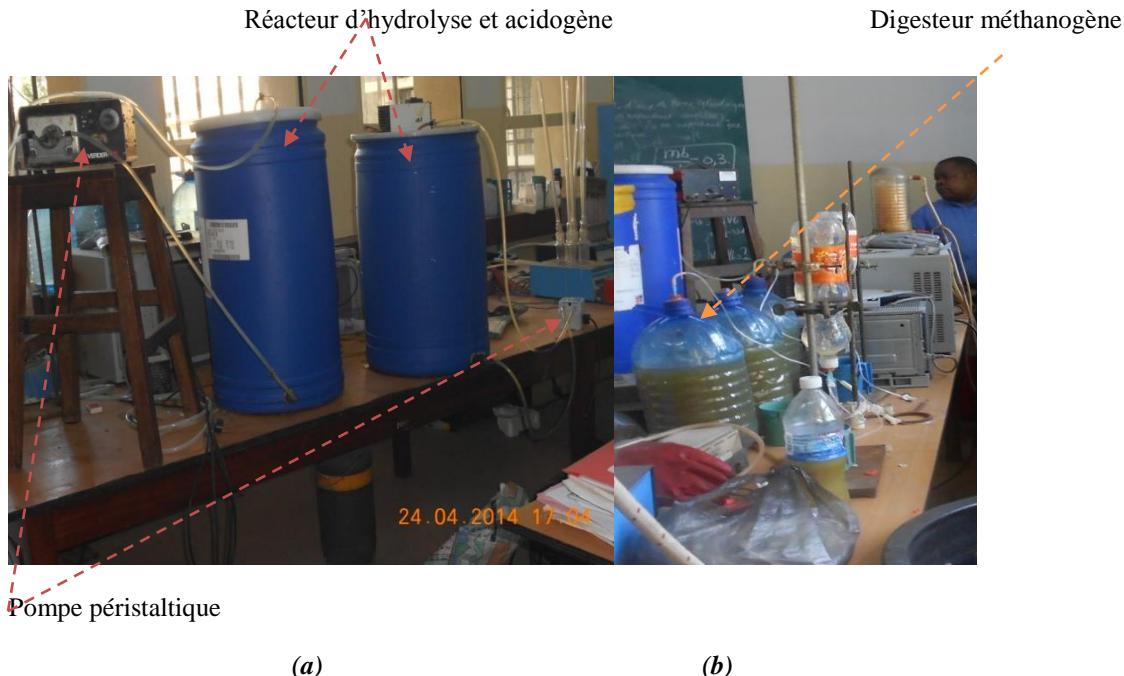


Figure 48. (a). Pilote expérimental de la digestion des DMO et co-digestion anaérobiose des DMO et boues de vidange

(b) Digesteur de la phase méthanogène relié au gazomètre par fil de perfusion

VI.1.3. Remplissage des réacteurs

Avant de remplir les réacteurs, chaque fraction des déchets organiques biodégradables a été pesée et réduite en particules de petite taille (2 cm). Les échantillons ainsi constitués, sont introduits dans les réacteurs de la manière suivante : le premier réacteur est rempli de 14 kg de déchet ménagers organiques frais uniquement tandis que le deuxième réacteur est rempli de 14 kg de déchets ménagers frais mélangés avec 4,2 litres de boue de vidange dans un rapport $MVS_{FS} / MOV_{déchets} = 0,3$ (NSAVYIMANA *et al.*, 2013).

Pour assurer un contact permanent, 50 litres d'eau sont ajoutées dans chaque réacteur pour ainsi submerger complètement les déchets.

VI.1.4. Caractérisation des substrats

Avant toute opération de la digestion anaérobiose ou co-digestion anaérobiose, il est fort intéressant de mesurer certains paramètres des substrats comme le taux d'humidité, le taux de la matière organique, la matière en suspension (MES), la matière volatile en suspension

(MVS), la demande chimique en oxygène (DCO), le demande biochimique en oxygène (DBO) etc...

VI.1.4.1. Caractérisation des déchets

a. Humidité et matière sèche

L'humidité (H%) (éq.24) doit être déterminée le plus rapidement possible, pour limiter les pertes par évaporation. Plusieurs méthodes peuvent être utilisées pour sa détermination : la méthode normée à l'étuve ou ses variantes en fonction de la température, la thermo-balance, le séchage à l'air libre.

La méthode normée Afnor NF U 44-171 d'octobre 1982, consiste en un prélèvement d'une quantité d'échantillon, de préférence une masse plus ou moins de 100 g, mise à l'étuve à 105 ± 2°C jusqu'à poids constant, environ 24 heures. La matière sèche (MS%) (éq.23) est le taux complémentaire du degré d'humidité (Charnay 2005).

$$\%MS = \frac{(Mo - M1) \times 100}{Mo} \quad (\text{Eq.23})$$

$$\% H = 100 - \%MS \quad (\text{Eq.24})$$

Soit

- Mo : masse de l'échantillon frais (g)
- M1 : masse de l'échantillon après passage à l'étuve (g)
- %MS : pourcentage de matière sèche contenue dans l'échantillon
- %H : pourcentage d'humidité contenue dans l'échantillon

Certains auteurs préfèrent sécher les déchets ménagers à des températures plus basses, afin de ne pas détériorer les composés organiques comme les sucres ou les plastiques. Des températures de séchage de 75°C (Das *et al.*, 2002), 80°C (Morvan, 2000), 85°C (Brewer & Sullivan, 2003), 105°C (Garcia, 2005) sont rencontrées dans la littérature. Quant à notre part, nous avons séché à 105°C pendant 24 heures à l'étuve.

b. Mesure de la teneur en matière organique

Il existe plusieurs méthodes et techniques pour mesurer la matière organique. Les plus rencontrées dans la littérature sont celles effectuées par perte au feu c'est-à-dire par calcination de la matière sèche à 550 °C (Tchobanoglous *et al.*, 1993 ; Kelly *et al.* 2002-b

François, 2004 et autres). Les quantités d'échantillon à calciner ainsi que le temps de chauffage varient selon les auteurs. On recommande de calciner 3 - 4 g à $550^{\circ}\text{C} \pm 5^{\circ}\text{C}$ pendant 1 heure (WHO, 1978) ; les mêmes masses environ (4 g) sont proposées par Braun et Jaag (1970) à une température de 600°C pendant 3 heures alors que Flyhammar (1997) utilise 650°C pendant 1 heure. François (2004) a calciné à 550°C pendant 4 heures. Le même auteur rapporte que la durée de calcination peut être de 20 min, de 2 heures ou de 60 heures. Enfin, Aloueimine *et al.*, (2005-b) et Charnay (2005) ont calciné des dizaines de grammes à cette même température respectivement pendant 2 et 4 heures.

Ainsi, étant donné que la majorité des protocoles utilisent une température de 550°C pour la calcination, on choisit, dans cette étude, d'évaluer la teneur en MO par calcination de la matière sèche à cette même température pour faciliter la comparaison des résultats qui seront obtenus. La teneur en matière organique ou solides volatiles est obtenue par différence de pesée entre la masse du déchet sec (M_1) et la masse du déchet calciné (M_2) :

Une masse voisine de 50 g est calcinée à 550°C , pendant 2 heures dans un four. Les analyses sont doublées. Le pourcentage en matière organique (MO%) ou en solide volatile est obtenu par différence de pesée entre la masse de l'échantillon séché à 105°C et la masse de l'échantillon après calcination. On peut en déduire le pourcentage de MO dans l'échantillon sec et brut.

$$\%MO = \frac{M_1 - M_2}{M_1} \times 100 \quad (\text{Eq.25}) \text{ dans l'échantillon sec}$$

$$\%MO = \frac{Mo - M_2}{Mo} \times 100 \quad (\text{Eq.26}) \text{ dans l'échantillon frais}$$

Soit

- Mo : masse de l'échantillon frais (g)
- M_1 : masse de l'échantillon après passage à l'étuve (g)
- M_2 : masse de l'échantillon après calcination (g)
- %MO : pourcentage de matière organique contenue dans l'échantillon.

c. Demande chimique en oxygène des DMO

- Prendre 100 g de DMO, 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 en porcelaine et en prendre exactement 2g de la poudre.
- Mélanger cette poudre dans un litre d'eau distillée et bien homogénéiser. On a une concentration de 2 g/l de solution de DMO
- A l'aide d'une micropipette, prélever 2000 µl de la suspension, mettre dans un tube contenant le réactif à DCO; agiter énergiquement le tube afin de bien mélanger son contenu et placer le tube dans thermoréacteur à 148°C pendant 2 heures. Après refroidissement, agiter énergiquement le tube et le laisser reposer pendant 10 minutes, puis placer le tube dans le puit du spectroquant NOVA 60. On obtient une concentration « X » en mg/l de DCO de la suspension de DMO. On convertit la valeur X en mg/l DCO en g DCO/g de DMO (poids sec). La photo qui suit montre l'équipement utilisé pour cette analyse.

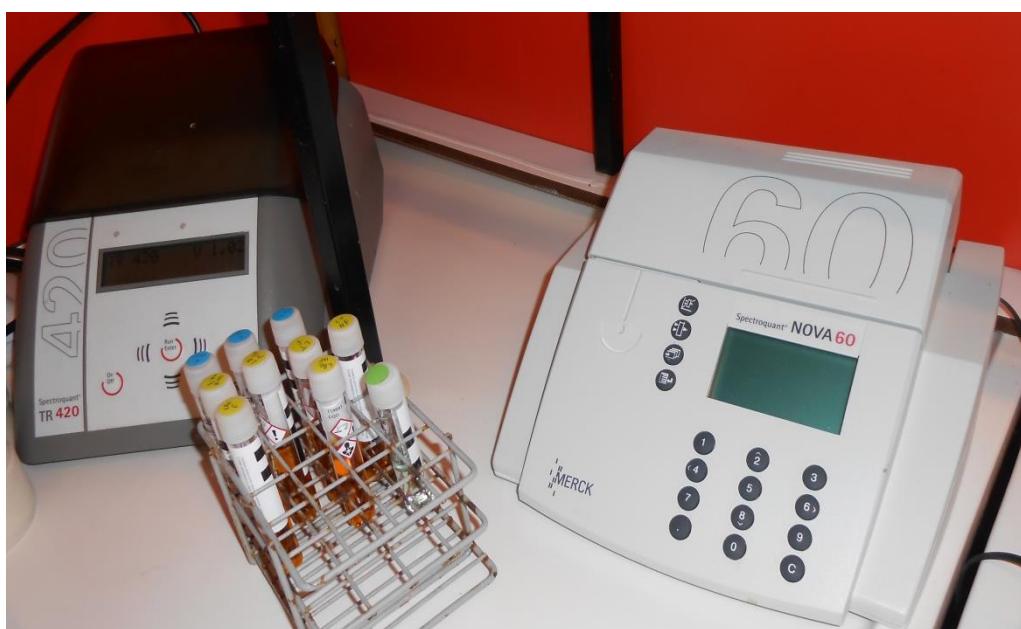


Figure 49. Appareils et réactifs utilisés pour la mesure de la DCO.

De gauche vers la droite, le thermoreacteur TR 420, le porte tube DCO et le spectroquant NOVA 60.

VI.1.4.2. Caractérisation de la boue

a. Le pH

Environ 100 ml de boues étaient versés dans un bêcher, et on a plongé directement l'électrode du pH-mètre de type WTW pH 1970i. La valeur du pH était directement affichée à l'appareil.

b. MES et MVS

Les matières en suspension (MES) représentent la quantité de pollution organique et minérale non dissoutes dans l'eau (matières décantables + matières colloïdales). Les Matières volatiles en suspension (MVS) indiquent la proportion de matières organiques contenues dans les MES.

Un volume de 100 ml de boues de vidange a été filtré sur filtre KONTROL-NR 1,2µm. Le filtre est préalablement séché à l'étuve pendant environ deux heures et taré. Après filtration, le filtre est séché à nouveau dans l'étuve pendant deux heures à la température de 105°C. Il est ensuite refroidi au dessicateur pendant environ 15 minutes et pesé à nouveau.

Les MES sont données par l'expression :

$$MES(mg/l) = \frac{(P_1 - P_0)}{V} \times 1000 \quad (\text{Eq.27})$$

Avec

P_0 = masse du filtre vide

P_1 = masse du filtre et des résidus secs après séchage à 105°C,

V = volume filtré (100 ml)

Pour obtenir les MVS, le filtre + résidus secs est calciné dans un four à 550°C pendant 30 minutes. Il est ensuite pesé à nouveau et on obtient une masse P_2 .

Les MVS sont données par l'expression :

$$MVS (mg/l) = \frac{(P_1 - P_2)}{V} \times 1000 \quad (\text{Eq.28})$$

c. La demande biochimique en oxygène

La demande biochimique en oxygène après n jours (DBO_n), est la concentration en masse d'oxygène dissous consommé dans des conditions définies par l'oxydation biochimique des matières organiques et/ou inorganiques dans l'eau; n est la durée d'incubation; n est égal à 5 (7 dans plusieurs pays nordiques) ISO 5815-1/2 (1998).

Elle concerne donc les composés biodégradables (en particulier la DCO_{bd} (les matières organiques)).

Ainsi, la mesure de la Demande Biochimique en Oxygène obtenue (DBO) a été facilitée par l'emploi d'Oxitop® WTW, permettant d'enregistrer chaque jour la valeur d' O_2 consommée.

Cet équipement permet une mesure manométrique par différence de pression. Elle estime la consommation d'oxygène lors de la dégradation aérobie. Cependant, pour que le CO₂ produit n'interagisse pas, il est neutralisé sous forme de carbonate de sodium (Na₂CO₃) par des pastilles de soude (NaOH), sous la réaction chimique suivante :



Les volumes testés sont ceux préconisés par le constructeur des Oxytop® et sont détaillés dans le tableau 84.

Tableau 84. Facteur de dilution appliqué pour la mesure de la DBO avec des Oxytop®

Volume Introduit	Volume d'air correspondant	Facteur de dilution
432	68	1
365	135	2
250	250	5
164	336	10
96	404	20

Pour réaliser l'expérience, un volume V de l'échantillon (dans le cas présent les boues de vidange) est prélevé puis mis à l'obscurité pendant cinq(5) jours sous agitation. La valeur de la DBO₅ est affichée par le manomètre après cinq jours et exprimée en mg/l comme le montre la photo ci-après :



Figure 50. Incubateur de mesure de la DBO

d. La demande chimique en oxygène (Rodier, 1984)

Le dosage s'est effectué à l'aide d'un spectroquant NOVA 60 avec le kit à DCO (fig.6). A l'aide d'une micropipette, prélever 2000 µl de l'échantillon (boues de vidange), mettre dans un tube contenant le réactif à DCO ; agiter énergiquement le tube afin de bien mélanger son contenu et placer le tube dans thermoréacteur à 148°C pendant 2 heures. Après refroidissement, agiter énergiquement le tube et le laisser reposer pendant 10 minutes, puis placer le tube dans le puit du spectroquant NOVA 60. Elle est exprimée en mg/l.

VI.2. Déroulement de la digestion et co-digestion partielle

Comme dit précédemment, 14 kg des DMO uniquement et 14kg de DMO plus 4,2 litres de boues de vidanges de fosses septiques étaient digérés et co-digérés dans deux réacteurs séparés. Nous avons ajouté 50 litres d'eau distillée dans chacun d'eux. La pompe (Verber) avec un débit de 10 litres par heure, pour que tout le volume soit recirculé, il a fallu 5 heures et ainsi plus de 4 fois par jour. Le deuxième réacteur avec la pompe Sauremann de 8 litres

par heure de débit, pour que la totalité du jus soit recirculé, il faut 6 h 15 minutes, ainsi, nous avons recirculé plus de 3 fois par jour le volume total. Cette recirculation permanente du jus de fermentation assure une homogénéisation de l'humidité et une répartition régulière de la biomasse bactérienne dans l'ensemble du réacteur.

Au cours de la digestion et co-digestion anaérobiose partielle, le réacteur est vidangé lorsque la teneur en AGV atteint 3 g/l (dosé selon Kapp (1984) citée par Buchauer (1998). Dans cet essai, la première phase de la digestion et co-digestion anaérobiose s'arrête après 8 jours, puis tout le jus est vidangé du réacteur. Une quantité équivalente d'eau distillée est ajoutée dans le réacteur et commence une 2^{ème} phase de digestion et co-digestion anaérobiose qui va durer respectivement 25 jours pour le premier réacteur et 17 jours ; enfin une troisième phase de digestion et co-digestion anaérobiose respectivement va de 37 jours pour le premier réacteur et 29 jours pour le 2^{ème} réacteur. Une aliquote de huit litres (8 L) de jus de fermentation après vidange étaient repartis dans 3 digesteurs de 10 litres pour suivre la phase de méthanisation. Ces bouteilles étaient reliées aux gazomètres, par le fil de perfusion et la lecture se faisait par le déplacement de l'eau dans le gazomètre (Fig.48).

