

MODELISATION DE LA MINERALISATION COUPLEE A LA DESHYDRATATION DES BOUES SUR LES LITS DE SECHAGE

MEMOIRE POUR L'OBTENTION DU **MASTER EN INGENIERIE DE L'EAU ET DE L'ENVIRONNEMENT**

OPTION : EAU ET ASSAINISSEMENT

Présenté par

KONAN Gbangbo Rémis

Travaux dirigés par :

Pr. Yacouba KONATE / Responsable du Laboratoire Eaux Hydro-Systèmes et Agriculture, (LEHSA), 2iE

Jury d'évaluation du stage :

Présidente :

Dr Héla KAROUI

Membres et correcteurs :

Dr. Babacar LEYE

Pr Yacouba KONATE

Promotion [2017/2018]

1

CITATION

Il faut être très prudent quand on qualifie les modèles de « corrects » ou de « faux » ... C'est seulement une question d'adaptation et ces mots signifient « utile » et « inutile » pour les ingénieurs. Un officier d'artillerie dans une bataille fait un meilleur choix en utilisant la mécanique newtonienne plutôt que de tenter d'appliquer la théorie de la relativité générale pour prédire les contractions de l'espace-temps autour des différents projectiles. L'expérience et le jugement de l'ingénieur restent la clé du traitement des problèmes de la pratique.

Bolton (1979)

REMERCIEMENTS

Dans un premier temps, je rends grâce à Dieu pour m'avoir gardé en vie.

Toute ma gratitude à ma famille pour le soutien à tous les niveaux durant toutes mes années d'étude.

Je tiens à exprimer toute ma gratitude au **DAAD** (organisme allemand) dont j'ai bénéficié le financement pour effectuer les deux (02) années d'étude de Master à 2iE.

Toute ma reconnaissance à tous ceux qui de près ou de loin ont contribué à l'aboutissement de ce travail.

Je remercie le Professeur Yacouba KONATE qui a accepté que je travaille sur ce thème de recherche.

Je tiens à remercier particulièrement M. OSEI Richard, doctorant à 2iE, pour sa collaboration. Je tiens également à exprimer ma gratitude à :

- Monsieur TCHOUADEP Guy Serge et GBANGBO Koffi Julien, et tous mes amis pour leur aide précieuse dans la résolution des équations mathématiques.
- ❖ Ma sœur Grâce Chapline KOUAME.
- Monsieur Babacar LEYE, pour ses orientations, son aide dans la résolution des équations.
- ❖ Tous mes collègues du Conseil Africain et Malgache pour l'Enseignement Supérieur (CAMES) pour leur soutien moral. J'ai nommé ici Guillaume NIKIEMA, Marie-Gwladys NGOG, Immaculée SOKLOU, Mouniratou Doriane OUEDRAOGO, Gwladys KIENOU,
- ❖ Tout le personnel enseignant du 2iE pour la qualité de la formation que j'ai reçue ;
- ❖ Tous mes camarades de la promotion 2016-2017 de Master 2 Eau-Environnement option : Eau et Assainissement pour leur solidarité et leur esprit d'équipe.
- ❖ Tous mes amis et proches pour leurs multiples formes de soutien.

RESUME

Les systèmes d'assainissement autonomes restent les principales solutions techniques pour la difficile gestion des excréta dans la plupart des pays en développement de l'Afrique subsaharienne. Parmi les options de traitement des grands volumes de boues de vidange, le système des lits de séchage apparaît comme un choix innovant avec des potentiels positifs pour une gestion efficace, en raison des faibles besoins en énergie, de la réduction des coûts d'exploitation et d'entretien, avec un faible impact sur l'environnement. Des études antérieures sur la performance des lits de séchage se sont concentrées sur des paramètres tels que l'identification des espèces de macrophytes appropriées, la qualité des biosolides et celle du lexiviat pour la protection de l'environnement. Il y a peu de modèles mathématiques qui ont été établis pour expliquer la minéralisation et la déshydratation des boues. Les modèles existants ne sont pas tout à fait applicables au contexte du climat soudano-sahélien. Notre travail a donc consisté à développer un modèle mathématique de minéralisation et de déshydratation des boues sur les lits de séchage. Sur la base de l'équation (différentielle) modélisant la minéralisation de la matière organique, nous avons déterminé l'expression de la matière organique dans le temps et l'espace, en utilisant les méthodes de résolution numériques. La vitesse de minéralisation a été déterminée comme étant une fonction de la température et l'humidité. A partir de la vitesse de minéralisation, nous avons déterminé le taux de minéralisation qui a permis d'achever la résolution de l'équation différentielle modélisant la minéralisation. Les simulations avec des données expérimentales obtenues à partir de la littérature ont montré que la vitesse de minéralisation est affectée par un facteur de multiplicité de 2,63 lorsque la température augmente de 10°C. La valeur de l'erreur quadratique (0,14) et de l'efficience du modèle (0,97) témoignent de la robustesse de cette partie du modèle.

Mots Clés:

Boue de vidange, Lit de séchage, Modélisation, Minéralisation, Déshydratation

ABSTRACT

On-site Sanitation System (OSS) still remains the principal technical solution for the difficult excreta management situation in most developing countries of Sub-Saharan Africa. Amidst the various treatment options for the large volumes of faecal sludge generated by the OSS, Constructed Wetland (CWL) system appears as a novel technology with positive potentials for effective FS management due to the low energy requirements, reduced operation and maintenance costs, with little environmental impact. Previous studies on the optimisation of the CWL technology have generally focused on parameters such as identification of appropriate macrophyte species, biosolid and effluent quality while little is known of the metrics of dewatering and mineralisation mechanisms. This study thus strains to develop a mathematical model for FS mineralisation as a function of temperature and moisture content of the CWL system. There are few mathematical models that have been developed to explain the mineralization and dewatering of sludge. Existing models are not entirely applicable to the context of the Sudano-Sahelian climate. Our work consisted of developing a mathematical model of mineralization and dehydration of sludge on drying beds. On the basis of the (differential) equation modeling the mineralization of organic matter, we determined the expression of organic matter in time and space, using numerical resolution methods. The mineralization speed was determined as a function of temperature and humidity. From the mineralization speed, we determined the rate of mineralization that allowed us to complete the resolution of the differential equation modeling the mineralization. Simulation with experimental data from literature revealed a multiplication factor of 2.63 per every 10 °C change in temperature for the rate of FS mineralisation. The squared error and efficiency of the simulations were determined to be 0.14 and 0.97 (97%) respectively, and thus reflecting the robustness of the temperature simulation model.

Key words:

Feacal Sludge, Constructed Wetland, Model, Mineralisation, Temprature, Moisture content

LISTE DES ABREVIATIONS

e: fonction exponentiel

σ: écart type

aV : coefficient de compressibilité.

BV : Boue de vidange

Cm (mgC): Carbone minéralisée (en milligramme de carbone)

e0: indice des vides initial

EF: Efficience du modèle

EPA: Environmental Protection Agency

 ET_0 = Evapotranspiration de référence

ETC = Evapotranspiration réelle

KC: coefficient cultural d'évapotranspiration

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

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

Kw: facteur de multiplicité de la minéralisation, dû à l'humidité

Ln: Logarithme népérien

LSNP: Lit de séchage non planté

LSP: Lit de séchage planté

Morg: Matières organiques

Morg∞ : Morg résiduelles (non biodégradables)

Q10 : facteur de multiplicité de la minéralisation lorsque la température augmente de 10°C

R : Coefficient de corrélation

R²: Coefficient de détermination

RMSE: Erreur quadratique

T°C : Température en degré celcius

TS: Total Solid

VS: Volatile Solid

Var: Variance

Vn : Vitesse de minéralisation à la Température Tn quelconque

LISTE DES FIGURES

Figure 1: Organigramme du couplage des modèles de déshydratation et de minéralisat	ıon
(Kouawa et al., 2015)	3
Figure 2: Schéma d'un lit de séchage non planté (Tilley et al., 2014)	4
Figure 3 : Schéma de principe d'un lit de séchage planté (Nielsen, 2003)	9
Figure 4: Effet de la salinité sur le coefficient de stress (Allen et al., 1998)	17
Figure 5: Mécanisme de décomposition de la matière organique (Troesch, 2009)	20
Figure 6: Mécanisme de minéralisation (Source : Valé et al., 2009)	24
Figure 7: Modèle rhéologique de la consolidation.	25
Figure 8: Allure générale de l'évolution de l'humidité volumétrique en fonction du temps et	de
la profondeur sur les lits de séchage (Kouawa et al., 2015).	29
Figure 9: Simulations de l'évolution de l'humidité volumétrique des boues sur lits de sécha	age
plantés par l'approche 1 (Cv et K constants) (Kouawa et al., 2015)	29
Figure 10: Aspect conceptuel de la minéralisation	31
Figure 11: Effet multiplicateur de l'humidité sur la vitesse de minéralisation (Valé, 2009)	33
Figure 12: Quantité de carbone minéralisée à différentes température	49
Figure 13: Cinétique de minéralisation à 25°C	50
Figure 14: Ajustement linéaire des représentions des quantités de carbone minéralisé	51
Figure 15: Représentation des valeurs des vitesses de minéralisation théoriques et	
expérimentales (1-25°C)	53
Figure 16: Variation des vitesses de minéralisation en fonction de la température (1-40°C)	54
Figure 17:simulation des effets cumulés de la température et l'humidité sur la minéralisat	ion
	51

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1: Paramètres de dimensionnement	8
Tableau 2: Données de simulations	46
Tableau 3: Valeur moyenne des Q10	50
Tableau 4: Vitesse de minéralisation (de 1 à 25°C)	54
Tableau 5: Vitesse de minéralisation du modèle (1 – 40°C)	53

Table des matières

CITATION	i
REMERCIEMENTS	ii
RESUME	iii
ABSTRACT	iv
LISTE DES ABREVIATIONS	<i>v</i>
LISTE DES FIGURES	vi
INTRODUCTION	1
CHAPITRE I : SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE	4
I.1. LIT DE SECHAGE NON PLANTE	4
I.1.1. Description et principe de fonctionnement	4
I.1.2. Facteurs influents	5
I.1.3. Performances des lits de séchage non plantés	8
I.1.4. Avantages et inconvénients	8
I.2. LITS DE SÉCHAGE PLANTÉS	8
I.2.1. Description et principe de fonctionnement	8
I.2.2. Dimensionnement et gestion	10
I.3. TRAITEMENT DES BV SUR LITS DE SECHAGE NON PLANTES ET PLANT	TES: LES PROCESSUS
CLES	10
I.3.1. Filtration	10
I.3.2. Déshydratation	11
I.3.3. Infiltration-Percolation et drainage	
I.3.4. Évapotranspiration	
I.3.5. Minéralisation	19
I.4. ELEMENTS DE MODELISATION DES PROCESSUS DE TRAITEMENT DES	BV SUR LES LITS DE
SECHAGE	22
I.4.1. Modèle de la déshydratation des boues sur lit de séchage	22
I.4.2. Modèle de minéralisation	23
I.4.3. Facteurs influençant la minéralisation	24
I.5.MODELISATION DE LA DESHYDRATATION DES BOUES EN CLIMAT SOU	JDANO-SAHELIEN 24
I.5.1. Modèles mathématiques	24
	viii

I.5.2. Résultats du modèle de déshydratation des études antérieures	28
I.5.3. Résultats de simulation des études antérieures	29
CHAPITRE II : MATERIELS ET METHODES	30
II.1. MODELISATION MATHEMATIQUE DE LA MINÉRALISATION	30
II.1.1. Hypothèses de base	30
II.1.2. Aspect conceptuel de la minéralisation	30
II.1.3. Effet de la température sur la vitesse de minéralisation	31
II.1.4. Effet de l'humidité sur la vitesse de minéralisation	32
II.1.5. Effets cumulés de la température et l'humidité sur la vitesse de minéralisation	33
II.1.6. Détermination de l'expression de Kw	33
II.1.7. Expression du taux de minéralisation	34
II.1.8. Couplage de la minéralisation à la déshydratation	35
II.2. SCHEMA DE RESOLUTION	40
II.2.1. Equation de la pression interstitielle	40
II.2.1.1. Discrétisation en espace	40
II.2.1.2. Schéma numérique	40
II.2.1.3. Discrétisation en temps	41
II.2.2. Equation de la température	42
II.2.2.1. Discrétisation en espace	43
II.2.2.2. Schéma numérique	43
II.2.2.3. Discrétisation en temps	44
II.2.3. Equation pour la matière organique Morg (t, z)	
II.2.3.1.Résolution du système par la méthode d'Euler implicite	45
II.3. METHODE DE DETERMINATION DE LA CINETIQUE DE MINERALIS	ATION DU
CARBONE	46
II.3.1. Protocole expérimental	46
II.3.2. Données de simulations :	46
II.3.3. Méthode de détermination des vitesses de minéralisation expérimentales	47
II.3.4. Méthode de détermination de Q ₁₀	47
II.3.5. Calcul de l'erreur quadratique	47
II.3.6. Calcul de l'efficience du modèle (EF)	48
CHAPITRE III : RESULTATS ET DISCUSSIONS	49
III.1. QUANTITE DE CARBONE MINERALISEE A DIFFERENTES TEMPER	ATURES 49
III.2. VALEUR DE V ₀	50
III.3. DETERMINATION DE Q ₁₀	50

