

# الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية

Popular Democratic Republic of Algeria  
Ministry Of High Education and Scientific Research  
Abebes Laghrour University, Khenchela  
Faculty of Nature and Life Science  
Departement of Ecology and Environment



وزارة التعليم العالي والبحث العلمي  
جامعة عباس لغرور - خنشلة -  
كلية علوم الطبيعة و الحياة  
قسم علوم البيئة و المحيط

## Polycopié pédagogique

# Traitement biologique des rejets

Cours destinés aux étudiants de :

Master II : Ecologie fondamentale et appliquée (MII-EFA)

**Nom :** ABABSA

**Prénom :** Nawal

**MCA**

**Année universitaire : 2022- 2023**

## Sommaire

<b>Chapitre I</b> Traitement biologique des rejets liquides	<b>1</b>
I. Traitements biologiques aérobie de la pollution	
I. 1. Traitements biologiques à culture libre	<b>2</b>
I.1.1.Traitements biologiques par boues activées	<b>2</b>
I.1. 2. Le lagunage	<b>16</b>
I. 2. Traitements biologiques à culture fixée	<b>20</b>
I. 2. 1. Les disques biologiques	<b>20</b>
I. 2. 2. Les lits bactériens	<b>22</b>
II. Traitements biologiques anaérobie de la pollution	<b>25</b>
III. Traitement des boues	<b>27</b>
<b>Chapitre II</b> Traitement biologique des déchets	
1. La dégradation de la matière organique	<b>28</b>
2. Notion de biodégradation	<b>29</b>
3. Les enjeux de la gestion des matières organiques	<b>30</b>
I. Compostage (Traitement aérobie des déchets)	<b>31</b>
I. 1. Définition du compostage (processus) et du compost (produit)	<b>31</b>
I. 2. Phases de compostage	<b>32</b>
I. 3. Paramètres du compostage	<b>35</b>
I. 4. Les micro-organismes du compost	<b>38</b>
I. 5. Techniques d'aération	<b>40</b>
I. 6. Les types de déchets à composter	<b>41</b>
I. 7. Les différents procédés de compostage	<b>42</b>
I. 8. Rôle des additifs, des agents de charge et des microbes sur le compostage	<b>42</b>
I. 9. Principes du compostage durable	<b>46</b>
I. 10. Les avantages et les inconvénients du compostage	<b>46</b>
II. Méthanisation	<b>47</b>
II.1. Définitions	<b>47</b>
II.2. Mécanismes de la méthanisation	<b>48</b>
II. 3. Les intérêts et les avantages d'un projet de méthanisation	<b>49</b>
II. 4. Types de matières à méthaniser	<b>50</b>
II.5. Paramètres de la méthanisation	<b>50</b>
II. 6. Le biogaz	<b>55</b>
<b>Chapitre III</b> Traitement biologique des rejets gazeux	
III. 1. Définition de l'odeur	<b>62</b>
III. 2. Odeurs et composés malodorants	<b>62</b>
III. 3. Principales sources émettrices d'odeurs	<b>63</b>
III. 4. Émissions de composés odorants issus du traitement de déchets liquides	<b>64</b>
III. 5. Les procédés biologiques pour le traitement des rejets gazeux	<b>67</b>
<b>Chapitre IV</b> Étude de cas	
<b>Premier cas</b> : Traitement biologique des eaux usées par Réacteur à biofilm sur lit mobile : Moving Bed Biofilm Reactor (MBBR).	<b>78</b>
<b>Deuxième cas</b> : Vermicompostage	<b>85</b>
<b>Troisième cas</b> : Vermifiltration	<b>100</b>