VI.3.Composition du biogaz

Avec une seringue de 60 ml, le biogaz est alors injecté dans une éprouvette renversée contenant une solution KOH 9N qui absorbe le CO₂. Le méthane occupe seul le volume par déplacement de la solution de KOH comme le montre la photo ci-après :



Figure 51. Dispositif utilisé pour la détermination de la composition du biogaz

VI.4. Analyses effectuées durant la co-digestion partielle

A chaque analyse, le volume du jus retiré du réacteur était le même volume d'eau distillée que nous devons remettre dans le réacteur pour garder le même volume. Les paramètres suivants étaient régulièrement analysés ou mesurés:

a. **La température** par une sonde thermométrique Série P400, RS232.

b. **Le pH** est mesuré par un pH-mètre de type WTW pH 1970i

c. **Les Acides Gras Volatils (AGV)**

Les AGV contenus dans le jus sont dosés tous les deux jours par la méthode titrimétrique de Kapp (1984) cité par Buchauer (1998).

Un échantillon de 100 ml de jus de fermentation est filtré sur un papier filtre de 0,45 μm et placé dans un bêcher dont la taille permet une bonne immersion de l'électrode du pH-mètre dans la solution. Le pH initial est noté et l'échantillon est titré lentement par H₂SO₄ 0,1N jusqu'à pH 5. Le volume consommé est noté et de l'acide est encore ajouté jusqu'à pH 4,3. Le volume de l'acide ajouté est à nouveau noté. La dernière étape est répétée jusqu'à pH 4,0 tout en notant le volume du titrant ajouté. Une vive agitation durant le titrage est recommandée pour minimiser les échanges du CO₂ avec l'atmosphère.

Les AGV sont exprimés en milligrammes par litre et sont donnés par la formule :

$$AGV \left(\frac{\text{mg}}{\text{l}} \right) = \frac{131340.N.V_A \text{ pH 5 à pH 4}}{V_{\text{éch}}} - \frac{3,08.V_A \text{ pH i à pH 4,3} \cdot N \cdot 1000}{V_{\text{éch}}} - 25 \quad (\text{Eq.30})$$

(Kapp cité par Buchauer (1998)).

d. **Le Titre Alcalimétrique complet** (RODIER *et al.*, 2009)

L'alcalinité d'une eau naturelle correspond à la présence des hydrogénocarbonates, carbonates et hydroxydes. Le TAC qu'on dose correspond habituellement à la totalité des hydrogénocarbonates et carbonates. Les mesures se faisaient en même temps que les AGV sur une aliquote de jus prélevé sur le réacteur. Le protocole expérimental fait intervenir le

H_2SO_4 0,02N comme réactif. Dans le cas présent, on dose également une partie au moins des AGV.

Titrer 100 ml de l'échantillon avec H_2SO_4 0,02N en présence du méthylorange comme indicateur jusqu'au virage du jaune au jaune-orangé (pH 4,3). S'assurer qu'une goutte d'acide en excès provoque le passage de la coloration jaune-orangé au rose-orangé (pH 4,00).

Expression des résultats :

$$\text{TAC (mEq/l)} = (\text{V}-0,5)/5 \quad (\text{Eq.31})$$

Avec V le volume de H_2SO_4 0,02N (ml) utilisé depuis le début du dosage jusqu'à sa fin et 0,5 représente la quantité d'acide requise pour titrer l'indicateur.

La DCO du jus comme décrit précédemment (point 6.2.4.1.d)

VI.5. Compostage et co-compostage

A la fin de la digestion anaérobie, le digestat solide a été soumis dans le même réacteur à un compostage afin d'une maturation et stabilisation avancées requises pour un fumier organique de bonne qualité. Pour ce, nous avons utilisé une pompe à air HAILEA avec un débit de 60 litres par heure. L'humidité qui était au départ de 84,7 % a été maintenue autour de 60 % et cela par un arrosage régulier. La température a connu une montée avec un pic à 48°C après 15 jours avant de descendre jusqu'à la température ambiante. Ce processus de compostage a pris 1 mois et 5 jours pour le digestat provenant des déchets et boues de vidange. Celui des déchets uniquement n'a pas connu une élévation aussi nette de la température (40°).

Paramètres de suivi du compostage

Durant le compostage, nous devions suivre l'évolution de pH, de la température, du carbone, de l'azote, du nitrate, de la DCO et des métaux lourds.

a. **La température** a été suivie par la sonde thermométrique Série P 400 RS232

b. **Le pH**

100 g du compost sont mis en suspension dans 100ml d'eau distillée sous agitation pendant 3 heures. Le pH est ensuite mesuré par pH-mètre de type WTW 1970i

L'ammonium, l'azote, le Calcium, le carbone, le Magnésium, le nitrate, le Phosphate, le Potassium et le sulfate ont été analysés par chromatographie ionique (anionique et cationique) Metrohm 883 Ic Plus du laboratoire de l'Unité Assainissement et Environnement, de la Faculté des Sciences, Département des Sciences et Environnement à Arlon de l'Université de Liège (Belgique) comme le montre la photo suivante.



Figure 52. Appareil de chromatographie ionique (Cation)

Quant aux métaux lourds (Ni, Cd et Pb), ils ont été analysés au laboratoire d'écotoxicologie environnementale de la Faculté des Sciences, Département de l'Environnement, de l'Université de Kinshasa (RDC).

VI.6. Résultats

Les résultats des analyses effectués sur les déchets secs et les boues de vidange sont consignés dans les tableaux 85 et 86 suivants.

Tableau 85. Caractérisation des déchets solides organiques

DCO (mg/g)	Taux d'humidité (%)	MO	COT mg/kg	MS (%)	Nt mg/l	Ca mg/l	Mg mg/l	SO ₄ mg/l
1163±26 mg/g de MS	65	81,8	950	35	2,8	87,8	4,7	6,3

Avec un pourcentage de la matière organique de 81,8% ceci correspond aux déchets biodégradables de la plupart de pays en développement (PED) où le COT de 56 mg/kg comme trouvé par Sugahara & Ionoko, (1981), Saviozzi *et al.*, (1988).

Tableau 86. Caractérisation des boues de vidange

pH	MES g/l	MVS g/l	COT mg/l	DCO _F mg/l	DCO _{NF} mg/l	DBO _{5 F} mg/l	DBO _{5NF} mg/l	N _t mg/l	NH ₄ ⁺ mg/l	NO ₃ mg/l	SO ₄ mg/l
8,85	23,78	10,05	71	4580	72000	3500	8000	90	48,6	2,2	9,2

Un paramètre important permettant d'estimer le niveau de stabilité d'une boue est le rapport DBO₅/DCO. Le rapport DBO₅/DCO trouvé est de 0,11. En se référant à la classification des déchets de BERTHE (2006) en fonction du rapport DBO₅/DCO, nous pouvons dire que les boues de vidange utilisées sont d'une biodégradabilité faible (rapport DBO₅/DCO = 0,1- 0,3).

Et aussi, les expériences menées par Nsavyimana (2014), sur la digestion anaérobie de boues de vidange, ont montré un faible pouvoir méthanogène. Mais elles possèdent une concentration non négligeable en biomasse anaérobie et en enzymes hydrolytiques et peuvent donc être utilisées comme co-substrat en digestion anaérobie.

VI.6.1. Pendant la digestion et co-digestion anaérobie

Au cours de la digestion ou la co-digestion anaérobie, le réacteur est vidangé lorsque la teneur en AGV atteint 3g/l (dosé selon Kapp (1984) citée par Buchauer (1998). Dans cet essai, la première phase s'arrête après 8 jours, puis tout le jus est vidangé du réacteur. Une quantité équivalente d'eau distillée est ajoutée et commence une 2^{ème} phase de digestion et co-digestion et ainsi de suite jusqu'à la 3^{ème} phase.

24 Litres du jus étaient versés dans trois bouteilles de 10 litres à raison de 8 litres par bouteille pour suivre la méthanisation. Ces bouteilles étaient reliées au gazomètre par un fil de perfusion (fig.48).

Les résultats des analyses du jus de fermentation de la digestion anaérobie sont consignés dans le tableau 87.

Tableau 87. Caractéristiques physico-chimiques du jus provenant de la digestion anaérobie de déchets uniquement de la 1^{ère} bâchée

pH	DCO entrée	DCO du jus	COT	NH ₄ ⁺	Alcalinité	MS (%)
5,02	1163±26 mg/g	48317±1280 mg/l	752,5 mg/l	81,2 mg/l	6,4 mg/l CaCO ₃	35 %

Le volume du jus retiré est de 55 litres après 8 jours de digestion anaérobie.

Poids du départ des déchets 14 kg en poids frais + 50 l eau distillée.

A partir de 14 kg de déchets frais, nous avons 4,9 Kg (14 kg*0,35) en poids sec et en multipliant à la DCO des déchets (1,1 g/g), nous obtenons 5390 g de DCO.

5390 g de DCO dans 50 litres ; nous aurions 5390/50l= 107,8 g/l si la totalité de DCO était convertie.

Dans le jus récupéré, nous avons 48317 mg/l *55 l = 2657 gr de DCO de la première vidange dans 8 jours.

Le tableau 88 suivant donne l'évolution du pH, TAC, des AGV et de la DCO pendant les 8 jours de la digestion de la 1^{ère} bâchée.

Tableau 88. Evolution du pH, TAC, des AGV et DCO du 1^{er} réacteur (déchets)

Date	Temps (Jour1)	pH	TAC m _{eq}	AGV (g/l)	DCO (mg/l)
26-avril	2	7	4,8	1,2	19756
28-avril	4	6,86	6,2	2,4	27680
30-avril	6	6,06	5,9	2,8	34573
2-mai	8	5,2	9	3,1	48317

Les courbes représentatives sont les suivantes de ces paramètres sont indiquées

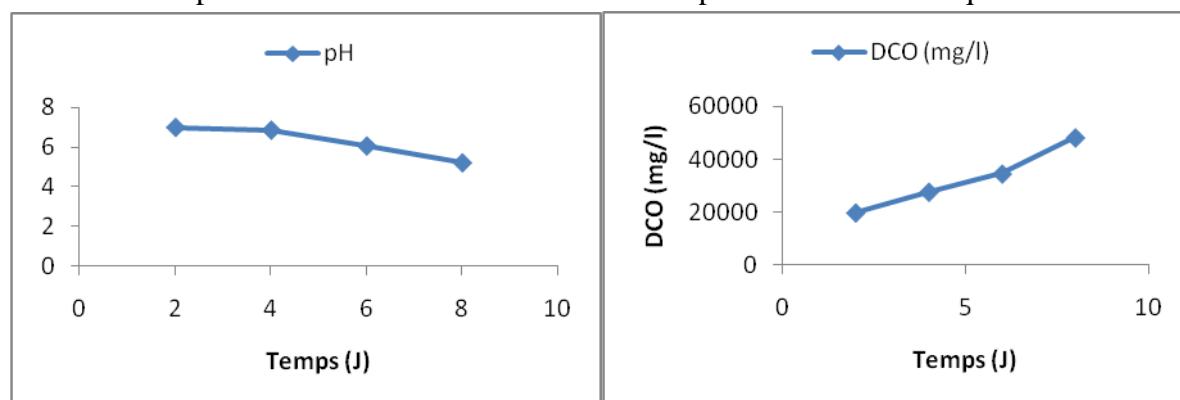


Figure 53.. Evolution de la courbe du pH

Figure 54. La courbe de la DCO

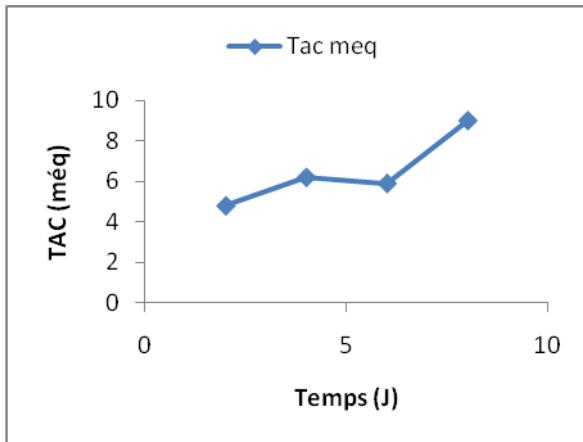


Figure 55. Evolution du TAC

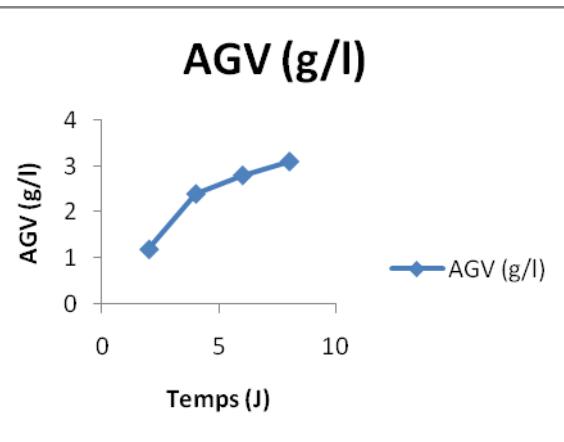


Figure 56. Evolution des AGV

En scrutant les différentes figures, nous constatons que plus le pH diminue, la DCO et les acides gras volatiles augmentent.

Le tableau 89 donne les résultats des analyses du jus provenant de la co-digestion des déchets ménagers organiques et de boues de vidange de la 1^{ère} bâchée.

Tableau 89. Caractéristique physico-chimique du jus provenant de la co-digestion anaérobiose de déchets et de Boues

pH	DCO entrée	DCO Boue	DCO	COT	NH ₄ ⁺	Alcalinité	MS
5,68	1163±26 mg/g	72000 mg/l	50767±1809 mg/l	554±7 mg/l	200 mg/l	10 mg/l CaCO ₃	35%

Le volume du jus retiré de cette première phase est de 64 litres après 8 jours de co-digestion anaérobiose.

De même, partant du poids du départ 14 kg en poids frais + 4,2 litres de boues + 50 litres d'eau distillée, nous avons 5390g de DCO auquel nous devons additionner avec la DCO provenant de la boue (72000 mg/l de DCO * 4L= 288 gr de DCO) pour avoir la valeur totale de la DCO à l'entrée égale à 5678 gr de DCO.

Ainsi, de 5678 g/l dans 50 litres, nous aurions : 5678g/l/50 l= 113,5 g de DCO si toute la DCO était convertie.

Dans le liquide récupéré, nous avons 50767 mg/l * 64 l = 3249 g de DCO de la première bâchée dans 8 jours.

Le tableau suivant donne les différentes valeurs de la DCO et des AGV durant la co-digestion.

Tableau 90. Evolution du pH, TAC, des AGV et DCO 2^{ème} réacteur (déchets et Boues de vidange) de la 1^{ère} bâchée.

Date	Temps (Jour)	pH	TAC m _{eq}	AGV (g/l)	DCO (mg/l)
26-avril	2	7,3	6,5	1,6	26507
28-avril	4	6,91	5,8	2,3	34656
30-avril	6	6,20	11	2,6	43773
2-mai	8	5,1	10	3,2	50767

Les figures qui suivent, montrent les courbes du pH, TAC, des AGVs et de la DCO.