III.4. LES VITESSES DE MINERALISATION EXPERIMENTALES AUX DIFFERENT	ES
TEMPERATURES	51
III.4.1. Ajustement linéaire des représentations des quantités de carbone minéralisée	51
III.4.2. Récapitulatif des valeurs des vitesses de minéralisation	54
III.4.1. Ajustement linéaire des représentations des quantités de carbone minéralisée	54
III.4.1. Ajustement linéaire des représentations des quantités de carbone minéralisée III.4.2. Récapitulatif des valeurs des vitesses de minéralisation	53
III.6.1. Représentation des valeurs des vitesses de minéralisation théoriques et expérimentales (1	-
25°C)	53
III.6.2. Variation des vitesses de minéralisation en fonction de la température $(1-40^{\circ}\mathrm{C})$	54
III.7. EFFETS CUMULÉS DE LA TEMPÉRATURE ET L'HUMIDITÉ (1-40°C)	54
III.8. ERREUR QUADRATIQUE ET EFFICIENCE DU MODELE	55
III.4.1. Ajustement linéaire des représentations des quantités de carbone minéralisée	56
Perspectives	57

INTRODUCTION

Contexte général et problématique

Ces dernières décennies, différents pays sub-sahéliens ont fourni des efforts pour développer leurs infrastructures d'assainissement. D'une manière générale, les technologies utilisées relèvent du domaine de l'assainissement non collectif avec très peu de réseaux de collecte des eaux usées mis en place, même dans les grandes agglomérations (Bassan et al, 2010). Dans les zones urbaines, de nombreuses latrines et fosses septiques sont construites. Les effluents collectés ainsi, prétraités ou non, sont alors stockés dans des fosses étanches ou non dont les boues sont ensuite vidangées par différents opérateurs. Ces derniers, font face bien souvent à l'absence de structures de traitement des boues adaptées, déversent fréquemment les boues directement dans l'environnement, à proximité des habitations ou en périphérie des zones urbaines (Zurbrugg, 2007). C'est dans ce contexte qu'une thèse intitulée « Traitement de boue de vidange sur des lits de séchage sous climat soudano-sahélien » a été menée en co-tutelle entre le 2iE de Ouagadougou et l'Ecole Nationale du génie de l'eau et de l'environnement de Strasbourg. Cette thèse fut entre autres sujets abordés, l'occasion d'initier le développement d'un modèle numérique de déshydratation des boues de vidange. L'objectif principal des lits de séchage dans le traitement des boues est la réduction de volume. Cette réduction de volume se fait essentiellement à travers la déshydratation et la minéralisation des boues. Certaines études à cet égard se sont limitées au mécanisme de déshydratation, (Kengne et al., 2008, Kengne et al., 2009, Kengne et al., 2012, Ugetti et al., 2012, Kouawa et al., 2015). Le moment d'alimentation et de repos est en fait un paramètre clé qui peut déterminer le taux d'augmentation de la couche de boue dans les lits et, par conséquent, le nombre d'opérations de vidange nécessaires. En outre, la procédure de vidange et le transport des biosolides affectent significativement le coût du traitement, qui est l'opération la plus coûteuse (Uggetti et al., 2011). D'après Giraldi et al. (2009), l'optimisation du temps de repos pourrait réduire les coûts de fonctionnement d'environ 25%, du système en admettant que la fréquence d'alimentation optimale correspond à la période de perte de masse maximale (perte d'eau et perte de matière organique). D'où l'initiative de cette étude portant sur la modélisation de la minéralisation couplée à la déshydratation des boues sur les lits de séchage.

Ce modèle représentera un outil utile pour la détermination de la fréquence d'alimentation la plus efficace afin d'améliorer la déshydratation et la minéralisation des boues dans le but de réduire le taux croissant de la couche de boue.

Objectif général

L'objectif de ce stage est donc de poursuivre le développement du modèle numérique, en établissant un modèle mathématique du processus de minéralisation afin de coupler le modèle de déshydratation à celui de la minéralisation de la matière organique.

Objectifs spécifiques

Pour atteindre l'objectif général, il s'agira pour nous de :

- Effectuer une revue bibliographique sur les lits de séchages plantés pour le traitement des boues de vidange : fonctionnement, processus clés, facteurs influençant, modélisation des processus
- Développer un modèle de minéralisation et effectuer le calage à l'aide de données expérimentales
- Coupler les processus de déshydratation et de minéralisation et valider le modèle

Hypothèses et Principes méthodologiques

Le modèle de déshydratation des boues se base sur l'équation de diffusion de Terzaghi issue de la mécanique des sols. La déshydratation est le résultat du processus d'évapotranspiration des boues associé au processus de drainage dans les boues, gouverné par le gradient des pressions interstitielles. La minéralogie sera quant à elle prise en compte via des modèles simplifiés de transformation de la matière organique où la matière volatile est assimilée à la matière organique. L'organigramme ci-dessous (figure 1) présente le schéma de résolution à suivre pour les deux (02) processus :

Thème : Modélisation de la minéralisation couplée à la déshydratation des boues sur les lits de séchage KONAN Gbangbo Rémis /Master2 : Eau et Assainissement -2iE

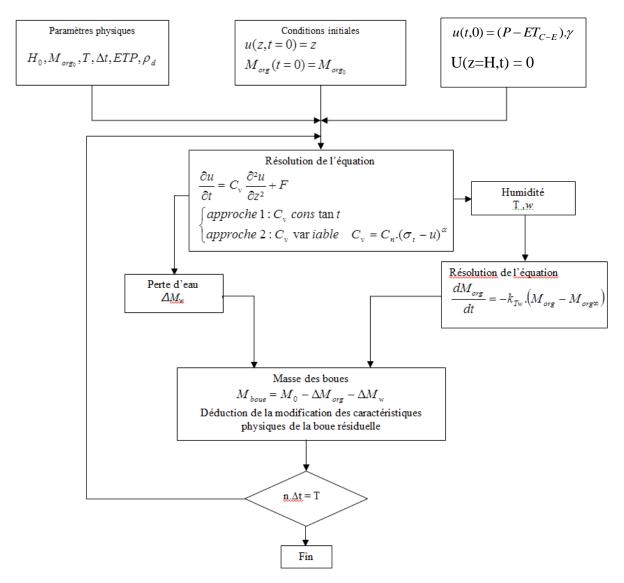


Figure 1: Organigramme du couplage des modèles de déshydratation et de minéralisation (Kouawa et al., 2015)

CHAPITRE I: SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

I.1. LIT DE SECHAGE NON PLANTE

I.1.1. Description et principe de fonctionnement

Les lits de séchage non plantés (LSNP) sont des filtres, des excavations étanchées du sol, constituées de couches superposées de graviers et de sable. Les LSNP fonctionnent par cycle d'alimentation et repos. Ces cycles sont de 2 à 3 semaines en climat tropical et de 7 à 10 semaines en climat tempéré. (Kouawa et al, 2016)

Durant l'alimentation, les boues de vidanges, épaissies ou non, sont déversées à la surface du filtre. Une partie des boues s'écoule au sein du filtre en subissant un traitement physique (filtration), chimique et biologique (biomasse fixée sur support fin). La boue se déshydrate principalement par infiltration-percolation-drainage de l'eau et quelque peu par évaporation durant cette phase. L'effluent est drainé dans la couche de gravier inférieure et récupéré par des drains. En fonction de la qualité des BV, généralement 50% à 80% environ du volume des boues percolent dans le filtre et doivent être traitées avant d'être rejetées (Tilley et al., 2014). Durant la phase de repos, les alimentations sont interrompues. L'infiltration-percolationdrainage se poursuit (et s'arrête au bout d'un certain temps) et la boue se déshydrate principalement par évaporation. Après avoir atteint la siccité souhaitée, les boues résiduelles à la surface du lit y sont retirées manuellement ou mécaniquement avant un nouveau cycle. Au bout de 5 à 10 alimentations, il est nécessaire de faire un rechargement de sable, visant la mise à niveau de la couche de sable (remise au niveau initial) diminuée par les retraits successifs des boues résiduelles (Duchêne, 1990). Ces boues résiduelles enlevées sont directement mises en décharge ou soumises à un traitement supplémentaire (séchage, stabilisation, réduction des agents pathogènes) selon l'usage final prévu.

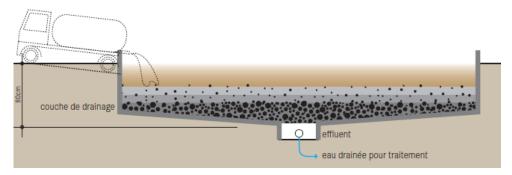


Figure 2: Schéma d'un lit de séchage non planté (Tilley et al., 2014)

I.1.2. Facteurs influents

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

❖ Le climat :

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

❖ La qualité des boues appliquées :

Celle-ci affecte la durée de séchage (Pescod, 1971; Cofie et al., 2006). Les boues peu digérées donc moins stables (telles que celles des latrines des toilettes publiques d'Afrique de l'Ouest) sont plus résistantes à la déshydratation que les boues dont la digestion a été plus avancée (boues des fosses septiques domestiques). (Kouawa et al,2015)

❖ La hauteur et la charge de boues appliquée :

Elles ont un impact sur la durée de séchage. L'augmentation des hauteurs de boues et des charges appliquées allongent la durée de séchage. Pescod (1971) a remarqué qu'une augmentation de 10 cm de la hauteur de boue appliquée prolonge de 50% à 100% le temps de séchage. Les hauteurs de charge rencontrées dans la littérature varient entre 20 cm et 30 cm avec une préférence pour 20 cm (Dodane et Ronteltap, 2014).

La durée d'un cycle alimentation-repos :

Cette durée, avec la charge et la hauteur de boues appliquées, constituent les principaux paramètres de gestion. Ils doivent être déterminés de manière à avoir les meilleures siccités des boues finales pour le moins d'espace occupé par le système et la plus grande quantité de boue traitée.

❖ La charge surfacique d'alimentation (exprimée en kg de MS/m².an).

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

Walski (1976) propose les équations données par Eq 0-1) pour déterminer la surface nécessaire pour les lits de séchage et le temps de repos pour l'atteinte de la siccité souhaitée.

$$\begin{cases} A_T = \frac{100.q_S}{H_0}T \\ T = t_1 + t_2 = t_1 + \frac{30.H_0.S_0}{a.E - b.R} \bigg(\frac{1}{S_1} - \frac{1}{S_2} \bigg) \end{cases}$$
 Eq 0-1

A_T: surface totale des lits (m²)

q_S: production des boues (m³/jr)

H₀: charge initiale à t₀ (cm)

T : durée totale de déshydratation t₁+t₂ jours

t₁: durée du drainage (jour), à déterminer expérimentalement en laboratoire

t₂: durée d'évaporation (jour)

S₀: siccité initiale (à t₀)

S₁ : siccité à t₁, à déterminer expérimentalement en laboratoire S₂ : siccité à t₂

R: pluie mensuelle (cm)

E: évaporation mensuelle (cm)

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

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

a.E – b.R : évaporation effective des boues (cm/mois)

Ces équations sont obtenues en se fixant la charge d'alimentation des boues et, connaissant le flux journalier des boues, la durée d'évacuation de l'eau gravitaire et l'évaporation moyenne journalière, en déduisant la surface et la durée de l'évaporation pour obtenir la siccité voulue.

Avec une procédure similaire, EPA (1987) propose le dimensionnement décrit pas les relations du système d'équations ci-dessous avec la prise en compte de plusieurs alimentations possibles entre deux enlèvements des boues sur les lits.

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

t_d: durée de déshydratation pour une alimentation (mois)

y₀ : hauteur initiale de la boue appliquée (cm)

s₀ : siccité initiale des boues

s_f: siccité final

D : proportion d'eau drainée

E_v : évaporation sur une surface libre sur la durée t_d

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

N : nombre d'alimentations des boues

n_v: durée d'un cycle de fonctionnement

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

L : charge en matière solide sur la période n_v (kg/m²)

C : facteur de conversion (densité des boues)

y_f:hauteur finale de la boue déshydratée

❖ Le bilan hydrique est utilisé par Arceivala (1981) pour proposer une durée optimale de séchage

$$T = \frac{(1 - f_i).q_i + (1 - f_r).q_r - q_d}{f_s E_{...}}$$

T: durée de déshydratation (mois)

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

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

q_r:humidité due aux précipitations (mm)

q_d:humidité finale des boues déshydratées (mm)

q_i:humidité initiale des boues (mm)

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

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

Malgré ces outils de dimensionnement, la détermination des paramètres de dimensionnement et de gestion reste dans de nombreux cas empiriques. Face à la grande variabilité de la qualité des BV et de facteurs influençant le système dans une même localité et encore plus d'une localité à l'autre, Pescod (1971) et Cofie et al. (2006) recommandent de réaliser la conception des LS au cas par cas, selon le contexte local. Le Tableau 1 montre des paramètres de dimensionnement retrouvés dans la littérature. Comme on pouvait s'y attendre, les charges sont plus importantes et les durées des cycles sont légèrement moins grandes dans

les climats chauds. Ce qui présume l'influence importante des facteurs climatiques.

