
Stabilisation et hygiénisation alcaline des biosolides issus de la déshydratation des boues de vidange dans une perspective de valorisation agricole dans la ville de Yaoundé, Cameroun

Auteur : Wafo Kamdem, Arnold Joel

Promoteur(s) : De Clerck, Caroline; 10924

Faculté : Gembloux Agro-Bio Tech (GxABT)

Diplôme : Master de spécialisation en production intégrée et préservation des ressources naturelles en milieu urbain et péri-urbain

Année académique : 2021-2022

URI/URL : <http://hdl.handle.net/2268.2/15627>

Avertissement à l'attention des usagers :

Tous les documents placés en accès ouvert sur le site le site MatheO sont protégés par le droit d'auteur. Conformément aux principes énoncés par la "Budapest Open Access Initiative"(BOAI, 2002), l'utilisateur du site peut lire, télécharger, copier, transmettre, imprimer, chercher ou faire un lien vers le texte intégral de ces documents, les disséquer pour les indexer, s'en servir de données pour un logiciel, ou s'en servir à toute autre fin légale (ou prévue par la réglementation relative au droit d'auteur). Toute utilisation du document à des fins commerciales est strictement interdite.

Par ailleurs, l'utilisateur s'engage à respecter les droits moraux de l'auteur, principalement le droit à l'intégrité de l'oeuvre et le droit de paternité et ce dans toute utilisation que l'utilisateur entreprend. Ainsi, à titre d'exemple, lorsqu'il reproduira un document par extrait ou dans son intégralité, l'utilisateur citera de manière complète les sources telles que mentionnées ci-dessus. Toute utilisation non explicitement autorisée ci-avant (telle que par exemple, la modification du document ou son résumé) nécessite l'autorisation préalable et expresse des auteurs ou de leurs ayants droit.

**STABILISATION ET HYGIÉNISATION ALCALINE DES BIOSOLIDES
ISSUS DE LA DÉSHYDRATATION DES BOUES DE VIDANGE DANS
UNE PERSPECTIVE DE VALORISATION AGRICOLE DANS LA VILLE
DE YAOUNDÉ, CAMEROUN**

WAFO KAMDEM Arnold Joel

**TRAVAIL DE FIN D'ÉTUDES PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLÔME EN
MASTER DE SPÉCIALISATION EN PRODUCTION INTÉGRÉE ET PRÉSERVATION DES
RESSOURCES NATURELLES EN MILIEU URBAIN ET PÉRIURBAIN**

PROMOTRICE: DR CAROLINE DE CLERCK (Maître de conférences)

CO-PROMOTEUR: M. STÉPHANE COGNET

ANNÉ ACADÉMIQUE 2021 - 2022

REMERCIEMENTS

Ce travail a été rendu possible grâce à l'appui et aux efforts de plusieurs personnes auxquelles j'exprime ici ma vive reconnaissance.

- Je remercie tout d'abord l'Académie belge de recherche en enseignement supérieur (ARES) pour cette belle opportunité.

- Je remercie mes Promoteurs Dr Caroline DE CLERCK et Monsieur Stéphane COGNET pour avoir accepté d'assurer l'encadrement de ce travail, pour les remarques et les critiques constructives qui ont permis d'élaborer ce travail.

- Je remercie le Coordonnateur du Master PPRN, le Professeur Haissam JIJAKLI pour toutes les facilités mises à notre disposition pour la réussite de cette formation.

- J'exprime ma gratitude au corps professoral du Master PPRN, conjointement dispensé par Gembloux Agro-bio Tech et l'ISIA, pour leur volonté évidente de nous transmettre les connaissances et la rigueur scientifique.

- Merci au regretté Professeur KENGNE Ives Magloire de l'Université de Yaoundé 1 (Cameroun) pour formation.

- Je remercie le Docteur DJUMYOM WAFO Guy Valérie pour ses conseils et les échanges fructueux lors de la collecte des données et pour la relecture du document.

- Je remercie Monsieur Wanda Christian, Directeur du WRU Cabinet pour son soutien à la participation à ce Master.

- J'exprime ma profonde gratitude à toute l'équipe de l'AMGED et particulière à son directeur NDONSON pour le soutien et l'accompagnement durant mon stage.

-

Table des matières

Introduction	1
CHAPITRE I. REVUE DE LITTÉRATURE	5
I.1. Généralités sur les boues de vidanges	5
I.1.1. Définition.....	5
I.1.2. Origine et production des boues de vidange.....	5
I.1.3. Caractéristiques des boues de vidange	6
I.1.4. Risques et contraintes liés à la mauvaise gestion des boues de vidange.....	6
I.2. Technologies de traitement et de valorisation des boues de vidange	9
Figure 1. Enfouissement en tranchées (Still et al., 2012).)	10
I.3 Digestion anaérobie	10
I.5. Généralités sur la réutilisation des boues de vidange en agriculture	14
I.6. Cadre institutionnel et réglementaire de la gestion des boues de vidange au Cameroun	15
CHAPITRE II. MATERIEL ET METHODES	17
II.1. Site d'étude	17
II.2. Matériel	17
II.3. Méthode	18
II.3.1. Évaluer les procédés de traitement alcalin sur l'hygiénisation et la stabilisation des boues de vidange par addition de la chaux, de l'urée et de la cendre.....	18
II.3.2 Suivi de l'évolution de quelques paramètres de stabilisation des matières traitées.....	26
II.3.4. Effet des produits obtenus sur les premiers stades de développement de <i>Zéa mays</i>	26
II.4. Analyse statistique des données	27
CHAPITRE III. RÉSULTATS ET DISCUSSION	29
III.1. Présentation des résultats	29
III.1.1. Evolution des paramètres de stabilisation des matières traitées en fonction du temps.....	29
III.1.3 Effet des biosolides traités sur les premiers stades de développement de <i>Zéa mays</i>	34
III.2. Discussion	40
V. CONCLUSION ET PERSPECTIVES	46
V.I. Conclusion	46
V.II. Perspectives	47
ANNEXES	i
VII. Bibliographie	i

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Enfouissement en tranchées (Still et al., 2012).)	10
Figure 2. Présentation du site d'étude (Wafo., 2022) prise personnelle	17
Figure 3. Filtre pour déshydratation des boues (Wafo., 2022) prise personnelle. (a : dépotage ; b : déshydratation ; c : homogénéisation)	19
Figure 4. Processus de traitement alcalin (Wafo., 2022). Prise personnelle (a : pesé ; b : mélange ; c : conservation).	19
Figure 5. Dispositif expérimental (U = Urée ; C = Cendre ; CH = Chaux vive T0 = Témoin sans traitement)	26

Figure 6. Dispositif expérimental (T1 : Urée à 2,5 % ; T2 : Urée à 5 % ; T3 : Chaux à 5 % ; T4 : Chaux à 2,5 % ; T5 : Cendre à 80 % ; T0 : Témoin ; S1 : Substrat 50/50 ; S2 : Substrat 25/75 ; R : répétition).	27
Figure 7. Evolution du pH moyen en fonction du temps	30
Figure 8. Evolution de la température en fonction du temps.	31
Figure 9. Evolution de la conductivité électrique en fonction du temps.....	32
Figure 10. Évolution des populations de pathogènes fonction des traitements (a : CF(coliformes fécaux) ; b : SF (streptocoques fécaux) ; c : E Colis ; d : Œufs d'helminthe).....	34
Figure 11. Comparaison des moyennes de CF (coliformes fécaux), E Colis et œufs d'helminthe	34
Figure 12. Effet des traitements sur la germination des graines de Zea mays. a :effet des traitements ; b : effet des substrats. (T1 : Urée à 2,5 % ; T2 : Urée à 5 % ; T3 : Chaux à 5 % ; T4 : Chaux à 2,5 % ; T5 : Cendre à 80 % ; T0 : Témoin ; TG : Taux de germination ; TV : Taux de viabilité).	35
Figure 13. Effet des différents traitements sur la croissance en hauteur des plants de maïs (T1 : Urée à 2,5 % ; T2 : Urée à 5 % ; T3 : Chaux à 2,5 % ; T4 : Chaux à 5 % ; T5 : Cendre à 80 % ; T0 : Témoin S1 (50 % de biosolides traité et 50 % de terre) ; S2 (25 % de biosolides traité et 75% de terre).	36
Figure 14. Comparaison des moyennes des hauteur des tiges de Zea mays	37
Figure 15. Evolution du nombre de feuille des plantes de maïs :(T1 : Urée à 2,5% ; T2 : Urée à 5% ; T3 : Chaux à 2,5 % ; T4 : Chaux à 5% ; T5 : Cendre à 80% ; T0 : Témoin S1 :50/50 ; S2 25/75)	38
Figure 16. Comparaison des moyennes du nombre de feuille chez zéa mays.	38
Figure 17. Evolution de l'indice chlorophyllien	39
Figure 18. Comparaison des moyennes de l'indice chlorophyllien chez zéa mays.....	39
Figure 19. Paramètres racinaires :(a : volume racinaire du maïs ; b : longueur du maïs)......	40

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Caractéristiques physico-chimiques et parasitaire des boues de vidange.	6
Tableau 2. Microorganismes pathogènes présents dans les urines, les matières fécales et les eaux usées.	8
Tableau 3. Concentrations typiques de microorganismes pathogènes et indicateurs dans les boues d'épuration selon différents auteurs.	8
Tableau 4. Avantages et inconvénients de quelques technologies de traitement des boues de vidange.	12
Tableau 5. Matériel utilisé	17

LISTE D'ABRÉVIATIONS

ANC : Assainissement non collectif

CF: coliformes fécaux

CND: conductivité électrique

COT : carbone organique total

CT: coliformes fécaux

pH : potentiel d'hydrogène

Sal: salinité

SF: streptocoques fécaux

TDS: solide totaux dissous

TKN : Total Kjeldahl Nitrogen

DCO demande chimique en oxygène

RÉSUMÉ

La gestion des eaux et particulièrement des boues de vidange reste préoccupante dans le monde, et surtout dans les pays à faibles revenus, moins préoccupés et moins sensibilisés sur les risques concomitants. Dans le but de trouver des technologies simples, efficaces et moins coûteuses dans le traitement et la stabilisation des boues de vidanges, le présent travail de recherche avait pour objectif général de contribuer à la valorisation agronomique des boues de vidange.

Cette étude a été menée de mars à juin 2022 à l'Université de Yaoundé 1. La démarche méthodologique a consisté premièrement en la production des biosolides bruts, par déshydratation des boues de vidanges collectées par des camions de vidange. Les biosolides obtenus ont fait l'objet d'un essai sur leur hygiénisation pendant trente jours. Cinq traitements ont été mis en place (T1 : 20 Kg de biosolides + 2,5% d'urée ; T2 : 20 Kg de biosolides + 5% d'urée ; T3 : 20 Kg de biosolides + 5% de chaux ; T4 20 Kg de biosolides + 2,5 % de chaux ; T5 20 Kg de biosolides + 80 % de cendre) et répétés trois fois. Les paramètres retenus pour suivre l'hygiénisation (pH, CND, température, Sal, CF, SF, CT, présence d' *E. coli* et d'œufs d'helminthe) ont été suivis de manière quotidienne. Les microorganismes ont été exceptionnellement suivis de manière hebdomadaire. À la fin du processus, l'effet des différents produits sur les premiers stades de développement de *Zea mays* a été caractérisé.

Pendant le traitement, le pH moyen maximal était de $12,973 \pm 0,578$ pour le traitement à la chaux. La cendre a eu des valeurs maximales moyennes très proches de celles de la chaux ($12,277 \pm 0,482$), tandis que le pH du traitement à l'urée avait des valeurs comprises entre $9,0367 \pm 0,0153$ et $10,643 \pm 0,64$. La température moyenne était constante dans tous les traitements et similaire à la température ambiante, les valeurs de la conductivité électrique variaient par contre entre un minimum de $166,33 \pm 8,08$ ms/cm et un maximum de 555 ± 335 ms/cm. Les CF, SF, CT, *E. coli* ont été totalement éliminés dans tous les traitements, seul le traitement à la chaux de 5% a pu détruire entièrement les œufs d'helminthe. Les plus faibles taux de germination ($69,33 \pm 4,2$ %) et de viabilité ($49,17 \pm 22$ %) sont notés au sein du traitement T3, les plus élevés T4 et T5 montrent respectivement les taux de germination ($90 \pm 4,23$ % et $90 \pm 0,957$ %) et de viabilité ($98,58 \pm 0,90$ % et $98,5 \pm 0,957$ %). Le traitement T3S1 et constitué de 50 % de terre et 50 % de biosolides traité avec 5 % de chaux s'est montré toxique pour la croissance des graines de maïs. Enfin, Les traitements T2S2, T4S2 et T5S2 constitués respectivement de biosolides traités à 5 % d'urée, 2,5 % de chaux, et 80 % de cendre, avec un dosage de 25 % de substrat et 75 % de terre, se sont montrés très efficaces pour la culture du maïs.

Mots clés : hygiénisation, stabilisation, biosolides, adjuvants, valorisation, boues de vidange.

Abstract

Water management, particularly sewage sludge, remains a concern worldwide, especially in low-income countries that are less concerned and aware of the accompanying risks. To find simple, effective and less costly technologies for the treatment and stabilisation of faecal sludge, the overall objective of this research was to contribute to the agronomic valorisation of faecal sludge.

This study was conducted from March to June 2022 at the University of Yaoundé 1. The methodological approach consisted firstly of producing raw biosolids by dehydration of faecal sludge collected by faecal trucks. The biosolids obtained were tested for hygienisation for thirty days. Then, five treatments were implemented (T1: 20 kg of biosolids + 2.5% urea; T2: 20 kg of biosolids + 5% urea; T3: 20 kg of biosolids + 5% lime; T4 20 kg of biosolids + 2.5% lime; T5 20 kg of biosolids + 80% ash) and repeated three times. The parameters selected to monitor hygienisation (pH, NDT, Temperature, Sal, CF, SF, CT, *E. coli* and helminth eggs) were monitored daily. Microorganisms were exceptionally monitored on a weekly basis. At the end of the process, physico-chemical analyses were used to determine the agronomic values of the different products and a test on the early stages of development of *Zea mays* was carried out.

During the treatment, the maximum average pH was 12.973 ± 0.578 obtained in the lime treatment. The ash had average maximum values very close to those of the lime (12.277 ± 0.482), while the pH of the urea treatment had values between 9.0367 ± 0.0153 and 10.643 ± 0.64 . The mean temperature was constant in all treatments and similar to the ambient temperature. At the same time, the electrical conductivity values varied between a minimum of 166.33 ± 8.08 ms/cm and a maximum of 555 ± 335 ms/cm. CF, SF, CT, *E. colis* were wholly eliminated in all treatments. Only the 5% lime treatment could destroy helminth eggs. The lowest germination ($69.33 \pm 4.2\%$) and viability ($49.17 \pm 22\%$) rates were noted in treatment T3, the highest T4 and T5 showed germination ($90 \pm 4.23\%$ and $90 \pm 0.957\%$) and viability ($98.58 \pm 0.90\%$ and $98.5 \pm 0.957\%$) rates respectively. The T3S1 5% lime and 50% soil and 50% biosolids treatment was toxic to maize seed growth. Finally, treatments T2S2, T4S2 and T5S2 consisted of biosolids treated with 5% urea, 2.5% lime, and 80% ash, with a dosage of 25% substrate and 75% soil, proved to be very effective for maize cultivation.

Keywords: Hygienisation, Stabilisation, Biosolids, Additives, Recovery, Sewage sludge.

Introduction

Les accroissements démographiques, économiques et urbains sont à l'origine de différentes sources de pollution environnementale notamment de l'atmosphère, des eaux de surfaces et souterraines, des sols ; et ce, en particulier dans les pays en développement. Ces pays sont en effet moins préoccupés et moins sensibilisés sur les risques sanitaires et environnementaux concomitants (Kone et al., 2007 ; Kengne et al., 2008 ; Tilley et al., 2014). Parmi ces sources de pollution la production des eaux usées domestiques, particulièrement les boues de vidanges en général rejetées dans le milieu récepteur (mer, rivières, sols) sans traitement préalable faute de système adéquat de traitement et ou de valorisation génèrent de nombreuses maladies hydriques et épidémiques (Nguyen-Viet et al., 2009). La majorité de ces pays sont en général caractérisés par une prédominance de l'assainissement non collectif (ANC) ou assainissement à la parcelle, aussi bien en milieu rural qu'en milieu urbain. De ce fait, essentiellement caractérisée par la seule présence des latrines (traditionnelles ou modernes), la chaîne d'assainissement est souvent très incomplète, avec une absence notoire des maillons amonts et aval. Le manque criard d'infrastructures pour l'assainissement des matières fécales entraîne un rejet direct de ces déchets dans la nature une fois les fosses pleines et vidangées (Tilley et al., 2014 ; Schoebitz al., 2017).

Idéalement, la réutilisation de ces boues de vidange devrait être préférée à l'élimination en décharge et ce, parce que la commercialisation des boues traitées peut être source de revenus, ne nécessite aucun espace pour la mise en décharge et contrairement aux boues d'épuration, les boues de vidange sont assez pauvres en polluants chimiques de synthèse et constituent donc des ressources précieuses qu'il convient de valoriser (Klingel et al., 2002 ; Olufunke et al., 2009). Par ailleurs, certaines caractéristiques des boues de vidange en font un produit difficile à manier, elles sont trop riches en polluants organiques pour pouvoir être déversées dans les eaux de surface ou traitées comme les eaux usées, elles sont trop liquides pour être mises en décharge ou traitées comme des déchets solides, elles sont enfin trop riches en pathogènes pour être directement utilisées pour la fertilisation des cultures.

Les boues de vidange sont malgré cela réutilisées en agriculture dans les zones agricoles sans traitement préalable, contredisant ainsi les règles de prudence écologique, tout en exposant les populations à de nombreux risques sanitaires.

Sur le plan agricole, ce type de pratique pose de grands risques pour la qualité des sols, des eaux de surface et des eaux souterraines, en plus de celui de contaminer les produits agricoles et de provoquer la propagation de maladies mortelles comme la diarrhée, le choléra et l'helminthiase par contamination fécale (Nguyen-Viet et al., 2011). En effet, bien que le potentiel agronomique des boues de vidange ait été longuement démontré dans la littérature

(Useni *et al.*, 2013 ; Vinod *et al.*., 2017; Nordin, 2013 ; Bracken *et al.*, 2007), car riche en matière organique et en éléments minéraux (N, P, K, Ca, Mg et Na) leur utilisation directe constitue un problème à cause de la présence de nombreux pathogènes (bactéries, virus, champignons) et de son instabilité biochimique. Il est donc impératif d'éliminer ces pathogènes et de rendre la matière stable avant réutilisation en agriculture. Ceci dans le but de non seulement protéger les cultures, mais surtout les agriculteurs et les consommateurs de produits cultivés sur des sols amendés par ces boues de vidange (Djumyom *et al.*, 2016).

La première étape du traitement des boues de vidange consiste donc en général en une stabilisation des boues et en une séparation des phases solides et liquides (Kengne *et al.*, 2008). La fraction liquide peut ensuite être traitée séparément, en général avec des techniques de traitement des eaux usées. La fraction solide subit quant à elle un traitement visant l'amélioration de ses caractéristiques en vue d'une mise en décharge ou d'une valorisation agricole.

Les filtres plantés ou non plantés sont le plus souvent utilisés pour la séparation solide/liquide des boues de vidange, ce qui produit en général de grande quantité de biosolides dont la gestion s'avère capitale (Kengne *et al.*, 2008; Letah *et al.*, 2016). Plusieurs filières de valorisation de ces biosolides existent, toutefois, le choix de l'une de ces filières doit être tributaire du coût d'installation, de leurs origines, de la valeur ajoutée du produit qui en résulte et de l'impact que pourrait avoir la filière retenue sur l'environnement. Parmi ces filières, la mise en décharge (appelée aussi stockage) s'avère une technique peu valorisante et légalement interdite dans de nombreux pays (Still *et al.*, 2012 ; Tilley *et al.*, 2014). L'incinération a un coût prohibitif et présente un risque lié à l'impact de gaz toxiques sur l'environnement et le séchage thermique semble exigeant à cause de la durée et des contraintes climatiques (Sonko *et al.*, 2014). Quant au compostage, s'il permet d'atteindre les objectifs de traitement souhaités, notamment d'hygiénisation, de stabilisation et de production d'engrais organiques utilisables pour l'amélioration de la fertilisation des sols, cette technique s'est néanmoins montrée trop lente avec quelques fois des produits finaux de qualité médiocre sur le plan parasitaire et même agronomique (Djumyom *et al.*, 2016).

L'intérêt de cette valorisation agricole étant davantage exprimée au regard de la richesse de ces biosolides en éléments minéraux essentiels tels que l'azote (N), le phosphore (P) et le potassium (K), des solutions alternatives au compostage, adaptées au contexte local, plus rapides, plus efficaces et moins coûteuses méritent d'être explorées. Par ailleurs, les technologies alternatives proposées pourraient être non seulement orientées vers la fertilisation des sols, mais aussi dans la correction de leurs natures acide.

Au Cameroun de part et d'autre de la capitale politique Yaoundé, les sols sont généralement acides et la production agricole y est difficile (NGonkeu et *al.*, 2004 ; Kuate et *al.*, 2018). L'autre difficulté majeure qui se pose à la production agricole au Cameroun est le maintien de la fertilité des sols en condition de culture permanente. Le prix exorbitant et sans cesse croissant des engrais minéraux et les faibles revenus des producteurs constituent des limites conduisant à une fertilisation marquée par l'utilisation de sous doses d'engrais, pouvant causer au niveau du sol des déséquilibres chimiques (Temgoua, 2017). L'utilisation des engrais minéraux surtout azotés et phosphatés pose souvent de grands risques de pollution des nappes et d'eutrophisation des eaux de surface et souterraines (Bonzi et Koné, 2004).

Il s'avère donc nécessaire dans ce contexte de proposer un amendement capable non seulement d'apporter des éléments nutritifs disponibles au sol, mais surtout susceptibles de corriger l'acidité des sols constaté dans la région du centre du Cameroun et ses environs. De ce point de vue, la production d'engrais organiques alcalins à base de la fraction solide des boues de vidange à des fins agricoles après traitement alcalin (chaulage, utilisation de la cendre, de l'urée) pourrait être explorée. Les produits obtenus permettraient ainsi d'améliorer les propriétés physicochimiques et microbiologiques des sols en milieux acide. En effet, le traitement alcalin des boues de vidange trouve son avantage dans le fait qu'il permet non seulement de récupérer de manière contrôlée dans les biosolides jusqu'à 91 % d'azote, 83 % de phosphore et 59 % de potassium (Jamal et *al.*, 2011, Vinnerås et Jönsson., 2002), mais aussi de gagner en temps car il ne nécessite que quelques semaines pour l'atteinte des objectif d'hygiénisation et de stabilisation des biosolides, contrairement au compostage, qui prends des mois (Rui et *al.*, 2012). La réussite et la maîtrise du processus de production d'engrais organiques basique à base de boues de vidange dans le contexte camerounais et notamment dans le contexte climatique de Yaoundé permettrait de protéger l'environnement et la santé des populations, mais surtout de trouver un débouché aux grandes quantités de boues qui y sont produites, avec un impact significatif sur la correction de l'acidité des sols pour une productivité agricole meilleure.

Objectif général

L'objectif général du présent travail de recherche est de contribuer à la valorisation agronomique des boues de vidanges dans le contexte particulier du Cameroun.

Objectifs spécifiques

Plus spécifiquement, il sera question :

- d'évaluer l'efficacité de différents procédés de traitement alcalin sur la stabilisation et l'hygiénisation des boues de vidange;

- de suivre au cours du temps l'évolution de quelques paramètres de stabilisation et d'hygiénisation des matières pendant le processus de traitement, notamment le pH, la température, la salinité, la conductivité électrique, et quelques microorganismes;
- de caractériser les produits finaux obtenus sur le plan physicochimique et parasitaire ;
- d'évaluer l'effet des produits obtenus sur la germination et les premiers stades de développement de *Zea mays*.