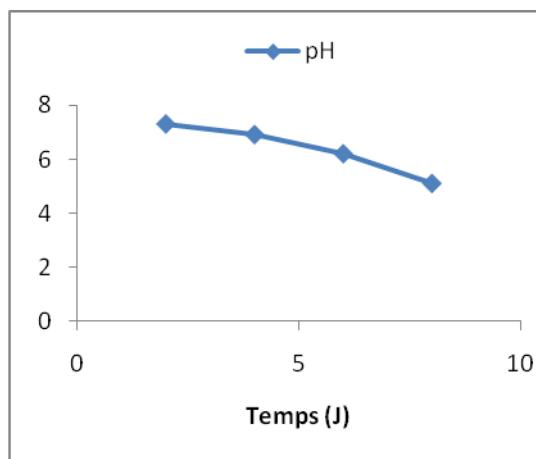


Figure 57. Evolution du pH

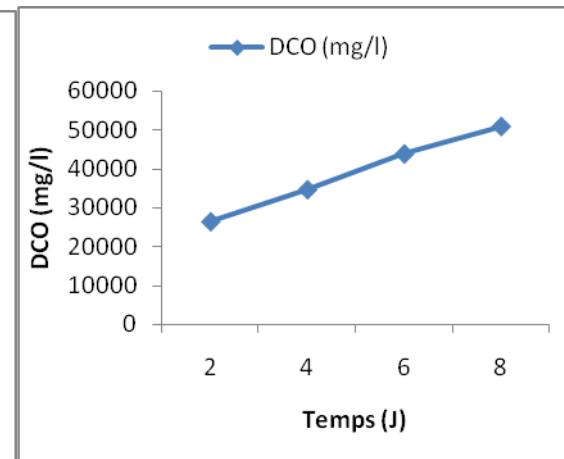


Figure 58. Courbes de la DCO

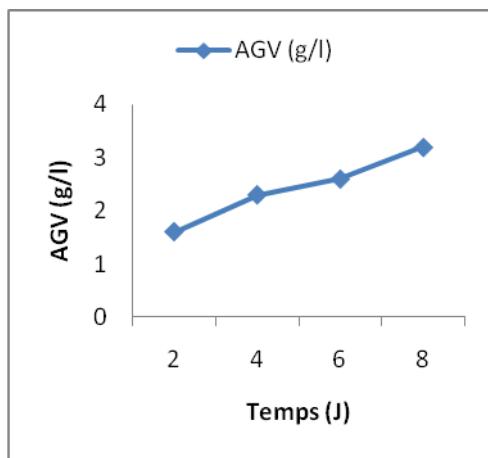


Figure 59. Evolution des AGV

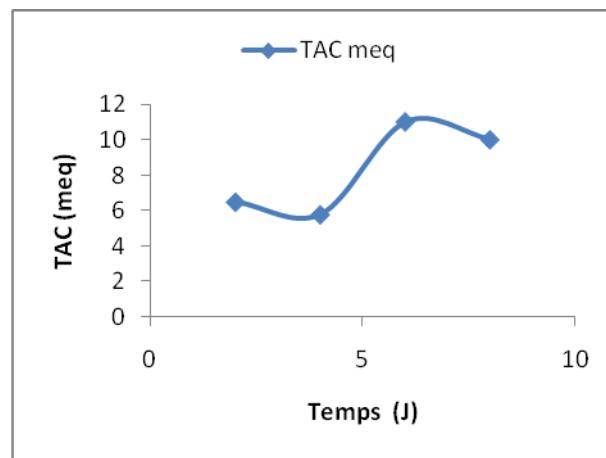


Figure 60. Evolution du TAC

Le comportement du pH, de la DCO et des AGV suivent les mêmes allures que précédemment. le titre alcalimétrique augmente aussi bien que son allure n'est pas linéaire.

2^{ème} vidange

La deuxième vidange a été faite après 25 jours depuis le début pour ce qui des déchets et le volume du jus recueilli est de 55 litres.

Si pour la première vidange, la durée a été courte, elle semble prendre du temps avec la deuxième, cela peut être dû à l'hydrolyse de polymère.

Les différentes valeurs de la deuxième vidange du digesteur contenant uniquement des déchets sont consignées dans le tableau 91 suivant :

Tableau 91. Caractéristiques physico-chimiques du jus provenant de la digestion anaérobie de déchet uniquement de la 2^{ème} bâchée.

pH	DCO du jus	COT	NH ₄ ⁺	Alcalinité
5,02	20297,5±35 mg/l	450 mg/l	34,7 mg/l	7,8 mg/l CaCO ₃

$$20297,5 \text{ mg/l} * 55 \text{ l} = 1116,3 \text{ g de DCO}$$

De même, le tableau 92, résume l'évolution du pH, du TAC, AGV et DCO durant la digestion anaérobie.

Tableau 92. Evolution du pH, TAC, des AGV et DCO du 1^{er} réacteur (déchets)

Jour	Temps (Jour)	pH	TAC m _{eq}	AGV (g/l)	DCO (mg/l)
4-mai	10	5,98	5,5	0,45	4815
6-mai	12	5,75	6,4	0,72	7480
8-mai	14	5,60	6,1	1,1	10379
10-mai	16	5,30	3,2	1,5	11565
12-mai	18	5,10	3,7	1,8	12877
14-mai	20	5,03	4,6	2,2	15820
16-mai	22	4,98	4,2	2,6	18190
18-mai	24	5,4	6,5	2,9	19250
23mai	25	5,13	5,3	3,04	20297,5

Les figures qui suivent, montrent les courbes du pH, TAC, des AGV et de la DCO.

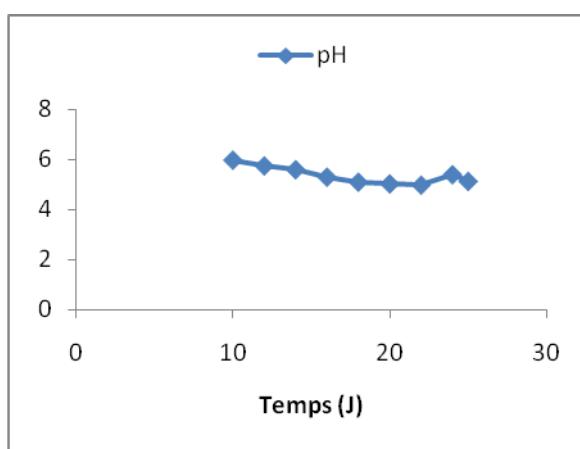


Figure 61. Evolution du pH

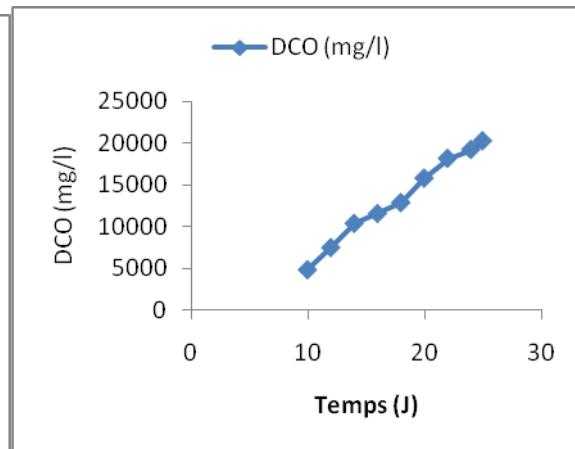


Figure 62. Evolution de la DCO

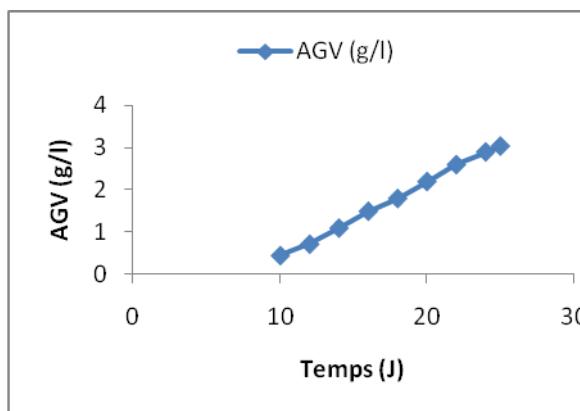


Figure 63. Evolution des AGV

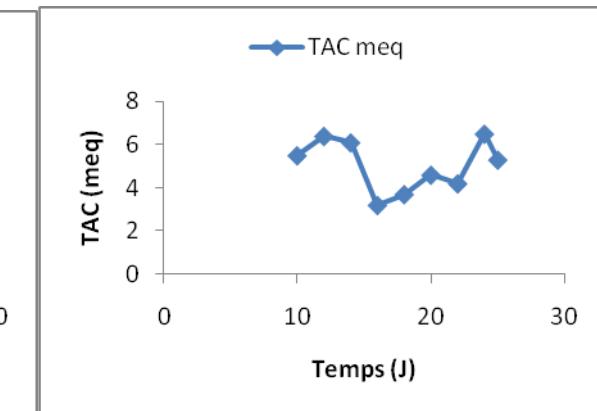


Figure 64. Evolution du TAC

La deuxième vidange en ce qui concerne le digesteur contenant la boue de vidange et les déchets ménagers n'a duré que 18 jours de puis le début et le volume du jus de fermentation recueilli est de 65 litres comme le montre le tableau 93.

Tableau 93. Caractéristiques physico-chimiques du jus provenant de la co-digestion anaérobiose de déchet et boues de vidange.

pH	DCO	COT	DBO ₅	NH ₄ ⁺	Alcalinité
5,68	21696±105mg/l	366,5	1500	155,2	10

$$21696 \text{ mg/l de DCO} * 65 \text{ l} = 14102 \text{ g de DCO}$$

Nous constatons que la quantité de la DCO diminue ce qui prouve qu'il ya une extraction continue de la matière organique.

Le tableau 94 qui suit, résume l'évolution des paramètres de suivi de la co-digestion anaérobiose.

Tableau 94. Evolution du pH, TAC, des AGV et DCO du 2^{ème} réacteur (déchets +boues de vidange) de la 2^{ème} bâchee

Jour	Temps (J)	pH	TAC m _{eq}	AGV (g/l)	DCO (mg/l)
4-mai	10	6	4,2	1,1	7187
6-mai	12	4,98	8,4	1,6	10875
8-mai	14	4,75	7,8	2,1	13778
10-mai	16	5,10	9	2,8	17802
12-mai	18	5,15	10	3,3	21696

Les courbes suivantes décrivent bien l'évolution du pH, du TACV, des AGV et de la DCO

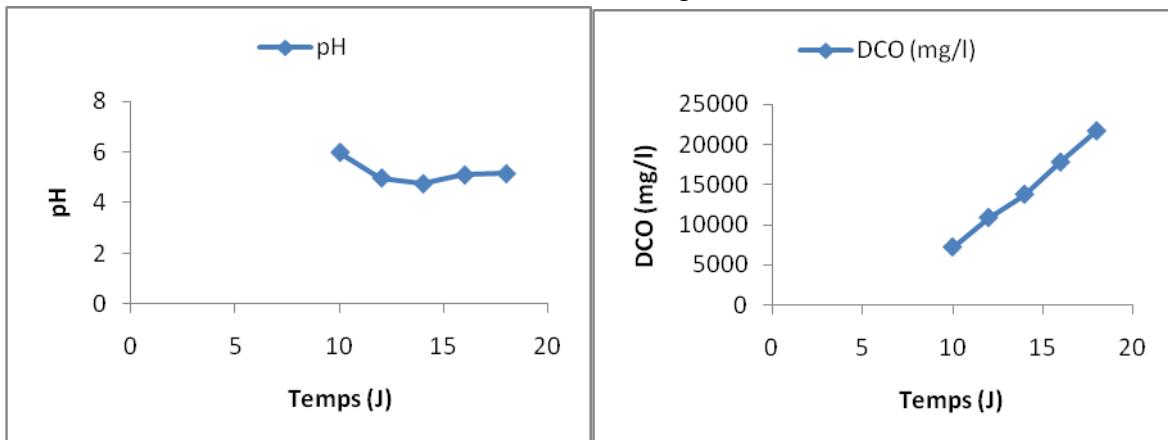


Figure 65. Evolution du pH

Figure 66. Courbes de la DCO

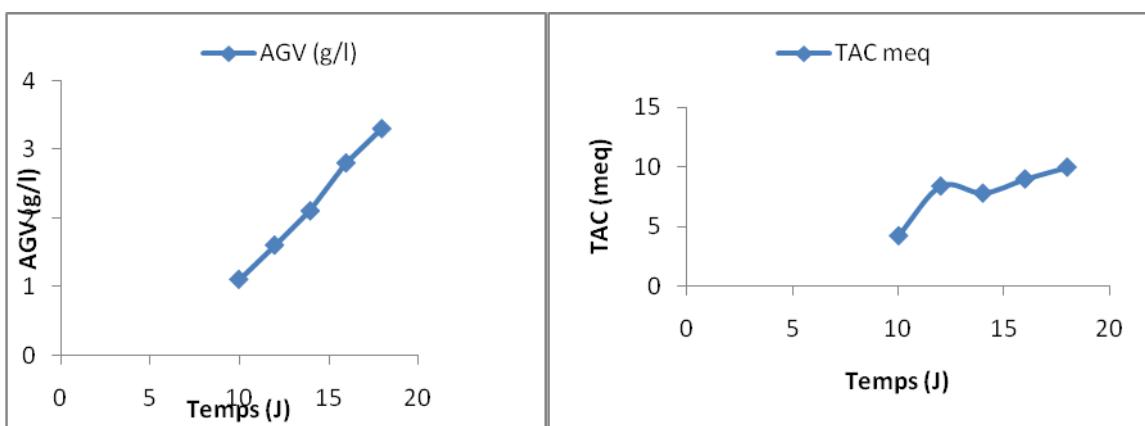


Figure 67. Evolution du TAC

Figure 68. Evolution du TAC

3^{ème} bâchée

La troisième vidange a été faite après 37 jours pour ce qui est des déchets uniquement et le jus de fermentation recueilli est de 55 litres. Le tableau 95 suivant donne les valeurs de différents paramètres.

Tableau 95. Caractéristiques physico-chimiques du jus de la digestion anaérobiose provenant de déchets uniquement.

pH	DCO (mg/l)	COT (mg/l)	NH ₄ ⁺ (mg/l)	Alcalinité
5,65	1954± 45,2	333,6	14,2	8

$$1954 \text{ mg/l} * 55 \text{ l} = 107,4 \text{ g de DCO}$$

Et l'évolution au cours du temps est donnée dans le tableau 96.

Tableau 96. Evolution du pH, TAC, des AGV et DCO du 1^{er} réacteur (déchets)

Date	Temps (J)	pH	TAC m _{éq}	AGV (g/l)	DCO (mg/l)
25-mai	27	6,34	5,5	1,3	342,4
27-mai	29	6,27	5,9	1,7	558,7
29-mai	31	6,14	6,5	2,1	813,7
31-mai	33	6,08	6,9	2,5	1136,8
2-juin	35	6,05	7,5	2,9	1316,8
4-juin	37	6,1	8,1	2,91	1954

Les courbes suivantes décrivent bien l'évolution du pH, du TACV, des AGV et de la DCO

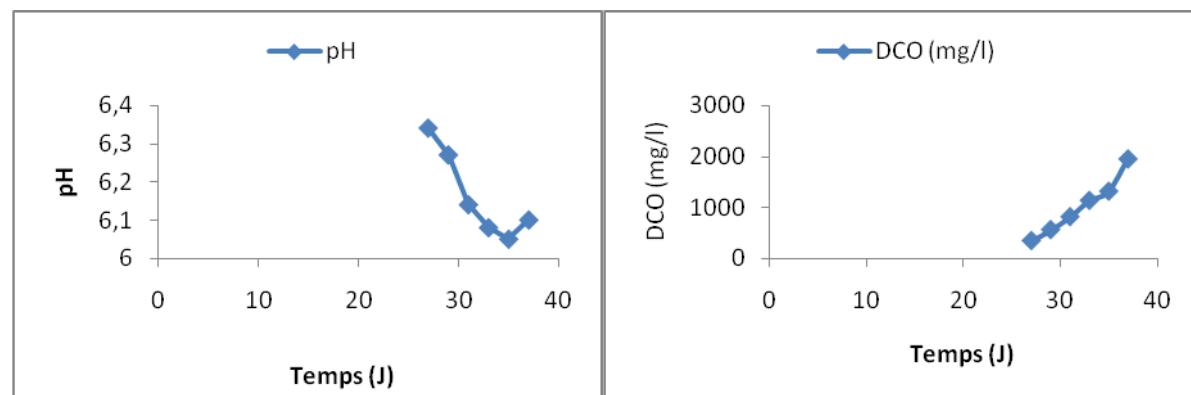
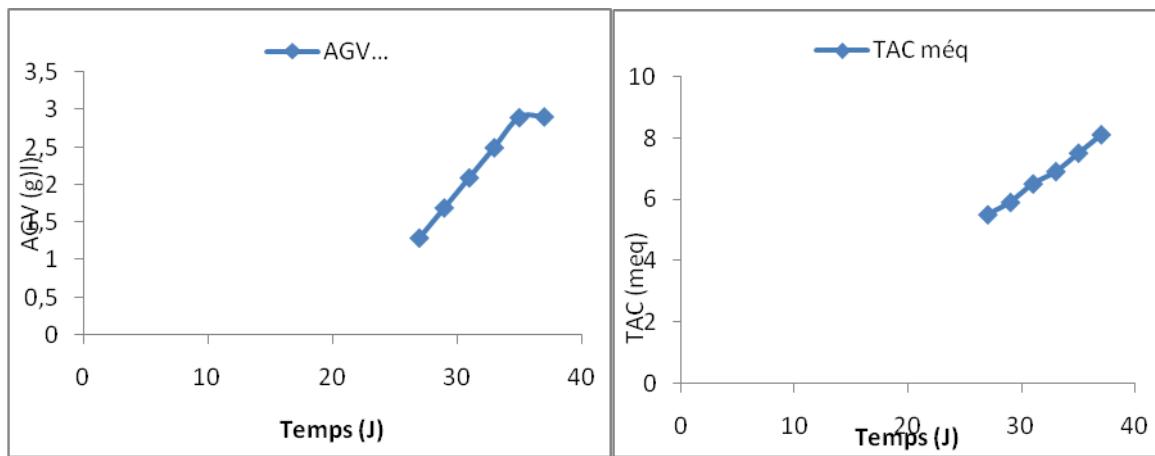