Tableau 1: Paramètres de dimensionnement

Auteur / pays	Composition du lit	Charge surfacique	Repos
Cofie et al. (2006) / Ghana	10 - 20 cm de sable; d=0,2 - 0,6 mm 10 cm de gravier ; d= 7 - 15 mm 20 cm de gravier ; d= 15 - 30 mm	100 - 200 kg de MS/m².an	15 jours
Duchène (1990) / France	Sable lavé Gravillon Gravier grossier	55 - 73 kg de MES/m².an	15 - 21 jours

I.1.3. Performances des lits de séchage non plantés

L'objectif premier des lits de séchage non plantés est la déshydratation des boues. La siccité finale des boues varie entre 18% et 70% (Cofie et al., 2006 ; Heinss et al., 1998). Dans les boues résiduelles avec les siccités supérieures ou égales à 70%, Heinss et al. (1998) n'ont dénombré aucun œuf d'helminthes. Ce qui n'a pas été le cas pour celles de siccités inférieures (29 à 50%).

I.1.4. Avantages et inconvénients

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

I.2. LITS DE SÉCHAGE PLANTÉS

I.2.1. Description et principe de fonctionnement

Les lits de séchage plantés sont des réacteurs constitués d'un agencement de substrat de granulométrie croissante du haut vers le bas sur lequel se développent des plantes émergentes

(Figure suivante).

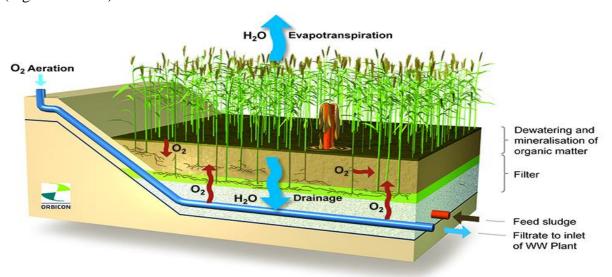


Figure 3 : Schéma de principe d'un lit de séchage planté (Nielsen, 2003)

Les boues fraiches sont appliquées par bâchées (de façon cyclique) et de manière uniforme à la surface du lit et le traitement est effectué à travers divers processus dans l'ensemble du système :

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

I.2.2. Dimensionnement et gestion

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

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

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

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

I.3. TRAITEMENT DES BV SUR LITS DE SECHAGE NON PLANTES ET PLANTES : LES PROCESSUS CLES

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

I.3.1. Filtration

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

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

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

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

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

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

I.3.2. Déshydratation

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

- l'eau libre non associée aux particules qui peut être séparée par décantation,

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

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

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

I.3.3. Infiltration-Percolation et drainage

Lors de l'infiltration-percolation, l'eau pénètre dans le massif filtrant sous l'action combinée des forces gravitationnelles, de capillarité et d'absorption. Les trois forces agissent dans la direction verticale et provoquent la percolation vers le bas, tandis que les forces capillaires et d'adsorption agissent aussi pour attirer l'eau latéralement des gros pores vers les pores capillaires et la surface des granulats. Tout au long du processus, les espaces capillaires se remplissent. Une partie des matières sèches et micro-organismes s'infiltre avec l'eau. Ceci a pour effet de réduire le taux d'infiltration et éventuellement d'engendrer le colmatage. L'infiltration-percolation et le drainage sont influencés par la qualité de la boue notamment la teneur en matière en suspension, les caractéristiques de la couche filtrante notamment sa perméabilité, la charge d'alimentation, la teneur en eau initiale de la couche filtrante (massif filtrant et boue résiduelle) et, pour les lits de séchage plantés, la densité des plantes. L'aptitude à l'infiltration-percolation et au drainage d'une boue est largement influencée par la taille des MES et la matière organique (dissoute et particulaire) qui la composent (Vincentet al., 2011). Des boues de vidange caractérisées par une proportion importante de fines particules (diamètre < 80 μm) sont à priori moins aptes à être drainées que des boues floculées (Molle et al., 2013). Par contre, une boue préalablement stabilisée sera plus facile à drainer qu'une boue très organique (boues peu digérées provenant des toilettes publiques).

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

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

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

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

I.3.4. Évapotranspiration

L'évapotranspiration est la combinaison des processus d'évaporation et de transpiration. Sur les lits de séchage non plantés, seule l'évaporation est observée. Sur les lits de séchage plantés

l'évapotranspiration est obtenue par l'évaporation de l'eau à la surface des boues résiduelles et par la transpiration des plantes.

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

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

A l'échelle d'un lit de séchage (planté ou non), les flux d'eau peuvent être considérés comme essentiellement verticaux. Le flux évaporatoire peut être estimé par la résolution numérique de l'équations aux dérivées partielles (équation Eq 0-2) de Richards (Hingray et al., 2009).

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = div \big[K(\theta) . grad \big(h(\theta) - z \big) \big] + r_w$$
 Eq 0-2

r_w = apports ou pertes d'eau du milieu poreux notamment l'évaporation ou une pluie

 θ = teneur en eau du milieu.

K =Conductivité hydraulique du milieu poreux

h = charge de pression capillaire

z = profondeur

t = temps

La résolution numérique de cette équation peut souvent être complexe du fait de la forte non-linéarité de l'équation et de la difficulté de spécification des conditions aux limites (Van Dam et Feddes, 2000). Face à cette complexité, pour des applications rapides et selon les disciplines (notamment en hydrologie, agronomie, pédologie, écologie, ...), les praticiens évaluent le plus souvent l'évaporation conjointement avec la transpiration à travers l'évapotranspiration (Hingray et al., 2009). L'évaporation est alors considérée comme une évapotranspiration en absence de cultures (sol nu, en jachère ou entre espace cultivé) et est obtenue avec des valeurs spécifiques de certains coefficients dans le modèle considéré. La transpiration est le processus physiologique naturel par lequel l'eau

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

Le phénomène d'évapotranspiration est donc conditionné d'une part par la demande évaporative de l'atmosphère et d'autre part par la capacité du système à satisfaire cette demande. Cette dernière résulte de divers facteurs tels que la disponibilité de l'eau dans la boue et de la physiologie de la plante (Hillel, 1998). Plusieurs méthodes ont été développées pour l'estimation de l'évapotranspiration. Elles visent notamment à faciliter l'évaluation des besoins en eaux d'irrigation des cultures (Zhao et al., 2005) mais aussi l'évaluation de l'évapotranspiration dans les filtres plantés (Headley et al., 2012; Kadlec, 2006). La méthode FAO 56 est préférentiellement utilisée pour l'évaluation de l'évapotranspiration (Allen et al., 1998; Peacock et Hess, 2004; Drexler et al., 2008). Le principe de la méthode est de calculer une évapotranspiration de référence (ET₀) à laquelle il est appliqué un coefficient pour l'obtention de l'évapotranspiration dite réelle (ET_C).

$$ET_C = K_C.ET_0$$

ET_C = Evapotranspiration réelle

 $ET_0 = Evapotranspiration de référence$

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

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

$$K_C = (K_S.K_{CB} + K_E)$$

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

K_C: coefficient cultural d'évapotranspiration

K_{CB}: coefficient cultural de transpiration

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

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

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

$$ET_{C-E} = K_E.ET_0 (b)$$

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

- La croissance initiale qui débute avec l'apparition des nouvelles pousses jusqu'à un taux de recouvrement de 10 % de la surface. Durant cette période, le Kc est faible et l'ET dépend principalement de l'évaporation.
- La phase de développement qui englobe les phases de croissance et de floraison de la plante. A ce stade le K_{CB} est à son maximum ; la transpiration devient plus importante que l'évaporation.
- La phase de sénescence qui correspond au dernier stade de la plante. A ce stade le K_{CB} est en déclin. Le coefficient de stress (K_S) traduit la disponibilité de l'eau pour la plante. Cette disponibilité est influencée par la teneur en eau dans le sol (la couche filtrante dans le cas des lits de séchage planté) et par la salinité de celui-ci. La limite de cette disponibilité pour la plante est appelée point de flétrissement permanent (pfp) auquel correspond la réserve minimale (Rm), et représente le niveau à partir duquel le flétrissement est irréversible.

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

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

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

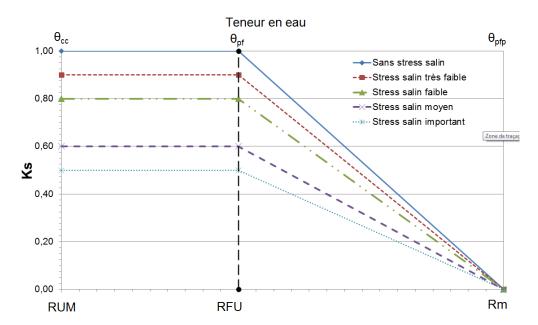


Figure 4: Effet de la salinité sur le coefficient de stress (Allen et al., 1998)

 Θ_{cc} : Humidité à la capacité au champs

Θ_{pf} :Humidité au point de flétrissement

 Θ_{pfp} :Humidité au point de flétrissement permanent

RUM: Réserve Utile Maximale

RFU: Réserve Facilement Utilisable

Rm: Réserve minimale

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

Le modèle de Penman-Monteith donné par l'équation Eq 0-3 est admis comme standard et est le plus utilisé pour le calcul de l'ET₀ (Allen et al., 98). Il résulte de la combinaison du bilan d'énergie avec le transfert aérodynamique. Ce modèle peut s'exprimer sous forme horaire, journalier, décadaire ou mensuel.

Thème : Modélisation de la minéralisation couplée à la déshydratation des boues sur les lits de séchage KONAN Gbangbo Rémis /Master2 : Eau et Assainissement -2iE

$$ET_0 = \frac{\Delta.(R_n - G) + \rho_a.c_p \frac{(e_s - e_a)}{r_a}}{\Delta + \gamma.\left(1 + \frac{r_s}{r_a}\right)}$$
 Eq 0-3

ET₀: évapotranspiration de référence

R_n: radiation net

G: flux de chaleur du sol

ρa : densité moyenne de l'air

c_p : chaleur spécifique d'air

λ : chaleur latente de changement d'état

e_s: pression de vapeur saturante de l'air

e_a: pression de vapeur effective de l'air

e_s-e_a: déficit de vapeur

r_s: résistance du couvert végétal

r_a: résistance aérodynamique

 Δ : pente de la courbe de pression de vapeur saturante

γ : constante psychrométrique

L'ET₀ est définie comme étant l'évapotranspiration d'une surface végétalisée de référence dans des conditions agronomiques optimales (Allen *et al.*, 1998). Le gazon et la luzerne servent de couvert végétal de référence. Le choix de l'une ou l'autre repose sur la hauteur de l'espèce étudiée. La résistance à la diffusion de la vapeur est corrélée à la hauteur de la culture, au couvert végétal, à la surface foliaire, et aux conditions édaphiques (notamment l'humidité). La variation de ces paramètres induit une modification de la conductance stomatique (Allen *et al.*, 1998). Ainsi, la FAO a jugé nécessaire de définir et de fixer ces paramètres, pour chacun des couverts végétaux de référence, l'ET₀ obtenue dépend uniquement des conditions météorologiques. Pour des végétations de faible hauteur, le gazon est considéré comme référence et pour une végétation plus grande, la luzerne est considérée comme référence (Allen *et al.*, 2011).

En climat tempéré, des températures supérieures à 15°-16°C peuvent accroitre l'évapotranspiration de plus de 30% (Stefanakis et Tsihrintzis, 2011). Giraldi et Iannelli (2009) reportent une augmentation de la déshydratation des boues de 40% durant l'été. Stefanakis et Tsihrintzis (2011) ont observé une augmentation de l'évapotranspiration sur les lits de séchage plantés avec l'augmentation de la biomasse aérienne et une réduction du volume d'eau percolée. Gagnon et *al.* (2012) et Korboulewsky et *al.* (2012) ont obtenus des résultats similaires. Par ailleurs, la grosseur des grains du massif filtrant

et l'action mécanique des plantes influencent l'évapotranspiration dans les LSP. Des matériaux grossiers, tel que le gravier comme couche filtrante, permettent d'avoir une porosité importante du lit et par conséquent un volume plus important d'eau percolé et une évapotranspiration moindre (Stefanakis et Tsihrintzis, 2011).