CHAPITRE I. REVUE DE LITTÉRATURE

I.1. Généralités sur les boues de vidanges

I.1.1. Définition

Les boues de vidange sont décrites comme des matières qui s'accumulent dans les dispositifs d'assainissement autonomes et qui subissent une digestion anaérobie en attendant d'être acheminées vers un site de dépotage lorsque ces dispositifs sont pleins (Bigumandodera, 2014). Elles peuvent renfermer diverses matières solides non décomposables (le sable, les pièces de plastique ou de métal). Les boues de vidange sont de consistance variable, elles se présentent sous la forme d'une masse et leur couleur va du brun foncé au noir (Strande et *al.*, 2014).

L'hygiénisation est l'ensemble des procédés qui concourent à la stabilité chimique réduisant les agents pathogènes présents à des concentrations inférieures aux normes de réutilisation en agronomie.

La stabilisation des boues est le traitement qui empêche la dissolution et la dissémination des composés nocifs, toxiques ou polluants présents dans les boues et tend à réduire le plus possible leurs effets dommageables sur l'environnement. Cette stabilisation consiste à dégrader les matières volatiles susceptibles de relancer la fermentation.

II.1.2. Origine et production des boues de vidange

Les boues de vidange ou excréta sont constitués des mélanges d'excréments humain, d'urine et eaux usées provenant des dispositifs d'assainissement non collectif (latrines, fosses septiques, toilettes publiques et puisards) (Montangero et Strauss, 2002). Celles-ci contiennent des concentrations variables en plus des substances solides sédimentables, des matières non fécales (Heinss et *al.*, 1998 ; Strande et *al.*, 2014).

La production journalière de boues de vidange dépend de la taille de la population. A l'exemple de Dakar, la production annuelle des boues de vidanges a été évaluée, en 2005 à 1350 m³/jour produit par 75% d'une population estimée à près de 2,4 millions de personnes (Tounkara, 2007). Les boues accumulées au niveau des ouvrages d'assainissement non collectifs doivent être vidangées de temps en temps (Mbéguéré et *al.*, 2011). Le temps d'évacuation va de quelques jours pour les toilettes publiques aux années pour les fosses septiques. Les boues de vidange diffèrent des boues des stations d'épuration résultant des procédés de séparation solide-liquide utilisés lors du traitement des eaux usées. Heinss et *al.* (1998) subdivisent les boues de vidange en deux types suivant leur concentration en polluant organique. On distingue de ce fait :

- les boues de type A qui sont celles provenant des toilettes publiques ou des grandes surfaces (hôtels, snack-bar,...), et sont stockées pendant quelques jours ou quelques semaines, très concentrées et biochimiquement instables, les concentrations y sont très élevées et vont de 20000-50000 mg/l pour la demande chimique en oxygène (DCO) et de 2000-5000 mg/l pour l'azote ammoniacal;
- les boues de type B quant à elles, proviennent des dispositifs d'évacuation autonome (fosses septiques), et sont stockées depuis plusieurs années et faiblement concentrées en polluant organique et partiellement stables, leur demande chimique en oxygène (DCO) dépassent rarement 10000 mg/l et 1000 mg/l pour l'azote ammoniacal.

I.1.3. Caractéristiques des boues de vidange

Les boues de vidange montrent des concentrations très élevées de l'ordre de 10 à 100 fois supérieures à celles des eaux usées domestiques (Tableau 1). Les teneurs en matières sèches et en matières organiques ainsi que les concentrations d'ammonium et d'œuf d'helminthes mesurées dans les boues de vidange, montre que celles-ci sont de dix à cent fois plus élevées que dans les eaux usées (Heinss et al., 1998 ; Kengne, 2008).

Tableau 1. Caractéristiques physico-chimiques et parasitaire des boues de vidange (Heinss et al., 1998).

Désignation	Boues de toilettes publiques (Type A)	Boues de fosse septique (Type B)	Eaux usées domestiques
DCO (mg/L)	20000 – 50000	< 10000	500-2500
DCO/DBO	2/1 - 5/1	5/1 – 10/1	2 :1
NH ₄ -N (mg/L)	2000 – 5000	< 1000	30-70
MS	≥ 3,5%	< 3%	<1%
MES (mg/L)	≥ 30000	≈ 7000	200-700
Œufs d'helminthes (nbre/L)	20000 – 60000	≈ 4000	30-2000

I.1.4. Risques et contraintes liés à la mauvaise gestion des boues de vidange Impact sur la ressource en eau

Lorsque des systèmes sanitaires inadéquats sont utilisés, la pollution des eaux souterraines peut présenter un risque microbiologique et chimique. Ce risque est particulièrement important dans les eaux peu profondes où les eaux souterraines ne se trouvent qu'à quelques mètres des couches perméables. Il est pratiquement nul pour les eaux souterraines qui pénètrent dans les nappes aquifères plus profondes qui sont habituellement protégées par les strates imperméables (Kengne et al, 2008). Les coliformes fécaux se

déplacent entre un et quarante-cinq mètres dans différents types de sol. Cette migration des bactéries entraîne une contamination des eaux de surface et souterraines provoquant l'apparition des maladies hydriques (Gerba et *al.*, 1975). Dès les années 50, l'obligation de d'avoir une distance de sûreté de quinze à trente mètres entre les latrines et les puits a été stipulée par le conseil de Lutte contre la pollution de l'Eau d'État de la Californie (Wagner et Lanoix, 1958).

Dans les pays en développement, particulièrement dans les zones à forte densité de population et à faible revenu, même la distance recommandée de quinze m est impraticable. (Strauss et al., 2002).

La décomposition incomplète de la matière organique contenue dans les boues de vidange modifie la couleur de l'eau de surface, sa turbidité et engendre des odeurs désagréables. Le déversement non contrôlé des boues de vidange est également à l'origine d'un enrichissement des milieux récepteurs en polluants. L'eutrophisation des étangs, des lacs et des ruisseaux sont des conséquences écologiques causées par un apport excessif des de nitrates et phosphates qui sont présentes dans les boues (Agendia, 1995 ; Kengne, 2008).

Impact sur le sol

Le rejet direct de boues d'épuration au sol entraîne la libération de mauvaises odeurs et de nuisances esthétiques, le noircissement du sol et la surcharge du sol en polluants organiques, et inorganiques, (Kengne, 2008 ; Fonkou, 2007). Cependant, si les boues ne sont pas traitées convenablement, les agents pathogènes et les métaux contenus dans les boues sont dispersés et constituent une source de pollution pour le sol.

Impact sur la végétation

Les bactéries, les oeufs et les métaux contenus dans la boue peuvent également infecter les plantes quand les boues de vidanges sont utilisées comme amendement en l'agriculture, et engendrer la pollution des cultures et les risques de contamination pour les personnes qui les consomment crus ou mal lavés (Klingel et *al.*, 2002). La réduction de la concentration d'oxygène dissous dans le milieu peut avoir des incidences écologiques, comme l'altération de la diversité biologique et la perte d'espèces végétales. Les éléments nutritifs comme les nitrates et les phosphates que l'on trouve dans les boues de vidange favorisent aussi l'eutrophisation des milieux humides.. (Corcoran et *al.*, 2010).

Impacts environnementaux et sanitaires

En plus des conséquences environnementales (eutrophisation, propagation des mauvaises odeurs) causées par les décharges anarchiques des boues de vidange dans la nature, on note des conséquences sanitaires (tableau 2). Plusieurs pathogène sont ainsi présent dans les boues de vidange et les eaux usées, ceux-ci sont responsables des maladies hydriques qui est une cause de mortalité infantile dans les pays en voie de développement. Parmi ces maladies les plus fréquentes sont entre autres : le cholera rependu par les matières fécales, la typhoïde dont le pathogène est à la fois présent dans les matières fécales, les urines et les eaux usées.

Tableau 2. Microorganismes pathogènes pouvant être présents dans les urines, les matières fécales et les eaux usées (Franceys et al., 1995) ; (* : présence).

microorganismes		Présence/absence		
Bactéries	Nom de maladie	Urine	Matières fécales	Eaux usées
Escherichia coli	Diarrhée	*	*	*
	leptospirose	*	*	*
Salmonella typhi	Typhoïde	*	*	*
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 lumbricodes	Ascariadiase		*	*
Fasciola hepatica	Douve du foie		*	*
Ankylostoma duodenale	ankylostomiase		*	*
Necator americanus	Ankylostomiase		*	*
Shistosoma spp	Bilharziose	*	*	*
Taenia spp	Téniasis		*	*
Trichuris trichiura	Trichocéphalose		*	*

Aussi, des concentrations typiques d'agents pathogènes dans les boues d'épuration non traitées sont énumérées dans le tableau 3, où de grandes variations peuvent être observées *Enterococcus faecalis* sont des bactéries non pathogènes et sont généralement présentes dans les fèces à une concentration légèrement inférieure à celle d'*Escherichia coli* (Stenström, 1996).

Tableau 3. Concentrations typiques de microorganismes pathogènes et indicateurs dans les boues d'épuration selon différents auteurs (Sahlström et al.,2004) ; (* Aucun organisme trouvé. ; *** Non échantillonné / non répertorié).

organismes	Carrington, (CFU/g)	Sahlstrom et al., 2004 (CFU/g)
<i>Salmonella spp.</i>	10 ² -10 ³	-*
<i>Escherichia coli</i>	10 ⁶	10 ⁵ -10 ⁶
<i>Enterococcus faecalis</i>	-***	10 ⁴
<i>Clostridia spp.</i>	-***	10 ⁶
<i>Enteroviruses</i>	10 ² -10 ⁴	-***
<i>Ascaris lumbricoides</i>	10 ² -10 ³	-***
<i>Giardia lamblia</i>	10 ² -10 ³	-***

I.2. Technologies de traitement et de valorisation des boues de vidange

Il existe plusieurs technologies de traitement des boues de vidange dans les pays en développement, chacune d'entre elles ayant son propre champ d'application. Le produit traité peut être digéré, prétraité ou bien frais. En prenant en considération la présence dans la boue de matières non fécales (plastiques, tissus et des papiers), Une première étape de dépistage est requise en amont de la plupart des techniques. Il est également important de procéder ensuite à une séparation solide liquide afin que chaque fraction soit traitée conformément à sa propre technologie. Parmi les technologies appliquées en Afrique subsaharienne pour le traitement de la fraction solide, on peut citer entre autres :

➤ **Le compostage**

Le compostage est un processus biologique dans lequel les micro-organismes décomposent la matière organique dans des conditions à prédominance aérobie. Cela donne une matière organique stabilisée qui peut être utilisée comme engrais et dont les éléments nutritifs sont bénéfiques à long terme pour les sols. Il existe le compostage en milieu ouvert et celui en milieu confiné. Le premier est moins onéreuse à construire et à exploiter, mais nécessite plus de place. Il fonctionne avec des andains où la matière organique se dégrade dans des conditions d'aérobies. Il est possible de réduire la superficie nécessaire en travaillant dans des compartiments. Le compostage confiné consiste à déposer les matières organiques dans des contenants fermés. La réalisation d'un compost optimal nécessite de surveiller les paramètres suivants : Température, teneur en eau, pH, et le rapport C/N (Blaszkow., 2010 ; Djumyom., 2016) :

➤ **Enfouissement en tranchées**

L'enfouissement en profondeur peut être considéré à la fois comme une option pour le traitement et pour l'usage final (Fig. 1). Cette technique était, déjà utilisée aux États-Unis dans les années 1980 pour les boues d'épuration, elle a été adaptée pour le traitement des boues de vidange à Durban, Afrique du Sud (Still *et al.*, 2012). Elle consiste à réaliser des tranchées allant de un à deux mètres de profondeur, les remplir de boues, puis à les recouvrir avec de la terre.

Les arbres peuvent ensuite être plantés, profitant de la matière organique et des éléments nutritifs contenus dans les boues. Cette technique peut être une solution simple, peu coûteuse et facile à utiliser sans nuisances visuelles ou olfactives dans les contextes où il existe un terrain approprié, elle est un gain supplémentaire lié à la production d'arbres. Les choix du terrain doit être capital. Selon les conditions de Durban, la surveillance de la qualité des eaux souterraines a montré qu'il n'y avait pas d'impact sur la pollution des eaux souterraines. On a observé une croissance plus rapide des arbres au contact de la source d'éléments nutritifs dans les boues. (Still *et al.*, 2012). L'enfouissement dans les tranchées est jugé adéquat en l'absence d'utilisation des eaux souterraines pour l'approvisionnement en eau des populations, et aussi lorsque qu'il y'a suffisamment de surfaces disponible. Ceci implique de pouvoir transporter les boues dans un environnement rural ou suburbain. La réglementation pour ce type de solution est déficiente dans de nombreux pays.



Figure 1. Enfouissement en tranchées (Still et al., 2012.)

I.3 Digestion anaérobie

La digestion anaérobie permet, d'une part, de transformer les matières organiques en biogaz et, d'autre part, de procéder à la digestion. Il s'agit essentiellement d'un mélange de méthane et de dioxyde de carbone. Le digestat est une substance relativement bien stabilisée sur le plan biologique qui peut enrichir les sols. Les conditions de digestion anaérobie sont obtenues à l'aide de dispositifs hermétiques. La digestion anaérobie sert couramment à traiter les boues primaires et secondaires (Strandle *et al.*, 2014). Les techniques de traitement anaérobie comprennent également biofiltration sur boues anaérobies (UASB), constitués des réacteurs anaérobies compartimentés et des filtres anaérobies. Ce type de traitement est bien connu en ce qui a trait aux effluents industriels et aux charges élevées (Arthur *et al.*, 2010). Elle est largement pratiquée à travers l'Asie, pour la digestion des fumiers animaux, avec ou sans ajouts de matière fécale humaine (Koottatep *et al.*, 2004). Cependant, ces technologies sont encore mal développées à un niveau plus centralisé dans les zones urbaines, d'où leur potentiel

de développement futur. Les conditions qui affectent la conception et l'entretien de ces appareils sont caractérisées par certains paramètres (temps de séjour des boues, temps de séjour hydraulique, température, Alcalinité, pH, substances inhibitrices, biodisponibilité des nutriments, Éléments traces).

➤ **Vermicompostage**

Le vermicompostage est un moyen très efficace de transformer les déchets organiques solides en une ressource précieuse, utile et écologique (Liégui et al., 2019). Les lombrics, qui appartiennent à la famille des oligochètes, sont très efficaces dans la réduction des déchets organiques. Par exemple, la vermifiltration sert au traitement des eaux usées domestiques par un substrat inoculé de vers de terre. (Zhao *et al.*, 2010). Les vers semblent travailler de manière synergique avec les communautés de bactéries purifiantes du filtre. ils vers ne pourraient pas subsister dans un milieu constitué exclusivement de fèces fraîches, car ils ont besoin d'un support, qui peut être une couche de sol. Cette technique est habituellement peu fiable pour la désinfection, à l'exception de certaines conditions. Rodríguez-Canchéa *et al.* (2010) ont observé élimination des œufs d'helminthe par des tests de vermicompostage sur les boues septiques. Un niveau de désinfection permettant la réutilisation en agriculture est observé après 60 jours à compter de la première inoculation dans les vers. Les coliformes fécaux, salmonelles et œufs d'helminthe ont été éliminés pour des niveaux atteints de, respectivement, < 1 000 MPN/g, < 3 MPN/g et < 1 oeuf d'helminthe viable/g (par rapport au poids sec).

Traitement à l'ammoniaque

La désinfection peut être obtenue par un traitement à l'ammoniaque. L'efficacité de l'ammoniaque a été démontré sur de nombreux microorganismes, bactéries, virus et parasites (Jenkins *et al.*, 1998 ; Pescon et Nelson, 2005). Le principe de l'action de l'ammoniaque est de pénétrer la membrane de la et s'associer à des protons intercellulaires pour ainsi former l'ion ammonium (NH₄⁺), qui va donc perturber le fonctionnement de la cellule en question (Park et Diez-Gonzalez, 2003). L'ajout d'ammoniaque aux boues est déjà utilisé pour les boues d'épuration, où l'on parle couramment de stabilisation alcaline.» (Allievi *et al.*, 1994 ; Mendez *et al.*, 2002). Des expériences ont été menées en vue d'évaluer la désinfection des excréments par l'ammoniaque, à partir d'urines prélevées séparément et mélangées avec des boues de vidange. Le traitement de boues de vidange faiblement ammoniaquées peut être amélioré en ajoutant de l'urée synthétique (Nordin et al., 2009).

Ajout de chaux

La chaux est utilisée pour le traitement des boues d'épuration afin de réduire les odeurs et les germes pathogènes, de même que la matière organique, elle peut également servir

d'adjuvant aux précipitations de métaux et de phosphore. (Mendez *et al.*, 2002). Pour ce qui est des boues de vidange, celle-ci a été utilisée aux Philippines. (Robbin *et al.*, 2009). Le mécanisme de désinfection est basé sur une augmentation du pH, de la température, et de la concentration d'azote ammoniacal au cours de la stabilisation alcaline (Pescon et Nelson, 2005). Le rendement augmente en fonction du temps de résidence et de la quantité de chaux injectée. Tous les composés chimiques à haute alcalinité sont souvent assimilés à la chaux, mais on le trouve surtout sous forme de chaux vive (CaO). Ce produit est issu d'une calcination à haute température du calcaire et de chaux éteinte Ca(OH)_2 - appelée aussi « chaux hydratée » ou « hydroxyde de calcium ») obtenue en ajoutant de l'eau à la chaux vive. Le sol a naturellement tendance à s'acidifier, ce qui influe sur les rendements. En plus d'augmenter le pH, la chaux consiste en l'apport d'éléments calciques ou calco-magnésiens qui améliore l'absorption des nutriments par les plantes, ceci facilite la croissance des cultures tout en améliorant la structure et la stabilité du sol. (Strande *et al.*, 2014).

Séchage solaire

Le soleil est utilisé depuis le 19ème siècle en Europe et aux États-Unis pour sécher les boues d'épuration (Hill et Bux, 2011). Les boues sont étalées dans ces bassins pour un séchage pendant dix à vingt jours. Les dispositifs peuvent être conçus pour l'alimentation permanente ou séquentielle des boues. Ils incluent l'équipement de surveillance des conditions dans les serres, telles que la ventilation, le mélange de l'air et la température. Les principales variables qui influencent l'évaporation sont le degré de rayonnement solaire, la température de l'air et le degré de ventilation (Seginer et Bux, 2005). En serre les, les rayonnement de faible longueur d'onde, tels que les rayons UV, sont recallés par les murs, provoquant ainsi l'élimination des germes pathogènes, surtout les coliformes fécaux, très sensibles aux UV (Shanahan *et al.*, 2010). Des teneurs en eau finales de 40 % (après 12 jours de séchage) à 90 % (après 20 jours) ont été rapportées, respectivement, par Shanahan *et al.* (2010) et par Hill et Bux (2011).

tableau 4 présente les avantages et inconvénients des différentes technologie de traitement des boues de vidange.

Tableau 4. Avantages et inconvénients de quelques technologies de traitement des boues de vidange.

Appréciation Technologies	Avantages	Inconvénients
Co-compostage	- L'inactivation des germes pathogènes via les conditions thermophiles générées par le processus	- Temps long - Nécessite des compétences techniques poussées

Enfouissement en tranchées profondes	<ul style="list-style-type: none"> - Simple à réaliser - Protection contre l'érosion des sols 	<ul style="list-style-type: none"> - Surface importante requise - L'impact potentiel sur la nappe phréatique
Digestion anaérobie	<ul style="list-style-type: none"> - Production du biogaz - Stabilisation des boues - Réduction du volume les nuisances olfactives 	<ul style="list-style-type: none"> - Risque d'inhibition des processus de digestion - Nécessite des compétences techniques particulières
Vermicompostage	<ul style="list-style-type: none"> - La production de vers peut être économiquement intéressante si la demande existe 	<ul style="list-style-type: none"> - Implique des traitements ultérieurs pour atteindre un niveau de désinfection poussé - Les vers peuvent être sensibles à des toxiques - Les vers ne peuvent pas être utilisés pour les boues fraîches - Temps de traitement plus long que le compostage
Traitement à l'ammoniac	<ul style="list-style-type: none"> - Conditions de stockage et de manutention moins contraignantes - Stabilité de l'azote dans les produits issus du traitement 	<ul style="list-style-type: none"> - Moins efficace sur les organismes résistants (œufs d'helminthe) - Perte d'azote par volatilisation de l'ammoniac
Ajout de chaux	<ul style="list-style-type: none"> - Temps de traitement court - Destruction des pathogènes sur - Possible précipitation des métaux lourds 	<ul style="list-style-type: none"> - L'effet désinfectant de la chaux limite la capacité des boues à composter ou interagir plus tard avec le sol - Étant corrosive elle nécessite des équipements de protection appropriés lors de son utilisation
Séchage thermique	<ul style="list-style-type: none"> - Réduction des volumes et des pathogènes - Les boues sèches issues du traitement sont faciles à manipuler et à vendre 	<ul style="list-style-type: none"> - Les coûts - Dépendance énergétique - Risque d'incendie ou d'explosion lié à l'utilisation de gaz et de poussières - L'équipement nécessite, de plus, un haut niveau de maintenance
Séchage solaire	<ul style="list-style-type: none"> - Faible besoin en énergie - Technologie relativement simple - Coûts d'investissement faibles et le fort potentiel de déshydratation 	<ul style="list-style-type: none"> - Le besoin en surface - L'emploi de moyens mécaniques pour retourner les boues et ventiler les serres - Risque de repousse des pathogènes

Il est important de garder à l'esprit que le choix du traitement devrait reposer sur des objectifs de traitement et que une combinaison entre les technologies est possible. Plusieurs indices vont orienter le choix du traitement (l'utilisation finale du produit, les objectifs de traitement, les avantages et les inconvénients et enfin les coûts).

I.5. Généralités sur la réutilisation des boues de vidange en agriculture

La réutilisation des eaux usées et des boues de vidange en agriculture est une pratique ancestrale employée dans différentes cultures. Cette pratique ne s'est pas limitée à la production agricole, mais est, sa principale application (Nordin et *al.*, 2012). Dès le XVII^e siècle, certains pays européens ont commencé à réutiliser les eaux usées pour irriguer les cultures, sachant que le gouvernement de Londres a été l'un des premiers à imposer l'évacuation des eaux usées dans les canaux construits à cet effet. (Bracken et *al.*, 2007). Ce n'est que vers la fin du 19^e siècle que l'exploitation des eaux usées dans l'agriculture est devenue une pratique fréquente dans certains pays, comme l'Australie, l'Amérique du Nord et le Mexique, et jusqu'à nos jours. En Amérique du Sud (Colombie et Mexique) des données ont été collectées et traitées sur l'usage excréments humains à des fins agricoles, notamment pour la production de maïs (Bracken et *al.*, 2007

Dans la plupart des pays à faible revenu, c'est-à-dire ceux où la majorité de la population est entièrement paysanne, leur nutrition dépend essentiellement de la production de leur propre champs. Ce constitue un flux constant de nutriments végétaux provenant des terres arables. Pour maintenir les rendements agricoles à des niveaux élevés au fil des ans, il faut remplacer les éléments nutritifs retirés par les cultures. Dans le cas contraire, il y'aura une perte nette annuelle de nutriments du sol qui, dans certaines régions d'Afrique orientale, peut atteindre 60 kg d'azote par hectare et par an (Vinnerås et *al.*, 2008). Pour restituer au sol ses éléments nutritif arrachés par les plantes consommées, il est important que les excréments humains soient recyclés.