Figure 69. Evolution du pH

Figure 70. Courbes de la DCO

**Figure 71. Evolution des AGV****Figure 72. Evolution du TAC**

La troisième vidange a été faite après 29 jours du début et le jus recueilli est de 65 litres

Tableau 97. Caractéristiques physico-chimiques du jus provenant de la co-digestion de déchets et boues de vidange.

pH	DCO	COT	DBO ₅	NH ₄ ⁺	Alcalinité
5,68	1456±23,6 mg/l	217,9 mg/l	950 mg/l	42 mg/l	9,6 mg/l CaCO ₃

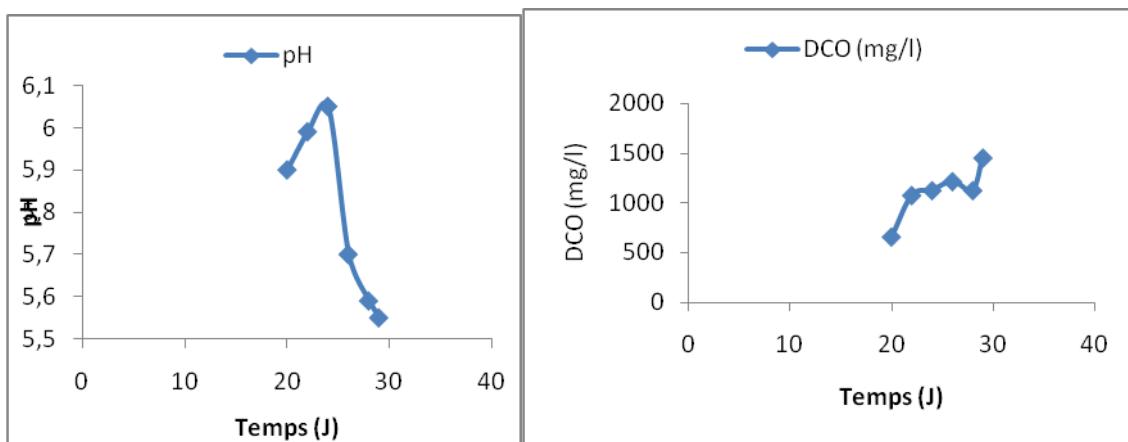
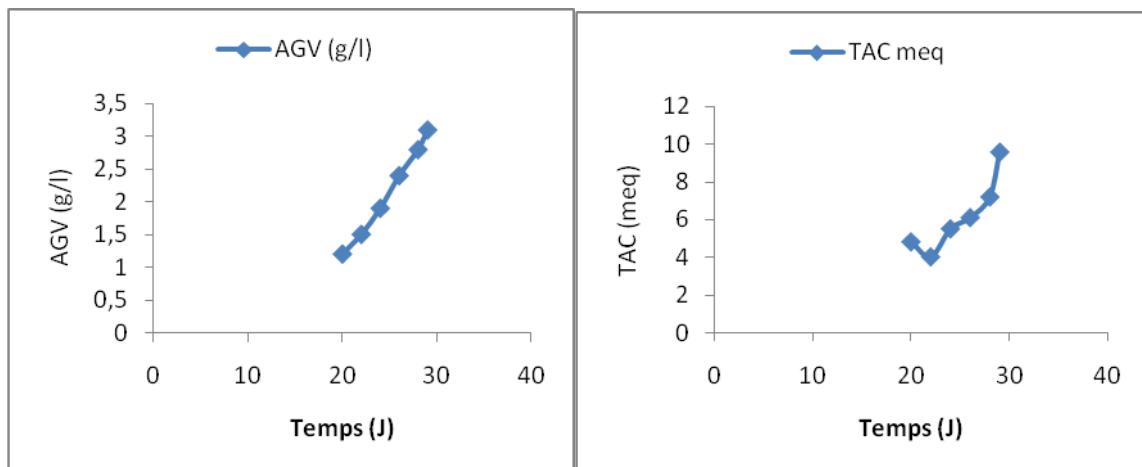
Volume recueilli : 65 l

1456 mg/l de DCO * 65 l = 94,6 g de DC

Tableau 98. Evolution du pH, TAC, des AGV et DCO du 2^{ème} réacteur

Date	Temps (J)	pH	TAC meq	AGV (g/l)	DCO (mg/l)
14-mai	20	5,90	4,8	1,2	657
16-mai	22	5,99	4	1,5	1077
18-mai	24	6,05	5,5	1,9	1127
20-mai	26	5,70	6,1	2,4	1218
22-mai	28	5,59	7,2	2,8	1127
23-mai	29	5,55	9,6	3,1	1456

Les courbes suivantes décrivent bien l'évolution du pH, du TACV, des AGV et de la DCO

**Figure 73 .Evolution du pH****Figure 74. Evolution de la DCO****Figure 75. Evolution des AGV****Figure 76. Evolution du TAC**

En général, nous constatons que lorsque le pH diminue, le taux des AGV augmente et celui de la DCO. Le pH du milieu est sensible à plusieurs facteurs notamment, la variation en concentration du bicarbonate (TAC) (jouant partiellement le rôle de tampon) et surtout celle de la concentration en AGV affectent le pH du jus de fermentation, plus les AGV sont produits en grande quantité plus le pH du milieu diminue. L'allure du pH est décroissante alors que celle des AGV est croissante.

Nous constatons aussi que les premières valeurs des DCO sont de loin supérieures aux autres aux DCO de la 2^{ème} et 3^{ème} vidange, cela se justifie par le fait que la matière organique contenue dans les déchets s'est solubilisé en grande partie au cours de la 1^{ère} vidange.

VI.6.2. Production des biogaz

Comme la digestion anaérobie (ou co-digestion anaérobie) complète aboutit à la production du biogaz, une aliquote de ce jus de fermentation est placé dans un autre digesteur où vont se poursuivre les étapes ultimes responsables de la production du biogaz (CH_4 et CO_2). La composition du biogaz a donné 70% de CH_4 et 30 % de CO_2 pour ce qui est de la digestion anaérobie. Quant à la co-digestion anaérobie, cette composition du biogaz a donné 75% de CH_4 et 25 % de CO_2 .

Les figures 77 et 78 montrent la production cumulée du biogaz du jus de fermentation pour les trois phases de recirculation.

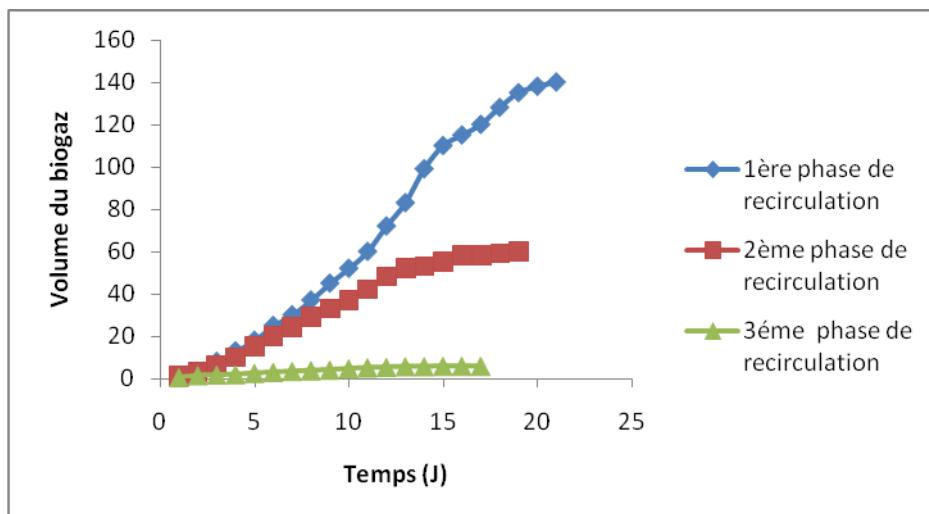


Figure 77. Production cumulée du biogaz dans les bouteilles de la phase acétogénèse et méthanolysèse de la digestion anaérobie des déchets ménagers uniquement.

De cette figure, nous constatons que le jus de la première bâchée a produit 140 litres de biogaz pendant 21 jours, celui de la 2^{ème} bâchée a produit 61 litres pendant 19 jours et enfin, la troisième bâchée a produit 6 litres de biogaz pendant 17 jours.

La production cumulée de biogaz pendant la co-digestion anaérobie des déchets ménagers et des boues de vidange est montrée dans le graphique 78.

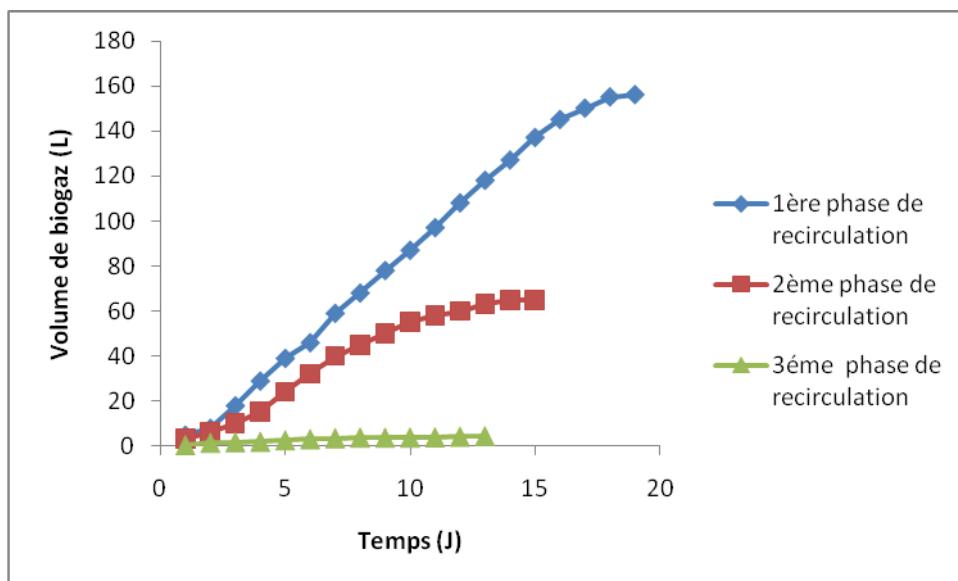


Figure 78Fig. Production cumulée du biogaz dans les bouteilles de la phase acétogénèse et méthanolégénèse de la co-digestion anaérobio des déchets ménagers et des boues de vidange.

Cette figure, nous montre que le jus de la première bâchée a produit 156 litres de biogaz pendant 19 jours, celui de la 2^{ème} bâchée a produit 65 litres pendant 15 jours et enfin, la troisième bâchée a produit 4,4 litres de biogaz pendant 13 jours.

Le tableau 99 ci-dessous résume la quantité de la DCO se trouvant dans le jus de fermentation lors de la 1^{ère}, 2^{ème} et 3^{ème} bâchée, et la quantité de la DCO de l'aliquote dans la bouteille (8L) où il ya eu la deuxième phase (acétogénèse et méthanolégénèse) de méthanisation.

Tableau 99. DCO à l'entrée dans les digesteurs méthanogène et quantité de biogaz produite

	Paramètres	1 ^{er} digesteur	2 ^{ème} digesteur	3 ^{ème} digesteur	Total
Déchet uniquement	DCO (g) entrée	2657	1116	107	3880
	DCO (g) dans le digesteur de 8 L	386,5	162,3	15,7	564,5
	Biogaz produit	140±5L	61±3L	6±2 L	
Déchet + boues de vidange	DCO (g) entrée	3249	1402g	94,6	4746
	DCO (g) dans le digesteur de 8 L	406,1	173,6	11,6	591,2
	Biogaz produit	156±6L	65±5L	4,4±1L	

Connaissant la DCO à l'entrée des digesteurs, la question est celle de savoir, à quel taux (en L CH₄/g DCO transformé ou en m³ CH₄/kg DCO transformé), le méthane est-t-il produit?

La DCO transformée en CH₄ a été calculée à partir de la production de biogaz. Cela signifie que le volume de méthane a été déduit de la production de biogaz, en tenant compte de la composition du biogaz (70% en CH₄ en ce qui concerne la digestion anaérobiose des déchets et 75% pour la co-digestion anaérobiose des déchets et boues de vidange). La loi des gaz parfaits ($n = PV/RT$) a ensuite été exploitée pour calculer le nombre de moles de méthane produit. La DCO transformée en CH₄ correspond donc au nombre de moles de CH₄ multiplié par l'équivalent DCO d'une mole de CH₄ qui est de 64 g de DCO (Edeline, 1997; Batstone *et al.*, 2002). En tenant compte de la température moyenne de l'expérience (25°C=278°K, pression= 101325 Pascal, constante de gaz parfait R=08,3 J.K⁻¹mol⁻¹). Le tableau suivant donne la DCO transformée en méthane des digesteurs méthanogènes.

Tableau 100. DCO transformée en méthane des digesteur méthanogène

		Production de biogaz (L)	Volume en méthane (L)	n mole de CH ₄	DCO (g) transformée en CH ₄
Déchets uniquement	1 ^{er} digesteur	140±5L	98	4	257
	2 ^{ème} digesteur	61±3L	42,7	1,7	112
	3 ^{ème} digesteur	6±2 L	4,2	0,17	11
Déchet + Boues de vidange	1 ^{ère} digesteur	156±6L	117	4,8	307,2
	2 ^{ème} digesteur	65±5L	48,7	1,9	127,8
	3 ^{ème} digesteur	4,4±1L	3,3	0,14	8,9

De ce tableau, le rapport entre le volume en méthane et la DCO transformée en méthane donne 0,38 1 CH₄/gDCO. En comparant cette valeur à celle théorique (0,351 CH₄/g DCO ou 0,35 m³CH₄/gDCO), le Test t de Student pour des limites de confiance de ± 95% a montré que les deux moyennes ne sont pas statistiquement différentes ($p = 0,30$). Ce chiffre correspond à la valeur théorique définie telle que 1 mole de méthane équivaut à 22,4 Litres normaux d'une part et 64 g de DCO d'autre part (Rittman & McCarty, 2001; Batstone *et al.*, 2002; Henze *et al.*, 2008; Moletta, 2008).

Ainsi, sachant que 0,38 l CH₄/g DCO, nous pouvons facilement déduire la quantité de méthane produit par la digestion anaérobique de déchets avec une DCO de 3880 g, nous aurons 1474,4 L (1,5 m³) de méthane produit par 14 kg de déchets. Quant à la codigestion anaérobique de déchets et boues de vidange, la DCO totale est de 4746 g, en déduisant comme précédemment, nous aurons 1803,5 (1,8 m³) de méthane.

VI.6.3. Bilan de la digestion et co-digestion anaérobie

Aussi, pour évaluer le bilan de la digestion anaérobie, on s'intéresse à la Demande chimique de l'oxygène (DCO). Connaissant la quantité de la DCO à l'entrée et à la sortie nous pouvons facilement déterminer la DCO qui a été transformé en méthane.