I.3.5. Minéralisation

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

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

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

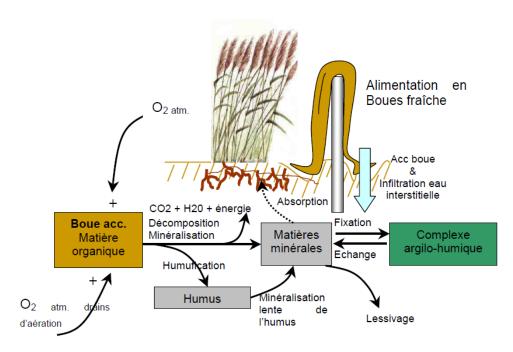


Figure 5: Mécanisme de décomposition de la matière organique (Troesch, 2009)

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

La minéralisation aérobie recherchée va dépendre à la fois des conditions de transferts d'oxygène, et de paramètres physiques, comme la température et le taux d'humidité, liés aux cinétiques biologiques. D'après Molle et al. (2013), dans les lits de séchage plantés de roseaux, trois mécanismes participent à l'oxygénation des lits, par ordre d'importance :

- la diffusion induite par les gradients de concentration entre l'air atmosphérique (saturé en dioxygène) et celui du filtre (appauvri par l'activité des microorganismes aérobies). La diffusion est favorisée par les passages préférentiels créés par les plantes et le craquellement du dépôt de boue, et par le système d'aération passive (canalisation d'aération). Ainsi une bonne siccité favorise le renouvellement de l'air.
- la convection induite par la pression de l'air exercée par la bâchée, cette dernière est directement reliée à la vitesse d'infiltration. Une infiltration-percolation et un drainage rapide favorisent donc

l'oxygénation du lit.

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

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

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

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

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

- prélèvement par les plantes mais généralement limité (de 0,2 à 5,7%).
- accumulation de la biomasse microbienne.
- sorption et précipitation dans la couche de boues, favorisés par le potentiel d'oxydo-réduction élevé

et les substances humiques dans la rhizosphère.

- Absorption et précipitation du calcium, de l'aluminium et de fer présents dans la couche de boues.

L'activité biologique est stimulée par des températures croissantes. Le taux de croissance de chaque

espèce de micro-organisme possède sa propre température minimum, optimum et maximum. Des

taux de croissance maximum ont été observés pour des températures supérieures (45-65°C) à celles

rencontrées dans les sols ou sédiments.

Enfin, l'eau étant utilisée par les micro-organismes pour leur métabolisme, l'humidité a une incidence

directe sur l'activité microbiologique et est également un paramètre de l'aération de la matière.

L'humidité optimale en compostage est généralement comprise entre 55 et 75 % (Mustin, 1987). De

même, l'humidité optimale dans le sol pour un taux de décomposition maximal a été estimée pour

des valeurs de potentiel de l'eau comprises entre 0,1 et 0,5 atm (Reddy et al., 1986).

I.4. Elements de modelisation des processus de traitement des BV sur les lits de

SECHAGE

L'objectif principal des lits de séchage dans le traitement des boues est la réduction de volume. Cette

réduction de volume se fait essentiellement à travers la déshydratation et la minéralisation des boues.

Plusieurs travaux expérimentaux (Heinss et al., 1998; Koottatep et al., 2005; Cofie et al., 2006;

Kengne et al., 2009; Vincent et al., 2011) ont montré que les performances de déshydratation des lits

des séchages (plantés ou non) sont comparables et même meilleures que celles des procédés de

déshydratation mécanique (centrifugeuse, filtre à bande, filtre à plateau). Pour les lits de séchage

plantés, les taux de minéralisation sont également remarquables. Cependant

la conception de ces procédés reste empirique et la transposition à divers contextes demeure difficile.

I.4.1. Modèle de la déshydratation des boues sur lit de séchage

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

$$WC_t = 0.07.e^{-1.0772t} + 0.07.e^{-0.0171t}$$
 (a)

$$WC_t = 0.07.e^{-1.0772t} + 0.07.e^{-0.0005t}$$
 (b)

 WC_t : teneur en eau du dépôt de boue

(a): équation à utiliser en été

(b) : équation à utiliser en hiver

t = temps(s)

22

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

I.4.2. Modèle de minéralisation

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

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

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

$$\frac{dM_{org.}}{dt} = -k(x_1, x_2, x_3,...).(M_{org.} - M_{org._{\infty}}) \quad \text{Eq 0-4}$$

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

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

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

La détermination du taux de dégradation de la matière organique dans ce type de modèle, à partir des

données expérimentales, permet en général d'obtenir des résultats satisfaisants (Sanchez et al., 2012; Baptista et al., 2010; Bari et al., 2000; Komilis, 2006; Kulcu et Yaldiz, 2004; Nakasaki et Ohtaki, 2002; Paredes et al., 2002). Ce taux dépend de facteurs environnementaux dont **la température et l'humidité** sont particulièrement importants (Kouawa et al, 2015).

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

I.4.3. Facteurs influençant la minéralisation

La vitesse de minéralisation est très fortement dépendante, d'une part, de la nature des composés organiques et des facteurs environnementaux tels que l'humidité, la température, l'aération, le pH et, d'autre part, de l'accessibilité aux micro-organismes de la matière organique. La biodégradabilité de la matière organique diffère d'un composant à l'autre. (Albrecht, 2007)



Figure 6: Mécanisme de minéralisation (Source : Valé et al., 2009)

I.5.MODELISATION DE LA DESHYDRATATION DES BOUES EN CLIMAT SOUDANO-SAHELIEN

I.5.1. Modèles mathématiques

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

La modélisation de la déshydratation des boues sur lits de séchage plantés doit prendre en compte tous les éléments intervenant dans le bilan hydrique du système : le drainage, l'évapotranspiration et

les précipitations éventuelles. En supposant que la théorie de consolidation peut être appliquée aux boues résiduaires urbaines (Chu et Lee, 1999; Chang et Lee, 1998), Uggetti et al. (2012a) considère que le drainage de l'eau dans les LSP s'explique par la pression exercée par la couche de boue résiduelle dans les LSP. L'évapotranspiration et les précipitations sont considérées comme un terme source, introduisant une dépression ou une pression supplémentaire dans le système (Uggeti et al., 2012a).

Le processus de consolidation peut être expliqué par un système idéal composé d'un ressort, un récipient avec un petit orifice et de l'eau (figure 8a) Dans ce système, le ressort représente la compressibilité de la boue et l'eau représente l'eau interstitielle dans la boue. Initialement, le récipient est rempli d'eau et la vanne est fermée, ce qui représente la boue complètement saturée (figure 8a). Si une certaine charge est appliquée au couvercle quand la vanne est toujours fermée, la surcharge est d'abord reprise par l'eau (figure 8b). Cela correspond à la pression exercée par le poids de la couche de boues dans les lits de séchage. Dès que la vanne est ouverte (figure 8c), l'eau s'échappe par l'orifice à cause de la surpression dans les pores. Cela représente la percolation de l'eau dans les lits de séchage. Lorsque la surpression de l'eau interstitielle est entièrement dissipée, le drainage de l'eau s'arrête et le ressort seul résiste à la charge (figure 8d).

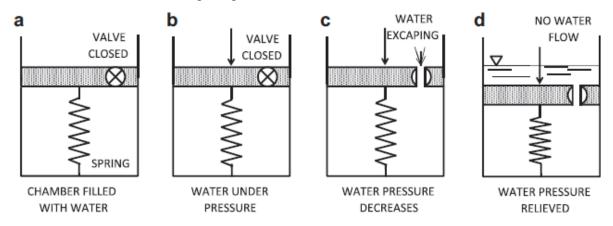


Figure 7: Modèle rhéologique de la consolidation.

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

Dans un milieu parfaitement saturé (boue résiduelle sur les lits de séchage), au début c'est l'eau qui reprend toute la charge. Celle-ci se met alors en mouvement conformément à la loi de DARCY et s'écoule à une vitesse qui est fonction de la perméabilité du milieu. Progressivement, les grains solides se substituent à l'eau pour la transmission des charges. Au bout d'un certain temps, toutes les

charges se transmettent directement de grain à grain, l'eau interstitielle ayant repris, en chaque point, la pression initiale telle qu'elle existait avant la mise en charge du milieu.

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

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

$$c_V \frac{\partial^2 u}{\partial z^2} = \frac{\partial u}{\partial t}$$
 Eq 0-5

u: pression interstitielle (m 3 /s)

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

t: temps (s)

 c_v : coefficient de consolidation (m²/s) donnée par l'équation ci-dessous.

$$c_V = \frac{k}{\gamma_w} \cdot \frac{(1 + e_0)}{a_v}$$
 Eq 0-6

k : perméabilité

e₀: indice des vides initial

 a_V : coefficient de compressibilité.

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

La somme de l'évapotranspiration et des précipitations est introduite dans l'équation de Terzaghi ; ce qui donne :

$$C_{V} \frac{\partial^{2} u}{\partial z^{2}} = \frac{\partial u}{\partial t} + Q. \frac{\tau}{u_{0}}$$
 Eq 0-7

q : somme de l'évapotranspiration et des précipitations

 u_0 : pression interstitielle initiale

S_{inf}: tassement final

La résolution de l'équation aux dérivées partielles ci-dessus permet d'obtenir les valeurs de u à la profondeur z et au temps t.

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

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

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

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

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

$$\frac{\partial u}{\partial t} = \frac{k.(1+e_0)}{a_v.\gamma_w}.\frac{\partial^2 u}{\partial z^2} \qquad \text{Eq 0-8}$$

k : perméabilité

 e_0 : indice des vides initial

a_V: coefficient de compressibilité.

γw: poids spécifique de l'eau

I.5.2. Résultats du modèle de déshydratation des études antérieures

Le schéma numérique pour la résolution de l'équation a été obtenu par discrétisation de l'équation. Ainsi, la relation de récurrence a permis de calculer les valeurs approchées des pressions interstitielles au temps t et à la cote z.

Le degré de consolidation à la cote z et au temps t est défini par la relation de l'équation Eq 0-.

$$U_z = 1 - \frac{u(z,t)}{u(z,0)}$$
 Eq 0-9

Les équations Eq 0-10a) et Eq 0-10b) ont permis le calcul du tassement à un temps « infini » après l'alimentation de boues (diminution maximale possible de hauteur de boue après un certains temps).

$$\begin{cases} S_{\infty} = \frac{S_{\infty}}{n_0.H} & (a) \\ s_{\infty} = \frac{\sigma}{\left(\frac{1+e_0}{a_v}\right)}.H & (b) \end{cases}$$
 Eq 0-10

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

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

I.5.3. Résultats de simulation des études antérieures

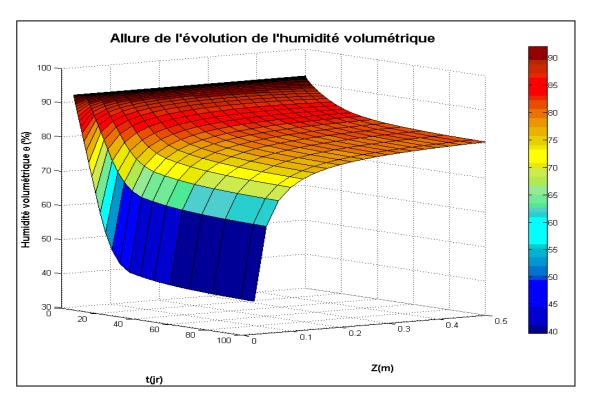


Figure 8: Allure générale de l'évolution de l'humidité volumétrique en fonction du temps et de la profondeur sur les lits de séchage (Kouawa et al., 2015).

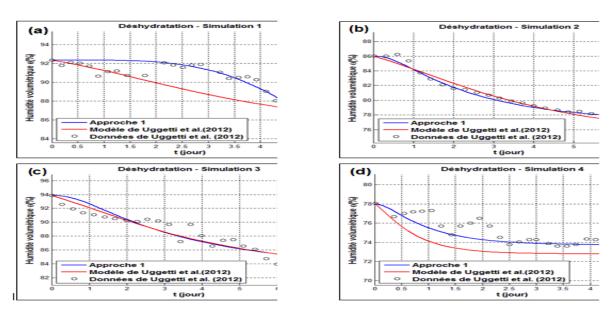


Figure 9: Simulations de l'évolution de l'humidité volumétrique des boues sur lits de séchage plantés par l'approche 1 (Cv et K constants) (Kouawa et al., 2015)

CHAPITRE II: MATERIELS ET METHODES

II.1. MODELISATION MATHEMATIQUE DE LA MINÉRALISATION

II.1.1. Hypothèses de base

Hypothèses:

La minéralisation sera prise en compte via des modèles simplifiés de transformation de la matière organique. La matière volatile peut être assimilée à la matière organique. La masse de matière organique dans les boues de vidange est une proportion de la masse totale des BV. Kouawa et al., (2015) ont proposé une équation différentielle dont la résolution permettra d'établir un modèle mathématique du processus de minéralisation en milieu sahélien : cette équation prend en compte les facteurs environnementaux, notamment la température et l'humidité. L'équation à résoudre est la suivante :

$$\frac{dMorg}{dt} = -C_{TW} * (M_{org} - M_{org\infty})$$
 Eq 2-1

C_{Tw}: taux de minéralisation, fonction de la température et de l'humidité

M_{org}: Matières organiques

M_{org∞}: Morg résiduelles (non biodégradables)

II.1.2. Aspect conceptuel de la minéralisation

Sur la figure 11, en fonction de l'hypothèse de base nous représentons l'aspect conceptuel du processus de minéralisation. La matière organique totale comprend une partie biodégradable et une partie non biodégradable ($M_{org}\infty$). Au début du processus, au temps T_0 , la décomposition par les microorganismes de la fraction biodégradable commence. Elle se poursuit jusqu'à ce qu'à un temps infini où la matière organique restante approche la fraction non biodégradable. Dans la réalité, le modèle nous permettra de prévoir le temps optimal pour une minéralisation escomptée en vue prendre des décisions à propos de la fréquence d'alimentation.