Les excréments humains offrent une source complète de nutriments pour les plantes, mais les l'origines et la fonction différentes de l'urine et des fèces influencent leur les propriétés et l'utilisation. Certaines substances présentes dans l'urine sont solubles dans l'eau et facilement disponibles pour les plantes (Kirchman et Pettersson, 1995). Les substances présentes dans les fèces sont partiellement incorporées dans les cellules bactériennes et les matières indigestibles, qui doivent être minéralisées pour devenir disponibles pour les plantes (Winker et *al.*, 2009 ; Hotta et Funamizu, 2007). La teneur en éléments minéraux utiles aux végétaux présents dans l'urine et les fèces dépend donc de la digestibilité du régime alimentaire (Jönsson et Vinnerås, 2003). L'urine est riche en l'azote, qui est souvent le nutriment le plus limitant pour la croissance des plantes, alors que les fèces sont riches en phosphore, en potassium et en matières organiques, pouvant donner des augmentations de rendement substantielles, en particulier sur les sols pauvres (Jönsson et *al.*, 2004). Les deux fractions contiennent également des micronutriments qui, même si les exigences sont faibles, peuvent être limitant pour la croissance des plantes. L'expérience montre qu'il est bénéfique pour la fertilité du sol d'utiliser

à la fois l'urine et les fèces sur le sol, mais ils peuvent être utilisés au cours de différentes années et pour différentes cultures (Richert et al, 2010). L'urine séparée à la source est déjà utilisée à grande échelle (Jönsson et Vinnerås, 2007) et la composition et disponibilité des nutriments dans les plantes et ont été évaluées (Kirchman & Pettersson, 1995). Par rapport aux engrais minéraux, les rendements de l'application d'urine ont été signalés comme étant similaires (Mnkeni et 2008), plus petites (Stintzing et al., 2001) et plus grandes (Heinonen- Tanski et al, 2007 ; Pradhan et al, 2007). Une telle variance peut s'expliquer par de nombreuses variables non contrôlées sur le terrain. Par rapport aux cultures non fertilisées, les rendements ont augmenté dans la plupart des cas. Les qualités des produits, telles que les qualités nutritionnelles valeur, goût, sont similaires pour la fertilisation par l'urine et la fertilisation conventionnelle (Pradhan et al., 2007).

I.6. Cadre institutionnel et réglementaire de la gestion des boues de vidange au Cameroun

La législation en matière d'environnement au Cameroun repose sur la loi N°96/12 du 5 aout 1996 portant loi-cadre relative à la gestion de l'environnement. Cette loi définit les grands principes en matière de protection et de gestion de l'environnement. A côté de cette loi on a : - la loi n°64/LF/23 du 13 Novembre 1964 portant protection de sante publique; - la note circulaire n°D67/NC/MSP/DMPHP/SHPA du 19 Juin 1978 sur les fonctions des techniciens et agents techniques du génie sanitaire; - la loi n°94/01 du 20 janvier 1994 portant sur la protection des écosystèmes en général interdit tout déversement sans épuration des produits toxiques, nocifs dans le domaine ; forestier national ; public ; fluvial ; lacustre et maritime. Cette loi est complétée par le décret du Premier Ministre (PM) n°2001/165/PM du 08 mai 2001 précisant les modalités de protection des eaux de surface et des eaux souterraines contre la pollution ; la loi n 98/005 du 14 avril 1998 portant régime de l'eau.

Par le décret n°2004/320 du 08 décembre réorganisant le gouvernement, plusieurs ministères sont concernés par le problème d'assainissement. Le Ministère de Environnement et de la protection de la nature pour le Développement Durable (MINEPDED) dans son ensemble, le Ministère du Développement Urbain et de l'Habitat (MINEDUH), le Ministère de l'Eau et de l'Energie qui ont tous des sous-directions de l'assainissement, sans oublier le Ministère de la Sante Publique (MINSANTE) qui a une sous-direction de l'hygiène publique et de l'assainissement.

A toutes ces instances, s'ajoutent les champs d'action des Communautés Urbaines et des Communes d'Arrondissement (sous la tutelle du Ministère de l'Administration Territoriale et de la Décentralisation). En effet, la loi n°015 du 15 juillet 1987 portant création des Communautés Urbaines et l'épuration des eaux et l'assainissement aux Communes d'Arrondissement qui sont les subdivisions de la Communauté Urbaine. Les compétences en

matière d'assainissement urbain au Cameroun sont ainsi dispersées ou se chevauchent entre plusieurs entités administratives car il n'existe aucun organe de coordination. La collaboration n'existant pas entre ces différentes structures étatiques, il se pose un problème de rejet de responsabilité de part et d'autres. Ce manque de coordination entraîne très souvent l'absence d'application des textes réglementaires en la matière. Néanmoins, le décret d'application n°2005/0577/PM du 23 février 2005 de la loi cadre relative à la gestion de l'environnement, impose dans son chapitre V la réalisation d'audits environnementaux au sein des populations en cours d'exploitation et donne les éléments consécutifs de ces audits.

Du fait de l'absence de texte spécifique pour la gestion des boues de vidange, les textes relatifs aux eaux usées et excréta servent de référence. A cet effet, les normes de rejet arrêtées par le Ministère de l'Environnement et de la Protection de la Nature en mars 2007 peuvent être considérées.

CHAPITRE II. MATERIEL ET METHODES

II.1. Site d'étude

Le présent travail de recherche a été effectué dans ville de Yaoundé capitale politique du Cameroun chef-lieu de la région du centre. Elle est située entre 3°52'00" latitude Nord, et 11°31'00" longitude Est avec une altitude de 726 m, et précisément à la station expérimentale de traitement des eaux usées de l'Université de Yaoundé 1 (Fig. 2). Cette station se situe sur le site de l'ancienne station d'épuration des eaux usées de l'Université de Yaoundé 1. Elle a servi de cadre pour la présente étude de Mars à Juin 2022. Le climat qui y sévit est de type équatorial guinéen à quatre saisons avec une pluviométrie moyenne de 1600 mm (Abossolo et *al.*, 2015) :

- une petite saison sèche de juin à mi-août ;
- une petite saison des pluies de mi-mars à juin ;
- une grande saison sèche de mi-novembre à mi-mars ;
- une grande saison pluvieuse de mi-août à mi-novembre.

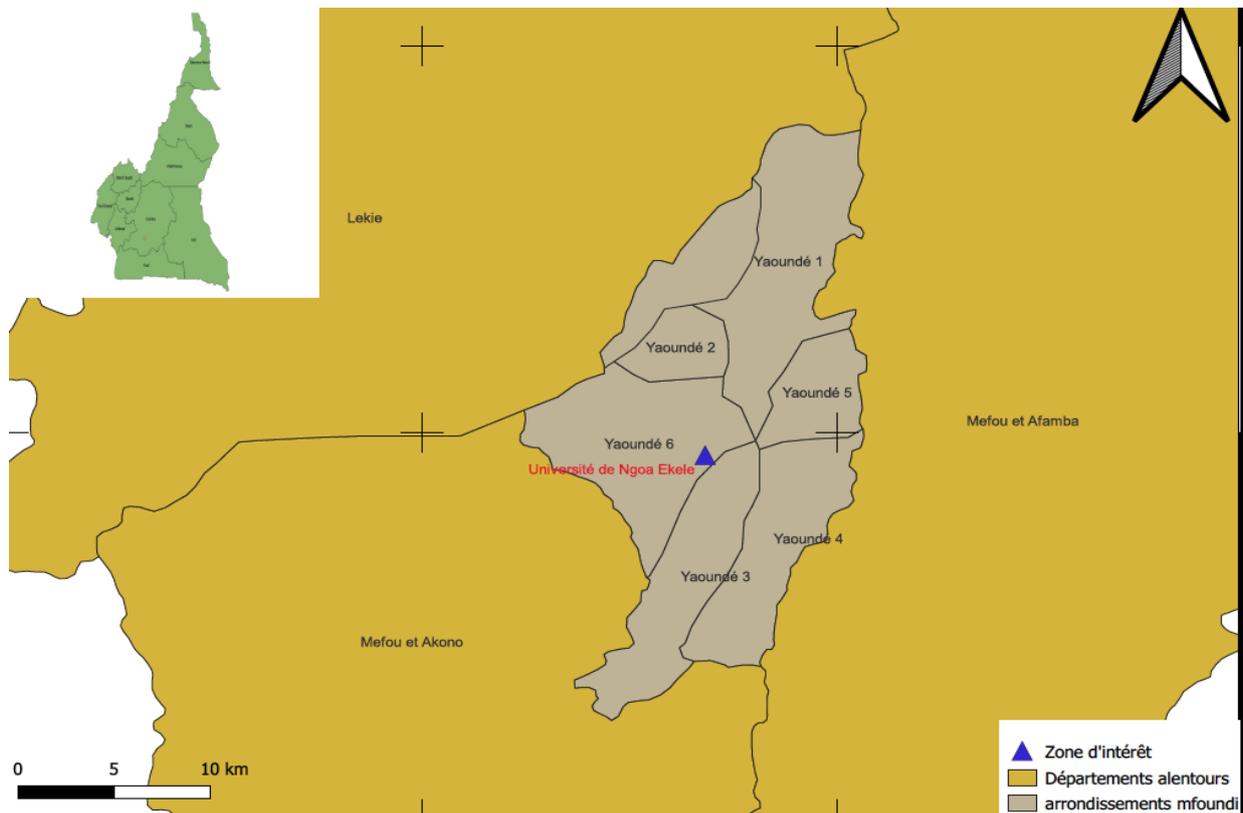


Figure 2. Présentation du site d'étude (Wafu., 2022) prise personnelle

II.2. Matériel

Tableau 5. Matériel utilisé

Types de Matériel	Désignations	Rôle
	Seau	Contenant pour le traitement
	Chaux vive	Adjuvant pour traiter les boues
	Cendre de bois	

Matériel de terrain	Urée	
	GPS de marque Garmin	Prise des coordonnées géographiques
	Équipements de protection individuelle (EPI) bottes, gants, cache-nez)	Se protéger contre les accidents et autres
	Sable et gravier	Pour la réalisation du filtre
	Maïs (CH 201)	Être semé
	Chlorophyllmètre (Suar)	Mesure des teneurs en chlorophylle
	Règle graduée	Mesurer les tailles des plantes
	Appareil photo de marque	Prise de vues
	Chronomètre de marque	Prise du temps
	pH-mètre de marque HACH	Mesure du pH, du Potentiel redox et de la température
Matériel de laboratoire	Conductimètre de marque HACH	Mesure de la conductivité électrique (CND), des Solides Totaux Dissous (STD), de la Salinité
	Minéralisateur de marque Digesdahl	Minéralisation des boues de vidange
	Milieux de cultures spécifique pour SF CF <i>E. coli</i>	Pour la mise en culture des bactéries
	Spectrophotomètre Hach DR/3900	Mesure des paramètres physicochimiques des boues de vidange (NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- , ...)
	Étuve de marque	Mesure de la Matière Sèche (MS) des boues de vidange à 103-105 °C
	Four Calcination	Mesure de la Matière Volatile Sèche (MVS) des boues de vidange à 550 °C
	Microscope optique Olympus	Observation et décompte des Œufs d'helminthes dans les boues de vidange
	Verreries	Béchers, Erlenmeyer, pipettes...
	Membranes filtrantes, Incubateurs	Pour coliformes et streptocoques fécaux

II.3. Méthode

II.3.1. Évaluer les procédés de traitement alcalin sur l'hygiénisation et la stabilisation des boues de vidange par addition de la chaux, de l'urée et de la cendre

Cette évaluation s'est faite en deux phases, une première qui consistait à la production des biosolides bruts (fraction solide des boues de vidange) et une seconde phase de traitement alcalin proprement dit.

- **Obtention des biosolides**

La fraction solide des boues de vidange a été obtenue par déshydratation sur lit de séchage non planté. Les boues de vidange ont été livrées par les vidangeurs de la ville de Yaoundé au moyen des camions citernes. Une fois les camions sur site, les boues de vidange

ont été déversées sur les lits non planté (Fig. 3a). Ce filtre non planté a été monté avec un matériel filtrant constitué de sable et de gravier. Une fois les boues déshydratées, les biosolides ont été débarrassés des matières non fécales et mélangés dans un cubitainer de 1000 litre pour homogénéisation (Fig. 3c). Une fraction, environ 1Kg a été ramené au Laboratoire des Biotechnologies Végétales et Environnement de l'Université de Yaoundé 1 pour analyse physicochimiques et microbiologiques au temps zéro.



Figure 3. Filtre pour déshydratation des boues (Wafo., 2022) prise personnelle. (a : dépotage ; b : déshydratation ; c : homogénéisation)

- **Traitement alcalin**

- **Préparation des traitements**

Après homogénéisation dans le cubitainer, 20Kg de biosolides ont été pesé et introduit dans des seaux en plastique de vingt litres (20L) chacun avec couvercle étanche, ensuite, les différentes concentrations d'adjuvants ont été apporté aux biosolides, après homogénéisation, les seaux ont été fermés et placés dans une salle à l'abri du soleil et de la pluie (Fig. 4).

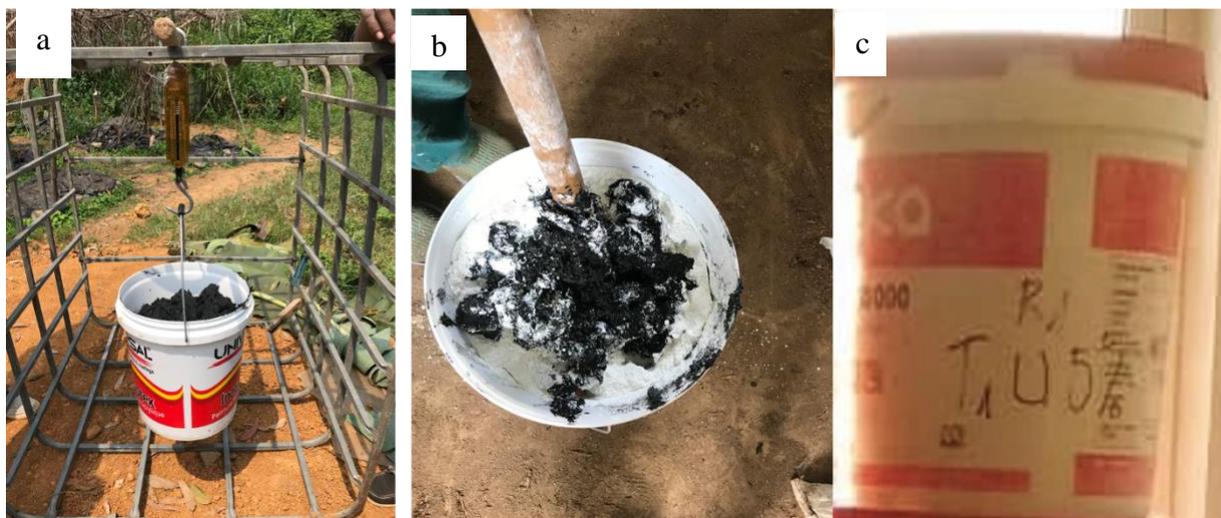


Figure 4. Processus de traitement alcalin (Wafo., 2022). Prise personnelle (a : pesé ; b : mélange ; c : conservation).

- **Analyse physicochimique et microbiologique des biosolides**

Les paramètres analysés étaient notamment, le pH, la conductivité électrique (CND), la salinité (Sal), le taux d'humidité, la température, l'Azote Kjeldahl Total (NTK), les Matières Sèches (MS), la matière organique totale (MOT), le carbone organique total (COT) l'azote total, le ratio C/N, les cations échangeables (calcium, magnésium et sodium, potassium), présence de coliformes fécaux, streptocoques fécaux, coliformes totaux, *Escherichia coli*, Œufs d'helminthes.

a) Mesure du pH, température, conductivité et salinité

Après calibration préalable du pH-mètre à l'aide des solutions tampons de valeurs 7,00 et 4,01 ; 10 g de biosolides ont été dilués dans 100 ml d'eau distillée. Après agitation pour homogénéisation, l'électrode en verre a été plongée dans la solution, les valeurs de pH ont été lues sur l'écran à affichage digital du pH-mètre de marque Hach (HQ11d) utilisé.

Les mesures de la conductivité électrique étaient effectuées simultanément avec celles de la température, la salinité les solides totaux dissous (TDS) à l'aide d'un conductimètre multifonctionnel de marque Hach (HQ14d). Cet appareil est muni d'une sonde standard qui est plongée dans les récipients. Les valeurs de la conductivité et de la température sont lues sur un écran à affichage digital. La conductivité s'exprime en $\mu\text{S}/\text{cm}$ ou en mS/cm suivant la concentration de l'échantillon et la température en degré Celsius ($^{\circ}\text{C}$), les en g/l et la salinité en ‰. Les mesures de pH, conductivité salinité et solides totaux dissous ont été prise quotidiennement sur tous les échantillons pendant trente jours.

b) Matière organique totale

Une masse de $50 \pm 0,1$ g d'échantillon de biosolides a été séchée dans une étuve à 105°C , puis calcinée à 550°C , pendant 2 h dans un four. Le pourcentage en matière organique totale (% MOT) ou en solides volatils est obtenu par différence de pesée entre la masse de l'échantillon séché à 105°C et la masse de l'échantillon après calcination suivant cette formule (Charnay, 2005) :

$$\% \text{ MOT} = \frac{(M1 - M2) \times 100}{M1}$$

- M 1 : masse de l'échantillon après passage à l'étuve (g) ;
 - M 2 : masse de l'échantillon après calcination (g) ;
 - % MOT : pourcentage de matière sèche contenue dans l'échantillon.

c) Dosage du carbone organique total

Le carbone organique total a été déterminé suivant la formule de Giroux et Audesse (2004). En effet, les travaux de ces auteurs ont montré qu'une précision analytique a été bonne pour les engrais et amendement organiques analysés en utilisant le facteur 2,0 pour déterminer

$$\% \text{ COT} = \frac{\% \text{ M. O. T.}}{2}$$

la proportion du carbone dans la matière organique des composts. Ainsi cette teneur en Carbone est déterminée selon l'équation suivante :

d) Rapport C/N

Le rapport C/N des boues et des plantes a été calculé à partir des valeurs de carbone organique et d'azote obtenues, il a été déterminé suivant la formule : $C_{(total)}/N_{(total)}$

e) Dosage de l'azote organique total

La teneur en azote total fut déterminée par la méthode Kjeldahl (Anonyme, 2005). Dans un compost, l'azote se trouve sous forme minérale et organique (protéines, phospho-amino-lipides...). Pour doser la totalité de l'azote, l'échantillon doit être minéralisé en totalité afin de permettre la transformation de l'azote organique en azote minéral.

- Minéralisation

La minéralisation des échantillons a été effectuée comme suit : à 0,2 g de biosolides est ajouté, dans les cellules de minéralisation, 4 ml d'acide sulfurique (H_2SO_4) concentré à 95 %. Ces solutions seront ensuite incubées pendant environ 5 minutes au minéralisateur digesdahl de marque Hach, d'abord à basse température, puis par augmentation progressive de température à 440 °C jusqu'à l'éclaircissement du mélange. Durant l'incubation, plus précisément entre la 3^{ème} et la 4^{ème} minute (après ébullition) seront ajoutés progressivement, goutte à goutte, 10 ml de peroxyde d'hydrogène (H_2O_2) à l'aide d'une seringue. Les minéralisats ainsi obtenus (4-5 ml) sont ramenés à 70 ml dans une fiole jaugée avec de l'eau distillée. Les éléments susceptibles de se retrouver dans les boues et les plantes sont N, P, K, Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , Cd, Cr, Cu, Fe, Zn, Pb qui pourront ensuite être déterminés selon les protocoles standards décrits par Anonyme (2005).

- Distillation et dosage

Après minéralisation et refroidissement de l'échantillon, le minéralisat sera distillé en milieu alcalin (excès de soude) (NaOH 50 ml, 10 N) en présence d'un indicateur coloré : la phénolphtaléine. L'ammoniac est récupéré par l'acide borique (H_3BO_3) (10 ml, 1 N). Pour le dosage on neutralise l'ammoniac par une solution H_2SO_4 (0,01N) en présence d'un indicateur coloré : l'indicateur de Tashiro (Rouge de méthyle 0,1 g, Vert de bromo-crésol 0,5 g, Ethanol à 95 %).

La teneur en azote minérale, est déterminée selon l'équation suivante :

$$N (\%) = N' (V_e - V_t) \times 1,4 / P ; \text{ Avec:}$$

N : Azote NTK.
Ve: volume de titre de l'échantillon (ml).
Vt: volume de titre de témoin (ml).
N' : normalité de l'acide sulfurique du dosage.
P : poids en gramme de la prise d'essai (mg).

f) Dosage du phosphore

La teneur en phosphore total a été déterminée par la méthode dite du «molybdovanadate» (Anonyme , 2005). 1 ml du réactif molybdovanadate est ajouté à 25 ml de chaque échantillon préalablement minéralisé. Un témoin constitué d'eau distillée suit le même traitement. Si les molécules d'orthophosphates sont présentes, elles vont réagir avec le molybdate dans un milieu acide pour former le complexe phosphomolybdate. En présence de vanadium, l'acide vanadomolybdophosphorique qui a une couleur jaune se forme. L'intensité de la coloration est proportionnelle à la concentration des phosphates présents dans le milieu. La lecture se fait au spectrophotomètre DR/3900 de marque Hach à la longueur d'onde 650 nm. Les valeurs sont affichées sous forme d'orthophosphate (PO_4^{3-}) et exprimées en mg/l. La conversion de cet orthophosphate en phosphore est obtenue en divisant le résultat obtenu par 3,07.

g) Dosage du potassium

L'ion potassium se combine au tétraphénylborate de sodium pour former un précipité blanc de tétraphénylborate de potassium (Anonyme, 2005). La concentration du potassium est proportionnelle à la turbidité produite. A 25 ml d'échantillon contenu dans une éprouvette, ajouter successivement les contenus d'une gélule de réactif potassium 1 et potassium 2. Boucher et retourner plusieurs fois pour mélanger. Dès que la solution est limpide, ajouter le contenu d'une gélule de réactif potassium 3. Agiter pendant 30 secondes et verser la solution obtenue dans une cellule de 25 ml. Remplir une autre cuvette (le blanc) avec 25 ml d'échantillon. La lecture se fait au spectrophotomètre DR/3900 à la longueur d'onde 650 nm. Le résultat est exprimé en mg/l de potassium.

h) Dosage des cations échangeables (calcium, magnésium et sodium)

Le dosage du calcium et du magnésium s'est fait la méthode colorimétrique à la calmagite (Anonyme , 2005). Cette méthode de mesure de la dureté complète est la méthode volumétrique et elle est plus courante par sa capacité à mesurer de très faibles concentrations de calcium et magnésium. De même l'interférence de certains métaux sera rendue négligeable lors de la dilution pour amener l'échantillon dans la gamme de mesure de l'analyse colorimétrique.

L'indicateur utilisé est la calmagite qui forme une coloration bleue-violette en solution fortement alcaline et vire au rouge en présence de calcium ou magnésium libre. L'analyse du calcium et du magnésium est effectuée en complexant le calcium avec l'EGTA pour détruire

toute coloration rouge due au calcium et en complexant le calcium et le magnésium avec l'EDTA pour détruire la coloration rouge due à ces deux éléments (Ca + Mg). En mesurant la coloration rouge dans ces différents états, les concentrations du calcium et du magnésium sont obtenues.

La méthode d'analyse est la suivante. Verser 100 ml d'échantillon à analyser dans une éprouvette. Ajouter 1 mL de solution d'indicateur du calcium et magnésium au moyen du compte-gouttes gradué à 1 mL. Mélanger la solution puis ajouter 1 ml de solution alcaline pour calcium et magnésium en utilisant le compte-gouttes gradué 1 ml. Verser 25 ml de cette solution dans 3 cuvettes colorimétriques, puis ajouter une goutte de solution d'EDTA 1 M à l'une des cuvettes (le blanc). Agiter pour mélanger. Ajouter une goutte de solution d'EGTA à une autre cuvette (l'échantillon préparé) et agiter pour mélanger. La lecture se fait au spectrophotomètre DR/3900 à la longueur d'onde 522 nm. Les valeurs sont exprimées en mg/l de Ca et Mg.