Ainsi, nous avons soumis les déchets à une demande biochimique en oxygène (DBO) infinie pour estimer la DCO biodégradable. En effet, à partir d'une suspension des déchets (2 g/l), nous avons incubé 240 ml de la suspension de déchets avec 10 ml de boue en ajoutant de l'allylthiourée (ATU) pendant 21 jours. La figure qui suit montre le calcul sur une feuille excel de la DBO infinie:

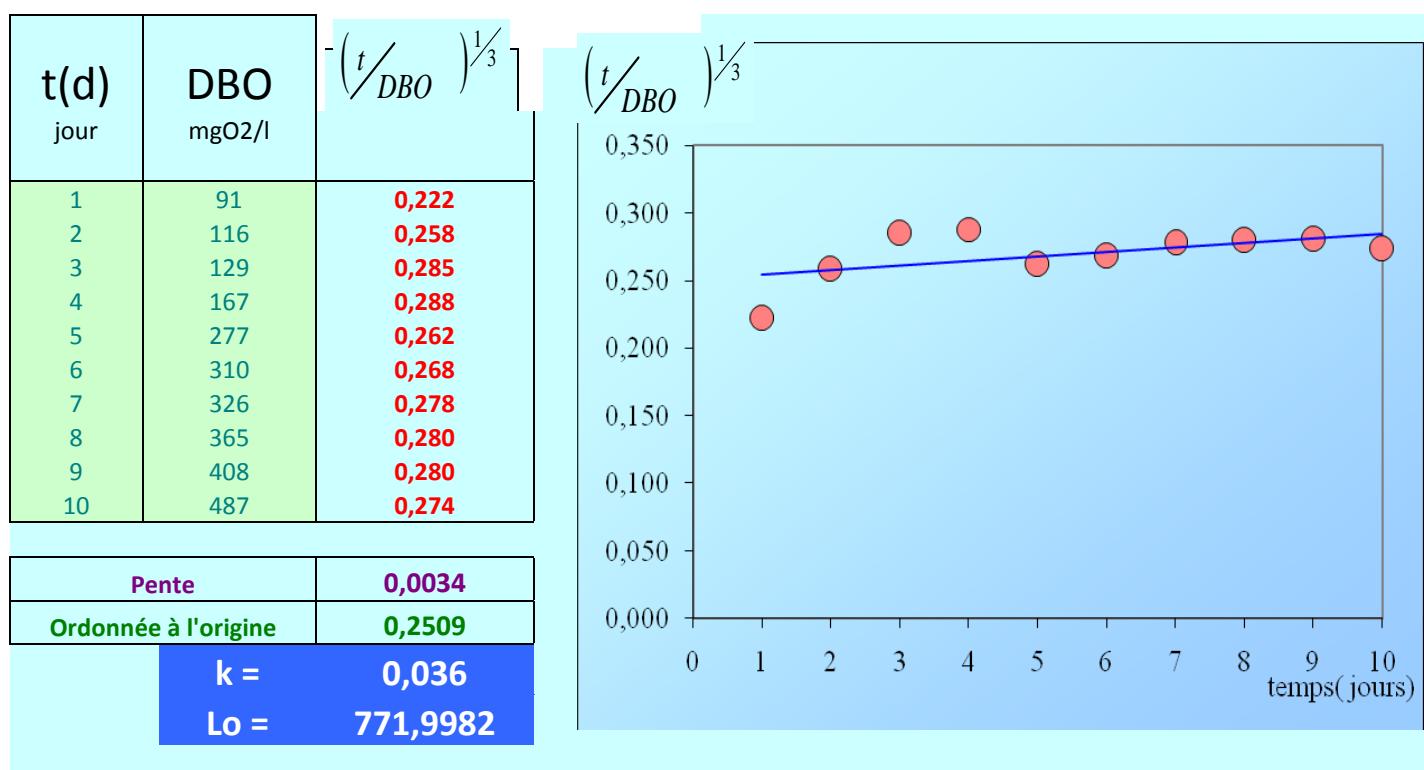


Figure 79. Exemple d'une feuille Excel de calcul la DBO infini

Sachant que la DBO infinie est de 772 mg/l, et celle du témoin est de 380 mg/l, la différence donne 392 mg/l. En multipliant avec le facteur 5, on a 1960 mg/l de la solution 2 g/l. En ramenant à la matière sèche des déchets, nous obtenons 4802 g de DCO biodégradable (représente 89% de la DCO de déchets).

La figure résume le bilan de la DCO durant le processus de la digestion anaérobiose.

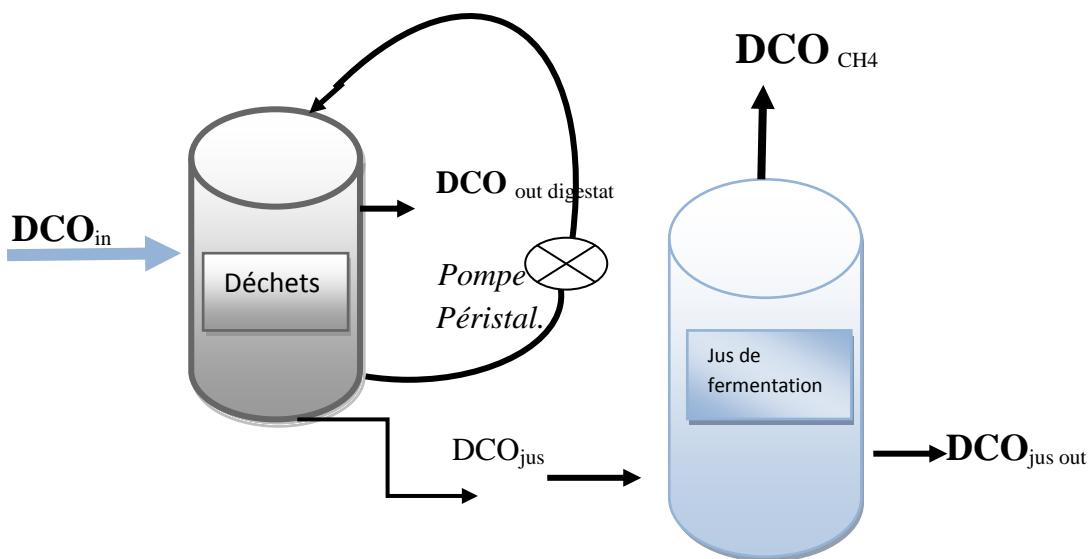


Figure 80. Résumé du bilan de la DCO

$$\text{Ainsi, } \text{DCO}_{\text{entrée}} = \text{DCO}_{\text{digestat}} + \text{DCO}_{\text{jus}} \quad (\text{DCO}_{\text{CH4}})$$

DCO_{in} : DCO des déchets solides et des boues de vidange mis dans le réacteur principal ($\text{DCO}_{\text{BV}} + \text{DCO}_{\text{DMO}}$) exprimé en g de DCO,

$\text{DCO}_{\text{digestat}}$: DCO résiduelle des déchets dans le réacteur après la digestion anaérobiose partielle, cette DCO est déterminée après le retrait de tout le jus de fermentation,

- DCO_{jus} : DCO du jus de fermentation retiré du réacteur 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.

a. Bilan de la digestion anaérobiose (déchets)

La DCO à l'entrée du substrat (déchets fermentescible) est de 5390 gr, sachant que

$$\text{DCO}_{\text{entrée}} = \text{DCO}_{\text{digestat}} + \text{DCO}_{\text{jus}}, \text{ nous aurons}$$

$$5390 \text{ g (DCO entrée)} = 1102 \text{ g (DCO digestat)} + 3880 \text{ g (DCO jus)}$$

En sommant le deuxième membre, nous aurons 5390 gr = 4982 g, et ainsi, une différence de 407,2 g qui constitue une perte pendant la manipulation.

De ce bilan, en tenant compte de la DCO transformées en biogaz (3880 g) et en divisant par la DCO à l'entrée en multipliant par 100 (3880 g/5390 g)*100, nous avons 72 % de la DCO transformées en biogaz. De même en divisant la DCO résiduelle dans le digestat (1102 g) par la DCO à l'entrée (5390 g) et en multipliant par 100, nous obtenons 20,4 % de la DCO dans le digestat et enfin, avec le même raisonnement, la perte est de 7,5 %.

En tenant compte de la DCO biodégradable, qui vaut ici 4802 g DCO, et en faisant le même calcul, la DCO transformée en méthane présente 81% (3880g/4802g *100).

b. Bilan de la co-digestion anaérobie (déchets + boues de vidange)

De même, le bilan de la co-digestion anaérobie est la $\text{DCO}_{\text{entrée}} = \text{DCO}_{\text{digestat}} + \text{DCO}_{\text{jus}}$

$$5678 \text{ g (DCO entrée)} = 655 \text{ g (DCO digestat)} + 4746 \text{ g (DCO jus)}$$

La somme du deuxième membre est de 5401 g, la différence de 277g constitue une perte et représente 4,8%.

Quant au deuxième réacteur, il ya 84 % de la DCO transformées en biogaz, 11,5 % de la DCO dans le digestat et une perte de 4,5%.

De même, tenant compté de la DCO biodégradable, la DCO transformée en méthane, présente 99 %.

Ces résultats montrent que tout ce qui était biodégradable a r été réellement dégradé.

VI .6.4. Le digestat

Comme dit au début, à la fin de la digestion anaérobie, il reste le digestat, que nous avons soumis à un compostage. Le tableau 101 donne les caractéristiques de ces digestats.

Tableau 101. Caractéristiques des digestat

Digestat	Volume (l)	Poids (kg)	DCO (g/gMS)	H (%)	MO (%)	MS (%)	C _T (mg/l)	N _T (mg/l)	Pb mg/kg MS	Cd mg/kg MS	Ni mg/kg MS
Déchet	20	9	0,53	80,5	27,7	19,5	23,3	1,8	11,5	0,76	8,6
Déchet + B.V.	17	8	0,32	84,7	29,5	15,3	33,2	1,2	16,17	1,15	12,3

Les digestats présentent un taux en métaux lourds faible par rapport à ceux trouvés par Aloueimine, 2006, Charany, 2005, Francou, 2003. Ceci se justifie par le fait que les déchets ne sont pas restés pendant longtemps ensemble pour qu'ils soient en contact avec les piles ainsi que les autres métaux. L'humidité trop élevée va baisser avec l'aération au cours du processus de compostage.

VI.6.7.Rèsultat sur Le Compostage et le Co-compostage

Le digestat solide a été soumis dans les mêmes réacteurs à un compostage et co-compostage en fin d'une maturation et stabilisation avancées requises pour obtenir un fumier organique de bonne qualité. Pour ce, nous avons utilisé une pompe à air HAILEA. L'humidité qui était au départ de 84,7 % a été maintenue autour de 60 %.

La température a connu une montée avec un pic de 48°C après 15 jours avant de descendre jusqu'à la température ambiante. Ce processus de compostage a pris 1 mois et 15 jours pour les digestat provenant des déchets et boues de vidange. En ce qui concerne le digsetat issu des déchets uniquement, il n ya pas eu une monté considérable de la température, le pic de température a atteint 39°C, comme le montre le graphique suivant :

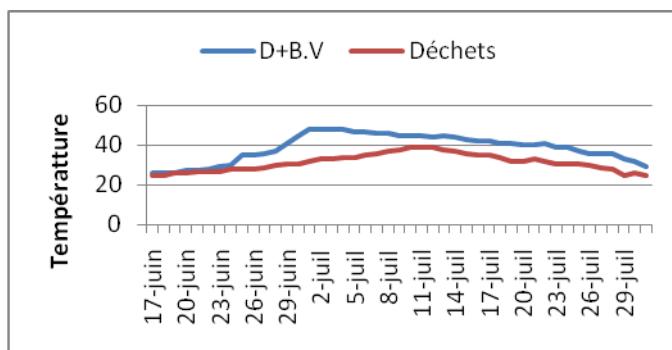


Figure 81. Evolution de la température durant le compostage.

La détermination du pH, est effectuée sur des suspensions aqueuses selon la norme afnor NF ISO 10-390 de novembre 1994. Une masse de 50 g de matière fraiche est mise en solution dans 100 ml d'eau distillée. La suspension est homogénéisée par agitation magnétique pendant 15 minutes. La mesure de pH se fait directement par lecture sur un pH-mètre à électrode combinée. La figure montre l'évolution du pH des digestat.

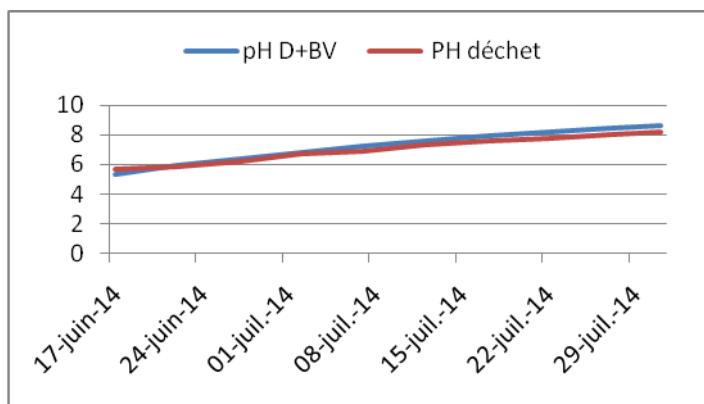


Figure 82. Evolution du pH des digestats.

Le pH augmente au cours du compostage et se stabilise autour du pH 8. Au début de l'aération, le digestat a un pH acide, 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).

Aération des réacteurs

Le flux d'air au sein des réacteurs est ajusté afin de réaliser une aération suffisante mais non excessive du compost pour obtenir une élévation maximum de température, en intensité et en durée. Dans la littérature, les données concernant l'aération optimale durant la phase active varient de 3 L/h.kg⁻¹ de MS (Lau *et al.*, 1992; Sadaka & El. Taweel , 2003) à 150 L.h.kg⁻¹ de MS (Mathur *et al.*, 1993). Nous nous retrouvons dans cette fourchette. Les mélanges effectués aux dates de prélèvement permettent non seulement d'aérer les composts, mais aussi d'exposer de nouvelles surfaces à la biodégradation. Le tableau 102 montre l'évolution de certains paramètres au cours du compostage

Tableau 102. Evolution des paramètres durant le compostage

	Date (année 2014)	Temp	pH	%H	NH ₄ ⁺ mg/l	NO ₃ ⁻ mg/l	COT m/kg	N _t mg/kg	C/N	PO ₄ mg/l	Pb mg/kg	Cd mg/kg	Ni mg/kg
Déchets uniquement	19 juin	26	5,66	80,5	1,2	1,02	54,5	1,8	30,3				
	7 juillet	37	6,9	62	2,4	2	52	2,2	23,6				
	27 juillet	29	8,17	58	0,8	3,5	48,3	2,6	18,5	27,5	8,8	0,5	6,3
Déchets + boues de vidange	19 juin	26	5,35	84,7	1,5	0,8	33,2	1,2	27,6	25,9	-	-	-
	7 juillet	46	7,20	55	2,6	3,2	30	1,4	21,4	23,8	-	-	-
	31 juillet	29	8,61	60	1,8	4,3	27	1,7	15,9	28,2	12	3	9

Les courbes qui suivent décrivent bien l'évolution de ces différents paramètres durant le processus de compostage.

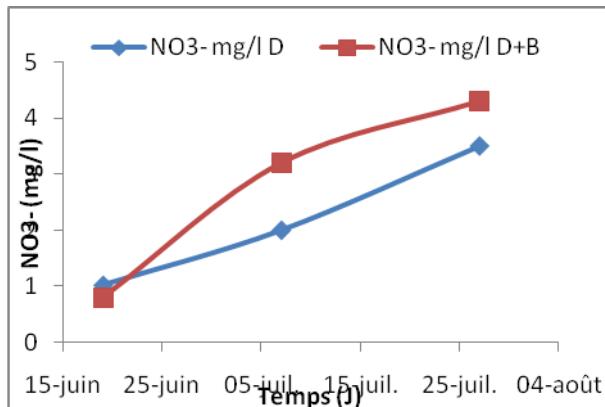


Figure 83. Evolution du NO_3^-

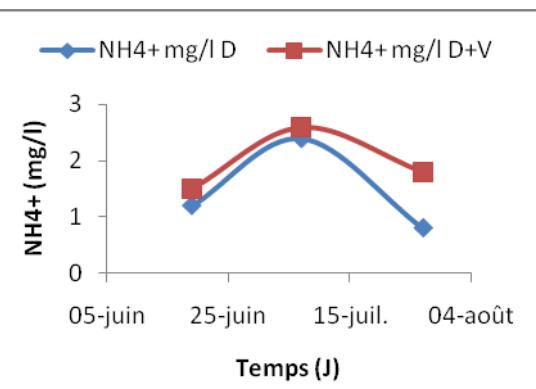


Figure 84. Evolution du NH_4^+

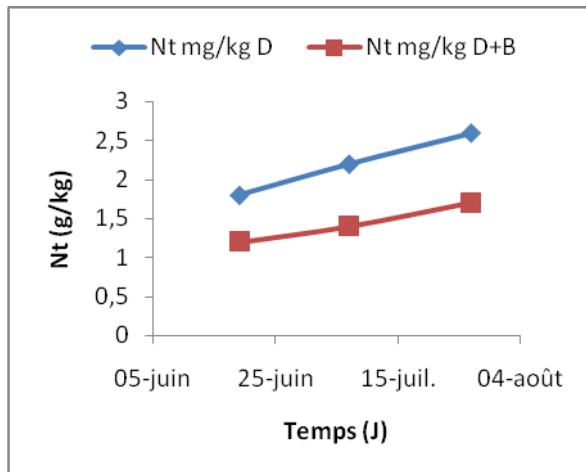


Figure 85. Evolution de l'azote total

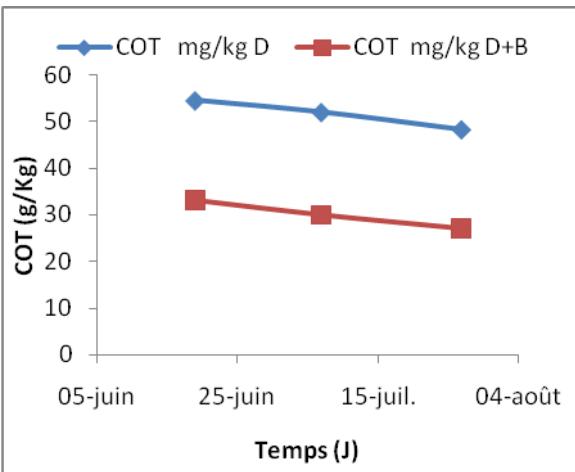


Figure 86. Evolution du carbone organique total

Il se dégage du tableau 19 et les différentes figures ci-dessus que les digestats solides ont un pH acide au début du compostage, car provenant d'un digesteur acidogène puis le pH se stabilise un pH légèrement alcalin (8,17 et 8,61). Un compost mûr est caractérisé par un pH variant entre 7 et 9 (ALBRECHT, 2007). Un tel pH caractérise un compost mature, stabilisé et est comparable à celui trouvé par d'autres chercheurs pour un compost mature. COFIE *et al.* (2009) ont réalisé un co-compostage des boues de vidange et des déchets solides municipaux et ont trouvé pour le compost mûr un pH oscillant entre 7,8-8,1. COMPAORE & NANEMA (2010) ont également trouvé que le compost issu du compostage des déchets urbains solides avait un pH de 8,6. De valeurs similaires (7,65-8,11) ont également été trouvées par PETRIC *et al.* (2012) dans leurs travaux sur le co-compostage de la fraction organique des déchets solides municipaux et du lisier de bétail.