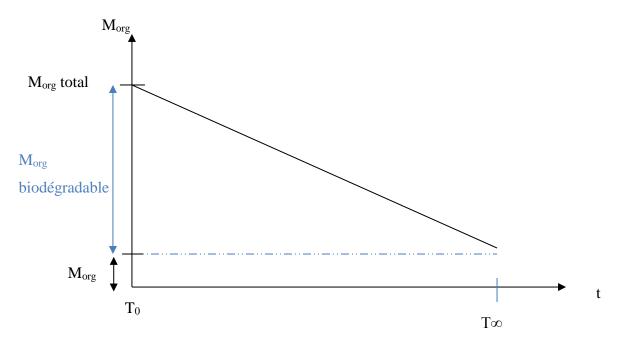


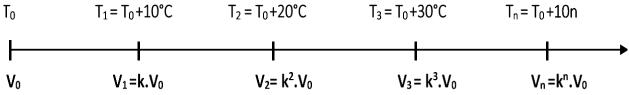
Figure 10: Aspect conceptuel de la minéralisation

II.1.3. Effet de la température sur la vitesse de minéralisation

Il existe une loi d'action de la température sur la minéralisation (Recous, 1994). La vitesse de minéralisation dans les sols augmente avec la température (Valé et al., 2007). Lorsque la température augmente de 10 degrés Celsius, la vitesse de minéralisation est multipliée par un facteur **k**. (Valé, 2009).

Il apparaît que les principaux facteurs de variation entre expérimentations concernent la **nature du substrat** (Recous, 1994). De ce fait, nous ne pouvons pas retenir une valeur par défaut. Nous déterminerons Q_{10} de la boue de vidange au laboratoire, en faisant des incubations à des températures constantes différentes.

A partir de ces assertions, il convient d'établir la relation mathématique entre la vitesse de minéralisation et la température. Nous illustrons ci-dessosus l'effet de multiplicité de l'augmentation de la température sur la vitesse de minéralisation.



Ainsi, pour une température Tn, tel que $T_n = T_0 + 10n$ (Eq 2-5), on a :

$$\mathbf{V_n} = \mathbf{k^n} \cdot \mathbf{V_0}$$

$$\frac{Vn}{Vo} = \mathbf{k^n} \quad \text{(Eq 2-6)}$$

V_o: Vitesse de minéralisation à la Température T₀

V_n: Vitesse de minéralisation à la Température T_n quelconque

Déterminons l'expression du facteur k

On a
$$T_n = T_0 + 10n$$
, soit $n = \frac{T_n - T_0}{10}$
Ou alors $n = 0.1$ ($T_n - T_0$).

L'équation (Eq 2-6) devient :

$$\frac{v_n}{v_o} = k^{0,1(\text{Tn-To})}$$

$$K_n = k^{0,1(\text{Tn-To})} \text{ avec } K_n = \frac{v_n}{v_o}$$

$$Ln(K_n) = Ln(k^{0,1(\text{Tn-To})})$$

$$K_n = e^{0,1Lnk(Tn-To)}$$

On peut aussi écrire

Posons $k=Q_{10}$. L'équation précédente devient donc : $\mathbf{K_n} = \boldsymbol{e^{0,1}} (Tn-To)LnQ10$

soit
$$\frac{v_n}{v_o} = e^{0.1(Tn-To)LnQ10}$$
 Mieux, $V_n = V_0 e^{0.1(Tn-To)LnQ10}$ (Eq 2-7)

II.1.4. Effet de l'humidité sur la vitesse de minéralisation

Sur la base d'une revue bibliographique, nous considérons que la relation entre l'humidité du sol et la vitesse de minéralisation est linéaire. Magin et al (2009) résument cette relation comme suit :

- Elle est bornée supérieurement à la valeur 1 (potentiel de minéralisation maximum) pour une humidité égale ou supérieure à la capacité au champ (Hcc). Autrement dit, lorsque la capacité de rétention en eau du sol (planté ou non planté) est atteinte ou dépassée, le sol minéralise au potentiel permis par la température.
 - ❖ La borne inférieure est fixée à 0,2 pour une humidité égale ou inférieure au point de flétrissement permanent (HpF). Ainsi, lorsque le sol est sec et ne permet plus la croissance de la plante, la minéralisation est inférieure ou égale à 20 % du potentiel.

Entre ces deux statuts d'humidité du sol (planté comme non planté), la vitesse de minéralisation croît

de façon linéaire

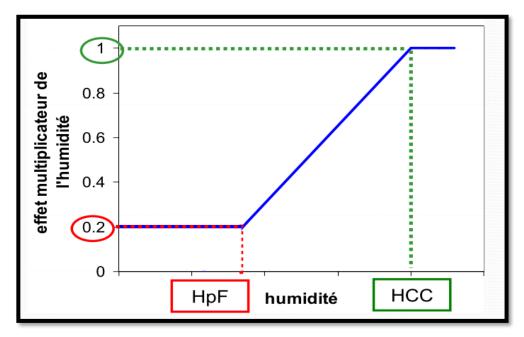


Figure 11: Effet multiplicateur de l'humidité sur la vitesse de minéralisation (Valé, 2009)

II.1.5. Effets cumulés de la température et l'humidité sur la vitesse de minéralisation

De ce qui précède, nous pouvons appeler Kw, le facteur dépendant de l'humidité qui multiplie le potentiel de minéralisation permis par la température. En tenant compte de ce paramètre, l'équation (Eq 2-7) devient donc : $V_{n(T,w)} = K_w V_0 e^{0,1(Tn-To)LnQ10}$ (Eq 2-8)

II.1.6. Détermination de l'expression de Kw

Grâce à la figure 12, nous pouvons aisément déterminer l'expression mathématique de K_w Soit w l'humidité de la boue. On a :

- $K_w = 0.2 \text{ pour } W \leq HpF$
- $K_w = 1 \text{ pour } w \geq Hcc$
- $\star K_w = \alpha w + 0.2 \text{ pour HpF} < w < Hcc}$

Déterminons α.

Cette valeur α est le coefficient directeur de la droite d'équation $K_w = \alpha w$.

Donc
$$\alpha = \frac{\Delta Kw}{\Delta w} = \frac{1-0.2}{\Delta w} = \frac{1-0.2}{\Delta w} = \frac{0.8}{\Delta w}$$

Soit
$$\alpha = 0.8$$
. Δw^{-1}

Par conséquent, $K_w = 0.2 + 0.8$. $\Delta w^{-1}.w$ pour HpF < w < Hcc.

$$\Delta w = Hcc - HpF.$$

On peut donc résumer ainsi :

 \star $K_w = 0.2 \text{ pour } w \leq HpF$ (Eq 2-9a)

• $K_w = 1 \text{ pour } w \ge Hcc$ (Eq 2-9b)

★ $K_w = 0.2 + 0.8 \text{w.} \Delta \text{w}^{-1} \text{ pour HpF} < \text{w} < \text{Hcc}$ (Eq 2-9c)

Avec HpF: humidité au point de flétrissement

Hcc: Humidité à la capacité au champ.

La teneur en eau w (humidité volumétrique) varie dans le temps.

La détermination du facteur k_w requiert la connaissance de l'humidité volumétrique dans la boue. Cette humidité varie avec le temps et est influencée par le drainage, l'évapotranspiration et la précipitation.

II.1.7. Expression du taux de minéralisation

Vn est la vitesse de minéralisation ; c'est la vitesse de disparition de la matière organique. On peut donc écrire :

$$V_{n \; (T, \; w)} = - \; \frac{\partial \textit{Morg}}{\partial t} \, (T, \, w). \tag{Eq 2-10}$$

$$\frac{\partial Morg}{\partial t} = -\text{KwVo}e^{0,1(Tn-To)LnQ10}$$

$$\int dMorg = -\int KwVoe^{0,1(Tn-To)LnQ10} dt$$

$$M_{org}(t) = -K_w Voe^{0,1(Tn-To)LnQ10} t + Constante$$

A
$$t = 0$$
, $M_{org}(t=0) = M_{org0}$

Donc
$$M_{\text{org}}\left(t\right)$$
 = -K_w Vo $e^{0.1(Tn-To)LnQ10}$ $t+M_{\text{org0}}$

$$C_{T,w} = \frac{M_{org0} - M_{org}(t)}{M_{org0}} \qquad \text{soit} \qquad C = (K_w. \, V_o. e^{(0,1(\text{Tn-To}) LnQ_{10})}.t \,) / M_{org0} \tag{Eq 2-11)}$$

Avec $C_{T,W}$: taux de minéralisation, soit la quantité de matières organiques minéralisées sur la matière organique minéralisables initiale

II.1.8. Couplage de la minéralisation à la déshydratation

Pour le couplage de la minéralisation à la déshydratation, nous visons à construire un modèle mathématique pour la simulation numérique dans le temps et l'espace de la matière organique, la pression interstitielle, l'humidité, la température. Notre domaine est unidimensionnel.



La variation des composants dans les dimensions x et y est négligée.

Notation:

- t: temps (s)
- z: l'élévation (m)
- M_{org} (t, z): masse volumique (ou la concentration) de la matière organique à l'instant t et la profondeur z. (Kg/m3)
- u (t, z): pression interstitielle à l'instant t et la profondeur z. (N / m.s2)
- w (t, z): l'humidité à l'instant t et la profondeur z. (Sans dimensions).
- T (t, z): température à l'instant t la profondeur z. (° C)

II.1.8.1. Pression interstitielle:

Description du processus physique.

La pression interstitielle ou pression de l'eau en un point donné de la boue correspond au poids de l'eau mesuré en ce point. L'eau contenue dans le sol (la boue dans notre cas) se trouve sous différentes formes :

- L'eau de constitution, qui entre dans la composition chimique des grains ;
- L'eau liée ou adsorbée est la fine pellicule d'eau qui est « collée » aux grains par des phénomènes électriques.
- L'eau interstitielle : eau capillaire et eau libre. L'eau interstitielle se présente sous forme d'eau libre lorsque le sol est saturé et baigne dans une nappe phréatique

Les eaux libre et capillaire sont situées dans les pores et interstices du sol. La pression interstitielle

est la pression existant dans l'eau interstitielle, en un point quelconque du massif de sol. Pendant l'évacuation de l'eau contenue dans la boue, il se produit un tassement. Le tassement du sol ou boue (variation de volume) est dû à l'évacuation de l'eau du sol, elle-même provoquée par une modification des pressions interstitielles au sein du massif de sol. Il importe donc de connaître la distribution de ces pressions dans le sol chargé au cours du temps : u = u(x, t). ce problème a été étudié en 1925 par Karl Von Terzaghi : c'est la théorie de la consolidation unidimensionnelle des sols saturés. L'équation

à résoudre est alors, pour un sol homogène et isotrope : $\frac{\partial u}{\partial t} = C_v \cdot \frac{\partial^2 u}{\partial z^2}$

***** Variables caractéristiques

- u : la pression interstitielle au repos (kPa)
- γ_{w:} le poids volumique de l'eau souvent pris comme étant égal à 10 kN/m3
- z_w: la hauteur d'eau mesurée en ce point (m)
- γ : Masse volumique de l'eau (kN / m3)
- P: hauteur de pluie (mm)
- ETC-E: évapotranspiration
- Cv : coefficient de consolidation. Deux types de paramètres :

$$\begin{cases} > C_V = \frac{k(1+e_0)}{\gamma . a_v} & \text{(constant)} \\ > C_v = Cn.(\sigma - u)^{\alpha} & \text{(variable)} \end{cases}$$

***** Conditions initiales

A l'état initial, le système est hydrostatique : c'est-à-dire qu'il n'y a pas encore d'écoulement. Dans ce cas, la pression en tout point est égale au poids de la colonne d'eau au-dessus de ce point.

$$u(t=0, z) = \gamma_w x z_w$$

Conditions aux bords

A la surface de la boue, la pression interstitielle est nulle (pas d'eau au-dessus). Cependant, en cas de pluie, cette pression sera considérée égale au poids de la lame d'eau tombée. En tenant compte de l'évaporation et la transpiration (lits plantés), il faut extraire du poids de la lame d'eau de pluie tombée, le poids de l'eau perdue par évapotranspiration. La pression au fonde de la couche de boue sera considérée nulle.