Pour le dosage du sodium, l'analyse consiste en une mesure directe de l'intensité de la coloration jaune de la solution alcaline de chromate de sodium. En milieu acide, la solution est orange et doit être traitée. Un réactif neutralisant est ajouté pour élever le pH, en donnant la couleur jaune nécessaire à la détermination. Le dosage du sodium se fait en utilisant la méthode colorimétrique directe comme suit : remplir une cuvette colorimétrique avec 25 ml d'échantillon et ajouter le contenu d'une gélule de réactif neutralisant au flacon, puis agiter. Remplir ensuite une autre cuvette colorimétrique (le blanc) avec 25 ml d'eau incolore. Puis passer les échantillons à la lecture au spectrophotomètre DR 3900 à la longueur d'onde 670 nm. Le résultat est donné en mg/L de chromate de sodium (Na_2CrO_4).

i) Mesure des paramètres bactériologiques

Deux organismes indicateurs de la pollution fécale ont été retenus. Il s'agit des Coliformes Fécaux (CF) et des Streptocoques Fécaux (SF). La présence de ces bio-indicateurs traduit une forte probabilité de présence de germes pathogènes tels que *Salmonella* sp, *Sighella* sp., *Vibrio cholerae* (Mara, 1976 ; Rodier, 1978). Ces germes ont été retenus puisqu'ils répondent à la majeure partie des critères reconnus chez les organismes indicateurs de la pollution fécale, à savoir :

- une indication de la présence possible de germes pathogènes ;
- une apparition en nombre plus élevé dans la nature que les germes pathogènes ;
- une plus grande résistance aux stress environnementaux ;
- une plus longue persistance que les germes pathogènes ;
- une prolifération non anarchique dans la nature ;
- une production de réactions simples et caractéristiques permettant leur identification et leur énumération sans difficulté.

Ces paramètres seront déterminés par la technique de filtration sur membrane et dénombrés conformément au protocole standard décrit par Rodier (2009). Les milieux de culture utilisés ont respectivement été le milieu BEA (bile esculine agar) pour les SF et le milieu TTC et Tergitol 7 pour les CF.

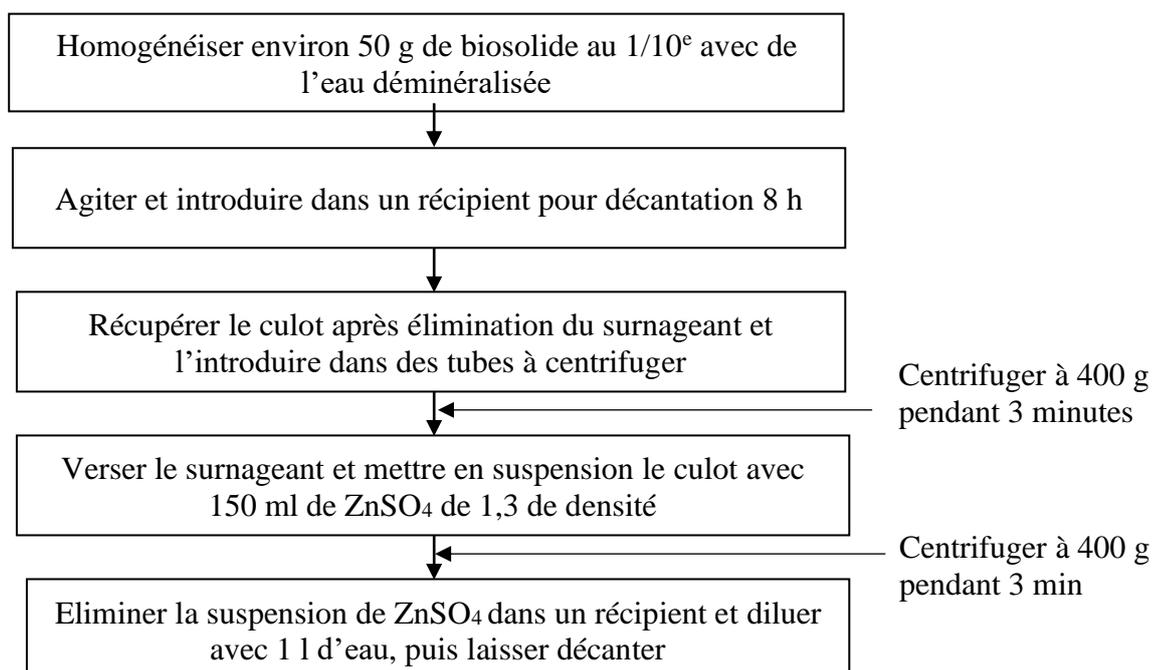
Après dilution décimales des échantillons biosolides à l'aide de l'eau de dilution stérile, les échantillons seront filtrés sur membrane de nitrocellulose à l'aide d'une pompe à vide, puis les membranes de filtration seront placées sur les milieux de cultures respectifs. Ces milieux sont ensuite placés dans des incubateurs à 35 °C pour les SF et à 44,5 °C pour les CF pendant 24 heures. Après incubation, les colonies jaunes et rouges-rose marquant respectivement la présence des CF et des SF ont été dénombrées et leurs charges totales dans l'effluent sera estimées par la formule ci-dessous :

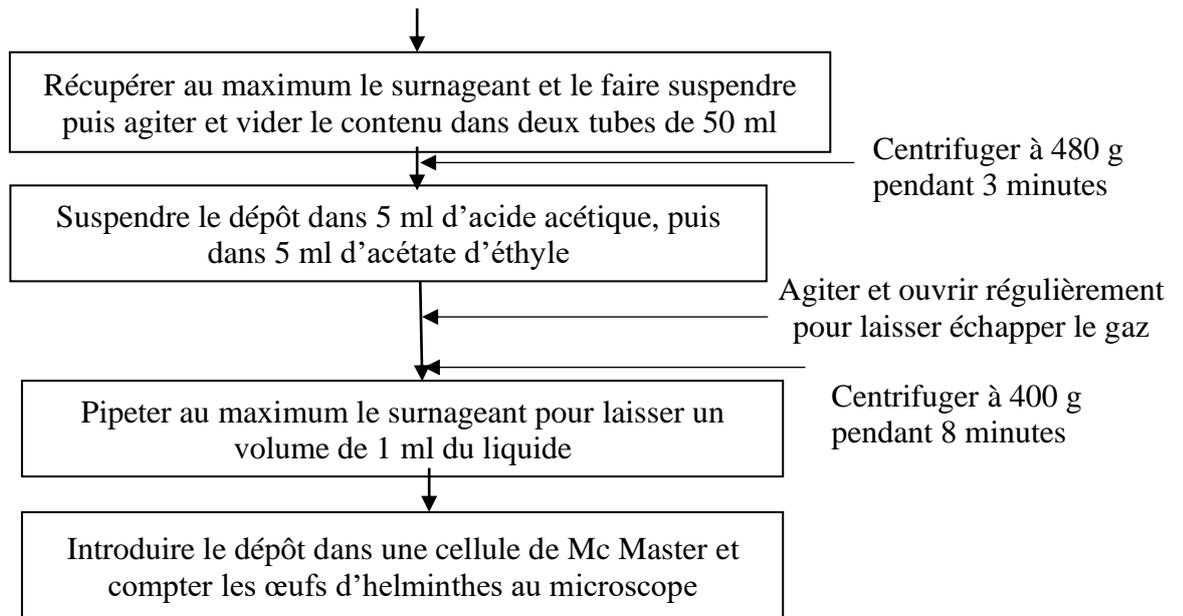
$$\text{UFC} = \frac{\text{Nombre de colonies comptées}}{\text{Volume d'échantillon filtré (mL)}} \times 100$$

j) Mesure des paramètres parasitaires

La qualité hygiénique des biosolides dépend de leurs concentrations en germes microbiologiques. Les œufs d'helminthes ont été retenus pour cette étude en raison de leur résistance extrême à divers processus de traitement.

Au laboratoire, 50 g de biosolide déshydraté sera prélevé et introduit dans un flacon de 500 ml, puis dilués au 1/10^e. La détermination des œufs d'helminthes se fera faite selon la méthode d'analyse décrite par d'U.S.E.P.A. revue par Schwartzbrod (2003)





Le nombre d'œufs d'helminthes contenu dans un Kg de matières sera déterminé suivant la formule :

$$N = \frac{y \times M}{c \times V} \times 1000$$

N = nombre d'œufs par litre d'échantillon,
 c = volume de la cellule de Mac Master (ml),
 V = volume de l'échantillon mère (ml),
 M = volume du produit final (ml),
 y = nombre moyen d'œufs d'helminthes compté dans la cellule de Mac Master (en moyenne 3 cellules).

- **Dispositif expérimental**

Chaque traitement a été répété trois fois dans le but d'assurer la représentativité des résultats (Fig. 6). Les différentes ratios/traitement ont été définies sur la base des travaux antérieurs effectués par (Limbert et Rost 2018 ; Nordin 2010 ; WC Wong et Selvam, 2009 ; Isaac Monney et Esi Awuah ; 2015) sur les eaux usées modifiées. Ils consistent à mesurer 20 Kg de biossolide déshydraté, et appliquer les différentes concentrations de 2,5 %, 5 % de chaux et d'urée, et 80 % de cendre de bois. Chaque traitement était répété trois fois et placé de manière aléatoire dans une chambre à l'abri du soleil (Fig. 5).

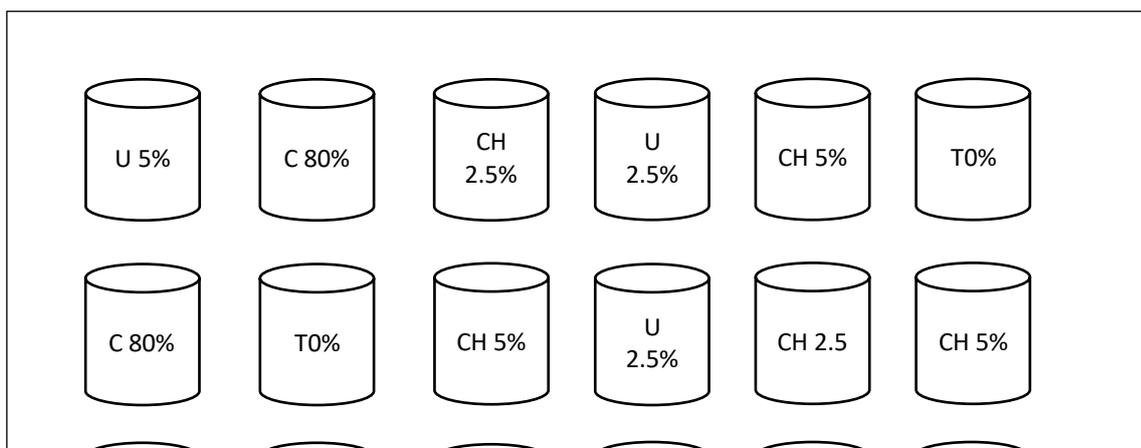


Figure 5. Dispositif expérimental (U = Urée ; C = Cendre ; CH = Chaux vive T0 = Témoin sans traitement).

II.3.2 Suivi de l'évolution de quelques paramètres de stabilisation des matières traitées

Le suivi des paramètres de stabilisation s'est fait par la prise quotidienne des paramètres tels que le pH, la température, conductivité électrique, la salinité et TDS, les analyses microbiologiques et parasitaires se feront chaque semaine à cause du manque de quantité suffisante de réactifs. La fréquence des analyses microbiologiques se justifie par le besoin de connaître la dynamique de réduction des pathogènes.

II.3.4. Effet des produits obtenus sur les premiers stades de développement de Zéa mays.

Après l'hygiénisation et la stabilisation aux différents adjuvants les produits obtenus ont été séchés en vue de faciliter le calcul des doses à apporter aux plants lors du test.

Le dispositif expérimental adopté pour étudier l'effet des différents biosolides traités aux adjuvants sur les paramètres de croissance du maïs était un split plot complètement randomisé avec deux facteurs à savoir :

- les traitements ayant plusieurs niveaux T₀ (témoin sans biosolides), T₁ (Urée à 2,5 %), T₂ (Urée à 5 %), T₃ (Chaux à 5 %) , T₄ (Chaux à 2,5 %) , T₅ (Cendre à 80 %) ;
- les substrats à deux niveaux 50/50 (50 biosolides de % et 50 % de terre) et 25/75 (25 % de biosolides et 75 % de terre).

Les traitements ont été appliqués une seule fois avant le semis des graines , et les doses appliquées étaient S1 (50 % de biosolides traité et 50 % de terre) et S2 (25 % de biosolides traité 75 % de terre) correspondant à la quantité de substrat. Les 5 traitements qui ont consistés en un apport de biosolides sont comparés à un témoin (sol sans amendement) : T₀ : Témoin (sol sans amendement). Le semis du maïs a été réalisé directement dans des poquets de faible profondeur du semis était d'environ 3 cm. Deux à trois graines de maïs ont été semées par poquet, chaque traitement a été répété cinq fois pour un total de 60 poquet. Le démariage s'est déroulé deux semaines après semis pour ne laisser qu'un seul pied par poquet. Les mesures de quelques paramètres de croissance ont été réalisé sur l'ensemble des traitements, Il s'agissait du taux de germination (TG, nombre de graines germées/ nombre de graines semées * 100) du

taux de viabilité (TV, nombre de graines germée/nombre de graines viable *100) nombre de feuilles ; de la longueur de la plus grande feuille (cm) et la hauteur des plants (cm) (du collet à l'apex) et de l'indice chlorophyllien avec un appareil (Chlorophylmètre SPAD), qui ont été effectuées d'une manière identique sur tous les plants (36) et ce, chaque semaine (Fig. 6). Après 5 semaines, les paramètres racinaires (le volume, la longueur, le poids frais et sec) ont été mesurés.



Figure 6. Dispositif expérimental (T1 : Urée à 2,5 % ; T2 : Urée à 5 % ; T3 : Chaux à 5 % ; T4 : Chaux à 2,5 % ; T5 : Cendre à 80 % ; T0 : Témoin ; S1 : Substrat 50/50 ; S2 : Substrat 25/75 ; R : répétition).

II.4. Analyse statistique des données

Les données issues des différentes prises de paramètres ont été encodées sur le logiciel Excel 2016. Le test de normalité qui a été utilisé est celui de Kolmogorov-Smirnov à 5%, L'analyse de variance paramétriques (ANOVA, Comparaison des moyennes = Student Newman Keuls) et non paramétriques (Kruskal-Wallis Comparaison des moyennes = Kruskal-Wallis) a été faite à partir du logiciel R pour les paramètres de croissance du maïs. Le logiciel nous a permis minitab de faire l'analyse statistique des paramètres de traitement des biosolides (pH, conductivité température, salinité, SF, CF, E. colis et les œufs d'helminthes) la comparaison des moyennes s'est fait grâce au test de Tukey au seuil de significativité de 5 % ;. Les courbes ont été élaborées à partir du logiciel Excel 2016.

CHAPITRE III. RÉSULTATS ET DISCUSSION

III.1. Présentation des résultats

III.1.1. Evolution des paramètres de stabilisation des matières traitées en fonction du temps

a) Paramètres physicochimiques des boues de vidanges non traitées au temps zéro

Le tableau 6 présente les caractéristiques physicochimiques des boues de vidange non traitées au temps zéro. En effet, la composition physicochimique des boues de vidange non traitées analysées dans le cadre de cette étude montre que celles-ci sont très concentrées suivant les paramètres étudiés (Tableau 6). Les concentrations moyennes de l'ordre $30,05 \pm 3,07$ mS/cm pour la conductivité électrique, et de $37,83 \pm 2,63\%$ pour la salinité ont été obtenus, les teneurs en MOT et COT étaient respectivement de $540,60 \pm 1,11$ g/kg et $269,53 \pm 2,2$ g/kg. Le pH de la boue est légèrement basique $8,127 \pm 0,77$. Les boues de vidanges non traitées présentent des concentrations élevées en azote, phosphore et potassium, avec des valeurs moyennes respectives de $87,87 \pm 0,15$ g/kg, $0,59 \pm 0,01$ g/kg et $0,07 \pm 0,005$ g/kg et un rapport C/N moyen de $30,840 \pm 0,53$ (Tableau 6)

Tableau 6. Paramètres physicochimiques des boues brutes

Paramètres	Échantillon	Moyennes
Température	T0	$30,33 \pm 4,14$
pH	T0	$8,12 \pm 0,77$
Conductivité (mS/cm)	T0	$30,0 \pm 3,07$
Salinité (%)	T0	$37,83 \pm 2,63$
Solides totaux dissous (g/kg)	T0	$22,90 \pm 0,40$
Carbone organique total(g/kg)	T0	$269,53 \pm 2,2$
Matière organique totale (g/kg)	T0	$540,60 \pm 1,11$
C/N	T0	$30,84 \pm 0,53$
Phosphore Total (mg/kg)	T0	$599,94 \pm 1,11$
Azote Total NTK (g/kg)	T0	$87,87 \pm 0,15$
Potassium (mg/kg)	T0	$77,2 \pm 57,3$
Humidité (%)	T0	$41,50 \pm 1,5$

b) Évolution du pH dans les boues traitées avec différentes matières alcalinisantes

Après application des différents adjuvants aux boues, nous avons observé que les valeurs du pH augmentaient rapidement dans les traitements jusqu'à atteindre un seuil moyen maximal de $13,12 \pm 0,564$ pour la chaux, de $12,14 \pm 0,48$ pour la cendre et enfin de $10,64 \pm 1,64$ pour l'urée. Ces valeurs ont tendance à baisser progressivement à partir du 11^{ème} jour jusqu'à la fin de l'expérimentation. Les valeurs de pH les plus basses ont été enregistrés dans les traitement témoin T0, elles continuent de décroître jusqu'à atteindre une valeur de $5,99 \pm 0,31$ en fin d'expérience (Fig. 7).

Le test de Tukey à 5 % montre que ces valeurs sont significativement différentes pour les traitements par rapport au témoin, mais aucune différence significative n'a pu être observée au sein des concentration de chaux et d'urée (Tableau 7). les traitements à la cendre et ceux à la chaux ont des valeurs moyennes de pH proche mais sont significativement différent sur le plan statistique (Tableau 7).

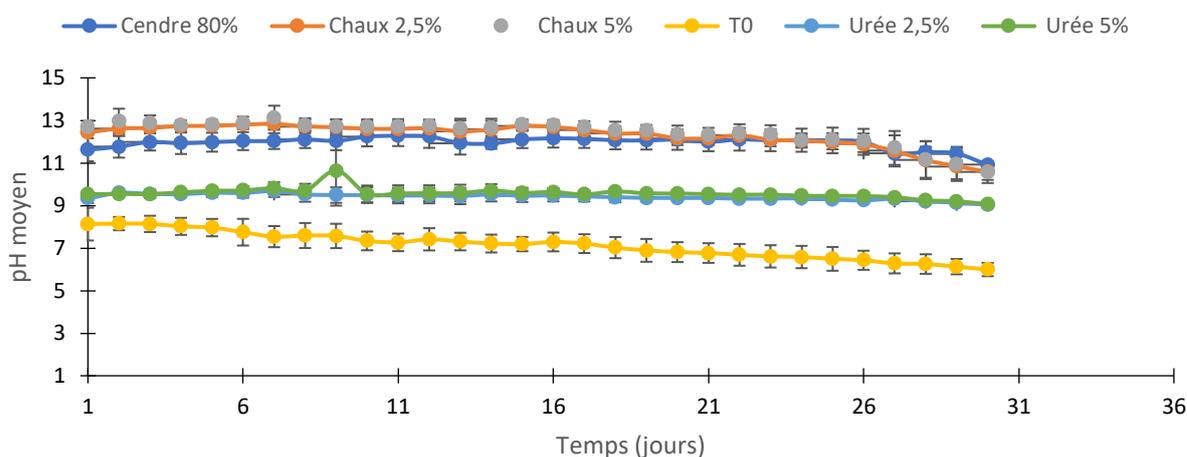


Figure 7. Evolution du pH moyen en fonction du temps

Tableau 7. Comparaison des moyennes du pH

Traitement	Moyenne	Groupement			
Chaux 5%	12,4174	A			
Chaux 2,5%	12,2856	A			
Cendre 80%	11,9421		B		
Urée 5%	9,5709			C	
Urée 2,5%	9,4113			C	
T0	7,1357				D

c) Évolution de la température

L'analyse des résultats des données sur le profil de la température nous montre que celle-ci sont plutôt stable au cours du temps, dans tous les traitements. Nous avons observé une évolution de la température jusqu'à des valeurs moyennes maximales de $38,103 \pm 0,959$ °C

chez le témoin T0, alors que dans les traitements, et durant toute l'expérimentation, les valeurs des températures sont plutôt proche de la température ambiante avec des moyennes maximales de $27,23 \pm 1,81^{\circ}\text{C}$ pour la chaux, $26,2 \pm 2,17^{\circ}\text{C}$ pour celui à la cendre et enfin de $26,467 \pm 1,704^{\circ}\text{C}$ (Fig. 8).

Les résultats des données de température sont significativement différentes entre les traitements et le témoin T0 d'après le test de Tukey au seuil de 5 %,.. Aucune différence significative n'a pu être observées entre les traitements pour ce paramètre.