Le carbone organique total (COT) décroît dans le temps (fig.30). Ceci s'explique par le dégagement de CO₂ qui accompagne les réactions biochimiques.

Les ions ammonium (NH₄⁺) augmentent dans les premiers jours pour enfin décroître vers la fin du processus. Les ions nitrates (NO₃⁻), par contre, connaissent une montée progressive jusqu'à la fin du processus. La montée de la concentration en ions NH₄⁺ au début du compostage vient de la biodégradation des déchets qui transforme l'azote organique en azote ammoniacal. Quant à l'azote total, il est l'ensemble de toutes les formes d'azote. Son évolution est inversement proportionnelle à celle du carbone organique total, le COT décroît alors que le N-total croît linéairement. Il en résulte une décroissance linéaire du rapport C/N.

Ce dernier paramètre est le plus communément utilisé pour évaluer la maturité d'un compost (COMPAORÉ & NANEMA, 2010). Il est passé de 30,3 à 18,5 en ce qui concerne le compostage des déchets uniquement et de 27,6 à 15,9 pour ce qui est du co-compostage à la fin du processus. Un compost dont le rapport C/N est en dessous de 20 est mature, stabilisé car la valeur se trouve dans la marge des normes internationales. 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. L'évolution des paramètres pH, NH₄⁺, NO₃⁻, COT et C/N mesurés est similaire à celle trouvée par QIAN *et al.* (2014) dans leurs travaux sur le co-compostage de la paille de riz et du lisier de bétail.

Il n'existe pas un paramètre unique de référence permettant de juger de l'état de maturité du compost, mais une multitude qu'il est nécessaire de comparer entre eux. Charnay (2005) dénombre les paramètres globaux comme la température, l'humidité, le pH, le rapport C/N, la perte au feu, les tests respirométrique, les tests colorimétriques de type Solvie® et les tests d'auto-échauffements. Nous avons effectué ce qui était possible mais quant au test respirométriques, colorimétriques et auto-échauffement, il nous a été difficile de les faire faute d'équipement de laboratoire. Les quelques paramètres mesurés ou analysés ont montré que les composts obtenus étaient mûrs.

Les métaux lourds

Les teneurs en métaux lourds du compost sont inférieures aux normes, pour référence, les valeurs limites de teneurs des métaux lourds selon plusieurs législations (Brinton, 2000 ; Bionet, 2002 ; Hoog *et al.*, 2002) sont rappelées dans le tableau 5 du présent travail. Le Cd et

le Pb sont des éléments toxiques, ils sont fréquemment retrouvés dans les ordures ménagères comme éléments constitutifs des piles (Soumaré, 2003, Sogreah, 2001).

Pendant la digestion anaérobie ou le compostage, Les déchets ménagers subissent une réduction de la masse, du volume et des matières organiques. Le tableau suivant donne le taux de réduction de la masse, volume, matière sèche et matière organique des déchets jusqu'au compost en passant par le digestat.

Tableau 103. Taux de réduction des paramètres des déchets

	Début	A la fin			
		Digestat déchets uniquement	Digestat déchets + boues de vidange	Compost déchets uniq.	Compost déchets + boues
Masse des déchets (kg)	14	9	8	7	6
Volume (L) des déchets dans le réacteur	26	20	17	12	8
Matières sèche (%) des déchets	35	19,5	15,3	25	29
Matières Organiques(%) des déchets	81	41	38	50	55
Densité des déchets	0,54	0,45	0,47	0,64	0,75

Ce tableau montre que la masse des déchets frais a été réduite de 75 % en compost pour la co-digestion anaérobie, elle est de 58 % pour la digestion anaérobie des déchets. Quant au volume, la réduction est de 69 % en ce qui concerne la co-digestion anaérobie et 54 % pour la digestion anaérobie. Nous constatons que la co-digestion anaérobie est intéressante car il ya un effet synergique dans ce sens que les boues de vidange ont apporté les microorganismes qui ont contribué à digérer plus facilement la matière organique.

Le tableau 104 qui suit reprend les résultats obtenus lors de la caractérisation et quantification des déchets initiaux, du digestat solide et du compost.

Tableau 104. Tableau Synthétique de la caractérisation et quantification des déchets à différentes phases de traitement

Paramètres mesurés Types de déchets		Densité	V (l)	Masse brute (kg)	MS (%) & MVS (g/l)	g DCO/g MS ou gO ₂ /l	DCO totale (g O ₂)
Déchets initiaux KINS	DMO	0,54	26	14	35	1,1	5390
	BV	1	4	-	1	72	288
	DMO+BV	-	30	-	-	-	5678
1ère vidange	Jus KIN _{DMO}	-	55	-	-	48,32	2656,5
	Jus KIN _{DMO+BV}	-	64	-	-	50,77	3249,28
2 ^{ème} vidange	Jus KIN _{DMO}	-	55	-	-	20,29	1116,5
	Jus KIN _{DMO+BV}	-	65	-	-	21,69	1402,4
3 ^{ème} vidange	Jus KIN _{DMO}	-	55	-	-	1,95	107,5
	Jus KIN _{DMO+BV}	-	65	-	-	1,45	94,6
Digestats solides	KIN _{DMO}	-	20	9	19,5	0,63	1102,5
	KIN _{DMO+BV}	-	17	8	15,3	0,56	655,2
Compost	KIN _{DMO}	0,64	11	7	25	0,53	964,6
	KIN _{DMO+BV}	0,75	8	6	29	0,32	604

Conclusion

Le présent chapitre a consisté à étudier la valorisation des déchets solides municipaux par une digestion et co-digestion anaérobie partielle suivie d'un compostage et co-compostage dans le même réacteur et cette approche s'est révélée intéressante. A partir des déchets solides municipaux (ordures ménagères) et des matières de vidange constituant un danger environnemental et sanitaire, nous avons pu produire du biogaz, une énergie renouvelable, et du fumier sous forme organique de bonne qualité, indispensable dans notre région pour la fertilisation et restructuration des sols.

La co-digestion anaérobie partielle en plusieurs phases s'est révélée efficace dans l'accélération des processus de biodégradation de la matière. La co-digestion en deux phases a conduit à une réduction de 69% de la masse initiale des déchets.

La co-digestion anaérobie partielle provoque une diminution de pH du jus de fermentation, une élévation dans la concentration des acides gras volatils et une montée relative de la DCO. La fin de la co-digestion anaérobie partielle se matérialise par une diminution dans la production des acides gras volatiles, correspondant probablement à l'épuisement de la matière organique biodégradable

Le déroulement du processus de méthanogenèse dans les conditions mésophile s'est révélé efficace en produisant plus de 70% de la DCO transformée en biogaz

Le processus de co-compostage entamé juste après les trois phases de co-digestion anaérobie partielle a duré une période d'environ 6 semaines (45 jours).

Le couplage de la co-digestion anaérobie partielle au co-compostage dans un même réacteur semble être une possibilité intéressante pour pouvoir contourner les problèmes liés à la gestion des déchets solides municipaux et des boues de vidange. Le processus se veut très rentable tant sur le plan socio-économique qu'environnemental car les déchets, source de nombreuses nuisances, sont transformés en une forme d'énergie renouvelable (biogaz) et en un compost de qualité utile pour rentabiliser notre agriculture. L'autre avantage tient dans la durée des deux processus, une période d'environ deux mois et demi suffisent pour aboutir à la fin du processus alors que le compostage classique seul des déchets dure en moyenne 3 à 4 mois.

Références bibliographiques

- 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 doctorale, Faculté des sciences et techniques, Université Paul CEZANNE.
- 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, Laboratoire des Sciences de l'Eau et de l'Environnement, 195 p.
- ALOUEIMINE S. O., MATEJKA G., ZURRURBRUGG C. et SIDI Mohamed M.E. 2005. Caractérisation des Ordures Ménagers à Nouakchott :Partie II : Résultats en Saison Sèche et en Saison Humide, Revue Francophone d'Ecologie Industrielle N°44 8 p.
- BATSTONE D.J., KELLER J., ANGELIDAKI I., KALYUZHNYI S.V., PAVLOSTATIS S.G., ROZZI A., SANDERS WTM, SIEGRIEST H., VAVILIN V.A., 2002. Anaerobic Digestion Model N°1 (ADM1). International Water Association Scientific and Technical Report n° 13, London, UK, IWA Publishing, 68p.
- BIONET 2002. "Biological waste treatment in Europe - Technical and market development." In: (en ligne).Disponible sur: www.bionet.net.
- BERTHE C. 2006. Etude de la matière organique contenue dans les lixiviats issus des différentes filières de traitement des déchets ménagers et assimilés. Thèse doctorale en sciences de Chimie et microbiologie de l'eau, Université de Limoges.
- BERTIN L., GRILLI S., SPAGNI A., FAVA F., 2012. Innovative two-stage anaerobic process for effective codigestion of cheese whey and cattle manure. *Bioresource Technology* 128, 779-783.
- BREWER L.J. & SULLIVAN D.M. 2003. "Maturity and stability evaluation of composted yards trimmings." *Compost Science & Utilization* 11 (2): 96-112.
- BRINTON W.F. 2001. "How compost maturity affects plant and roots performance in container grown media." *Journal of biodynamics* 233: 22-27.
- Braun R. and Jaag O. 1970. Methods of Sampling and Analysis of Solid Waste. Eawag, Swiss Federal Institute for Water Supply, Seawage Purification and Water Pollution Control ; Section for Solid Wastes ; CH- 8600 Dübendorf, Switzerland; 72 pages.
- 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.
- CHARNAY F., 2005. Compostage des déchets urbains dans les pays en développement : élaboration d'une démarche méthodologique pour une production pérenne de compost. Thèse de doctorat n° 562005, Université de Limoges, 277p.
- COFIE O., KONE D., ROTENBERGER S., MOSER D., ZUBRUEGG C. 2009. Co-composting of faecal sludge and organic solid waste for agriculture: Process dynamics. *Water Research* 43, 4665-4675.
- DAS K.C., SMITH M.C., GATTIE D.K. & HALE BOOTHE D.D. 2002. "Stability and quality of municipal solid waste compost from landfill aerobic bioreduction process." *Advances in Environmental Research* 6: 401-409.

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

EL MASHAD H.M. et ZHANG R., 2010. Biogas production from co-digestion of dairy manure and food waste. *Bioresource Technology*, vol.101, issue 11, p.4021-4028.

FLYHAMMAR 1997. Estimation of heavy metal transformation in municipal solid waste ; The Science of the Total Environment 198 (1997) 123 - 133 ;

FORCIER F. 2009. *Analyse du potentiel de codigestion à la ferme de matières organiques provenant des secteurs municipal, industriel, commercial et institutionnel (ICI)*, Solinov, Québec, 51p.

FRANCOIS V. 2004. Détermination d'indicateurs d'accélération et de stabilisation de déchets ménagers enfouis. Etude de l'impact de la recirculation de lixiviats sur colonnes de déchets". Laboratoire des Sciences de l'Eau et de l'Environnement. Limoges, France, Faculté des Sciences et Techniques: 185 p.

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.288p.

GARCIA A.J., ESTEBAN M.B., MARQUEZ M.C., RAMOS P. 2005. Biodegradable municipal solid waste: Characterization and potential use as animal feedstuffs; *Waste Management* 25 (2005) 780–787.

M. HENZE, M.C.M. VAN LOOSDRECHT, G.A. EKAMA and D. BRDJANONVIC. 2008. *Biological waste water treatment: Principe, Modeling and Design*, IWA Publishing, Cambridge University press, London, Royaume Uni, 455p.

KELLY R.J., NOVAK J. T., SHEARER B.D et PRILLAMAN N. 2002. Effects of Enhancement Techniques on The Biological Stabilization of Municipal Solid Waste and the Impact of Plastic on Measurements to Determine Waste Stability. 72p.

LEBIOCKA M. et MONTUSIEWICZN A. 2012. "Co-digestion of sewage sludge and organic fraction of municipal solid waste. A comparison between laboratory and technical scales", *Environmental Protection Engineering*, vol.38, n°4, pp. 157-162.

KERROUM D., MOSSAB B.L. and HASSEN M.A. 2012. Production of Biogas from Sludge Waste and Organic Fraction of Municipal Solid Waste, Biogas, Dr. Sunil Kumar (Ed.), ISBN: 978-953-51-0204-5.

MINDELE L.U., LINA A.A., NGAHANA E.L., MUSIBONO D.E., et VASEL J.L., 2015. La valorisation des déchets ménagers organiques et des boues de vidange de fosses septiques par digestion anaérobie, IIISR, in press. 16p.

MOLETTA R. 2008. Technologies de la méthanisation de la biomasse, déchets ménagers et agricoles. Méthanisation 8, 181-204, Editions TEC & DOC, Lavoisier, Paris.

MOLETTA R. et CANSELL F. 2003. Méthanisation des déchets organiques – Etude bibliographique. Rapport final, Association RE.CO.R.D- n°01-0408/1A, 194 p, France.

K.D. MONSON K.D., ESTEVES S.R., GUWY A.J. and DINSDALE R.M. 2007. *Anaerobic digestion of biodegradable municipal solid waste, A review; sustainable environment research center*, University of Glamorgan, 407 p, Royaume-Uni.

MORVAN B. 2000. Méthode de caractérisation des déchets ménagers : analyse sur produit sec. Déchets Sciences et Techniques, 20, 9-11.

MSHANDETE A., KIVASI A., RUBINDAMAYUGI M. and MATTIASSEN B. 2004. "Anaerobic batch co-digestion of sisal pulp and fish wastes", *Bioresource technology*, Vol.95pp.19-24.

NAYONO E. S., GALLERT C., WINTER J. 2010. Co-digestion of press water and food waste in biowaste digester for improvement of biogaz production. *Bioresource Technologie* 101, 6987-6993.

NSAVYIMANA G. 2014. Modelisation des processus physiques et biologiques dans des fosses septiques et voies de valorisation des boues de vidange : Application à Bujumbura-Burundi. Thèse de doctorat, Université de Liège (Belgique), 427p.

RODIER J., LEBUGE B. MERLET N. 2009. *L'Analyse de l'eau, 9^{ème} édition, Dunod, Paris*, 1600p.

RITTMAN B.E. and Mc CARTY L.P. 2001. *Environmental Biotechnology: Principles and Applications, Mc Graw-Hill International Editions, New-York*, 754p.

PETRIC I., HELIĆ A., AVDIC A. E. 2012. Evaluation of process parameters and determination of kinetics for co-composting of organic fraction of municipal solid waste with poultry manure. *Bioresource Technology* 117, 107-116.

POUECH P., COUDURE R., MARCATO C.E. 2005. Intérêt de la co-digestion pour la valorisation des lisiers et le traitement des déchets fermentescibles à l'échelle d'un territoire. Journées Recherche Porcine, 37, 39-44.

TAHRI A., DJAAFRI M., KHELAFI M., KALLOUM S. et SALEM F. 2012. "Amélioration du rendement de la production de biogaz par co-digestion des déchets organiques (déchets d'abattoir et de volaille", *Revue des Energies Renouvelables SIENR'12* Ghardaïa pp. 375 – 380.

TCHOBANOGLOUS G., THEISEN H. et VIGIL SAMUEL A. 1993. Integrated Solid Waste Management, Engineering Principles and Management Issues ; McGraw-Hill International Editions; Civil Engineering Services; 978 p.

SADAKA S. & EL-TAWEEL A. 2003. "Effects of aeration and C:N Ratio on household waste composting in Egypt." *Compost Science & Utilization* 11 (1): 36-40.

SOGREAH 2001. "Solid waste management study for Bangkok." Bangkok, Kingdomof Thailand, Bangkok Metropolitan Administration. May 2001.

SAVIOZZI A., LEVI-MINZI R. & RIFFALDI R. 1988. "Maturity evaluation of organic waste." *BioCycle*, 29:54-56.