❖ Mise en équation : (KOUAWA, 2016)

$$\frac{\partial u}{\partial t} = C_{v} \cdot \frac{\partial^{2} u}{\partial z^{2}}, \text{ T } \epsilon \text{] 0; T [, z } \epsilon \text{] 0; zmax [}$$

$$u(t = 0, z) = \gamma \cdot z, \quad Z \epsilon \text{] 0; zmax [}$$

$$u(t, 0) = (P - ET_{C - E}) \cdot \gamma, \text{ T } \epsilon \text{] 0; T [}$$

$$u(t, z_{\text{max}}) = 0$$

II.1.8.2. La température de la couche de boue.

Description du processus physique.

La température dans la couche de boue dépend des facteurs météorologiques, plus particulièrement le rayonnement solaire et la température de l'air, qui agissent sur le taux de transmission des échanges de chaleur entre l'atmosphère et le sol. Le rayonnement solaire constitue cependant le facteur le plus important.

Variables caractéristiques

- $T_0(z)$: distribution initiale de la température, (°C)
- T_b (t) : L'évolution de la température à la surface du sol, fonction du rayonnement solaire, (°C)
- n : vecteur normal extérieur.
- uT: coefficient de diffusion de la chaleur. Nous supposons que le matériau (sol) est homogène

***** Conditions initiales

Au début du processus, la température initiale $T_0(z)$ sera la température mesurée à chaque profondeur de la couche de boue.

Conditions aux bords

A la surface du lit, la température sera prise égale à la température ambiante. De plus, nous supposons qu'au fond du lit, il n'y a pas d'échange de la température.

❖ Mis en équation

Pour obtenir l'évolution de la température à l'intérieur du domaine [0 ; Zmax] pour tous les temps, nous utilisons l'équation de propagation de la chaleur donnée par :

II.1.8.3. Le taux de minéralisation C (T, w)

Description

Le taux de minéralisation est la proportion de carbone minéralisé par rapport à la quantité initiale. Elle est fonction des caractéristiques de la boue et conditions environnementales. Dans notre étude, seules les conditions environnementales, en l'occurrence la température et l'humidité de la boue seront prises en, compte.

❖ Mise en équation

Comme déterminé dans la partie II.1.6, le taux de minéralisation s'exprime comme suit :

$$C(T,w)=(-K(w).V_0e^{(0,1)}(T(t,z)-T_0)LnQ_{10})t)/M_{org0}$$
 (Eq 2-11)

- K_w: Facteur de multiplicité de la vitesse de minéralisation en raison de l'humidité. Il est calculé par :
- \star Kw = 0,2 pour w \leq HPF
- \star Kw = 1 pour w \geq Hcc
- \star Kw = 0,2+0,8w. Δ w-1 pour HPF< w < Hcc
 - T₀: une température de référence,
 - T_n: Toute température,
 - V₀: vitesse de minéralisation à la température de référence,
 - Q_{10} : facteur de multiplicité de la vitesse de minéralisation lorsque la température augmente de 10 ° C.
 - w : humidité ou teneur en eau de la boue

L'humidité est donnée par la relation suivante : (KOUAWA et al, 2015)

$$U_{z}(t,z) = 1 - \frac{u(z,t)}{u(z,0)}$$

$$w(t,z) = n_{0} \cdot (1 - U_{z}(t,z)) \cdot \frac{S_{\text{inf}}}{n_{0} \cdot H}$$

- n0.H: La hauteur d'eau initiale dans la couche de boue [m]
- S_{inf}: Diminution maximal de la couche de boue [m]
- 1) Ayant l'humidité w à la température T, on peut calculer le taux de minéralisation C (T, w) par la formule suivante :

II.1.8.4. La matière organique de la boue

Description

La décomposition de la matière organique est le fruit d'une série de réactions chimiques qui aboutit à la transformation des composés organiques complexes en composés minéraux simples. Celle-ci a lieu par des mécanismes microbiologiques liés à l'activité bactérienne et faunistique. Elle est cruciale pour la réduction et la stabilisation du dépôt de boue résiduelle.

***** Conditions initiales

Au début du processus de minéralisation des boues sur le lit, la teneur en matières organique est déterminée par la valeur M_{org0} . Elle se mesure au laboratoire.

Conditions aux bords

A la surface et au fond du lit de séchage, la teneur en matières organiques évolue de la même manière que dans les autres parties de la colonne de boue.

& Bilan de masse

$$dMorg = Morg(t + dt) - Morg(t) = \frac{\partial Morg}{\partial t}.dt$$
$$dMorg = \frac{\partial Morg}{\partial t}.dt + \frac{\partial Morg}{\partial z}.dz$$
$$dMorg = Morg(t + dt; z + dz) - Morg(t, z)$$

❖ Mise en équation

$$\int \frac{\partial M_{org}(t,z)}{\partial t} = -[C(T,w)*(M_{org} - M_{org\infty}).](t,z)$$

$$M_{org}(t=0,z) = M_{org0}$$

- M_{org0}: matière organique initiale
- M_{org∞}: matières organiques non biodégradables

II.2. SCHEMA DE RESOLUTION

II.2.1. Equation de la pression interstitielle

L'équation différentielle de la pression interstitielle qui sera considérée est celle utilisée par Kouawa (2015).

$$\frac{\partial u}{\partial t} = C_{v} \cdot \frac{\partial^{2} u}{\partial z^{2}}, \text{ T } \varepsilon \text{] 0; T [, z } \varepsilon \text{] 0; zmax [}$$

$$u(t = 0, z) = \gamma \cdot z, \quad Z \varepsilon \text{] 0; zmax [}$$

$$u(t, 0) = (P - ET_{C-E}) \cdot \gamma, \text{ T } \varepsilon \text{] 0; T [}$$

$$u(t, z_{\text{max}}) = 0$$

Nous effectuerons la résolution du système par la méthode des différences finies.

II.2.1.1. Discrétisation en espace

Il convient dans un premier temps d'effectuer une discrétisation (ou division) de la dimension temps.



$$dz = \frac{z \max}{M}$$
; M : nombre d'intervalles $z_i = i * dz$; i = 0, 1, ...M.

$$\frac{\partial^2 u}{\partial z^2}(t, zi) \approx \frac{u(t, z_{i+1}) - 2u(t, z_i) + u(t, z_{i-1})}{dz^2}$$

II.2.1.2. Schéma numérique

Nous établissons le schéma numérique de résolution comme suit :

$$\begin{bmatrix} \frac{\partial u(t,z_i)}{\partial t} - Cv \frac{u(t,z_{i-1}) - 2u(t,z_i) + u(t,z_{i+1})}{dz^2} = 0, & \text{i=1,...,M-1} \\ u(0,z_i) = \gamma.z_i & , \text{i=0,...,M-1} \\ u(t,z_0) = (P - ET_{C-E}).\gamma \\ u(t,z_M) = 0 \\ \\ \text{i=1,} & \frac{\partial u(t,z_1)}{\partial t} - Cv \frac{u(t,z_0) - 2u.(t,z_1) + u(t,z_2)}{dz^2} = 0 \\ \\ \text{i=1,} & \frac{\partial u(t,z_1)}{\partial t} - Cv \frac{-2u(t,z_1) + u(t,z_2)}{dz^2} = \frac{Cv}{\partial z^2} (P - ET_{CE}).\gamma \\ \\ \text{i=2, ... M-2, } & \frac{\partial u}{\partial t}(t,z_i) - \frac{Cv}{dz^2} (u(t,z_{i-1}) - 2u(t,z_i) + u(t,z_{i+1}) = 0 \\ \\ \text{i=M-1,} & \frac{\partial u}{\partial t}(t,z_{M-1}) - \frac{Cv}{dz^2} (u(t,z_{M-2}) - 2u(t,z_{M-1}) + u(t,z_{M}) = 0 \\ \\ \frac{d}{dt} \begin{pmatrix} u(t,z_1) \\ u(t,z_2) \\ u(t,z_{M-1}) \end{pmatrix} - \frac{Cv}{dz^2} \begin{pmatrix} -2 & 1 & 0 & 0 \\ 1 & -2 & 1 & 0 \\ 0 & 1 & -2 & 1 \\ 0 & 0 & 1 & -2 & 1 \\ 0 & 0 & 1 & -2 & 1 \\ 0 & 0 & 1 & -2 & 1 \end{pmatrix} \begin{pmatrix} u(t,z_{M-1}) \\ u(t,z_{M-1}) \\ u(t,z_{M-1}) \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} \frac{Cv}{dz^2} (P - ET_{C-E}) \\ \frac{Cv}{dz^2} (P - ET_{C-E}) \\ 0 \\ 0 \\ 0 \end{pmatrix}$$

$$\mathbf{u}(t) \qquad \mathbf{A} \qquad \mathbf{u}(t) \qquad \mathbf{F}$$

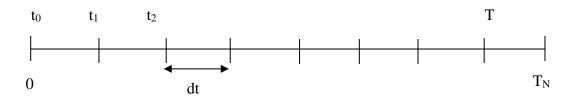
$$\frac{du(t)}{dt} + A.u(t) = F, \ \ t \in]0,T[$$

$$u(0) = \gamma.$$

$$z_{M-1}$$

II.2.1.3. Discrétisation en temps

La dimension temps est subdivisée en de petits intervalles pour le calcul des solutions.



$$0 dt$$

$$dt = \frac{T}{N}; tk=k*dt, k = 0,...,N$$

$$\frac{d}{dt}u(t_k) + A.u.(t_k) = F, k = 1, ...N.$$

$$\begin{pmatrix} z_1 \\ z_2 \\ \\ z_{M-1} \end{pmatrix}$$

$$\frac{d}{dt}u.(t_k) \approx \frac{u(t_{k+1}) - u(t_k)}{dt}$$
 (Euler explicite)
$$\frac{u(t_{k+1}) - u(t_k)}{dt} + A.u(t_k) = F,$$

$$k = 1, ...N.$$

$$\frac{u(t_{k+1} - u(t_k))}{dt} = -A.u(t_k) + F$$

$$u(t_{k+1}) - u(t_k) = -dt.A.u(t_k) + dt.F$$

$$u(t_{k+1}) = B.u(t_k) + dt.F$$
 avec B = $(I - dt.A)$)

II.2.2. Equation de la température

L'équation de la distribution de la température dans la couche de boue est établie comme suit :

$$\frac{\partial T}{\partial t}(t,z) - \mu_T \cdot \frac{\partial^2 T}{\partial z^2}(t,z) = 0 , t \in]0; T [$$

$$T(t=0,z) = T_0(z) , z \in]0; zmax [$$

$$T(t,z=z_{max}) = T_b(t) , t \in]0; T [$$

$$\frac{\partial T(t,0)}{\partial h} = 0 , (Adiabatique), t \in]0; T [$$

Résolution du système par la méthode des différences finies.

II.2.2.1. Discrétisation en espace

Nous subdivisons l'espace en de petits intervalles comme suit



$$dz = \frac{z \max}{M}; \qquad M : \text{nombre d'intervalles}$$

$$z_i = i * dz; \qquad i = 0, 1, ...M.$$

$$\frac{\partial^2 T}{\partial z^2}(t, z_i) \approx \frac{T(t, z_{i+1}) - 2T(t, z_i) + T(t, z_{i-1})}{dz^2}$$

II.2.2.2. Schéma numérique

Nous établissons le schéma numérique de résolution comme suit :

$$\mathbf{i=0}, \ \frac{\partial T(t, z_0)}{\partial h} = 0, \ h' = -1$$

$$T'(t, z_0).h' = 0$$

$$(T(t, z_1) - T(t, z_0).(-1) = 0$$

$$T(t, z_1) = T(t, z_0)$$

$$\mathbf{i=1}, \quad \frac{\partial T(t, z_1)}{\partial t} - \mu \frac{T(t, z_2) - 2T.(t, z_1)}{dz^2} - \mu \frac{T(t, z_0)}{dz^2} = 0$$

$$\frac{\partial T(t, z_1)}{\partial t} - \mu \frac{T(t, z_2) - 2T(t, z_1)}{dz^2} - \mu \frac{T(t, z_1)}{dz^2} = 0$$

$$\frac{\partial T(t, z_1)}{\partial t} - \mu \frac{T(t, z_2)}{dz^2} + \mu \frac{T(t, z_1)}{dz^2} = 0$$

i=2, ... M-2,
$$\frac{\partial T}{\partial t}(t, z_i) - \mu \frac{T(t, z_{i+1}) - 2T.(t, z_i) + T(t, z_{i-1})}{dz^2} = 0$$