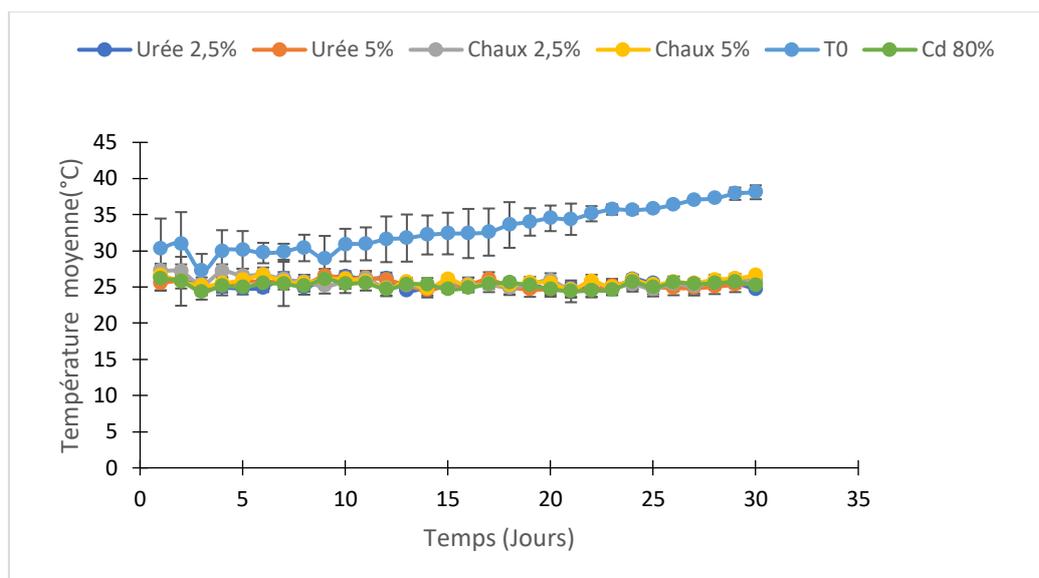


Figure 8. Evolution de la température en fonction du temps.

d) Conductivité électrique, solides totaux dissous et salinité

Le suivi de la conductivité électrique dans l'ensemble des traitements suivant le temps montre une augmentation rapide des valeurs de ce paramètre pendant les deux premiers jours qui suivent l'ajout des adjuvants dans l'ensemble des traitements. Cette augmentation est très prononcée avec l'ajout de l'urée qui va de 0 à 412,3 mS/Cm, contre une augmentation comprise entre 50 mS/Cm (traitement à la chaux 2,5 %) et 75 mS/Cm (traitement à la chaux à 5 %). Cette période est suivi par une évolution constante des valeurs de conductivité entre le 3^{ème} et le 7^{ème} jours de traitement, avec une légère augmentation suivi d'un léger pic entre le 8^{ème} et le 9^{ème} jour, puis une baisse considérable au 10^{ème} et 13^{ème} jours suivant l'ajout des adjuvants. Cette baisse est plus prononcée dans les traitements chaux (5 %) et chaux (2,5 %). Il s'ensuit une nouvelle augmentation de ce paramètre à partir du 14^{ème} jour avec un pic au 15^{ème} jour pour les traitements à la cendre 80 % à l'urée 2,5 % et au 16^{ème} jour pour le traitement urée (5 %). Ces valeurs évoluent de façon plus ou moins constante entre du 17^{ème} jour jusqu'à la fin de l'expérimentation qui correspond au 30^{ème} jour. Quant au traitement témoin T0, la valeur de la conductivité électrique reste constante jusqu'au 8^{ème} jour, puis augmente avec un pic entre le

8^{ème} et le 9^{ème} jour, avant chuter de 125 mS/Cm pour se stabiliser à environ 30 mS/Cm du 10^{ème} jour jusqu'à la fin du processus (Fig. 9). Le test de turkey au seuil de 5% montre quatre groupes de données significativement différents, le premier groupe constitué de l'urée 5 %, le seconde de la cendre 80 %, le troisième composé de la chaux 5 % et urée 2,5 % le quatrième constitué de la chaux 2,5 % et enfin le traitement T0 (Tableau 8). Le suivi des mesures de la salinité et des solides totaux dissous suivent la même tendance que celle de la conductivité électrique (Annexe 1)

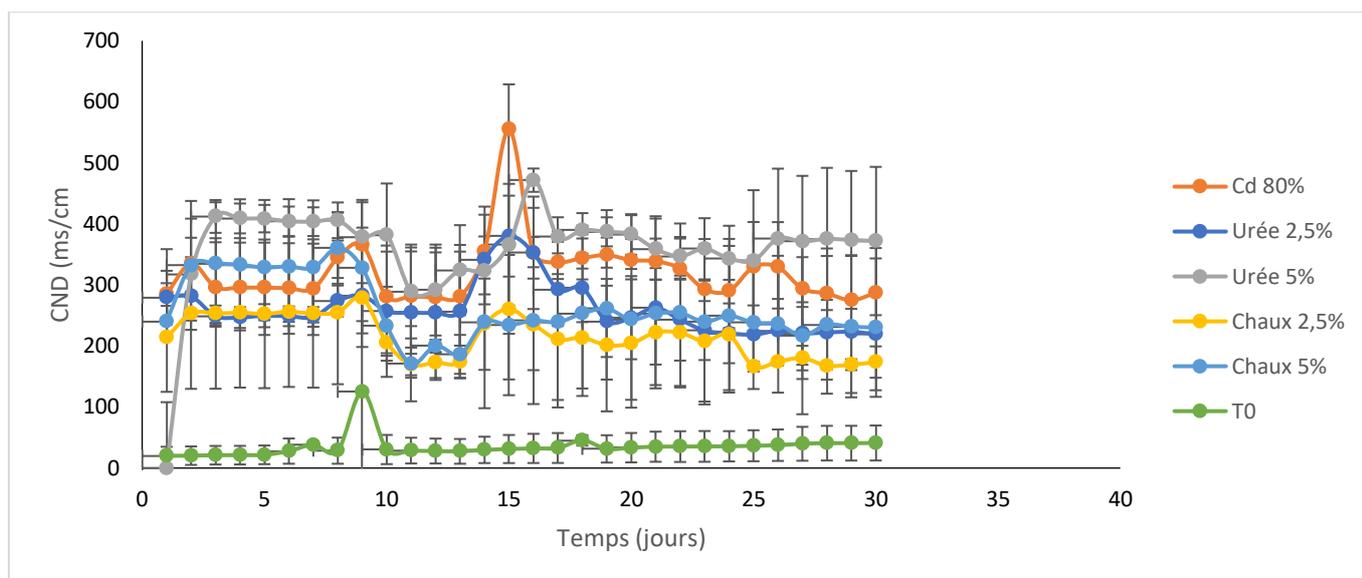


Figure 9. Evolution de la conductivité électrique en fonction du temps.

Tableau 8. Comparaison des moyennes de conductivité électrique

Traitement	N	Moyenne	Groupement			
Urée 5%	90	369,784	A			
Cendre 80%	90	320,073		B		
Urée 2,5%	90	260,277			C	
Chaux 5%	90	260,054			C	
Chaux 2,5%	89	215,382				D
T0	88	36,106				E

e) Paramètres microbiologiques

La cinétique des colonies de microorganisme indicateurs de la pollution fécale, notamment les coliformes fécaux (CF), Les streptocoques fécaux (SF), Escherichia coli et les œufs d'helminthe en fonction des différents traitements et par rapport au témoin T0 laisse observer que, dès le 7^{ème} jour après l'ajout des adjuvant, l'analyse statistique montre qu'il y'a une différence significative entre les différents traitement. S'agissant des CF, nous notons trois groupes différents Du 7^{ème} au Le 14^{ème} jours, le premier groupe est constitué du Témoin T0, le deuxième, constitué des traitements à l'urée (2,5 et 5 %), et le troisième des traitements à la cendre (80 %) et à la chaux (2,5 % et 5 %)(fig. 10a). A partir du 21^{ème} jour jusqu'à la fin de l'expérimentation, nous notons plus que deux groupes, celui du témoin et les autres traitements

(Fig. 12B). la destruction des CF est totale à la fin de l'expérimentation, dans tous les traitement, mais la cinétique n'est pas la même. Dans le traitement à la chaux 5 %, nous avons noté une destruction totale des CF au jour 7, dans le traitement 2,5 % de chaux, les moyennes des colonies de CF sont passées de $25666,66 \pm 6658,32$ UFC à $666,66 \pm 577,35$ UFC le jour 7 et a continué à diminué jusqu'atteindre la valeur nulle le jour 14 (Fig.11a). dans le traitement à la cendre 80 %, les colonies de CF sont passées de $25666,66 \pm 6658,32$ à $1333,33 \pm 577,35$ UFC le 7^{ème} jour et ont été totalement éliminé le 21^{ème} jour (Fig. 10a). Dans les traitements à l'urée 2,5 et 5 % nous avons observé des colonies de CF quitter d'une valeur de $25666,66 \pm 6658,32$ à respectivement 7000 ± 1000 UFC et $6666,66 \pm 2081,66$ UFC le jour 7 pour atteindre une valeur nulle le jour 28 (Fig.10a). l'analyse des résultats statistiques des SF et les E. Colis. montre que ceux-ci suivent la même tendance que ceux des CF. en effet, le traitement à la chaux 5 % s'est montré destructeur de tous les SF E. Colis au 7^{ème} jour (Fig. 10b et 10c). Les autres traitement comme dans le cas des CF ont éliminé tous les SF et cela s'est fait à partir du 21^{ème} jour (Fig 10b). s'agissant des E. Colis, la destruction complète s'est faite dans les autres traitement notamment urée 2,5 %, 5 %, cendre 80 % et chaux 2,5 % dès le 14^{ème} jour (Fig. 10c). l'analyse statistiques de œufs d'helminthe montre une différence significative entre les traitement tout au long de l'expérimentation. Au 7^{ème} jour suivant la mise en place des traitement, nous notons deux groupes de données, le premier constitué des traitements (T0, urée 2,5 %, et 5 %, et cendre 80 %), et le deuxième groupe constitué de (chaux 2,5 % et 5 %) (Fig. 11c). après l'ajout des adjuvants, la quantité d'œuf d'helminthe a diminué dans tous les traitements, elle est passée de $51200 \pm 21884,24$ /kg à $483,33 \pm 160,72$ /kg dans le traitement à 2,5 % d'urée, à $256,666667 \pm 25,16$ dans le traitement contenant 5 % d'urée, à $11,33 \pm 8,50$ /kg dans le traitement avec 2,5 % de chaux à $20 \pm 17,32$ /kg dans le traitement constitué de cendre à 80 % en 28 jours d'expérimentation. Le traitement contenant 5 % de chaux a détruit totalement les œufs d'helminthes à partir du 14^{ème} jour qui a suivi la mise en place des traitements (Fig. 10d).

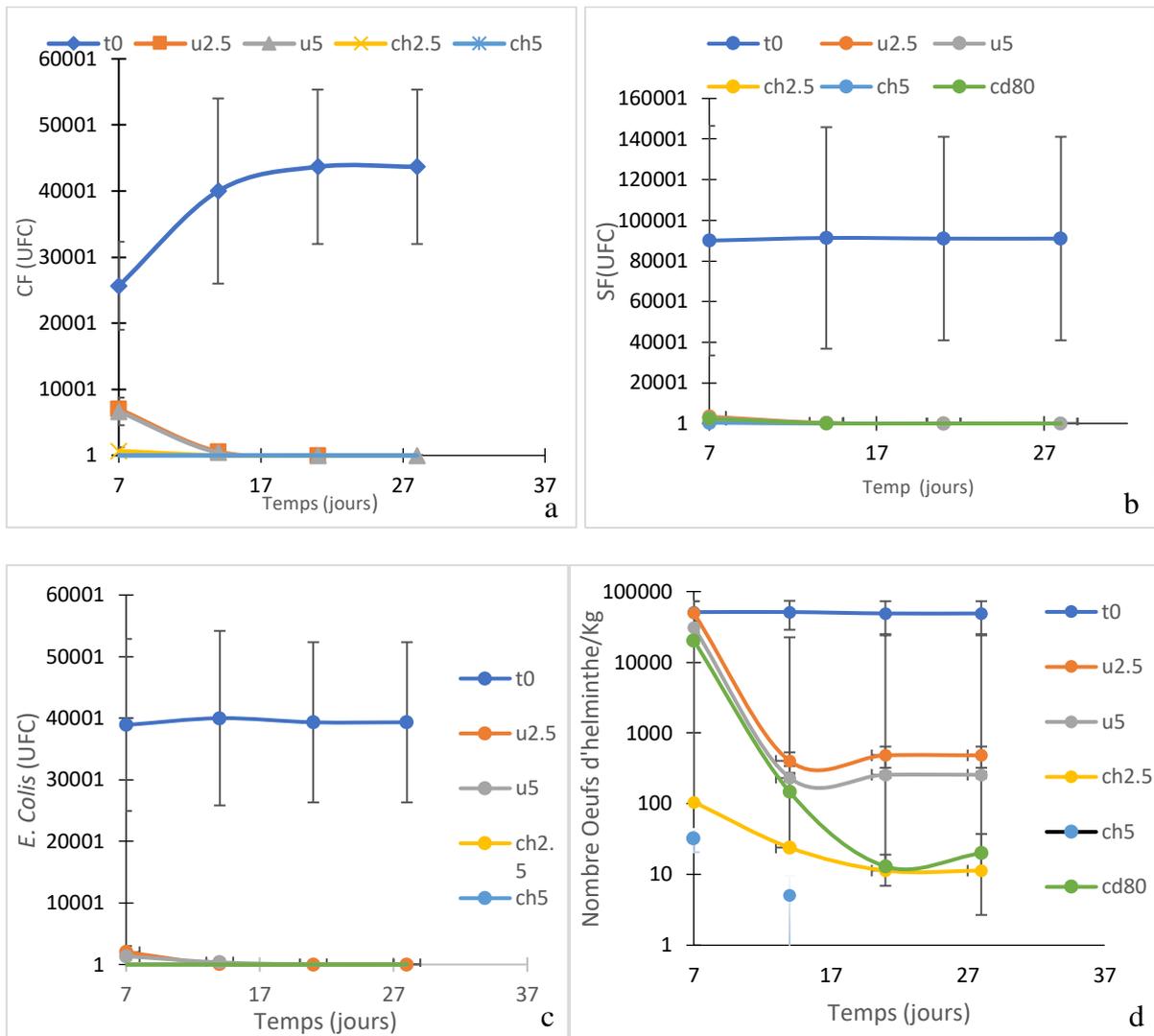


Figure 10. Évolution des populations de pathogènes fonction des traitements (a : CF(coliformes fécaux) ; b : SF (streptocoques fécaux) ; c : *E Colis* ; d : Œufs d'helminthe).

1.18e-06 ***

p-value = 0.01739

t7 groups			t21 groups		
t0	25666.6667	a	t0	17.000000	a
u2.5	7000.0000	b	u2.5	11.833333	ab
u5	6666.6667	b	u5	8.666667	b
cd80	1333.3333	c	cd80	6.500000	b
ch2.5	666.6667	c	ch2.5	6.500000	b
ch5	0.0000	c	ch5	6.500000	b

0.00106 **	
t7 groups	
t0	51200.00000 a
u2.5	49666.66667 a
u5	31333.33333 a
cd80	20333.33333 ab
ch2.5	106.00000 b
ch5	32.33333 b

Figure 11. Comparaison des moyennes de CF (coliformes fécaux), *E Colis* et œufs d'helminthe

III.1.3 Effet des biosolides traités sur les premiers stades de développement de *Zéa mays*.

a) Effet des traitements sur les paramètres germinatifs des graines de maïs

Plusieurs traitements influencent significativement ($P < 0,05$) les paramètres germinatifs (Fig. 12a), tels que le taux de germination (TG) et le taux de viabilité du semis (TV). Il s'agit des traitements T1, T2 et T3 constitué des biosolides traité avec respectivement 2,5 %, 5 % d'urée, et 5 % de chaux. Les plus faibles taux de germination ($69,33 \pm 4,2$ %) et de viabilité ($49,17 \pm 22$ %) sont notés au sein du traitement T3 (biosolides traité avec 5 % de chaux), les

substrats S1 (50 % de biosolides traités avec 5 % de chaux et 50 % de terre) ou S2 (25 % de biosolides traités avec 5 % de chaux et 75 % de terre) n'ont pas eu d'impact significatif sur le paramètre taux de germination. Les traitements T4 et T5 montrent respectivement les taux de germination ($90\pm 4,23$ % et $90\pm 0,957$ %) et de viabilité ($98,58\pm 0,90$ % et $98,5\pm 0,957$ %) les plus élevés, mais pas significativement différent du témoin T0. (TG : 100 % et TV : $98\pm 0,94$ %) (Fig.12a). les substrats S1(50 % de biosolides et 50 % de terre) et S2 (25 % de biosolides et 75 % de terre), ont impacté significativement le la viabilité des graines. Le substrat S2 a eu un taux de viabilité plus élevé que le substrat S1 (Fig. 13b)

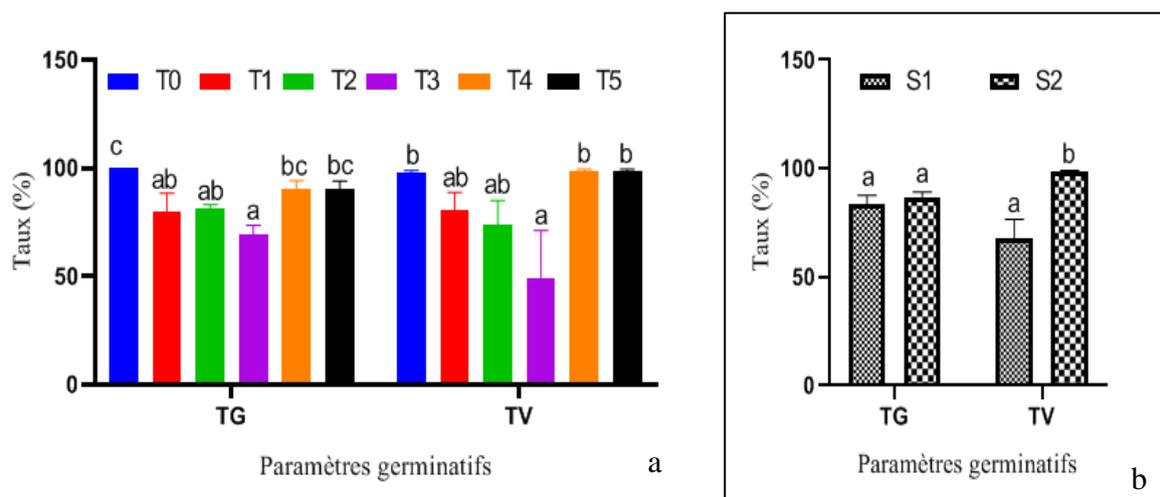


Figure 12. Effet des traitements sur la germination des graines de Zea mays. a :effet des traitements ; b : effet des substrats. (T1 : Urée à 2,5 % ; T2 : Urée à 5 % ; T3 : Chaux à 5 % ; T4 : Chaux à 2,5 % ; T5 : Cendre à 80 % ; T0 : Témoin ; TG : Taux de germination ; TV : Taux de viabilité).

b) Effet des différents traitements sur la croissance en hauteur des plants de maïs

La hauteur des moyennes des tiges a augmenté avec le temps et en fonction des différents traitements et de la dose des substrat comme illustré dans la figure 13.

Selon le test de Kruskal-Wallis, ($p = 0,00121$), la première semaine montre une différence significative entre les traitements (Fig. 15). en effet la comparaison de moyennes nous indique que les traitements T1S1 (50 % de biosolides avec 2,5 % d'urée et 50 % de terre), T2S1 (50 % de biosolides avec 5 % d'urée et 50 % de terre), T3S1 (50 % de biosolides avec 5 % de chaux et 50 % de terre), ont eu des hauteurs inférieures et significativement différentes à celles des autres traitement et au témoin respectivement $2,5 \pm 0,5$ cm, $4,33 \pm 0,76$ cm et $1,73 \pm 0,35$ cm (Fig. 14). La 3^{ème} semaine, les plantes du traitement T3S1(50 % de biosolides avec 5 % de chaux et 5 % de terre) ont enregistré une hauteur de tige nulle dû à la toxicité de ce dernier, pendant que celles des autres traitements à savoir : T1S1 (50 % de biosolides avec 2,5 % d'urée et 50 % de terre), T2S1 (50 % de biosolides avec 5 % d'urée et 50 % de terre), T1S2(25 % de

biosolides+2,5 % d'urée et 75 % de terre), T2S2 (25 % de biosolides+5 % d'urée et 75 % de terre), T3S2 (25 % de biosolides + 5 % de chaux et 75 % de terre), T4S1 (50 % de biosolides + 2,5 % de chaux et 50 % de terre), T4S2 (25 % de biosolides + 2,5 % de chaux et 75 % de terre), T5S1 (50 % de biosolides + 80 % de cendre et 50 % de terre, T5S2 (25 % de biosolides + 80 % de cendre et 75 % de terre), et du témoin T0S1 et T0S2, la hauteur des tiges étaient comprises entre $25,26 \pm 1,16$ cm pour T5S2 et $8,4 \pm 1,14$ cm pour T1S1 (Fig. 14). A la 5^{ème} semaine, la comparaison des moyennes (ANOVA paramétrique – SNK ($p < 2e-16$ ***)) des différents traitements montre une différence significative ($p < 2e-16$ ***). En effet, nous observons cinq groupes de données significativement différents il s'agit premièrement du groupe composé par les traitements T4S1 et T4S2 avec des hauteurs moyennes respectives de $42,2 \pm 2,8$ cm et $42,1 \pm 3,32$ cm, un second groupe constitué des traitements T0S1, T0S2, T5S1, T5S2, T1S2 et T2S2, avec des hauteurs moyennes respectives de $36,1 \pm 1,85$ cm, $36,1 \pm 1,85$ cm, $33,83 \pm 1,44$ cm, $36,76 \pm 0,87$ cm, $36 \pm 2,1$ cm et $33,83 \pm 1,38$ cm, un 3^{ème} groupe constitué des traitements T2S1 (50 % biosolides + 5 % d'urée et 50 % de terre), T3S2 (25 % de biosolides + 5 % de Chaux et 75 % de terre), avec des hauteurs moyennes respectives de $28,13 \pm 1,65$ cm et $28,43 \pm 0,90$ cm, le 4^{ème} groupe représenté par le traitement T1S1 (50 % de biosolides avec 2,5 % d'urée et 50 % de terre) avec une hauteur moyenne de $23,6 \pm 1,3$ cm et enfin le groupe du traitement T3S1 (50 % de biosolides avec 5 % de chaux et 50 % de terre) (Fig. 14).

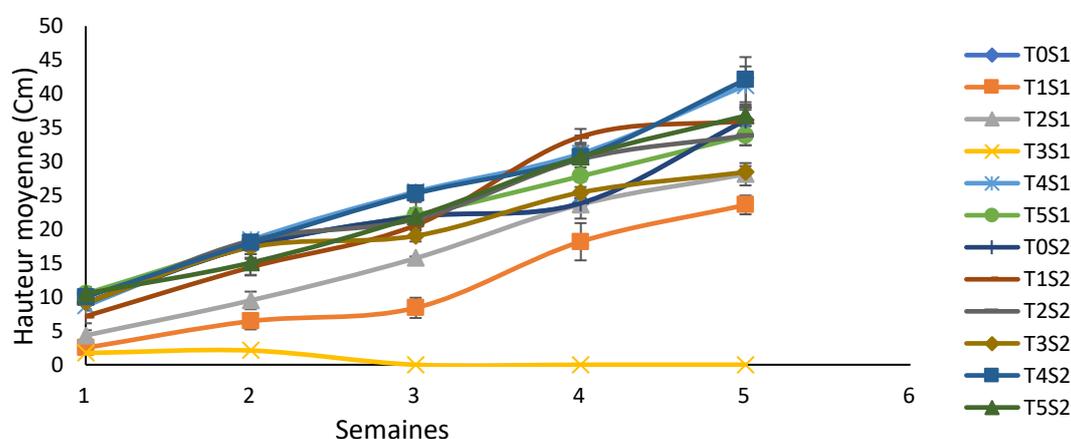


Figure 13. Effet des différents traitements sur la croissance en hauteur des plants de maïs (T1 : Urée à 2,5 % ; T2 : Urée à 5 % ; T3 : Chaux à 2,5 % ; T4 : Chaux à 5 % ; T5 : Cendre à 80 % ; T0 : Témoin S1 (50 % de biosolides traité et 50 % de terre) ; S2 (25 % de biosolides traité et 75% de terre).

trt	Kruskal-Wallis p = 0,00121			Kruskal-Wallis p = 0,002638			Kruskal-Wallis p = 0,001185			ANOVA paramétrique - SNK p < 2e-16 ***			ANOVA paramétrique - SNK p < 2e-16 ***		
	Moyenne	Ecart type	comp Moy	Moyenne	Ecart type	comp Moy	Moyenne	Ecart type	comp Moy	Moyenne	Ecart type	comp Moy	Moyenne	Ecart type	comp Moy
T0S1	9,16666667	0,28867513	abc	17,5	1,15325626	abc	21,83333333	1,25830574	ab	23,83333333	0,76376262	d	36,1	1,85202592	b
T1S1	2,5	0,5	ef	6,43333333	1,20968315	d	8,4	1,49331845	de	18,16666667	2,75378527	e	23,6	1,3892444	d
T2S1	4,33333333	0,76376262	def	9,5	1,3	cd	15,73333333	0,25166115	cde	23,66666667	2,081666	d	28,13333333	1,65025251	e
T3S1	1,73333333	0,25166115	f	2,1	0,17320508	d	0	0	e	0	0	f	0	0	e
T4S1	8,66666667	0,57735027	bcde	18,4	0,52915026	a	25,53333333	0,35118846	a	31,16666667	1,60727513	ab	41,23333333	2,82193787	a
T5S1	10,5	0,5	a	17,76666667	0,92376043	ab	22,1	1,93132079	ab	27,83333333	0,76376262	bc	33,83333333	1,4571662	b
T0S2	9,16666667	0,28867513	abc	17,5	1,15325626	abc	21,83333333	1,25830574	ab	23,83333333	0,76376262	d	36,1	1,85202592	b
T1S2	7,16666667	1,040833	cdef	14,4	1,21243557	bcd	20,6	1,65227116	bcd	33,66666667	1,15470054	a	36	2,17944947	b
T2S2	9	1	abcd	18,33333333	0,57735027	ab	21,5	0,5	abc	30,33333333	0,57735027	ab	33,83333333	1,38684294	b
T3S2	9,16666667	0,28867513	abc	17,33333333	1,52752523	abc	19,03333333	0,83864971	bcd	25,43333333	0,81445278	cd	28,43333333	0,90184995	c
T4S2	10	1	ab	18	1	ab	25,26666667	1,16761866	a	30,66666667	3,17542648	ab	42,1	3,3286634	a
T5S2	10,5	1	a	15,06666667	1,79257729	abcd	21,86666667	0,80829038	ab	30,66666667	1,52752523	ab	36,76666667	0,87368949	b