SOUWARE M., TACK F.M.G. & VERLOO M.G. 2003. "Effects of a municipal solid waste compost and mineral fertilization on plant growth in two tropical agricultural soils of Mali." *Bioresource Technology* 86: 15-20.

SUGAHARA K., HARADA Y. & INOKO A. 1979. "Color change of cityrefuse during composting process." *Soil Sci. Plant. Nutr.*, 25, 2:197-208.

VALANCIA R., DEN HAMER D., KOMBOI J., LUBBERDING H.J., GIJZEN H.J. 2009. Alternative treatment for septic tank sludge: Co- digestion with municipal solid waste in bioreactor landfill simulators. *Journal of Environmental Management* 90, 940-945.

VICTORi A., MALLET B., FROISSART T. 2011. "Implication de l'EPLEFPA de La Motte Servolex dans une démarche d'agriculture durable : la méthanisation", *Journée industrielle méthanisation, texte de communication*, Chambéry, France, pp.153-158.

WHO 1978. Methods of Analysis of Sewage Sludge Solid Waste and Compost; WHO International Reference Centre For Waste Disposal; CH- 8600 Dübendorf (Switzerland), 44 pages

ZHANG C., XIAO G., PENG L., SU H., TAN T. 2013. The anaerobic co-digestion of food waste and cattle manure. *Bioresource Technology* 129, 170-176.

CHAPITRE VII. AVANT- PROJET SUR LE TRAITEMENT DES DECHETS ORGANIQUES PAR METHANISATION DANS LA COMMUNE DE KIMBANSEKE

Introduction

Nous avons montré lors de la caractérisation des déchets que la fraction organique fermentescible était majoritaire (plus de 60 % de la masse totale des déchets). Au lieu de les jeter directement dans le centre d'enfouissement technique, il serait intéressant de les recycler.

Ainsi, l'article L. 541-1-1 du code de l'environnement français, définit le recyclage comme « toute opération de valorisation par laquelle les déchets, y compris les déchets organiques, sont retraités en substances, matières ou produits aux fins de leur fonction initiale ou à d'autres fins. Les opérations de valorisation énergétique des déchets, celles relatives à la conversion des déchets en combustible et les opérations de remblaiement ne peuvent pas être qualifiées d'opération de recyclage ».

En effet, la digestion anaérobiose des déchets ménagers fermentescibles avec les boues conduirait à la production du biogaz et le digestat qui sera composté pour produire un fertilisant organique nécessaire pour l'agriculture périurbaine.

VII.1. Contexte et justification

En cette période charnière pour le développement des énergies renouvelables, laméthanisation recèle un potentiel important par sa double capacité de valorisation énergétique des déchets organiques et de réduction des émissions de gaz à effet de serre.

La RDC avec plus de 70 Millions d'habitants et la majorité de cette population vit dans les milieux ruraux (80%) (Monzambe, 2001). Il est alors intéressant qu'il yait une décentralisation énergétique.

Il est connu que la consommation en énergie, surtout la consommation d'électricité par habitant, constitue un critère important d'appréciation du niveau de développement d'un pays. La consommation en électricité par habitant est très faible dans les pays en voie de développement.

Et pourtant l'ensemble des ressources hydroélectriques de la RDC peut fournir environ 774.000 GWh par an, grâce aux douze centrales hydroélectriques du pays, réparties comme suit : cinq centrales au Katanga, (Mwandigusha, Koni, N'zilo, N'sele et Kalemie), trois au Bas-Congo (Inga I, Inga II et Zongo), deux au Kivu (Ruzizi I et II), une dans la Province Orientale (Tsopo) et une à l'Équateur (Mobayi).

Ce potentiel hydroélectrique étant insuffisamment réparti, l'approvisionnement et l'utilisation de l'énergie électrique posent des problèmes, surtout dans les milieux ruraux. C'est la raison pour laquelle la politique de l'électrification rurale décentralisée reste l'alternative la plus intéressante pour résoudre le problème du besoin énergétique de la population.

C'est pourquoi, pour pallier à cette carence énergétique, il est souhaitable que la RDC se lance dans la production de biogaz à partir de la méthanisation de la biomasse. Actuellement, la méthanisation est inexistante parmi les principales sources d'énergie de la RDC qui se ventilent comme suit (en pourcentage de l'énergie totale consommée)

- dendro-énergie (bois de chauffe, charbon de bois) : 88 -91%
- hydrocarbures : 4 - 7% ;
- centrales hydroélectriques : 4%
- autres : 0,2 - 1%. (Kasemuana, 2009).

La technologie du biogaz peut contribuer à résoudre un certain nombre de problèmes aigus, actuels (pauvreté, malnutrition, changements climatiques, insalubrité publique, etc.), tant au niveau national et régional qu'au niveau mondial.

Malgré son impact négligeable, aujourd'hui, sa perspective d'avenir paraît prometteuse. Ceci justifie la nécessité d'une sensibilisation judicieuse, suivie d'expérimentations pilotes en vue de la vulgarisation ultérieure de la technologie du biogaz.

VII.2. Etat de lieux de la biométhanisation

La technologie de la biométhanisation n'est pas nouvelle en RDC, car on a signalé la présence des digesteurs expérimentaux depuis 1925 à Bukavu, qui étaient au stade expérimental et ces projets étaient soient privés, soient de l'État (Anonyme, 1998 ; Badila,

1995). Le tableau 105 résume le projet de biogaz qui ont existé en République Démocratique du Congo.

Tableau 105. Digesteurs expérimentaux qui ont existé au Congo (Monzambe, 2001)

Province	Territoire	Site	Nombre	Type	Volume m ³
Sud kivu	Bukavu	Bukavu ISP	1	Chinois	20
		Bukavu II, Abattoir public	1	Chinois	10
		Bukavu III, ISDR	1	Chinois	12
	Mwenga	Burhinyi	1	Chinois	30
		Chilongo	1	Chinois	10
	Walungu	Kibumbu	2	Chinois	20+20
		Kaziba chilanda	1	Chinois	20
		Kaziba ngando	1	Chinois	10
		Kilulu	1	Chinois	30
		Ritsuru	2	Chinois	10+10
	Masisi	Kasimbe	1	Chinois	25
		Chandelema	1	Chinois	40

Ces différents digesteurs expérimentaux étaient alimentés par la bouse des vaches à part ceux des abattoirs.

Tous ces projets n'ont pas connu une évolution positive à cause de :

1° manque de volonté politique, associé à l'absence d'expertise nationale dans ce domaine ;

2° la vision sectorielle de la technologie du biogaz en RDC qui poursuit uniquement l'aspect énergétique. Comme il existe une grande diversité et un grand potentiel de ressources énergétiques, la technologie du biogaz est négligée ;

3° la formation et la sensibilisation insuffisantes des gestionnaires, ainsi que des utilisateurs de biogaz ;

4° l'obscurantisme du décideur politique qui ne comprend pas la nécessité de s'attaquer dès maintenant aux fléaux qui rongent l'humanité notamment : la déforestation, la désertification, les changements climatiques, l'épuisement éventuel des énergies traditionnelles (dendro-énergie, charbon fossile, pétrole), la réduction de la biodiversité et la pauvreté.

VII.3.Objectif de l'avant-projet

- La production de l'énergie renouvelable moins polluante et la réduction de la masse des déchets putrescibles.

Objectifs spécifiques

- Estimer la quantité de biogaz ainsi que celle de l'énergie électrique qui pourraient être produites ;
- Estimer la rentabilité financière d'un avant-projet portant sur le traitement par digestion anaérobiose des déchets (solides et liquides)

VII.4. Description de l'avant-projet

VII.4.1. Localisation et maîtrise foncière

Avant de réaliser un projet de méthanisation, il est nécessaire de déterminer la localisation et avoir la maîtrise foncière. Pour notre cas, la commune de Kimbanseke est le lieu de prédilection. Car dans cette commune, il y a une quantité énorme des déchets organiques et c'est la commune la moins éclairée de la ville de Kinshasa.

VII.4.2. Nature et volume des activités

Le procédé de la co-digestion sera alimenté par les déchets organiques fermentescibles provenant des ménages de la commune et de la boue de vidange. Le digestat solide produit sera valorisé par compostage et le digestat liquide sera traité avant son rejet dans l'environnement. Le produit est valorisé par cogénération, ce qui permet de produire de l'électricité pour la commune et la chaleur sera transformée pour produire du froid. Ce processus est résumé à la figure 87 qui suit.

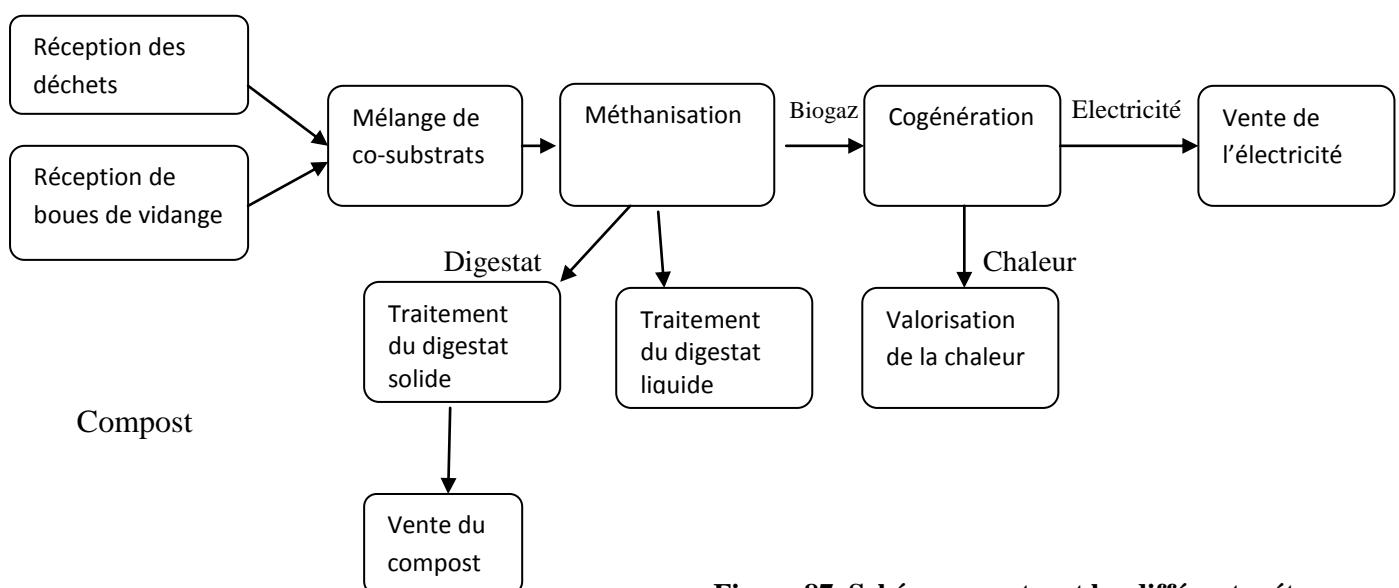


Figure 87. Schémas montrant les différentes étapes

VII.4.3.Volume des activités projetées

En se référant au chapitre 4, tableau 45, nous avons trouvés qu'une personne de la commune de Kimbanseke produisait en moyenne journalière annuelle, 0,97 Kg des déchets solides ménagers. Et de ce déchet, il y a 0,64 kg de déchets organiques fermentescibles en moyenne journalière annuelle. Tenant compte de la population totale (306758), la quantité des déchets organiques fermentescibles est de 69613 tonnes par année si 100% des déchets ont été collectés. Cette quantité de déchets ne tient pas compte de ceux provenant de marchés et autres activités.

Et en supposant que la production des boues de vidange à Kimbanseke est de 20000 m³ et que le total soit collecté.

VII.4.4.Choix de digesteur

Il existe une variété de digesteurs en Europe, le choix du digesteur sera fait en tenant compte de la co-digestion anaérobie en 2 étapes. Ainsi, en utilisant un digesteur en deux étapes basésur le procédé BTA (Biotechnische Abfallverwertung) avec digestion mésophile, la production moyenne de biogaz théorique est de 130 m³par tonne de substrat, mais ce chiffre devrait être validé par plusieurs tests.

VII.5. Méthodologie

Il serait intéressant que le tri se passe au niveau de ménage comme cela se passe ailleurs, de cette façon le traitement serait facile.

Une fois que les déchets seront arrivés au site de traitement, ils seront déposés dans un hall de stockage sous dépression pour limiter la nuisance olfactive et doivent en principe être broyés pour réduire le volume. Puis, ils seront triés par un trommel avec maille de 60 cm.

Avant d'alimenter le digesteur, les déchets doivent être mélangés et homogènes pour éviter des fluctuations lors de la production de biogaz et alimenter uniquement les déchets ménagers.

Le tableau 106 montre la quantité des déchets à apporter dans le digesteur ainsi que de boues de vidange.

Tableau 106. Quantité des déchets ménagers et des boues de vidange.

Quantité de déchets collectée par jour (0,97kg/hab)	298 Tonnes
Quantité de déchets collectée par année	109000 Tonnes
Fraction organique fermentescible (64%)	70000 Tonnes/an
La matière sèche (35%) finale des déchets organiques	24000 Tonnes/an
DCO des déchets (1,1 gDCO/gMS)	27000 Tonnes DCO/an
Quantité de boue de vidange	20000 m ³ /an
DCO de la boue de vidange (72 g O ₂ /l)	1400 Tonnes DCO/an
DCO totale	28000 Tonnes DCO/an

En tenant compte du rapport matière volatiles en suspension (MVS) de boues de vidange sur matière organique volatile (MOV) ($MVS_{bv} / MOV_{déchets} = 0,3$) vu précédemment, 70000 tonnes/an des déchets organiques ménagers correspondraient à 20000 m³ /an de boues vidange.

Connaissant la DCO des déchets 27000 TDCO/an et la DCO correspondante de boues (72 gO₂/l * 20000 m³/an), nous aurons la DCO totale de 28000 Tonnes DCO/an (26802 +1504).

Sur base des expériences menées à Kinshasa nous avons constaté que la DCO des déchets était à 89 % biodégradable et sachant aussi que toute la DCO des boues de vidange n'est pas biodégradable (Nsavyimana, 2014 ; Bigumandondera, 2014), nous supposons que 80 % de DCO du mélange boues de vidange et déchets ménagers sont biodégradables.

Ainsi, la DCO totale sera 28000 TDCO/an * 0,8= 22400 TDCO/an.

En tenant compte de l'expérience de Kinshasa, nous avons déduit que 1 gDCO dégradée produisait 0,36 L de méthane, ainsi, 22400 TDCO/an produiront 8064000 m³.

Or sur base de l'expérience que nous avons menée la co-digestion de boues de vidange et de déchets ménages a donné un biogaz dont la composition est de 75 % de CH₄ et 25 % de CO₂.

La quantité totale du biogaz produit est égale à 10080000 m³ de biogaz/an.

Le mode de valorisation du biogaz par cogénération exige un moteur qui entraîne un alternateur qui produit de l'électricité. Le rendement électrique varie de 35 à 38 %. Le reste de l'énergie se retrouve sous forme de chaleur qui est en grande partie récupérée au niveau du système de refroidissement du moteur et au niveau des gaz d'échappement. Le rendement

thermique varie de 40 à 47 %. La cogénération présente l'avantage d'assurer une recette constante par la vente d'électricité (Adème, 2014).

Sachant que l'équivalence énergétique du méthane est 9,7kWh/m³(Moletta, 2002 ;Dupont, 2010) et l'équivalent énergétique du biogaz est proportionnel à la teneur de méthane dans le biogaz. Ainsi, avec 75 % du méthane, nous aurons : $9,7 \times 0,75 = 7,3$ kWh/m³ du biogaz.

Avec 10080000 m³ * 7,3 kWh/m³, nous aurons 73584000kWh/an

Avec un rendement électrique de 35%, l'électricité produite sera de 25754400 kWh_e/an et

Avec un rendement thermique de 40 %, la chaleur produite sera de 29433600 kWh_{th}/an.

Sachant qu'un ménage moyen de la commune consommé 260 kWh par mois (3120 kWh/an), avec 25754400 kWh_e/an, nous avons 8255 ménages.

Le coût du kWh est fixé à 36,21 Francs Congolais (0,03 Euro), cela veut dire que par mois 9414,60 Fc (9 euros) (Facture du 2/10/2013).

La vente de l'électricité apporterait 891432 euros si toute l'électricité produite est vendue, or la moitié de cette électricité doit être autoconsommée.