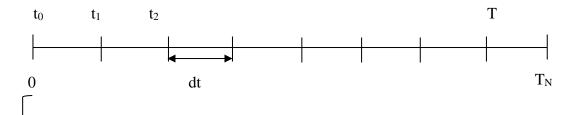
$$\begin{split} \text{i=M-1,} & \quad \frac{\partial T}{\partial t}(t,z_{M-1}) - \mu \frac{T(t,z_{M}) - 2T.(t,z_{M-1}) + T(t,z_{M-2})}{dz^{2}}. = 0 \\ \text{Soit } & \quad \frac{\partial T}{\partial t}(t,z_{M-1}) - \mu \frac{T(t,z_{M-2}) - 2T.(t,z_{M-1})}{dz^{2}}. = \mu \frac{T_{b}(t)}{dz^{2}} \end{split}$$

$$\frac{d}{dt} \begin{pmatrix} T(t, z_1) \\ T(t, z_2) \\ T(t, z_{M-1}) \end{pmatrix} - \mu \begin{pmatrix} 1 & 1 & 0 & & 0 \\ 1 & -2 & 1 & & \\ 0 & 1 & -2 & 1 \\ & & 1 & -2 & 1 \\ 0 & & 0 & 1 & -2 \end{pmatrix} \begin{pmatrix} T(t, z_1) \\ T(t, z_2) \\ & & & \\ T(t, z_{M-1}) \end{pmatrix} = \frac{\mu}{dz^2} \begin{pmatrix} 0 \\ 0 \\ & & \\ &$$

$$\begin{cases} \frac{dT(t)}{dt} + AT(t) = F, & t \in]0,T[\\ T(0) = T_0(t) \\ \frac{\partial T}{\partial h} = 0 & \text{avec } h', \text{ le vecteur normal extérieur.} \end{cases}$$

II.2.2.3. Discrétisation en temps

L'espace est subdivisé en de petits intervalles sur lesquels seront calculées les solutions



$$\begin{split} dt &= \frac{T}{N}; \qquad t_k = k*dt, \qquad k = 0,...,N \\ &\frac{d}{dt}T(t_k) + A.T.(t_k) = F(t_k), \; ; \qquad \quad k = 1, \ldots N. \\ &T(0) = T_0(z) \\ &\frac{\partial T}{\partial h} = 0 \end{split}$$

Développement limité :
$$\frac{d}{dt}T.(t_k) \approx \frac{T(t_{k+1}) - T(t_k)}{dt}$$
 (Euler implicite)

$$\begin{split} &\frac{T(t_{k+1}) - T(t_k)}{dt} + A.T.(t_{k+1}) = F(t_{k+1}), \quad k = 1, \dots N. \\ &\frac{T(t_{k+1}) - T(t_k)}{dt} = -A.T.(t_{k+1}) + F(t_{k+1}) \\ &T(t_{k+1}) = T(t_k) - dtA.T.(t_{k+1}) + dt.F(t_{k+1}) \\ &T(t_{k+1}) + dtA.T.(t_{k+1}) = T(t_k) + dt.F(t_{k+1}) \end{split}$$

$$(I+dt.A).T(t_{k+1}) = T(t_k) + dt.F(t_{k+1})$$

II.2.3. Equation pour la matière organique Morg (t, z)

L'équation de la matière organique est établie comme suit :

$$\frac{\partial M_{org}(t,z)}{\partial t} = -[C(T,w)*(M_{org} - M_{org\infty}).](t,z)$$

$$M_{org}(t=0,z) = M_{org0}$$

II.2.3.1.Résolution du système par la méthode d'Euler implicite

Grâce à la méthode d'Euler, nous pouvons résoudre l'équation de la matière organique comme suit :

$$\frac{M_{org}(t_{k+1}, z_i) - M_{org}(t_k, z_i)}{dt} = -[C(T_{k+1}, w_{k+1}).[M_{org}(t_{k+1}, z_i) - .M_{org\infty}]$$

$$\frac{M_{org}(t_{k+1}, z_i) - M_{org}(t_k, z_i)}{dt} = -C(T_{k+1}, w_{k+1}) \cdot M_{org}(t_{k+1}, z_i) + C(T_{k+1}, w_{k+1}) \cdot M_{org\infty}$$

Finalement,
$$[I + dt.C(T_{k+1}, w_{k+1})].M_{org}(t_{k+1}, z) = dt.C(T_{k+1}, w_{k+1})..M_{org\infty} + M_{org}(t_k, z)$$

II.3. METHODE DE DETERMINATION DE LA CINETIQUE DE MINERALISATION DU CARBONE

II.3.1. Protocole expérimental

Les données expérimentales ont été obtenu à partir d'expériences effectuées. Les conditions expérimentales décrites dans la littérature sont résumées comme suit :

- Températures d'incubation : 20°C, 25°C, 30°C, 35°C, 40°C,
- Mesurer le rapport C/N de chaque échantillon pour s'assurer que la teneur en azote permet l'activité des microorganismes pour décomposer les matières organiques.
- S'assurer d'avoir les mêmes humidités initiales de boues pour éviter son influence sur les vitesses de minéralisation (indication 20% de teneur en eau pondérale (mw/mt)
- Temps d'incubation : fonction de la température
- La minéralisation du carbone est mesurée après piégeage du CO₂ dégagé dans la soude contenue dans un bécher, à renouveler périodiquement. Les prélèvements sont effectués à intervalle de temps réguliers (une fois chaque semaine).

II.3.2. Données de simulations :

Nous n'avons pas disposé du matériel nécessaire pour effectuer les expériences d'incubation à températures constantes. Par conséquent, nous avons utilisé les données de la littérature pour simuler la variation de la vitesse de minéralisation en fonction de la température. Les données utilisées sont celle de Rescous (1994). Dans leur cas, les expériences ont été faites dans des conditions de températures relativement basses

Tableau 2: Données de simulations

25°C		20°C		15°C		10°C		5°C		1°C	
Temps	Cm										
(jours)	(mgC)										
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
15	95	17	65	17	50	17	25	17	20	17	15
24	115	25	80	25	65	25	40	25	30	25	25
45	185	50	120	50	90	50	60	50	45	50	35
73	235	75	160	84	120	70	75	75	55	84	45
88	275	92	180	110	145	92	90	92	60	92	50
135	370	142	225	142	170	142	110	142	80	142	60
180	435	184	265	184	200	184	130	184	95	184	75
		234	310	234	240	234	155	234	110	234	85
		300	355	300	290	300	185	300	125	359	110
				359	345	359	210	359	140		
						500	265	490	170		
						667	315	584	190		

II.3.3. Méthode de détermination des vitesses de minéralisation expérimentales

A partir des données obtenues, la vitesse de minéralisation se calcul comme suit :

$$V_n = \frac{Cov(T_n, C_{\min\'eralis\'e})}{(\sigma_{T_n})^2}$$
 (Eq 2-19)

Unité : mgC/jour = milligramme de carbone par jour

Vn : vitesse de minéralisation à la température Tn :

$$V_{0} = V_{25} = \frac{Cov(T_{25^{\circ}C}, C_{\min\acute{e}ralis\acute{e}})}{(\sigma_{T_{25^{\circ}C}})^{2}}$$

II.3.4. Méthode de détermination de Q₁₀

La moyenne des facteurs de multiplicité de la vitesse de minéralisation lorsque la température croit de 10°C se calcule comme suit :

$$Q_{10} = moyenne(Q_{10i}) = moyenne(\frac{V_{i+10}}{V_i})$$
 (Eq 2-20)

Vi : vitesse de minéralisation à la température Ti

Vi+10: vitesse de minéralisation à la température T_{i+10}

Une fois la simulation effectuée, il est important de vérifier l'écart entre les valeurs simulées et les valeurs expérimentales. D'où l'importance de calculer l'erreur quadratique et l'efficience du modèle.

II.3.5. Calcul de l'erreur quadratique

L'erreur quadratique sur la moyenne RMSE (Root Mean Squar Error) est un estimateur statistique qui montre comment on peut sous ou surestimer les mesures. Son expression est donnée par :

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^{n} (0_i - P_i)^2}{n}}$$
 (Eq 2-21)

Avec:

O_i: Valeur observée à la the date i

 P_i : Valeur simulée à la date i

n: Taille de l'échantillon

II.3.6. Calcul de l'efficience du modèle (EF)

L'efficience du modèle indique la robustesse du modèle. Si l'efficience est négative, les résultats de l'observation sont alors meilleurs que ceux de la simulation. Il est exprimé par :

$$EF = \frac{\sum_{i=1}^{n} (0_i - \bar{0}_i)^2 - \sum_{i=1}^{n} (P_i - 0_i)^2}{\sum_{i=1}^{n} (0_i - \bar{0}_i)^2}$$
 (Eq 2-22)

0: moyenne des valeurs observées

Oi: Valeur observée à la the date i

P_i: Valeur simulée à la date i

n: Taille de l'échantillon

CHAPITRE III: RESULTATS ET DISCUSSIONS

III.1. QUANTITE DE CARBONE MINERALISEE A DIFFERENTES TEMPERATURES

Sur la figure 13, nous représentons les quantités de carbone minéralises aux différentes températures.

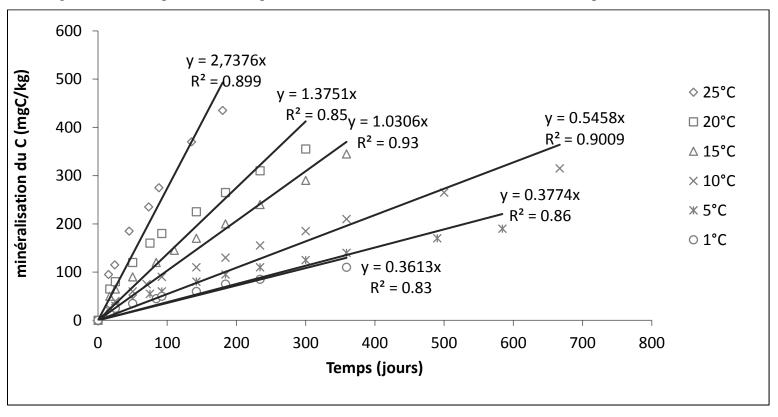


Figure 12: Quantité de carbone minéralisée à différentes température

III.2. VALEUR DE V₀

Ayant fié 25° C comme température de référence, nous déterminons la vitesse de minéralisation correspondante (V₀) à l'aide de la représentation graphique suivante :

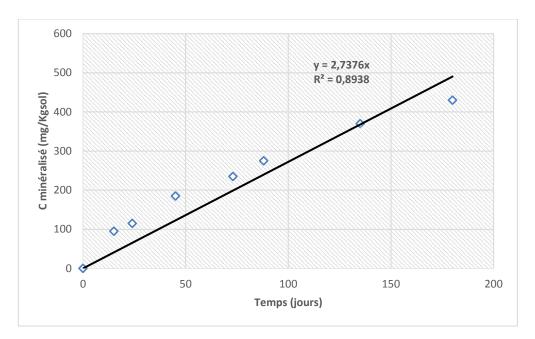


Figure 13: Cinétique de minéralisation à 25°C

$$V_0 = V_{25} = \frac{Cov(T_{25^{\circ}C}, C_{\minéralisé})}{(\sigma_t)^2}$$

On trouve $V_0 = 2,73$ mgC/jour avec $R^2 = 0,8938$ Soit R = 0,94 ou R = 94 %. Cela signifie que pour une même valeur d'humidité, la température justifie à 94 % la variation de la vitesse de minéralisation. Les autres 6% sont dus à d'autres paramètres (nature du substrat, autres conditions environnementales, erreur de manipulation ...)

III.3. DETERMINATION DE Q10

Les différentes valeurs de Q10 ainsi que leur moyenne sont ci-dessous énumérées.

Tableau 3: Valeur moyenne des Q10

Interval i (T°C)	Q _{10i}
15 – 25 °C	2.65
10 − 20 °C	2.54
5 − 15 °C	2.71
Moyenne	2.63± 0,09

 $Q_{10} = 2,63$. Ce qui signifie que lorsque la température augmente de 10° C, la vitesse de minéralisation augmente de 2,63. En 2009, des expériences effectuées par Valé et al. ont permis de trouver une valeur de 3, pendant que Ladd et al. (1985) ont trouvé une valeur de 2.0

III.4. LES VITESSES DE MINERALIS MOYENNE TALES AUX DIFFERENTES TEMPERATURES 2,63

III.4.1. Ajustement linéaire des representations des quantités de carbone minéralisée

Afin de trouver la vitesse de minéralisation des autres températures, effectuons un ajustement linéaire représenté sur la figure ci-dessous.