Figure 14. Comparaison des moyennes des hauteur des tiges de Zea mays

c) Effet des différents traitements sur le nombre de feuilles des plants de maïs

Le nombre de feuilles des plants de maïs a augmenté avec le temps et en fonction des traitements. À la première semaine qui a suivi le semis, nous notons un nombre de feuille presque identique dans tous les traitements compris entre 4 ± 00 pour les traitements T0S1, T0S2, T4S1 (50 % de biosolides + 2,5 % de chaux et 50 % de terre), T4S2 (25 % de biosolides + 2,5 % de chaux et 75 % de terre) et T5S2 (25 % de biosolides + 80 % de cendre et 75 % de terre), et $3,33 \pm 0,57$ pour les traitements T1S1 (50 % de biosolides avec 2,5 % d'urée et 50 % de terre) et T2S1 (50 % de biosolides avec 5 % d'urée et 50 % de terre), sauf pour le traitement T3S1 (50 % de biosolides avec 5 % de chaux et 50 % de terre), dont le nombre de feuille était nul (Fig. 15). L'analyse des moyenne avec le test de Kruskal-Wallis ($p = 0,04534$), a montré une différence significative entre le traitement T3S1 et tout le reste y compris le témoin T0 (Fig. 16). Au cours des semaines 2, et 3, 4^{ème} semaine, l'évolution du nombre de feuilles des plants de maïs, n'est pas influencée par le substrat, tous les traitement sont identiques comme le montre l'analyse des moyennes à la figure 16. A la fin de l'expérimentation (5^{ème} semaine), à partir de la comparaison des moyennes de la figure 16, il n'existe pas de différence significative entre les traitements et le témoin. Par ailleurs, le nombre de feuille à la fin de l'expérimentation est compris entre $10,66 \pm 0,57$ pour les traitements T5S1 et T2S1, et $8,66 \pm 0,57$ pour le traitement T3S2 (Fig.16)

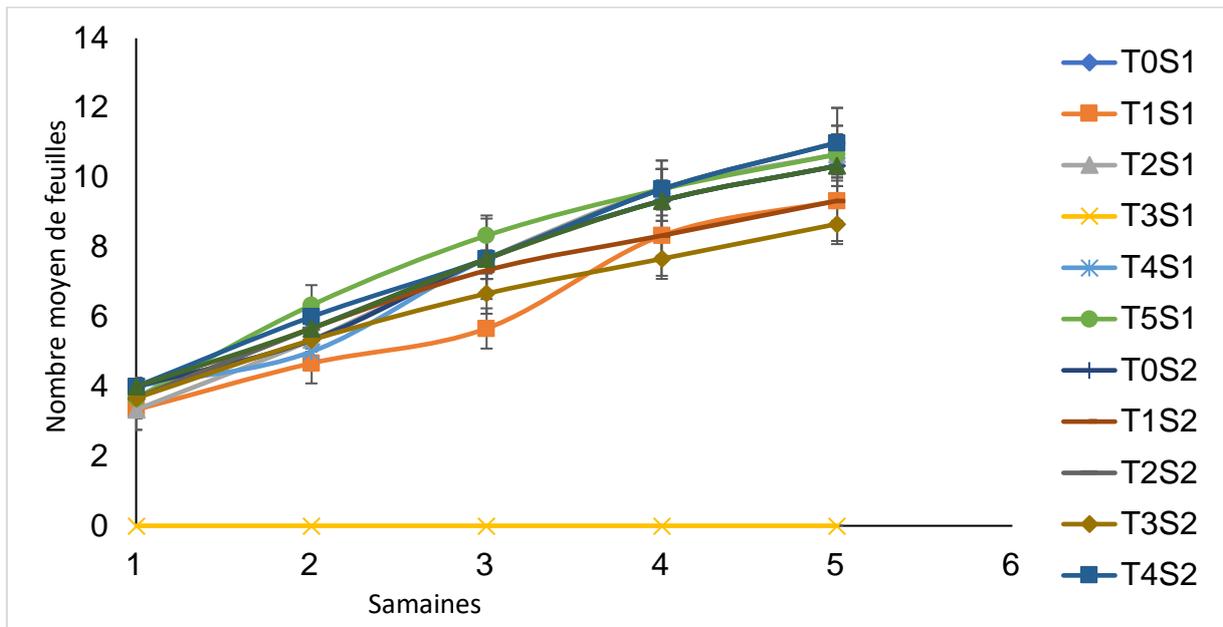


Figure 15. Evolution du nombre de feuille des plantes de maïs :(T1 : Urée à 2,5% ; T2 : Urée à 5% ; T3 : Chaux à 2,5 % ; T4 : Chaux à 5% ; T5 : Cendre à 80% ; T0 : Témoin S1 :50/50 ; S2 25/75)

trt	Kruskal-Wallis p = 0.04534			Kruskal-Wallis p = 0.02438			Kruskal-Wallis p = 0.02265			Kruskal-Wallis p = 0.02995			Kruskal-Wallis p = 0.02898		
	Moyenne	Ecart type	comp Moy												
T0S1	4	0	a	5,33333333	0,57735027	ab	7,66666667	0,57735027	ab	9,33333333	0,57735027	a	10,33333333	0,57735027	ab
T1S1	3,33333333	0,57735027	a	4,66666667	0,57735027	ab	5,66666667	0,57735027	b	8,33333333	1,15470054	a	9,33333333	1,15470054	ab
T2S1	3,33333333	0,57735027	ab	5,33333333	0,57735027	ab	7,66666667	1,15470054	ab	9,66666667	0,57735027	a	10,66666667	0,57735027	ab
T3S1	0	0	b	0	0	b	0	0	b	0	0	a	0	0	b
T4S1	4	0	a	5	0	ab	7,66666667	0,57735027	ab	9,33333333	1,15470054	a	10,33333333	1,15470054	ab
T5S1	3,66666667	0,57735027	ab	6,33333333	0,57735027	a	8,33333333	0,57735027	a	9,66666667	0,57735027	a	10,66666667	0,57735027	ab
T0S2	4	0	ab	5,33333333	0,57735027	ab	7,66666667	0,57735027	ab	9,33333333	0,57735027	a	10,33333333	0,57735027	ab
T1S2	3,66666667	0,57735027	ab	5,66666667	0,57735027	ab	7,33333333	0,57735027	ab	8,33333333	0,57735027	a	9,33333333	0,57735027	ab
T2S2	3,66666667	0,57735027	ab	5,66666667	0,57735027	ab	7,66666667	0,57735027	ab	9,66666667	0,57735027	a	11	1	a
T3S2	3,66666667	0,57735027	ab	5,33333333	0,57735027	ab	6,66666667	0,57735027	ab	7,66666667	0,57735027	a	8,66666667	0,57735027	ab
T4S2	4	0	a	6	0	a	7,66666667	0,57735027	ab	9,66666667	0,57735027	a	11	1	a
T5S2	4	0	a	5,66666667	0,57735027	ab	7,66666667	0,57735027	ab	9,33333333	1,15470054	a	10,33333333	1,15470054	ab

Figure 16. Comparaison des moyennes du nombre de feuille chez zéa maïs.

d) Effet des différents traitements sur l'indice chlorophyllien des plants de maïs

L'indice chlorophyllien des feuilles des plants de maïs varie avec le temps et en fonction des traitements comme illustré par la figure 17. l'analyse des teneurs moyenne en chlorophylle dans les feuille de maïs par les test de Kruskal-Wallis de cette variation pendant les quatre première semaine de de l'expérimentation n'a pas été significative. Par ailleurs Il est important de noter que les teneurs moyennes en chlorophylles dans les feuilles du maïs baissent avec le temps du début de l'expérimentation jusqu'à la fin (5^{ème} semaine), sauf pour le traitement T1S1 dont les teneurs moyennes en chlorophylle sont de $42,56 \pm 6,9$ cm au à la 1^{ère} semaine et augmente au cour du temps pour atteindre la valeur moyenne de $45,66 \pm 0,9$ (Fig. 17). À la fin de l'expérimentation (5^{ème} semaine), le test ANOVA paramétrique SNK montre une différence significative entre les traitements (Fig. 18)

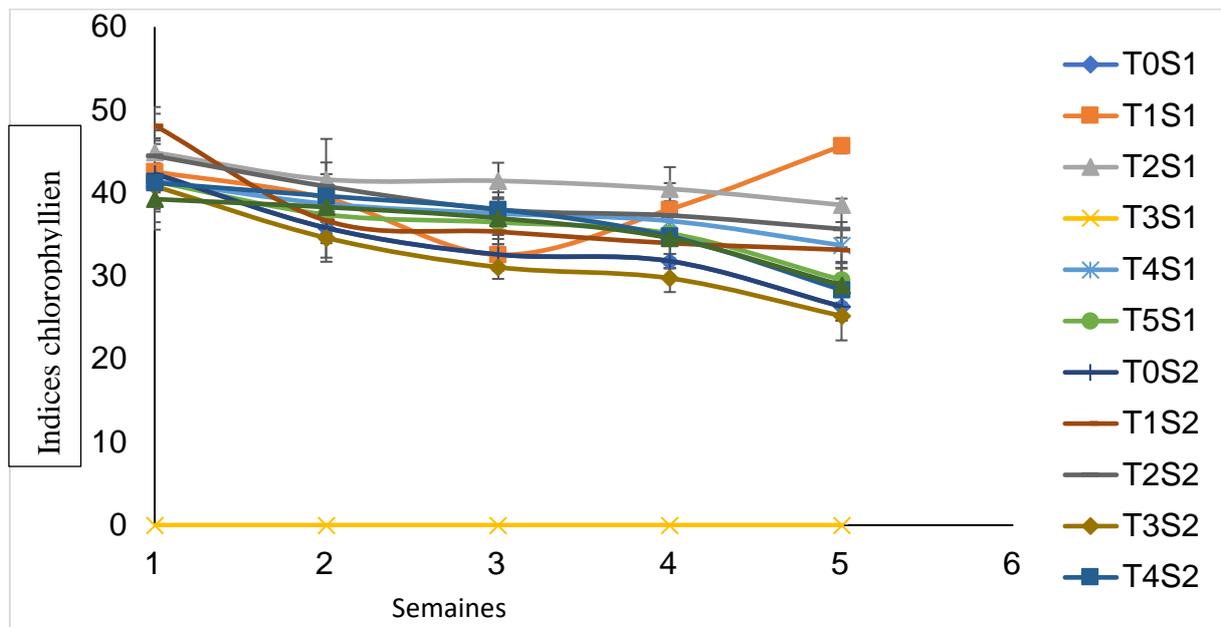


Figure 17. Evolution de l'indice chlorophyllien

trt	Kruskal-Wallis p = 0.0394			Kruskal-Wallis p = 0.0224			Kruskal-Wallis p = 0.001183			Kruskal-Wallis p = 0.00254			ANOVA paramétrique - SNK p < 2e-16 ***		
	Moyenne	Ecart type	comp Moy	Moyenne	Ecart type	comp Moy	Moyenne	Ecart type	comp Moy	Moyenne	Ecart type	comp Moy	Moyenne	Ecart type	comp Moy
T0S1	42,3333333	2,00333056	ab	35,8	0,7	ab	32,6	0,7	cde	31,8	0,8660254	bcd	26,3333333	1,70098011	d
T1S1	42,5666667	6,9816426	ab	39,3666667	7,15005827	ab	32,5666667	1,90350554	cde	38,0333333	3,16596483	a	45,6666667	0,90737717	a
T2S1	44,8666667	2,67644042	a	41,6333333	2,05020324	a	41,4666667	2,1779195	a	40,5	2,62106848	a	38,5666667	0,75718778	b
T3S1	0	0	b	0	0	b	0	0	e	0	0	d	0	0	e
T4S1	41,4666667	1,23423391	ab	38,7	1,53948043	ab	37,5333333	1,16761866	ab	36,6333333	0,75055535	ab	33,7	2,8	c
T5S1	41,4	4,91121166	ab	37,4	2,48797106	ab	36,4666667	1,51767366	abc	35,1333333	1,4571662	abc	29,5333333	0,45092498	d
T0S2	42,3333333	2,00333056	ab	35,8	0,7	ab	32,6	0,7	cde	31,8	0,8660254	bcd	26,3333333	1,70098011	d
T1S2	48,1333333	2,22785397	a	36,6666667	2,70985854	ab	35,3333333	1,50443788	bcd	33,9666667	1,81750745	abcd	33,1666667	1,4571662	c
T2S2	44,4666667	2,12210587	ab	40,8	1,47309199	a	38	1,47986486	ab	37,3	1,70880075	a	35,6666667	2,20302822	bc
T3S2	40,8333333	2,74651294	ab	34,6	2,87923601	ab	31,0666667	1,40475383	de	29,7333333	1,66232769	cd	25,2	2,94618397	d
T4S2	41,2333333	1,17189306	ab	39,6333333	1,59478316	ab	38,0333333	0,61101009	ab	34,8	0,43588989	abc	28,3333333	3,21455025	d
T5S2	39,2666667	1,5011107	ab	38,3	2,16333077	ab	36,9666667	3,1214313	ab	34,5666667	3,56978057	abc	28,9	2,09523268	d

Figure 18. Comparaison des moyennes de l'indice chlorophyllien chez zéa mays.

e) Paramètres racinaires (volume, et longueur)

La structuration des moyennes sur l'influence des traitements et du substrat sur les paramètres racinaires étudiés est présentée sur la figure 19. racinaire évalué. S'agissant du volume racinaire, la comparaison des moyennes à partir du test de Student Newman Keuls au seuil de 5 % nous montre qu'il y'a une différence significative entre les différents traitements et le témoin. En effet nous avons trois groupes d'individus, ceux appartenant à la lettre « a » représentés par le traitement T5S1 (50 % de biosolides + 80 % de cendre et 50 % de terre), le second groupe représenté par la lettre « b » contenant les traitements T5S2 (25 % de biosolides + 80 % de et 75 % de terre), T4S1 (50 % de biosolides + 2,5 % de chaux et 50 % de terre), T2S2 (25 % de biosolides+5 % d'urée et 75 % de terre) et enfin le groupe « c » avec les individus T2SA, T4S2, T1S2, T1S1, T0S1, TOS2, T3S2. Le volume racinaire du traitement T3S1 (50 % de biosolides avec 5 % de chaux et 50 % de terre) s'est montré nul. L'analyse des valeurs moyennes de la longueur racinaire au sein de différents

traitement montre des résultats proches sur le plan statistique. Toutefois, le traitement S1T5 a la plus grande valeur de longueur racinaire ($49,33 \pm 2,51$ cm); qui n'est pas significativement différente de celle du traitement témoin T0 ($42,16 \pm 1,89$ cm). de même, au sein du paramètre volume racinaire, on observe que la plus faible valeur est obtenue dans la combinaison T3S1 (50 % de biosolides avec 5 % de chaux et 50 % de terre) ($0,0 \pm 0,0$ cm) (Fig. 19).

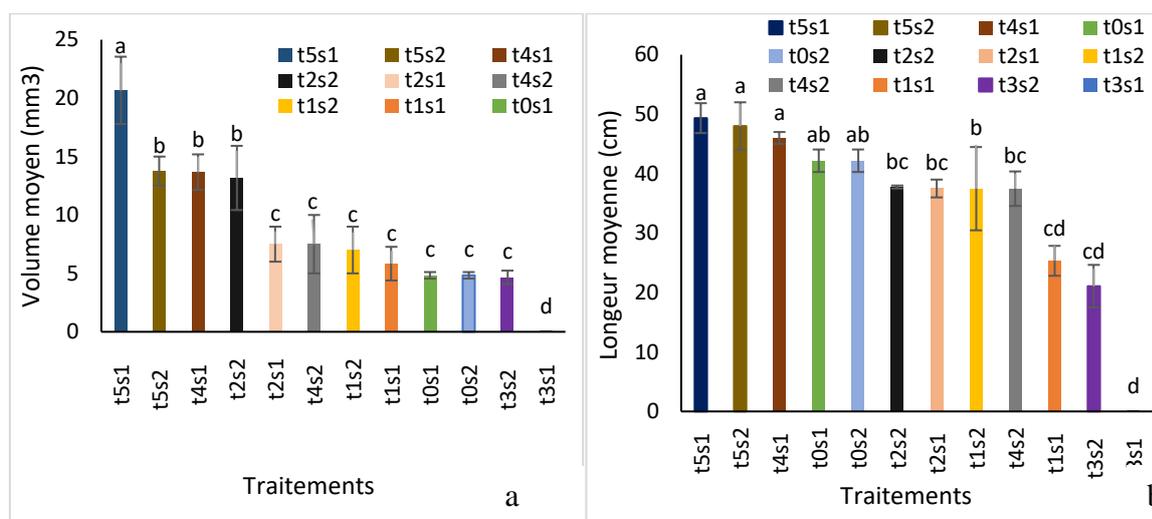


Figure 19. Paramètres racinaires :(a : volume racinaire du maïs ; b : longueur du maïs).

III.2. Discussion

La détermination des paramètres physicochimiques des boues de vidange a montré un pH moyen de $8,127 \pm 0,77$. En effet, Strandle et al. (2014) le pH initial des boues détermine les valeurs de pH atteintes lors du traitement alcalin. La teneur élevée en matières organiques totales et en carbone total favorise la prolifération des microorganismes. Les valeurs élevées de MOT et COT respectivement de $540,60 \pm 1,11$ g/kg et $269,53 \pm 2,2$ g/kg, serait fonction de l'alimentation des population (Kengne et al 2008). Toutefois, rapport C/N $30,84 \pm 0,53$ montre que les boues ne sont pas assez stable pour être directement utilisées en champs.

L'ajout des adjuvants aux biosolides déshydratés augmente leur pH, de manière plus ou moins importante en fonction de l'adjuvant utilisé. L'ajout de 2,5 %, et 5% d'urée a entraîné une augmentation du pH d'environ 2 unités au cours des 3 premiers jours puis une stabilisation à un pH de respectivement 9,4 et 9,65, très probablement en raison de l'uréase intrinsèque des boues fécales catalysant l'hydrolyse de l'urée pour former de l'ammoniac et induire des conditions de

pH favorables pour l'équilibre avec l'ammonium (Anderson., 2015). Les résultats recueillis semblent indiquer que le pH peut augmenter proportionnellement au taux d'ajout d'urée jusqu'à ce qu'un point d'arrêt soit atteint où d'autres ajouts ne contribueront guère à une nouvelle augmentation du pH. Le pH initial des boues de vidanges semble déterminer le pH atteint et sa stabilité. Les travaux de Ottoson et *al.* (2008) montrent une dépendance similaire est observée lorsque la solution d'ammoniac est utilisée pour hygiéniser les eaux usées. Ces résultats sont similaires à ceux observés dans les travaux de Nordin, (2009) qui travaillait sur l'utilisation de l'urine pour la désinfection des boues de vidange, montre que en règle générale, l'ajout d'urée donnera un pH supérieur à 9 et la solution ammoniacale un pH supérieur à 10, à condition que le point de rupture soit atteint. Les quantités d'ammoniac dégagées lors de l'ajout de l'urée aux boues de vidanges pourrait être néfaste pour l'environnement si les quantités de boues à traiter venaient à être importantes

L'ajout de 80 % cendres aux biosolides a provoqué l'augmentation rapide du pH jusqu'à 12 au cours des 24 premières heures, ceci pourrait être dû à la nature alcaline de la cendre, la quantité de cendre apporté et enfin à la formation de l'ammoniac (Rui., 2013). La diminution des valeurs du pH au cours du temps pour atteindre un pH final de 10,5 pourrait être dû à l'échappement de l'ammoniac lors des prises de données quotidiennes. Ces résultats sont en accord avec ceux de Isaac Monney et Esi Awuah, (2015), qui travaillaient sur l'« Assainissement des boues fécales en vue de leur réutilisation à l'aide de cendres de bois comme additif » et avaient obtenu un pH au-dessus de 11 en ajoutant 180 % de cendre dans les boues de vidange, résultat qui pourraient s'expliquer par le fait que les boues utilisées n'étaient pas déshydratées d'une part et d'autres part la cendre de bois avait des propriétés différentes de celle utilisée dans cette étude.

L'effet de la chaux vive sur les biosolides a été immédiat, le pH est passé de 7,5 à 13 en 24 heures, ces résultats s'expliqueraient par la nature hautement basique de la chaux vive. De plus, la chaux étant peu soluble dans l'eau, les molécules de chaux persistent dans les biosolides et pourraient être la cause du pH élevé. Une raison potentielle de la baisse du pH au fil du temps pourrait être des modifications de l'équilibre du bicarbonate. En effet, dans des conditions de pH plus élevé, le dioxyde de carbone dissous est converti en bicarbonate, puis en carbonate, libérant des protons qui contribueraient à réduire le pH (Anna Rost., 2018). De plus, selon les travaux de Wilson et *al.* (2016), l'hydrolyse chimique des graisses, des glucides et des protéines se produit dans des conditions alcalines, par conséquent, l'acide lactique, les acides gras volatils et d'autres produits de dégradation acides contribueraient à la réduction du pH tout au long de la période de traitement. Les quantités de chaux vive utilisées (2,5 % et 5 %) dans cette étude ont eu des moyennes pH non significativement différentes, ceci pourrait s'expliquer par le fait que le pH à une concentration de chaux supérieure à 2,5 %, le pH varie très peu jusqu'à atteindre

un seuil ou une autre augmentation de chaux ne devrait plus avoir effet. Les valeurs de pH au-dessus de 12 étaient très intéressantes pour cette étude car la destruction des pathogènes dans les biosolides après traitement à la chaux, est conditionnée par l'atteinte d'un pH 12. Anderson et al (2015) a obtenu des valeurs de pH similaires en ajoutant 7 et 17 % de chaux, pour atteindre le pH é 12 souhaité.

La dynamique des températures est similaire dans tous les traitements sauf le témoin, ces basses températures dans ces traitements pourraient être dues à la diminution des colonies de microorganismes dans les traitements à cause de leur destruction. Ceci a également été observé dans les travaux de Wong et Selvam (2009) dans lesquels, l'ajout de faibles quantités de chaux dans le lisier de porc entraînait également une faible variation de la température. L'augmentation de la température dans le traitement témoin pourrait être due aux activités de catabolisme et d'anabolisme effectuées par les microorganismes présents dans le milieu. Ces résultats ont également été observés par Strandle et al. (2014) qui relie l'augmentation de la température dans les digesteurs à la respiration des microorganismes présents dans le milieu.