En comparant le prix du kWh de certains pays africains et européens, nous constatons que la différence est énorme comme le montre le tableau suivant :

Tableau 107. Le prix du kWh de l'électricité dans certains pays africains et européens

Afrique (Kamdem, 2009)	Prix (Cent €)	Europe (Eurostat, 2015)	Prix (Cent €)
Algérie	4,4	Allemagne	29,7
Egypte	1,2	Belgique	20,4
Maroc	12,15	Danemark	30,4
Côte d'Ivoire	5,88	Espagne	23,7
Sénégal	15,98	France	17,5
Nigéria	0,94	Italie	23,4
Congo Brazzaville	8,9	Luxembourg	17,4
Cameroun	10,4	Norvège	16,6
Zambie	1	Pays-Bas	17,3
Afrique du sud	4,17	Portugal	22,3
Tanzanie	5,8	Royaume-Uni	20,1

Nous constatons qu'il ya une grande disparité entre les différents pays, même dans les pays qui évoluent dans des environnements socio-économiques et politiques similaires.

Dans le pays africains, la chaleur produite lors de la cogénération ne pourra pas être utilisée pour le chauffage des bâtiments mais nous pensons qu'il faudrait plutôt songer à une production localisée de froid.

Compost

Le digestat mélangé avec des déchets verts est disposé en andain, sous hangar. De l'air frais sera injecté au travers d'orifices des dalles aérauliques directement au cœur des matières. Un séchage progressif de la matière. Des sondes mesureront en permanence le taux d'oxygène et la température. Le compost sera ensuite tamisé (tamis de 10 mm) puis débarrassé des inertes pour en faire un amendement organique.

D'une manière générale, les déchets connaissent une réduction de poids après digestion anaérobiose (méthanisation) de 40 à 50 % (Moletta, 2002). Ainsi l'usine produirait à peu près 28 000 tonnes de compost par année. Le compost serait conditionné dans le sac de 50 kg et vendu aux femmes maraîchères et agriculteur moyennant 5000 Fc (5 euros). La vente du compost apportera 2800000 Euros par année.

Quant au digestat liquide, une partie sera remise au digesteur acidogène et l'autre partie sera traitée avant le rejet à l'environnement, en visant une utilisation en irrigation après un traitement préliminaire approprié.

Investissement

Les études dans les pays industrialisés qui ont maîtrisé cette technologie, ont montré que l'investissement dépend de la taille de l'installation (Adème, 2014) et la disparité des déchets traités ne permet pas de donner des indications précises et fiables des coûts d'investissement.

Ainsi, pour les unités de traitement de déchets ménagers, l'investissement en France est compris entre 500 et 1 200 €/tonnes (Adème, 2014).

L'estimation de l'investissement nécessaire sera poursuivie après le présent travail.

Références bibliographiques

- ADEME, 2014. Méthanisation, fiche technique, Anger, 19p.
- ANONYME 1998. Projet de schéma directeur de développement énergétique national. Atelier de consultation d'experts pour l'élaboration de la politique énergétique nationale, Ministère de l'énergie, Kinshasa (RDC), 51p.
- BADILA, L. 1995. L'exploitation de biogaz au Zaïre. Réunion d'experts nationaux en Hydrologie et énergies nouvelles et renouvelables, organisée par le Conseil National de l'énergie. Colloque du 03 au 04/07/1995. Kinshasa (RDC).
- EUROSTAT 2015, communiqué de presse, 92/2015, service de presse d'Eurostat, 6p.
- KAMDEM K. 2009. Etude comparative des tarifs d'électricité pratiqués en Afrique, UPDEA, secrétariat général, Abidjan, 16p.
- KASEMUANA S.2009. Energie et écodéveloppement en République Démocratique du Congo. www.helio-international.org/reports/pdf/congo-fr.pdf, p.21.
- MOLETTA R., 2002. Gestion des problèmes environnementaux dans les industries agroalimentaires, ed tec&doc, Paris, 600p.
- MONZAMBE M. 2002. La problématique de la biométhanisation en République démocratique du Congo, ANSD volume 3, pp. 7-34 ; Kinshasa.
- NICOLAS DUPONT 2010. Valorisation du biogaz de fermentation : combustion catalytique, Thèse, Université Claude Bernard - Lyon I, 251 p.

Conclusion générale

Ce travail avait comme objectif de faire une évaluation de l'état des lieux et de dégager des pistes possibles de traitements des déchets solides et liquides en vue de protéger les populations et de s'orienter vers des traitements qui respectent au mieux les principes du développement durable. Pour atteindre cet objectif, nous avons mené des investigations sur terrain en vue d'apporter une meilleure compréhension du secteur d'assainissement. Et l'un des problèmes majeurs à l'assainissement, est le manque cruel de données de caractérisation de ces rejets à leur source, c'est-à-dire au niveau des ménages. Ceci est dû principalement à l'inadaptation des méthodes existantes aux contextes spécifiques de ces pays.

La particularité de la méthodologie préconisée dans cette dissertation est la caractérisation des ordures ménagères et la typologie des ouvrages d'assainissement liquides au niveau des ménages. Les données ainsi obtenues représentent le prérequis indispensable de toute politique de gestion. Ce sont à partir de ces données de référence que les projections de l'évolution des déchets (solides et liquides) peuvent être établies, car elles reflètent la réalité des quantités générées et potentiellement évacuées.

Caractérisées par une densité de 554 kg/m^3 et une humidité moyenne de 60 % par rapport aux autres pays (Bénin, Mauritanie,...), les ordures ménagères, à évacuer, sont générées à Kinshasa à raison de 0,95 kg/hab/j et 0,99 kg/hab/j en moyenne annuelle respectivement dans la commune de la Gombe et Kimbanseke.

Avec un gisement d'ordures ménagères de plus de 2000 tonnes généré quotidiennement par les deux communes (généralement les autorités disent que 600 000 tonnes des déchets sont produits par jours dans toute la ville d'à peu près 12 000 000 d'habitants, ce qui ne reflète pas la réalité) et composé de 8 catégories, les fractions organiques fermentescibles et les gravats/poussières dominent, avec plus de 80 %.

Ainsi, dans le but de développer des stratégies de gestion visant à valoriser certaines fractions des déchets et de réduire les refus destinés à la décharge, nous avons montré la faisabilité d'un concept visant à mettre en place et de développer des unités de méthanisation et compostage, pour produire de l'énergie verte et réduire ainsi les émissions de CO₂, gaz à effet de serre.

Sur base de nos travaux le traitement des ordures ménagères de Kinshasa par méthanisation suivi du compostage semble être une option envisageable. Le choix de ce mode de traitement

serait justifié par leur importante teneur en fraction organique fermentescible (plus de 60%) et la forte humidité des déchets (60 %).

La pollution de Kinshasa par les déchets liquides n'est plus à démontrer, la plus dangereuse reste la gestion des excréta. Si la population jeune se prend en charge pour assainir elle-même leur ouvrage d'assainissement, cela n'est pas le cas du côté pouvoir public.

Ainsi, le co-traitement en anaérobiose des déchets ménagers fermentescibles solides avec les boues sont considérées comme une alternative à étudier plus en profondeur et devrait être testé à une échelle pilote. En effet un essai de digestion anaérobiose partielle suivi du compostage dans le même réacteur a démontré l'intérêt de mélanger la fraction organique fermentescible avec les boues de vidange, dans ce sens que la boue de vidange étant riche en microorganismes méthanogènes, le processus de la digestion anaérobiose est accéléré par rapport à la digestion de la seule fraction organique et aussi, tout en récupérant le potentiel de production de biogaz contenu dans les matières de vidanges.

Quant à la procédure d'évaluation de l'assainissement non collectif (ANC) proposée dans cette thèse, elle a consisté à mettre en place un indicateur global pour l'assainissement non collectif qui se rapporte à toute la filière et qui est calculé en utilisant les méthodes multicritères, dont la méthode ELECTRE I 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 des excréta 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.

Perspectives

Il serait aussi utile de mener une étude pour évaluer le potentiel énergétique des déchets dans divers quartiers de la ville de Kinshasa pour voir comment ceux-ci peuvent contribuer à la déficience de l'approvisionnement en énergie électrique.

Et aussi, dans la gestion des déchets solides ménagers de la ville de Kinshasa, réduire de façon substantielle la mise en décharge ou les pratiques actuelles (abandon à l'air libre, rejet dans les cours d'eaux, enfouissement dans les parcelles, incinération), il faut favoriser le recyclage à grande échelle de ces matières organiques pour une valorisation énergétique et la fertilisation des sols dégradés. Au niveau des petites exploitations comme dans les périmètres de maraîchage urbain de Kinshasa, il serait important de développer une approche plus intégrée impliquant la collecte et la valorisation efficace des déchets ménagers par la production des composts tout en tenant à la préservation de l'équilibre environnemental. Dès lors que l'utilisation des composts de biodéchets ménagers (ou toute autre source de MO) peut en partie constituer une alternative ou un complément à la fertilisation minérale de sols acides sablonneux dans la région de Kinshasa.

ANNEXE

Annexe I. Détermination de la part de DSM et celle des BV dans le réacteur

Dans le présent travail, nous avons utilisé un rapport massique $BV/DSM_{frais} = 0,3$ pour savoir la quantité de déchets et de boues de vidange nécessaires pour remplir le réacteur. Un raisonnement mathématique nous permet de déterminer la part qui revient à chaque type de substrats.

Volume du choix de travail= 30 L

Le rapport massique $BV/DSM = 0,3$

Comme les densités des BV et DSM peuvent être déterminées expérimentalement et sachant les relations qui unissent la densité (ou masse volumique), le volume et la masse ; les proportions volumiques BV/DSM peuvent être trouvées mathématiquement en passant par un système de 2 équations.

Soient V_{BV} , m_{BV} et d_{BV} le volume, la masse et la densité des BV respectivement ; et soient V_{DSM} , m_{DSM} et d_{DSM} le volume, la masse et la densité des DSM respectivement.

Sachant que $m_{BV} = d_{BV} \cdot V_{BV}$ et $m_{DSM} = d_{DSM} \cdot V_{DSM}$; on peut établir un système de 2 équations à deux inconnues (V_{BV} et V_{DSM}) :

$$\begin{cases} m_{BV} - 0,3 m_{DSM} = 0 \\ V_{BV} + V_{DSM} = 30 \end{cases} \quad \longrightarrow \quad \begin{cases} d_{BV} \cdot V_{BV} - 0,3d_{DSM} \cdot V_{DSM} = 0 \\ V_{BV} + V_{DSM} = 30 \end{cases}$$

Et comme les valeurs trouvées expérimentalement pour $d_{BV} = 1,1$ et $d_{DSM} = 0,54$ (elle dépend de la granulométrie et de leur humidité relative), le système se simplifie:

$$\begin{cases} 1 V_{BV} - 0,16V_{DSM} = 0 \\ V_{BV} + V_{DSM} = 30 \end{cases}$$

La résolution du système d'équations par la méthode de donne $V_{BV} = 4L$ et $V_{DSM} = 26 L$ soit un volume de **4L de boues de vidange** et une masse de **14 kg des déchets ménagers**.

Annexe 2. QUESTIONNAIRE D'ENQUETE

I. L'eau et typologie des ouvrages assainissement

Ce questionnaire s'inscrit dans le cadre de la recherche de thèse sur le thème : *Typologie des eaux consommées dans les communes de la Gombe et de Kimbanseke*

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 la commune..... Quartier Carré N°.....

Maison..... 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-Secondaire: 1-5-Supérieur : 1-6-Alphabète 1-7- Analphabète:

1-8-Quelles sont vos activités professionnelles?.....

.....
 1-9-Quels sont vos revenus ?.....

II – SOURCE D'APPROVISIONNEMENT EN EAU ET USAGES

Quelles sont vos sources d'approvisionnement en eau?

2-1-Pluie 2-2-Puits 2-3-Lac 2-4-Citerne 2-5- O.P. (Organisme Public ou Privé)

6-fontaine publique

2-7-Autres sources (à préciser)

Quel est l'aspect de l'eau que vous utilisez ?

	Pluie (2-1)	Puits (2-2)	Lac (2-3)	Citerne (2-4)	Regideso (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.

	Pluie (2-1)	Puits (2-2)	Lac (2-3)	Citerne (2-4)	Regideso (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 :

2-15 :

	Boisson (2-16)	Cuisson (2-17)	Lessive (2-18)	Vaisselle (2-19)	Douche (2-20)	Arrosage (2-21)	Nettoyage (2-22)	Autres (2-23)
Pluie (2-1)								
Puits (2-2)								
Lac (2-3)								
Citerne (2-4)								
Regideso (2-5)								
Fontaine Publi. (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 : $\text{AL}_2(\text{SO}_4)_3$)
 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 ?.....
 3-37-Commentaire.....

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	Ordure 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 ?

.....
.....
....

X - ACCESSIBILITÉ A LA MAISON

10-1- Distance entre la maison enquêtée et la route Principale (goudronnée) : mètres

10-2- La maison est-elle accessible en voiture ? Oui Non

10-3- La maison est-elle accessible en moto ? Oui Non

10-4- Type de voie d'accès :

Route en terre Route goudronnée Chemin piéton

10-5- Etat de la voie d'accès :

Bien aménagée Dégradée Très dégradée

10-6- Existe-t-il des difficultés d'accès à la maison ou concession ? Oui Non

10-7- Si oui sont-elles permanentes ou temporaires ?

Permanente temporaire

XI - ASSAINISSEMENT INDIVIDUEL

11-1- 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 canon
- Toilette sèche
- Autres (à préciser)

11-2- Est-ce que les latrines sont elles aussi utilisées pour se doucher ? Oui Non

11-3 - S'il s'agit d'une latrine, état de finition de ces latrines :

Bien aménagée Assez bien aménagée Non aménagée

11-4- La latrine présente-t-elle des problèmes ? Oui Non

11-5 - Si oui, quels sont les problèmes que pose cette latrine actuellement ?

11-5-1 Accès :

Ouvrage enclavé sale

Accès accidenté

- Accès sale
 Autres (à préciser)

11-5-2 Confort :

- Odeur
 Insécurité
 Pas d'intimité
 Autres (à préciser)

11-5-3 Hygiène :

- Proximité des ordures
 Proximité d'un puits ou d'une source
 Rat, cafard et mouche
 Eaux usées stagnantes
 Autres (à préciser)

11-5-4 Gestion

- Proximité des ordures
 Proximité d'un puits ou d'une source
 Rat cafard et mouche
 Eaux usées stagnantes
 Autres (à préciser)

11-6 Y-a-t'il possibilité de procéder à des prélèvements ? Oui Non

11-7- Que ferez-vous en cas de remplissage de votre fosse ?

- Réalisation d'une autre fosse
 Vidange
 Autres (à préciser)

11-8 - Si c'est la vidange, comment cela se fait-il ?

- Camion spécialisé
 Manuellement
 Autres (à préciser)/.....

11-9- Quels sont les critères qui président au choix du type de vidange ?

- Coût
- Qualité de service
- Accessibilité
- Autres (à préciser)

11-10- Si c'est la vidange manuelle, qui le fait ?

- Membres de la famille
- Tâcheron
- Autres (à préciser) :

11-11- Avez-vous déjà effectué une vidange ? Oui Non

11-12 - Si oui, combien de fois déjà ? Fois

11-13 - Quand remonte la dernière vidange ?

- moins de 6 mois
- 1 an
- 2 ans
- plus de 2 ans

11-14 Combien vous a coûté cette vidange ?

11-15- Que pensez-vous de ce Tarif ?

- Très cher
- Cher
- Abordable
- Bas
- Autres (à préciser) :

II. Questionnaire destiné aux ménages

1. Nom et prénom du chef de ménage.....
2. Nombre d'habitant.....

3. Commune habité.....
4. Quartier habité.....
5. Disposez-vous d'une poubelle ? Oui Non
6. Quelle est la distance qui sépare votre maison du dépotoir sauvage où vous jetez les ordures ?
 a. Moins de 10 mètres b. Entre 10 mètres et 30 mètres
 c. Entre 30 mètres et 50 mètres d. Plus de 100 mètres
7. Quelles est la fréquence à laquelle vous sortez les ordures des ménages.
 a. Quotidiennement b. Tous les jour c. Plus
8. Etes-vous prêt à vous abonnez à une structure de ramassage des ordures ménagères moyennant un taux forfaitaire de 1000 Fc (1\$) ? Oui
- Si non
 pourquoi ?.....

9. Quelles sont vos suggestions ?.....

III. QUESTIONNAIRE D'ENQUETE

ENTRETIEN AVEC LES ENTREPRISES DE VIDANGE

Ce questionnaire s'inscrit dans le cadre de la recherche de thèse sur le thème : Co-compostage de déchets ménagers et de boues de vidange.

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 : Commune :

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 (l 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 %
- Après chaque vidange
- Autres

13-4 Quelles sont les principales structures desservies (hiérarchiser en attribuant des chiffres par ordre croissant) ?

- Ménages :
- Restaurants, auberges, hôtels :
- Etablissements commerciaux :
- Etablissements publics (écoles, ministères, etc.) :
- Représentations diplomatiques :
- Autres :

13-5 Pour quel quartier (zone) collectez-vous les matières de vidange ?.....

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 Rincez-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
- Eloignement 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) :