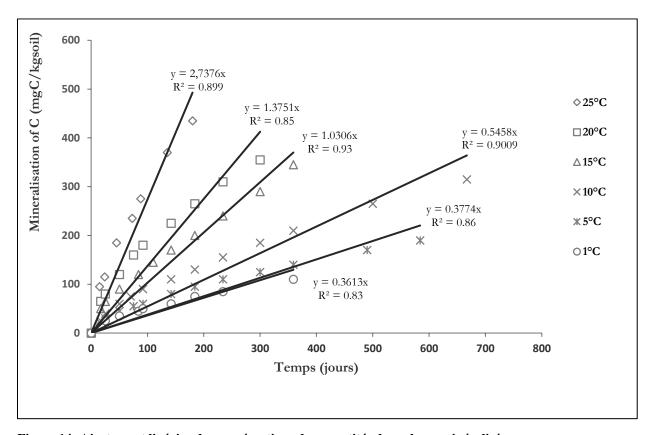


Figure 14: Ajustement linéaire des représentions des quantités de carbone minéralisé

III.4.2. Récapitulatif des valeurs des vitesses de minéralisation

A partir de la figure 16, nous recapitulons les vitesses de minéralisation aux différentes températures (tableau 3)

Tableau 4: Vitesse de minéralisation (de 1 à 25°C)

T°C	Vnexpérimental
25	2,73
20	1,37
15	1,03
10	0,54
5	0,38
1	0,36

III.5. VITESSES DE MINERALISATION PREVUES PAR LE MODELE

$$V_{\text{nmodèle}} = V_o e^{0.1(Tn-T0)*\ln Q_{10}}$$

$$V_{\text{nmodèle}} = 2.73*e^{0.1(Tn-25)*\ln(2.63)}$$

T°C	Vnmodèle
25	2,73
20	1,6833901
15	1,0380228
10	0,6400723
5	0,3946855
1	0,2680827

III.6. REPRESENTATION DES VITESSES THEORIQUES ET EXPERIMENTALES

III.6.1. Représentation des valeurs des vitesses de minéralisation théoriques et expérimentales (1-25°C)

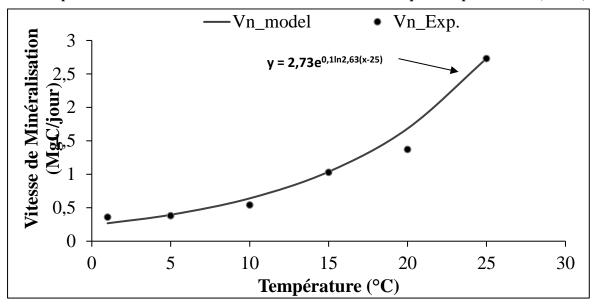


Figure 15: Représentation des valeurs des vitesses de minéralisation théoriques et expérimentales (1-25°C)

En 1969, Moureaux et al. ont démontré que l'activité biologique de quelque sols Africains croît avec la température jusqu'à un maximum. La chute d'activité générale est observée à 70°C. Pour cela, nous pouvons prolonger notre modèle jusqu'à 40°C.

Nous résumons ainsi les valeurs dans le tableau 4.

Tableau 5: Vitesse de minéralisation du modèle (1 – 40°C)

T°C	V _n modèle (mgC/jour)
40	11,644
38	9,596
36	7,909
34	6,518
32	5,372
30	4,427
28	3,649
25	2,730
20	1,683
15	1,038
10	0,640
5	0,395
1	0,268

III.6.2. Variation des vitesses de minéralisation en fonction de la température (1-40°C)

A partir du tableau 4, nous pouvons représenter la tendance du modèle pour des températures allant à 40° C.

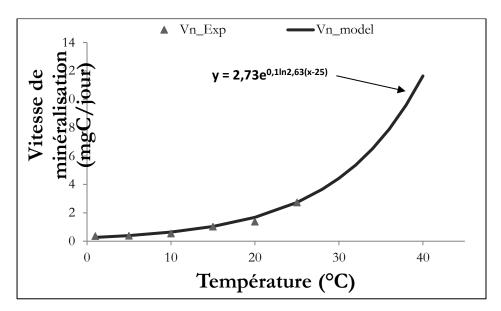


Figure 16: Variation des vitesses de minéralisation en fonction de la température (1-40°C)

Pour vérifier la robustesse du modèle, nous devons calculer les différentes erreurs qui vont traduire l'écart entre les valeurs simulées et les valeurs expérimentales.

III.7. EFFETS CUMULÉS DE LA TEMPÉRATURE ET L'HUMIDITÉ (1-40°C)

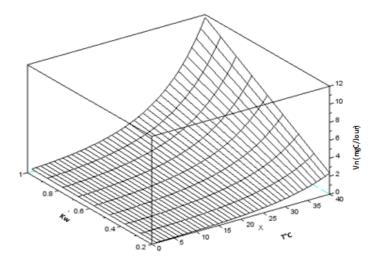


Figure 17:simulation des effets cumulés de la température et l'humidité sur la minéralisation

- ❖ L'augmentation de la température influence positivement la minéralisation.
- ❖ La minéralisation est meilleure au début du processus de séchage et baisse avec la réduction de la teneur en eau. En effet, lorsque la boue est appliquée sur le lit, il y a peu d'oxygène à cause des conditions de saturation en eau **Strande et al., (2014).**

III.8. ERREUR QUADRATIQUE ET EFFICIENCE DU MODELE

La valeur de l'erreur quadratique est de 0,14 (proche de 0). Celle de l'erreur quadratique est de 0,97 (proche de 1). Cela traduit aussi la robustesse du modèle.

CONCLUSION

Le présent travail nous a permis d'aboutir à un modèle mathématique de la minéralisation des boues de vidanges sur les lits de séchage. L'équation différentielle de la minéralisation a été résolue. L'évolution de la vitesse de minéralisation a été simulée grâce à des données expérimentales. Il en ressort que lorsque la température augmente de 10°C, la vitesse de minéralisation augmente de 2,63. L'expérience ayant été effectuée sur des échantillons à humidité identique, la valeur du coefficient de régression (0,97) montre que la température a été l'élément essentiel qui a influencé la vitesse de minéralisation dans ces conditions expérimentales.

La valeur de l'erreur quadratique (0,14) et de l'efficience du modèle (0,97) témoignent de la fiabilité de cette partie modèle.

Les expressions mathématiques que nous avons obtenues ouvrent une nouvelle voie pour des études précises sur la dynamique des matières organiques dans la couche de boue sur lit de séchage.

PERSPECTIVES

Une fois la masse d'eau perdue de la boue déterminée par le modèle de déshydratation, et celle de la matière organique déterminée par le modèle de minéralisation, la masse totale sera calculée comme suit :

 $\Delta M(t)$: ((wo-w(t))*Vb + Morg(t)*Masse de MS

Avec:

 $\Delta M(t)$: La perte totale de masse due à la perte d'eau et la perte de carbone [g];

wo-w(t) : représente la siccité de la boue, c'est-à-dire le niveau d'assèchement de la boue ;

wo: la teneur en eau initiale;

w(t) : la teneur en eau à l'instant t, calculée (prévue) par le modèle de déshydratation ;

Vb : Volume initiale de la boue [m³];

Morg(t): La teneur en matière organique prévue par le modèle de minéralisation; [gC/gMS];

Masse de MS : Masse totale de Matière sèche [gMS]

Par ailleurs, nous recommandons la validation du modèle grâce à des données expérimentales en conditions sub-saharienne. La totalité du modèle doit être validée site expérimental. Enfin le couplage avec le modèle de déshydratation sera effectué pour obtenir le modèle final.

Pour cela, il faudra:

- Suivre l'évolution de la matière organique dans les lits de séchage sur une période de
 365 jours en les assimilant aux matières volatiles
- Suivre l'évolution temporelle et spatiale de la teneur en eau dans les couches de boues durant la même période.
- Concevoir un code pour les équations pour des simulations numériques. (ce que nous n'avons pas pu faire par manque de temps).
- Améliorer les courbes de régression en utilisant des lois logarithmiques.

Par ailleurs, il est envisageable d'étudier le comportement des microorganismes : étudier la nature des microorganismes, auteurs de la décomposition des matières organiques, et comprendre l'effet des conditions climatiques en l'occurrence la température et l'humidité.

Bibliographie

Ouvrages et articles

- 1. Abbasi, N., Rahimi, H., Javadi, A. A., & Fakher, A. (2007). Finite Difference Approach for Consolidation with Variable Compressibility And Permeability. Computers and Geotechnics, 34(1), 41–52. https://Doi.Org/10.1016/J.Compgeo.2006.09.003
- 2. Andrade, C. F., Sperling, M. V., & Manjate, E. S. (2017). Treatment of Septic Tank Sludge in a Vertical Flow Constructed Wetland System. Engenharia Agrícola, 37(4), 811–819. https://doi.org/10.1590/1809-4430-eng.agric.v37n4p811-819/2017
- 3. Gueye, A., Mbéguéré, M., Niang, S., Diop, C., & Strande, L. (2016). Novel Plant Species for Faecal Sludge Drying Beds: Survival, Biomass Response and Forage Quality. Ecological Engineering, 94, 617–621. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.05.027
- 4. Kengne, E. S., Kengne, I. M., Nzouebet, W. A. L., Akoa, A., Viet, H. N., & Strande, L. (2014). Performance of vertical flow constructed wetlands for faecal sludge drying bed leachate: Effect of hydraulic loading. Ecological Engineering, 71, 384–393. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.07.041
- 5. Kouawa, T. (2016). Traitement Des Boues De Vidange Par Lits De Séchage Sous Climat Soudano-Sahélien. Thèses de Doctorat pour obtenir le grade de docteur de l'Université de Strasbourg et l'Institut International d'Ingénierie de l'Eau et d l'Environnement.
- 6. Kouawa, T., Wanko, A., Beck, C., Mose, R., & Maïga, A. H. (2015). Feasibility Study of Faecal Sludge Treatment by Constructed Wetlands in Sahelian Context: Experiments with Oryza Longistaminata and Sporobolus Pyramidalis Species in Ouagadougou. Ecological Engineering, 84, 390–397. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.09.021
- 7. Kumar, J. L. G., & Zhao, Y. Q. (2011). A Review on Numerous Modelling Approaches For Effective, Economical And Ecological Treatment Wetlands. Journal of Environmental Management, 92(3), 400–406. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.11.012
- 8. Moureaux, C. (1967), Influence De La Temperature et De L'humidite Sur Les Activités Biologiques de Quelques Sols Ouest-Africains, Collaboration Technique De A. SAMB Et Du Personnel Du Laboratoire De Microbiologie Des Sols De HANN-DAKAR. Cah. O.R.S.T.O.M., sér. Pédol., vol. V, no 4, 1967
- 9. Recous, S. (1994). Réponse des matières Organics des sols aux modifications climatiques globales : effet de la température sur la minéralisation d'un résidu végétal (maïs) et de la matière Organic, INRA, 17-19 mai 1994

- 10. Saeed, T., & Sun, G. (2012). A Review on Nitrogen and Organics Removal Mechanisms in Subsurface Flow Constructed Wetlands: Dependency on Environmental Parameters, Operating Conditions and Supporting Media. Journal of Environmental Management, 112, 429–448. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.08.011
- 11. Sawadogo, B. J., Koné, M., Yacouba, O., & Arsène, Y. H. (2016). Planted Sludge Drying Beds in Treatment of Faecal Sludge from Ouagadougou: Case of Two Local Plant Species. Journal of Water Resource and Protection, 08(07), 697–705. https://doi.org/10.4236/jwarp.2016.87057
- 12. Strande, L., Ronteltap, M., & Brdjanovic, D. (Eds.). (2014). Faecal sludge management: systems approach for implementation and operation. London: IWA Publ.
- 13. Terzaghi, K., & Peck, R. B., (1967). Soil Mechanics in Engineering Practice, second ed. Wiley, New York.
- 14. Uggetti, E., Argilaga, A., Ferrer, I., & García, J. (2012). Dewatering Model for Optimal Operation of Sludge Treatment Wetlands. Water Research, 46(2), 335–344. https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.10.040
- 15. Valé, M., Laurent, F., Mary, B., Justes, E. & Mangin, M. (2007). Effets de la température et de l'humidité du sol ; Perspectives Agricoles N° 331 Février 2007
- 16. Valé, M., (2009), La Minéralisation De La Matière Organic Du Sol : Poste Clé De La Méthode Du Bilan ? Conférence azote SAS Laboratoire / AGRO-Systèmes ARDON 1 er octobre 2009
- 17. Van-Veen, J. A., Ladd, J. N. and Amato, M. (1985). Turnover of carbon and nitrogen through the microbial biomass in a sandy loam and clay soil incubated with [14C(U)] glucose and [15N](NH₄)2SO⁴ under different moisture regimes. Soil Biol. Biochem., 17: 747-756.

Sites internet

http://www.fndae.fr/documentation/PDF/fndae39.pdf
 (Consulté en août 2017)

https://epnac.irstea.fr/wp-content/uploads/2012/08/Traitement-des-boues-de-station-d%C3%A9puration-sur-lits-de-s%C3%A9chage-plant%C3%A9s-de-roseaux-bilan-2009-D%C3%A9partement-du-Bas-Rhin.pdf

(Consultés en août 2017)

3. https://norminfo.afnor.org/norme/GA%20U44-168/guide-dinterpretation-pour-les-methodes-de-caracterisation-de-la-matiere-organique-des-amendements-organiques-xp-u44-162-et/77220

(Consultés en mai 2018)

4. https://fr.wikiversity.org/wiki/%C3%89quation diff%C3%A9rentielle/%C3%89quation diff%C3%A9rentielle/%C3%89quation diff%C3%A9rentielle lin%C3%A9aire du premier ordre

(Consultés de août à octobre 2017)