L'ajout des adjuvants a entraîné une réduction des populations de microorganismes indicateurs de contamination fécale. En effet, les travaux de Nordin, (2015), Greya, 2016 démontrent que l'ajout de l'urée ou de chaux dans les eaux usées et boues de vidange entraîne une augmentation du pH du milieu et conséquence de cette augmentation de pH est la modification de manière irréversible le potentiel membranaire des cellules microbiennes, ce qui conduit à la dénaturation et la mort de la cellule. En effet, Le principe de l'action résiderait dans la pénétration de l'ammoniac dans la cellule biologique ce dernier s'associerait aux protons intercellulaires et former l'ion ammonium (NH_4^+), ce qui perturberait ainsi le fonctionnement de l'organisme (Nordin, 2009) L'ajout d'urée entraîne la libération de l'ammoniac et son confinement de celui-ci dans le seau agit comme un biocide qui tue encore plus microorganismes, ainsi, l'efficacité de la stabilisation à l'urée repose sur l'effet assainissant de l'augmentation du pH et l'équilibre ammoniac/ammonium. Les quantités d'urée ajoutées ont entraîné une destruction complète *E. coli*, les streptocoques et coliformes fécaux en 28 jours, temps très court comparé aux travaux de Nordin, (2015) qui a observé la destruction totale des pathogènes après trois mois. Ceci pourrait s'expliquer par le fait que cette étude est menée sur les biosolides déshydratés et non pas sur les eaux usées. Cependant les populations d'œufs d'helminthes ont été réduites mais la réduction n'a pas atteint le seuil prescrit par l'OMS en 2006 qui est de 1 œuf par Kg. Cette résistance pourrait être liée à la présence d'une double membrane à la surface de ses œufs les protégeant contre les variations de leur environnement. Ces résultats sont similaires à ceux de Lindberg et Rost, (2018), Nordin, (2015), Singh et al, (2017), démontrant l'efficacité de l'urée sur les populations de Salmonelles et de *E. coli* coliforme fécaux dans les boues des fosses septiques mais pas sur les œufs d'ascaris.

L'ajout de cendres aux biosolides a entraîné une élévation brusque du pH par rapport au témoin. Le dosage de cendres à 80 %, conduit à la destruction de complète d' *E. coli*, des streptocoques et coliformes fécaux en 7 jours. Ceci pourrait s'expliquer par le pH élevé du milieu qui comme dans le cas de l'urée conduit à une dépolarisation de la membrane des microorganismes les conduisant à une mort certaine. Ces résultats pourraient être une avancée dans l'utilisation de la cendre de bois pour l'hygiénisation des boues de vidange car les travaux antérieurs (Monney et Awuah, 2015) montraient une possible hygiénisation en utilisant jusqu'à 180% de cendre de bois. L'inactivation des agents pathogènes à des niveaux de pH supérieurs à 11 s'est avérée plus importante au cours des 24 premières heures, comme l'ont montré les résultats de Bina et al. (2004). S'agissant des œufs d'helminthe, les résultats de ce travail ont montré une réduction hautement significative mais pas totale de ces derniers. P. Gyawali. (2017), les durées d'exposition des œufs d'helminthes à un pH 11, varient entre 2 h et plus de 180 jours pour obtenir une inactivation de plus de 90 % des œufs d'helminthes. Cela dépend toutefois du type d'agent alcalin, du dosage et de la température.

Le traitement à la chaux a montré une efficacité notoire, car l'augmentation du pH à 13 a réussi à éliminer jusqu'à 100 % des microorganismes présents dans les boues de vidanges en moins d'un jour pour les *E. coli*, les streptocoques et coliformes fécaux. Ceci pourrait être dû au pouvoir hautement basique de la chaux. Ces résultats sont similaires aux travaux de (Lindberg et Rost, 2018 ; Wong, 2009 ; Greya et al, 2016). Toutefois la destruction totale des œufs d'helminthe est une avancée dans l'hygiénisation des boues de vidange avec des quantités de chaux inférieures à 10%, notamment à cause de la première phase qui était la déshydratation. L'utilisation des adjuvants alcalin pour le traitement des biosolides montre que la cendre et la chaux sont indiqués pour détruire les pathogènes, car ceux-ci ont pu élever le pH de ces derniers au-dessus de 12. Toutefois le traitement à l'urée se montre efficace mais à long terme.

L'hygiénisation des boues de vidanges est une étape primordiale et capitale avant leur utilisation en champs. La germination d'une graine est la première phase du développement de toute plante dans un environnement sain ou pollué. Malgré le fait qu'une bonne germination soit primordialement liée à ses réserves cotylédoniques, l'état de l'environnement est un facteur prépondérant en ce sens qu'il apporte l'eau nécessaire à la première phase du réveil physiologique de la graine. Le premier paramètre germinatif évalué dans notre étude est le taux de germination qui fait ressortir que les traitements 2,5 % de chaux ($90 \pm 4,23$ %) et 80 % de cendre ($90 \pm 0,957$ %) montrent des meilleures moyennes germinations, non significativement différentes du témoin (TG : 100 %), ces résultats s'expliqueraient par le fait que d'une part la germination d'une graine est liée de manière générale à ses réserves alimentaires et d'autre part à la qualité des traitements appliqués. Le taux de germination ($69,33 \pm 4,2$ %) au sein du

traitement T3 est d'autant plus faible que son taux de viabilité ($49,17 \pm 22$ %) indépendamment de la quantité de substrat apporté. Ces résultats traduiraient de la toxicité de ce traitement pour la plante. En effet le traitement T3 constitué de biosolides traités avec 5% de chaux, avec la un pH moyen (10,57) à la fin de l'expérimentation impropre pour le développement du de la graine de maïs. Les taux de viabilité du semis au sein des traitements T4 ($98,58 \pm 0,90$ %) et T5 ($98,5 \pm 0,957$ %) montrent les meilleurs résultats proches de ceux du témoin ($98 \pm 0,94$ %). Ces résultats s'expliqueraient par la présence au sein de ces traitement des caractéristiques idéales nécessaire pour le développement du maïs.

La hauteur de la tige et le nombre de feuilles chez une plante augmente régulièrement en fonction du temps indépendamment du substrat. Ces résultats font ressortir sur l'effet significatif des traitement sur l'évolution de la hauteur des tiges de *Zea mays* en fonction du temps. Indépendamment du substrat, le traitement T3S1 a obtenu les plus faibles résultats. Au sein du substrat 1 qui était constitué de 50 % terre et 50 % substrat de biosolides traités à 5 % de chaux, on observe la mort des plants à partir de la troisième semaine, preuve de la toxicité du substrat de croissance ; contrairement à T3S2 qui était constitué de 75 % terre et 25 % substrat de déchets solides traités à 5 % de chaux, la hauteur au sein du traitement T3S2 a augmenté progressivement oscillant de $9,17 \pm 0,29$ à $28,43 \pm 0,90$ preuve que la quantité de substrat ou le ration substrat/terre doit être respectée pour un bon développement du plant, cette valeur prouve que ce traitement n'est pas adapté pour la culture du maïs. Le traitement T4S2 permet la plus grande croissance du plant à la fin de l'expérimentation, ceci s'expliquerait par une forte dissolution du substrat a potentiel de fertilisation. Ces résultats ont été également observé dans les travaux de Monowara et al. 2019 qui comparait l'effet du vermicompost, du fumier de bovin stocké en plein air, et un engrais inorganique DAD sur les paramètre de croissance du maïs.

L'indice chlorophyllien des feuilles de *Zea mays* montre une régression de teneur indépendamment du temps et du substrat de culture dans tous les traitements. Il est important de noter que les traitements T2S1 et T2S2 montre tes teneurs plus élevés que les autres traitements en fonction du temps et indépendamment de la proportion de substrat, ceci pourrait s'expliquer par le fait que le traitement à l'urée à 5 % apporterait un excédent d'azote indispensable à la stabilisation de la structure de la chlorophylle.

les traitements ont une influence significative sur les paramètres racinaires étudiés, le traitement T3S1 au sein du substrat 1 (50/50) fait ressortir des valeurs les plus faibles ($0,0 \pm 0,0$), contrairement au T3S2 (1/3) où, on observe des valeurs comparable au témoin ; ces résultats s'expliqueraient par le fait que au sein du traitement T3S1, tous les plants sont morts à cause de la toxicité de ce dernier. Au sein du traitement T5 (80 % de cendre) on note le plus grand

volume racinaire au sein du traitement T5S1 ($20,67 \pm 2,89$ ml) et T5S2 ($13,75 \pm 1,25$ ml), pareillement, observe également les plus grandes longueurs racinaires pour T5S1 ($49,33 \pm 2,52$ cm) et T5S2 ($48,0 \pm 4,0$ cm) ; ceci s'expliquerait par le fait que la structure du rapport substrat/terre (25 % de biosolides et 75 % de terre) était plus favorable au développement racinaire dans ce traitement. Ces résultats corroborent avec ceux de Harun et al. (2015) qui travaillait sur : « Effet de la chaux et du fumier de chèvre sur l'acidité du sol et le maïs (*Zea mays*) paramètres de croissance à Kavutiri, Embu Comté - Centre du Kenya » montre que la longueur des racines la plus élevée (41,3 cm).

La mesure des paramètres de croissance du maïs en fonction des traitements laisse ressortir que les traitements les plus efficaces est le traitement T5S1 et T5S2, car ils montrent une constante durant toute l'expérimentation le traitement, le traitement T3S1 est à éviter car toxique pour le développement du maïs.

V. CONCLUSION ET PERSPECTIVES

V.I. Conclusion

Le présent travail de recherche avait pour objectif principal contribuer à la valorisation des boues de vidanges. Les biosolides analysés ont présenté un fort potentiel agronomique à travers une présence plus ou moins importante des éléments N P K, et matières organiques. Mais seulement ces boues de vidanges déshydratées ont présenté de fortes concentrations en germes indicateurs de la pollution fécale, notamment les CF, SF, *Escherichia coli* et en germes parasites que sont les œufs d'helminthes. La soumission de ces boues à divers traitements, notamment susmentionnés à des différentes doses a permis de réaliser que l'ensemble de ces traitements permettent effectivement de d'éradiquer les germes identifiés que sont *E. coli*, les coliformes fécaux et les streptocoques fécaux présents dans les biosolides. Par ailleurs, il a été remarqué une augmentation de pH peut après application de la chaux et de la cendre de bois, atteindre des valeurs au-dessus de 12. L'atteinte d'un tel pH favorise l'inactivation des microorganismes pathogènes pour induire des dommages de la membrane externe de leurs cellules et de perturber leurs activités enzymatiques. Cependant, un effet différent a été observé entre les traitements à la chaux et celui de la cendre de bois. La chaux nécessite en effet une dose plus faible pour augmenter le pH et endommager les parois cellulaires des bactéries contrairement à la cendre de bois (80 %). Seul traitement à la chaux à 5% a permis d'éliminer la totalité des œufs d'helminthe, mais leur nombre a considérablement baissé dans le traitement avec la cendre de bois, ceci pourrait laisser croire que si le temps de traitement est allongé la destruction des œufs d'helminthe pourrait être totale. Sur le plan économique, la cendre de bois reste une bonne alternative pour le traitement des boues de vidange car elle n'est pas commercialisée au Cameroun.

Les résultats de l'évaluation des biosolides traités (produits finaux) aux différents adjuvants sur la germination des graines et les paramètres de croissance du maïs montrent un effet hautement significatif des traitements initiés, les quantités de substrat utilisés ont également un impact important, car le traitement à 5 % de chaux et constitué de 50 % de terre et 50 % de biosolides s'est montré toxique pour la germination des graines de maïs. Toutefois, les boues traitées à la chaux pourraient être ajoutées aux sols acides de la ville de Yaoundé et ses environs pour augmenter le pH afin d'y pratiquer l'agriculture. Les traitements constitués de biosolides traités à 5 % d'urée, 2,5 % de chaux, et 80 % de cendre, avec un dosage de 25 % de substrat et 75 % de terre, se montreraient efficace et pourraient être à recommander pour la culture du maïs.

V.II. Perspectives

En guise de perspectives, il serait intéressant pour les travaux futurs de :

- Faire une analyse physicochimique des différents produits obtenus ;
- Faire la même expérimentation à grande échelle pour vérifier que la quantité des biosolides n'a pas un impact sur l'hygiénisation des biosolides ;
- Étudier l'effet de l'application de ces biosolides traités sur les propriétés (physiques, chimique et microbiologique) des sols acides et y évaluer le rendement des cultures locales ;
- Réaliser cette expérimentation en champs à grande échelle et étudier le devenir des œufs d'helminthes qui sont encore présents à la fin de l'expérience ;
-

VII. Bibliographie

- Abossolo S.A., Amougou J.A., 2015. Analyse des précipitations annuelles à la station de Yaoundé de 1895 à 2006. *Afrique Science.*, 11(2)183-194.
- Adissoda Y., Guillibert.,P Oldenburg M. 2004. Assainissement Ecologique : mode d'emploi. www/2.gtz.de/ecosan/download : benin-mode d'emploie.pdf
- Adissoda Y., Guillibert.,P Oldenburg M. 2004. Assainissement Ecologique : mode d'emploi. www/2.gtz.de/ecosan/download : benin-mode d'emploie.pdf
- Agendia P.L., 1995. Treatment of sewage using aquatic plants: case of the Biyem-Assi domestic
- Allievi L., Colombi A., Calcaterra E., Ferrari A. (1994). *Inactivation of Faecal Bacteria in Sewage Sludge by Alkaline Treatment. Bioresource Technology* 49 (1), p. 25-30.
- Annika C. Nordin,1 Jesper Olsson,2 and Bjoorn Vinnera°s. (2015). Urea for Sanitization of Anaerobically Digested Dewatered Sewage Sludge. ENVIRONMENTAL ENGINEERING SCIENCE Volume 32, Number 2, 2015 Mary Ann Liebert, Inc. DOI: 10.1089/ees.2013.0230.
- Anonyme, 2005. Standard methods for the examination of water and wastewater. 21st Edition. American Public Health Association, and Water and Environment Federation Publication., Washington D.C.20001-3710, USA. 21st edition, nombre de pages ISBN 0-87553-047-8.
- Arthur R., Hammond A.B. (2010). *Potential Biogas Production from Sewage Sludge: A Case Study of the Sewage Treatment Plant at Kwame Nkarumah University of Science and Technology, Ghana.* International Journal of Energy and Environment 1 (6), p. 1009-1016.
- B Bina, H Movahedian, I Kord. (2004). The Effect of Lime Stabilization on the Microbiological Quality of Sewage Sludge. Iranian J Env Health Sci Eng, Vol.1, No. 1, pp.34-38, 2004.
- Berteigne B., 2012. Quantification et caractérisation des boues de vidange issues des villes de Douala et Yaoundé. Rapport MAFADY. Mémoire d'après Césure. Promotion FEZ/HERAULT, 130 p.
- Berteigne B., 2012. Quantification et caractérisation des boues de vidange issues des villes de Douala et Yaoundé. Rapport MAFADY. Mémoire d'après Césure. Promotion FEZ/HERAULT, 130 p.
- Bigumandondera P.,2014. Étude de l'assainissement non collectif en Afrique subsaharienne : application à la ville de Bujumbura. Thèse, Université de Liège, 301p
- Björn Vinnerås; Annika Nordin; Charles Niwagaba; Karin Nyberg (2008). *Inactivation of bacteria and viruses in human urine depending on temperature and dilution rate.* , 42(15), 0–4074. doi:10.1016/j.watres.2008.06.014
- Blaszkow F., Filali R., Fournier A., Gu S. & Sadaka K., 2010. Valorisation énergétique des boues de station d'épuration. *Compost Science and Utilization*, 4 (2): 1-26.
- Bracken, P., Wachtler, A., Panesar, A.R. & Lange, J. (2007). The road not taken: how traditional excreta and greywater management may point the way to a sustainable future. *Water Science & Technology: Water Supply* 7(1), 219–227.
- Catherine A., Hanjalika M.D., Gonzalez Perez M.E., Ngwanamoseka Nobela B., de Pooter L., Spit J., Hooijmans C.M., Van de Vossenberg J., Greya W., Thole B., Van Lier J.B., Brdjanovic D. (2015). Lactic Acid Fermentation, Urea and Lime Addition: Promising Faecal Sludge Sanitizing Methods for Emergency Sanitation., in International Journal of Environmental Research and Public Health ISSN 1660-4601. 15p

- Defo C., Théophile Fonkou, Paul Blaise Mabou , Paulin Nana et Yacouba Manjeli., 2015 « Collecte et évacuation des boues de vidange dans la ville de Bafoussam, Cameroun (Afrique centrale) », VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement [En ligne], Volume 15 Numéro 1 | mai
- Defo C., Théophile Fonkou, Paul Blaise Mabou , Paulin Nana et Yacouba Manjeli., 2015 « Collecte et évacuation des boues de vidange dans la ville de Bafoussam, Cameroun (Afrique centrale) », VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement [En ligne], Volume 15 Numéro 1 | mai
- Djumyom Wafo G.V., Matsodoum Nguemte P., Letah Nzouebet W.A, Djocgou P.F and Ives Magloire Kengne., 2016 Co-composting of sewage sludge and *Echinochloa pyramidalis* (Lam.) Hitchc. & Chase plant material from a constructed wetland system treating domestic wastewater in Cameroon African Journal of Environmental Science and Technology.11p
- Djumyom Wafo G.V., Matsodoum Nguemte P., Letah Nzouebet W.A, Djocgou P.F and Ives Magloire Kengne., 2016 Co-composting of sewage sludge and *Echinochloa pyramidalis* (Lam.) Hitchc. & Chase plant material from a constructed wetland system treating domestic wastewater in Cameroon African Journal of Environmental Science and Technology.11p
- Djumyom, W. G. V., Matsodoum, N. P., Letah, N. W. A., Djocgoue, Pierre, F., & Kengne, I. M. (2016). Co-composting of sewage sludge and *Echinochloa pyramidalis* (Lam.) Hitchc. Chase plant material from a constructed wetland system treating domestic wastewater in Cameroon. *African Journal of Environmental Science and Technology*, 10(9), 272–282. <https://doi.org/10.5897/ajest2016.2089>
- Douanla Maffo P., Soh Kengne E., Djumyom WAFO G.V., Letah Nzouebet W.A, Nounja zuitchou M., Liegui G.S., Wanda C., Fotso., and Kengne noumsi I.M.,2019. Quantification and characterization of faecal sludge from a tropical urbanarea: the case study of Douala, Cameroon, Int. J. Biol. Chem. Sci. 13(5): 105-113
- Eaton A.D., Franson, M.A.H. and American Public health association, 1995. Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association, Washington.
- Echinochloa pyramidalis* (Lam.) Hitchc & Chase for faecal sludge treatment in Emma Lindberg., Anna Rost., (2018). Treatment of faecal sludge from pit latrines and septic tanks using lime and urea. Natural Resources Engineering, master's Luleå University of Technology Department of Civil, Environmental and Natural Resources Engineering. 48p.
- en régions tropicales : cas des effluents d'African Distilling Company (ADIC) à Environ. Sci. Technol., 9: 1122-1126. Wagner E.G., and Lanoix J.N., 1958. Excreta Disposal for Rural Areas and Small Communities, World Health Organization, Geneva, 95 p.
- Fonkou T., 2007. Essais d'épuration d'eaux usées agro-industrielles par marécages artificiels
- Gerba C.P., Wallis C. and Melnick J.L., 1975. Viruses in water: the problem, some solutions.
- Giroux M. & Audesse P., 2004. Comparaison de deux méthodes de détermination des teneurs en carbone organique, en azote total et du rapport C/N de divers amendements organiques et engrais de ferme. *Agrosol*, 15 (2) : 107-110.
- Harun Ireri Gitari, Benson Evans Mochoge* et Benjamin Oginga Danga. (2015). Effet de la chaux et du fumier de chèvre sur l'acidité du sol et le maïs (*Zea mays*) paramètres de croissance à Kavutiri, Embu Comté - Centre du Kenya. In academic journals. Vol. 6(10), p. 275-283, octobre 2015 DOI 10.5897/JSSEM15.0509 Numéro d'article : FA9BA8255355 ISSN 2141-2391 Droits d'auteur ©2015.
- Heinonen-Tanski, H., Pradhan, S.K. & Karinen, P. (2010). Sustainable Sanitation - A Cost-Effective Tool to Improve Plant Yields and the Environment. *Sustainability* 2(1), 341-353.

- Heinss, U., Larmie, S. A. & Strauss, M. (1998). Solids Separation and Pond Systems for the Hill P.E., Bux M. (2011). *Harnessing Solar Energy for Biosolids Management: a Green Approach to Drying*. Résumé disponible sur <http://info.ncsafewater.org>.
- Hill P.E., Bux M. (2011). *Harnessing Solar Energy for Biosolids Management: a Green Approach to Drying*. Résumé disponible sur <http://info.ncsafewater.org>.
- Hotta, S. & Funamizu, N. (2007). Biodegradability of fecal nitrogen in composting process. *Bioresource Technology* 98(17), 3412-3414.
- Jamal, A., Norieh, N., & Farzadkia, M., 2011. Comparison of Aerobic and LimeStabilization Methods for Evaluation of Sewage Sludge Reuse. *Journal of Environmental Science and Technology*, 4(2), 182–190.
- Jenkins M.B., Bowman D.D., Ghiorse W.C. (1998). *Inactivation of Cryptosporidium Parvum Oocysts by Ammonia*. *Applied Environmental Microbiology* 64 (2), p. 784-788.
- JonathanW.C.Wong., Ammaiyappan Selvam. (2006). Reduction of indicator and pathogenic microorganisms in pig manure through fly ash and lime addition during alkaline stabilization *Journal of Hazardous Materials journal homepage: www.elsevier.com/locate/jhazmat*. 8p.
- Jönsson, H. & Vinnerås, B. Adapting the nutrient content of urine and faeces in differen countries using FAO and Swedish data. In: Proceedings of Ecosan – Closing the loop. The 2nd International Symposium on Ecological Sanitation, incorporating the 1st IWA specialist group conference on sustainable sanitation, Lübeck, Germany., 7th-11th April 2003 2003. pp. 623-626.
- Jönsson, H., Richert Stintzing, A., Vinnerås, B. & Salomon, E. (2004). Guidelines on the use of urine and faeces in crop production. Stockholm: Stockholm Environment Institute. (EcoSanRes publications series, 2004:2. ISSN 91-88714-94-2.
- Joseph Jjagwe 1,*, Keneth Chelimo 1, Jeninah Karungi 2, Allan John Komakech 1 and Jakob Lederer (2020). Comparative Performance of Organic Fertilizers in Maize (*Zea mays* L.) Growth, Yield, and Economic Results. In agronomy. 15p.
- Kengne N.I.M., 2008. Potentials of sludge drying beds vegetated with *Cyperus papyrus* L. and Kengne Noumsi I. M., Amougou A., Soh E. K., Tsama V., Ngoutane P. M. M., Dodane P. H., Koné D., 2008. Effects of faecal sludge application on growth characteristics and chemical composition of *Echinochloa pyramidalis* (Lam.) Hitchc. and Chase and *Cyperus papyrus* L. *Ecol. Eng.*, 34: 233-242.
- Kirchman, H. & Pettersson, S. (1995). Human urine-chemical composition and fertilizer use efficiency. *Fertilizer research* 40, 149-154.
- Klingel F., Montangero A., Koné D., Strauss M., 2002. Gestion des boues de vidange dans les pays en voies de développement, *SANDEC/EAWAG*, 63 p.
- Klingel, F., Monganger, A., Kone, M., and Strauss, M. (2002). *Fecal sludge management in developing countries: A planning manual*. Zurich, Switzerland: Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology Department for Water and Sanitation in Developing Countries.
- Koné D., Olufunke C., Christian Z., Katharina G., Daya M., Silke D., Martin S., 2007. Helminth eggs inactivation efficiency by faecal sludge dewatering and co-composting in tropical climates. *Journal homepage: www.elsevier.com/locate/waters*. *Water research*, 41: 4397-4402.
- Koottatep T., Polprasert C., Oanh N.T.K., Heinss U., Montangero A., Strauss M. (2001). *Septage Dewatering in Vertical-flow Constructed Wetlands Located in the Tropics*.
- Kuate Fotso A., Hanna R., Kulakow P., Parkes E., Iluebbey P., Ajebesone Ngome F., Suh C., Massussi J., Choutnji I., Wirnkar Venasius L., 2018. AMMI analysis of cassava response to contrasting environments: case study of genotype by environment effect

- on pests and diseases, root yield, and carotenoids content in Cameroon. *Euphytica*, 214:155
- Landscape Analysis and Business Model Assessment in Fecal Sludge Management: Extraction and Transportation Models in Vietnam. Bill and Melinda Gates Foundation, IESE: Hanoi, Vietnam.
- Letah N. W. A., Kengne N. I. M. and Rechenburg A. (2016). Prevalence and diversity of intestinal helminth eggs in pit latrine sludge of a tropical urban area. *Journal of Water and sanitation For Development*. vol 4. ISSN 2043-8083.
- Liegui G.S., Cognet S. (2019). Vermicompostage : une alternative durable de valorisation des déchets organiques ménagers en maraîchage périurbain à yaoundé (cameroun). Mémoire de master de spécialisation, 78p.
- Lowe P. (2007). *Developments in the Thermal Drying of Sewage Sludge*. *Water and Environment Journal* 9 (3), p. 306-316.
- Mbandjock. Thèse de Doctorat de 3^e cycle, Université de Yaoundé I, 197 p.
- Mbenguéré M., Dodane P. H. & Koné D., 2011. Gestion des boues de vidange. Optimisation de la filière. *Eawag. In : Actes du symposium international sur la gestion des boues de vidange*. Dakar, Sénégal, 30 juin-1^{er} juillet 2009. *ONAS*, 64 p
- Mendez J.M., Jimenez B.E., Barrios J.A. (2002). *Improved Alkaline Stabilization of Municipal Wastewater Sludge*. *Water Science and Technology* 46, p. 139-146.
- Mendez J.M., Jimenez B.E., Barrios J.A. (2002). *Improved Alkaline Stabilization of Municipal Wastewater Sludge*. *Water Science and Technology* 46, p. 139-146.
- Mnkeni, P.N.S., Kutu, F.R., Muchaonyerwa, P. & Austin, L.M. (2008). Evaluation of human urine as a source of nutrients for selected vegetables and maize under tunnel house conditions in the Eastern Cape, South Africa. *Waste Management & Research* 26(2), 132-139.
- Monney I., & Awuah E., 2015 Sanitizing fecal sludge for reuse using wood ash as an additif, *Recycling 1* (2015) 14- 24.
- Montangero A. & Strauss M., 2002. Gestion des boues de vidange. Institut fédéral pour l'aménagement, l'épuration et la protection des eaux. pp. 7-8.
- Nguyen, V. A., H. S. Nguyen, D. H. Dinh, P. D. Nguyen and X. T. Nguyen (2011)
- Nordin, A., Niwagaba, C., Joñsson, H., and Vinnera°s, B. (2013). Pathogen and indicator inactivation in source-separated human urine heated by the sun. *J. Water Sanit. Hyg. Dev.* 3, 181.
- Nordin, A., Nyberg, K. and Vinneras, B. (2009) Inactivation of Ascaris eggs in source-separated urine and feces by ammonia at ambient temperatures. *Appl Environ Microbiol* 75, 662–667.
- Nordin, A., Nyberg, K., and Vinnera°s, B. (2009a). Inactivation of ascaris eggs in source-separated urine and feces by ammonia at ambient temperatures. *Appl. Environ. Microbiol.* 75, 662.
- Olufunke C., Doulaye K., Silke R., Daya M., Chris Z., 2009. Co-composting of faecal sludge and organic solid waste for agriculture: Process dynamics. *water research*, 43 : 4665–4675.
- Ottoson, J., Nordin, A., von Rosen, D. and Vinnera°s, B. (2008) Salmonella reduction in manure by the addition of urea and ammonia. *Bioresour Technol* 99, 1610–1615.
- P. Gyawali. (2017). Infectious helminth ova in wastewater and sludge: A review on public health issues and current quantification practices. In *water science and technology*. 14p
- Park G. W. et Diez-Gonzalez F. (2003). *Utilization of Carbonate and Ammonia-Based Treatments to Eliminate Escherichia Coli O157:H7 and Salmonella DT104 from Cattle Manure*. *Journal of Applied Microbiology* 94 (4), p. 675-685.
- Park G. W. et Diez-Gonzalez F. (2003). *Utilization of Carbonate and Ammonia-Based Treatments to Eliminate Escherichia Coli O157:H7 and Salmonella DT104 from Cattle Manure*. *Journal of Applied Microbiology* 94 (4), p. 675-685.

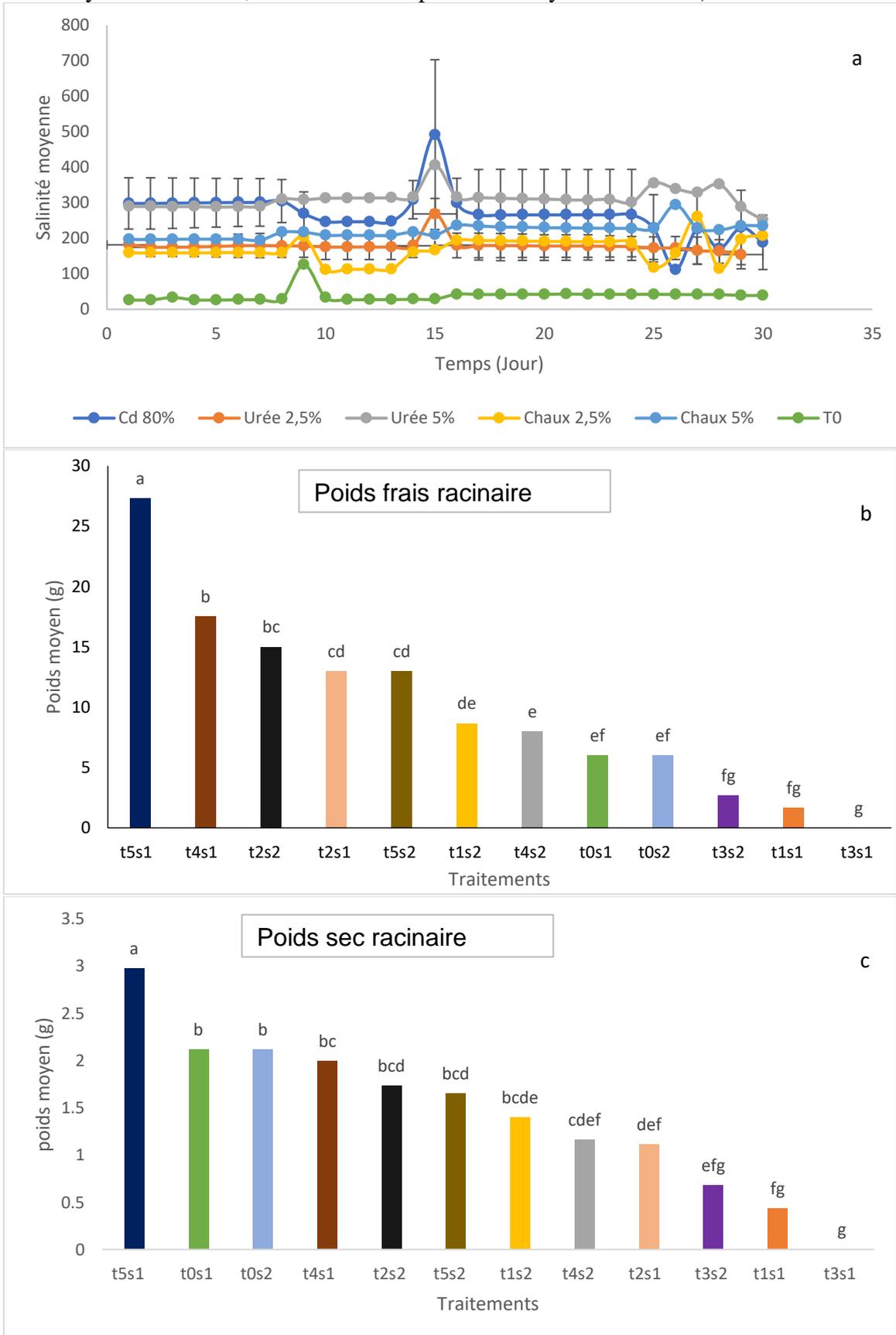
- Pescon B.M., Nelson K.L. (2005). *Inactivation of Ascaris Suum Eggs by Ammonia*. Environmental Science and Technology 39, p. 7909-7914.
- Pescon B.M., Nelson K.L. (2005). *Inactivation of Ascaris Suum Eggs by Ammonia*. Environmental Science and Technology 39, p. 7909-7914.
- Pradhan, S.K., Nerg, A.-M., Sjöblom, A., Holopainen, J.K. & Heinonen-Tanski, H. (2007). Use of Human Urine Fertilizer in Cultivation of Cabbage (*Brassica oleracea*) - Impacts on Chemical, Microbial, and Flavor Quality. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 55(21), 8657-8663.
- Richert Stintzing, A., Rodhe, L. & Åkerhjelm, H. (2001). Humanurin som gödselmedel : växtnäring, spridningsteknik och miljöeffekter = Human urine as fertiliser : plant nutrients, application technique and environmental effects. Uppsala: JTI. (JTI-rapport. Lantbruk & industri ISSN 278.
- Richert, A., Gensch, R., Jönsson, H., Stenström, T.A. & Dagerskog, L. (2010). Practical Guidance on the Use of Urine in Crop Production. Stockholm: Stockholm Environment Institute. (EcoSanRes publications series, 2010:1.
- Robbins D. (2009). *Septage Treatment Lime Stabilisation*. <http://forum.susana.org/component/kunena/277-fsm-planning-tools-toolboxes-and-guidelines/15064-implementers-guide-to-lime-stabilization-for-septage-management-in-the-philippines#15064>.
- Rodríguez-Canchéa L.G., Cardoso Vigueros L., Maldonado-Montiel T., Martínez-Sanmiguel M. (2010). *Pathogen Reduction in Septic Tank Sludge Through Vermicomposting Using Eisenia Fetida*. *Bioresource Technology* 101 (10), p. 3548-3553.
- Rui T., Nowaki H., Shinobu K., Seyram K., SOSSOU., Naoyuki F. (2013). Inactivation mechanism of pathogenic bacteria using lime and ash in composting toilet. 1Department of Environmental Engineering, Hokkaido University Department of Human Environmental Science, Ochanomizu University Department of Teaching and Research in Water Efficiency Management and Sanitation, International Institute for Water and Environmental Engineering. 10p
- Schoebitz, L., Bischoff, F., Lohri, C.R., Niwagaba, C.B., Siber, R., Strande, L. (2017). GIS Analysis and Optimisation of Faecal Sludge Logistics at City-Wide Scale in Kampala, Uganda. *Sustainability* 9 (2), 194. DOI: 10.3390/su9020194.
- Seginer I., Bux M. (2005). *Prediction of Evaporation Rate in a Solar Dryer for Sewage Sludge*. International Commission of Agricultural Engineering (CIGR, Commission Internationale du Genie Rural), E-Journal Volume 7. sewage (Yaounde). Doctorat d'Etat, Université de Yaoundé I, 154 p.
- Shanahan E.F., Roiko A., Tindale N.W., Thomas M.P., Walpole R., Ipek Kurtböke D. (2010). *Evaluation of Pathogen Removal in a Solar Sludge Drying Facility Using Microbial Indicators*. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 7 (2), p. 565-582.
- Singh, S., Mohan, R.R., Rathi, S., Raju, N.J., Technology options for faecal sludge management in developing countries: Benefits and revenue from reuse. *Environmental Technology & Innovation* (2017), <http://dx.doi.org/10.1016/j.eti.2017.02.004>.
- SOH KENGNE E., Letah Nzouebet W.A., Djumyom WAFO G.V and KENGNE NOUMSI I.M., 2019 Effect of feeding frequency on the performance of Compact Vertical Flow Constructed Wetland treating faecal sludge leachate under high hydraulic load, *Int. J. Biol. Chem. Sci.* 13(5): 68-80, September 2019.
- Still D., Louton B., Bakare B., Taylor C., Foxon K., Lorentz S. (2012). Investigating the Potential of Deep Row Entrenchment of Pit Latrine and Waste Water Sludges for Forestry and Land Rehabilitation Purposes - WRC Project No. K5/1829. Water Research Commission (WRC), South Africa.
- Still D., Louton B., Bakare B., Taylor C., Foxon K., Lorentz S. (2012). *Investigating the Potential of Deep Row Entrenchment of Pit Latrine and Waste Water Sludges for*

Forestry and Land Rehabilitation Purposes - WRC Project No. K5/1829. Water Research Commission (WRC), South Africa.

- Strande L., Ronteltap M., Brdjanovic D. (Eds.) (2014). *Faecal Sludge Management: Systems Approach for Implementation and Operation*. IWA Publishing. Édition française 2018. 470p.
- Tilley E., Ulrich L., Lüthi C., Reymond P., Schertenleib R., Zurbrügg C. (2014). *Compendium of Sanitation Systems and Technologies*. 2nd Revised Edition. Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag). Dübendorf, Switzerland. Édition française (2016) disponible sur www.sandec.ch/compendium_fr
- treatment of Faecal Sludges in the Tropics. Lessons learnt and recommendations for preliminary design. SANDEC Report No. 5/98. Second Edition. Swiss Federal, 54 p. tropical region. Thesis Doctorat/Ph.D, University of Yaounde I, 114 p.
- Vinnerås, B. (2007). Comparison of composting, storage and urea treatment for sanitising of faecal matter and manure. *Bioresour Technol* 98(17), 3317-21.
- Vinod Kumar 1*, AK Chopra 1 et Ajendra Kumar. (2017). A review on sewage sludge (Biosolids) a resource for sustainable agriculture. *Archives of Agriculture and Environmental Science* 2(4): 340-347 (2017) <https://doi.org/10.26832/24566632.2017.020417>
- Wilson G., Bernard T., Catherine A., Flavius K., Jan S, and Grover M. (2016). Off-Site Lime Stabilisation as an Option to Treat Pit Latrine Faecal Sludge for Emergency and Existing On-Site Sanitation Systems. *Journal of Waste Management* Volume 2016, Article ID 2717304, 8 pages <http://dx.doi.org/10.1155/2016/2717304>.
- Winker, M., Vinnerås, B., Muskolus, A., Arnold, U. & Clemens, J. (2009). Fertiliser products from new sanitation systems: Their potential values and risks. *Bioresource Technology* 100(18), 4090-4096.
- Zhao L., Wang Y. Yang J., Xing M., Li X., Yi D., Deng D. (2010). *Earthworm-microorganism Interactions: A Strategy to Stabilize Domestic Wastewater Sludge*. *Water Research* 44 (8), p. 2572-2582.

ANNEXES

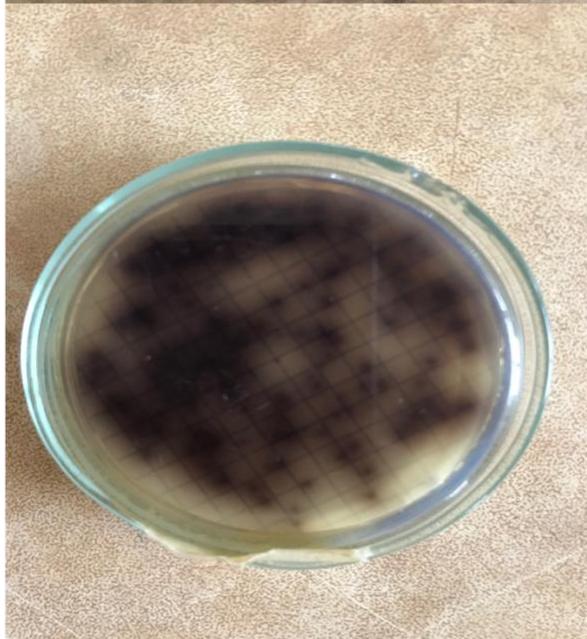
Annexe 1 (a : évolution de la salinité moyenne dans les traitement ; b : évolution deu poids frais moyen des racines ; c : évolution du poids sec moyen des racines).



Annexe 1. Quelques images de terrain (a : dépotages des boues sur le filtre ; b :déshydratation c : boues de vidanges déshydratés ; d ; bous stockée après triage.









Annexe 2. ANOVA

															hp														
															Kruskal-Wallis p=0.00121			Kruskal-Wallis p=0.002638			Kruskal-Wallis p=0.001185			ANOVA paramétrique - SNK p < 2e-16 ***			ANOVA paramétrique - SNK p < 2e-16 ***		
															Moyenne	Ecart type	comp Moy	Moyenne	Ecart type	comp Moy	Moyenne	Ecart type	comp Moy	Moyenne	Ecart type	comp Moy	Moyenne	Ecart type	comp Moy
trt	1		1	2		2	3		3	4		4	5		5														
T0S1	9,16666667	0,28867513	abc	17,5	1,15325626	abc	21,83333333	1,25830574	ab	23,83333333	0,76376262	d	36,1	1,85202592	b	T0S1	36,1	b											
T1S1	2,5	0,5	ef	6,43333333	1,20968315	d	8,4	1,49331845	de	18,16666667	2,75378527	e	23,6	1,3892444	d	T1S1	23,6	d											
T2S1	4,33333333	0,76376262	def	9,5	1,3	cd	15,73333333	0,25166115	cde	23,66666667	2,081666	d	28,13333333	1,65025251	e	T2S1	28,13333333	e											
T3S1	1,73333333	0,25166115	f	2,1	0,17320508	d	0	0	e	0	0	f	0	0	e	T3S1	0	e											
T4S1	8,66666667	0,57735027	bcde	18,4	0,52915026	a	25,53333333	0,35118846	a	31,16666667	1,60727513	ab	41,23333333	2,82193787	a	T4S1	41,23333333	a											
T5S1	10,5	0,5	a	17,76666667	0,92376043	ab	22,1	1,93132079	a	27,83333333	0,76376262	bc	33,83333333	1,4571662	b	T5S1	33,83333333	b											
T0S2	9,16666667	0,28867513	abc	17,5	1,15325626	abc	21,83333333	1,25830574	ab	23,83333333	0,76376262	d	36,1	1,85202592	b	T0S2	36,1	b											
T1S2	7,16666667	1,040833	cdef	14,4	1,21243557	bcd	20,6	1,65227116	bcd	33,66666667	1,15470054	a	36	2,17944947	b	T1S2	36	b											
T2S2	9	1	abcd	18,33333333	0,57735027	ab	21,5	0,5	abc	30,33333333	0,57735027	ab	33,83333333	1,38684294	b	T2S2	33,83333333	b											
T3S2	9,16666667	0,28867513	abc	17,33333333	1,52752523	abc	19,03333333	0,83864971	bcde	25,43333333	0,81445278	cd	28,43333333	0,90184995	c	T3S2	28,43333333	c											
T4S2	10	1	ab	18	1	ab	25,26666667	1,16761866	a	30,66666667	3,17542648	ab	42,1	3,32866634	a	T4S2	42,1	a											
T5S2	10,5	1	a	15,06666667	1,79257729	abcd	21,86666667	0,80829038	ab	30,66666667	1,52752523	ab	36,76666667	0,87368949	a	T5S2	36,76666667	b											

															nf														
															Kruskal-Wallis p=0.04534			Kruskal-Wallis p=0.02438			Kruskal-Wallis p=0.02265			Kruskal-Wallis p=0.02995			Kruskal-Wallis p=0.02898		
															Moyenne	Ecart type	comp Moy												
trt	1		1	2		2	3		3	4		4	5		5														
T0S1	4	0	a	5,33333333	0,57735027	ab	7,66666667	0,57735027	ab	9,33333333	0,57735027	a	10,33333333	0,57735027	ab														
T1S1	3,33333333	0,57735027	a	4,66666667	0,57735027	ab	5,66666667	0,57735027	b	8,33333333	1,15470054	a	9,33333333	1,15470054	ab														
T2S1	3,33333333	0,57735027	ab	5,33333333	0,57735027	ab	7,66666667	1,15470054	ab	9,66666667	0,57735027	a	10,66666667	0,57735027	ab														
T3S1	0	0	b	0	0	b	0	0	b	0	0	a	0	0	b														
T4S1	4	0	a	5	0	ab	7,66666667	0,57735027	ab	9,33333333	1,15470054	a	10,33333333	1,15470054	ab														
T5S1	3,66666667	0,57735027	ab	6,33333333	0,57735027	a	8,33333333	0,57735027	a	9,66666667	0,57735027	a	10,66666667	0,57735027	ab														
T0S2	4	0	ab	5,33333333	0,57735027	ab	7,66666667	0,57735027	ab	9,33333333	0,57735027	a	10,33333333	0,57735027	ab														
T1S2	3,66666667	0,57735027	ab	5,66666667	0,57735027	ab	7,33333333	0,57735027	ab	8,33333333	0,57735027	a	9,33333333	0,57735027	ab														
T2S2	3,66666667	0,57735027	ab	5,66666667	0,57735027	ab	7,66666667	0,57735027	ab	9,66666667	0,57735027	a	11	1	a														
T3S2	3,66666667	0,57735027	ab	5,33333333	0,57735027	ab	6,66666667	0,57735027	ab	7,66666667	0,57735027	a	8,66666667	0,57735027	ab														
T4S2	4	0	a	6	0	a	7,66666667	0,57735027	ab	9,66666667	0,57735027	a	11	1	a														
T5S2	4	0	a	5,66666667	0,57735027	ab	7,66666667	0,57735027	ab	9,33333333	1,15470054	a	10,33333333	1,15470054	ab														

															ic														
															Kruskal-Wallis p=0.0394			Kruskal-Wallis p=0.0224			Kruskal-Wallis p=0.001183			Kruskal-Wallis p=0.00254			ANOVA paramétrique - SNK p < 2e-16 ***		
															Moyenne	Ecart type	comp Moy	Moyenne	Ecart type	comp Moy	Moyenne	Ecart type	comp Moy	Moyenne	Ecart type	comp Moy	Moyenne	Ecart type	comp Moy
trt	1		1	2		2	3		3	4		4	5		5														
T0S1	42,33333333	2,00333056	ab	35,8	0,7	ab	32,6	0,7	cde	31,8	0,8660254	bcd	26,33333333	1,70098011	d														
T1S1	42,56666667	6,9816426	ab	39,36666667	7,15005827	ab	32,56666667	1,90350554	cde	38,03333333	3,16596483	a	45,66666667	0,90737717	b														
T2S1	44,86666667	2,67644042	a	41,63333333	2,05020324	a	41,46666667	2,1779195	a	40,5	2,62106848	a	38,56666667	0,75718778	b														
T3S1	0	0	b	0	0	b	0	0	e	0	0	d	0	0	e														
T4S1	41,46666667	1,23423391	ab	38,7	1,53948043	ab	37,53333333	1,16761866	ab	36,63333333	0,75055535	ab	33,7	2,8	c														
T5S1	41,4	4,91121166	ab	37,4	2,48797106	ab	36,46666667	1,51767366	abc	35,13333333	1,4571662	abc	29,53333333	0,45092498	d														
T0S2	42,33333333	2,00333056	ab	35,8	0,7	ab	32,6	0,7	cde	31,8	0,8660254	bcd	26,33333333	1,70098011	d														
T1S2	48,13333333	2,22785397	a	36,66666667	2,70985854	ab	35,33333333	1,50443788	bcd	33,96666667	1,81750745	abcd	33,16666667	1,4571662	e														
T2S2	44,46666667	2,12210587	ab	40,8	1,47309199	a	38	1,47986486	ab	37,3	1,70880075	a	35,66666667	2,20302822	bc														
T3S2	40,83333333	2,74651294	ab	34,6	2,87923601	ab	31,06666667	1,40475383	de	29,73333333	1,66232769	cd	25,2	2,94618397	d														
T4S2	41,23333333	1,17189306	ab	39,63333333	1,59478316	ab	38,03333333	0,61101009	ab	34,8	0,43588989	abc	28,33333333	3,21455025	d														
T5S2	39,26666667	1,5011107	ab	38,3	2,16333077	ab	36,96666667	3,1214313	ab	34,56666667	3,56978057	abc	28,9	2,09523268	d														