## Liste des figures

<b>Figure 1.</b> Floccs de boues activées (x100) (image : Julien LAURENT)	3
<b>Figure 2.</b> Schéma de principe du procédé de traitement secondaire par boues activées	4
<b>Figure 3.</b> Configuration du réacteur en fonction de la composition de l'effluent	5
<b>Figure 4.</b> Illustration de l'interaction du biomedium et du biofilm avec l'eau usée	21
<b>Figure 5.</b> Schéma d'une STEP avec traitement biologique de type Disque biologique	22
<b>Figure 6.</b> Exemple d'un support de biofilm	23
<b>Figure 7.</b> Schéma de procédé de traitement biologique lit bactérien	23
<b>Figure 8.</b> Méthodes de traitement de la boue	27
<b>Figure 9.</b> Courbe théorique de l'évolution de la température au cours du compostage	32
<b>Figure 10.</b> Courbe théorique d'évolution de la température et du pH au cours du compostage.	35
<b>Figure 11.</b> Rôle des additifs et des microbes à des fins de compostage.	43
<b>Figure 12.</b> Processus de Méthanisation	47
<b>Figure 13.</b> Production de biogaz à différentes températures	52
<b>Figure 14.</b> Les principaux procédés de traitement des rejets gazeux	70
<b>Figure 15.</b> Principe de fonctionnement d'un biolaveur	72
<b>Figure 16.</b> Principe de fonctionnement du filtre percolateur	73
<b>Figure 17.</b> Principe du fonctionnement d'un biofiltre	75
<b>Figure 18.</b> Fonctionnement des variantes du procédé MBBR.(a) Réacteur aérobique ((b) Réacteur anaérobique-anoxique	79
<b>Figure 19.</b> Système de MBBR avec support de biofilm conventionnels et modifié	79
<b>Figure 20.</b> Une installation typique de MBBR couplée à un système conçu pour l'élimination de la DBO <sub>5</sub> , de la DCO et de l'azote.	80
<b>Figure 21.</b> Visualisation graphique du mécanisme de formation du biofilm	81
<b>Figure 22.</b> Matériaux support de biofilm avant et après colmatage des pores.	82
<b>Figure 23.</b> Collection de support de biofilm les plus utilisés	83
<b>Figure 24.</b> Mécanisme de vermicompostage	86
<b>Figure 25.</b> Conception du vermi-réacteur ou vermicomposteur : un compartiment de substrat et un compartiment de lit	91
<b>Figure 26.</b> Vermicomposteur individuel	91
<b>Figure 27.</b> Conduit de la recherche menée par Thirunavukkarasu et al., (2022)	98
<b>Figure 28.</b> Courbe de tendance des paramètres physico-chimiques du lombricompost	99
<b>Figure 29.</b> Système de vermi-biofiltration utilisé pour le traitement des eaux usées	103
<b>Figure 30.</b> Schéma d'un vermifiltre avec les vers de terre sur le lit de filtre (Zhao et al., 2010).	106
<b>Figure 31.</b> Traitement des boues par combinaison de vermifiltration et macrophyte	106
<b>Figure 32.</b> Schéma d'un système de macrophyte assisté avec vermifiltration et le rôle des couches	107
<b>Figure 33.</b> Schéma représente un système de vermifiltre selon Chowdhary et al.(2020)	108

## Liste des tableaux

<b>Tableau 1.</b> Valeurs seuil de l'indice de boue	<b>15</b>
<b>Tableau 2.</b> Température de destruction des pathogènes dans les boues résiduaire. Relation entre température et temps.	<b>34</b>
<b>Tableau 3.</b> Paramètres de contrôle et de suivi du procédé	<b>36</b>
<b>Tableau 4.</b> Potentiel méthanogène de différents substrats	<b>51</b>
<b>Tableau 5.</b> Composés à éliminer par traitement en relation avec le mode de valorisation	<b>59</b>
<b>Tableau 6.</b> Technique de purification de biomethane (Hess, 2007).	<b>61</b>
<b>Tableau 7.</b> Quelques composés odorants fréquemment détectés	<b>63</b>
<b>Tableau 8.</b> Principaux composés odorants émis par secteur industriel	<b>64</b>
<b>Tableau 9.</b> Quelques exemples de substrats biodégradables et biomasse associée aux réactions de biodégradation	<b>69</b>
<b>Tableau 10.</b> Procédés biologique de traitement des rejets gazeux	<b>71</b>
<b>Tableau 11.</b> Principaux avantages et inconvénients associés aux réacteurs à biofilm à lit mobile (MBBR)	<b>84</b>
<b>Tableau 12.</b> Composition en éléments nutritive d'un vermicopost	<b>90</b>
<b>Tableau 13.</b> Les conditions optimales de l'utilisation de <i>E. fetida</i> pour le vermicompostage des déchets animales et végétales	<b>93</b>
<b>Tableau 14.</b> Les principaux nutriments dans un vermicopost typique des déchets animaux	<b>94</b>
<b>Figure 15.</b> Effets de la l'intervention des vers de terre dans la dégradation des déchets organiques	<b>94</b>
<b>Tableau 16.</b> Paramètres physicochimiques du vermicopost produit	<b>99</b>
<b>Tableau 17.</b> Caractéristiques chimiques des eaux traitées par un biofiltre (témoin) et un vermifiltre (experimental reactor).	<b>105</b>

## PRÉFACE

Les traitements biologiques sont connus comme une technologie verte avec une gestion écologiquement rationnelle à faible consommation d'énergie et à haut rendement. Les procédés de traitement biologique peuvent être classés en procédés aérobies et anaérobies.

Le principe de ces traitements biologiques est d'exploiter certaines activités microbiennes en les stimulant de manière contrôlée.

Ce manuscrit est un support pédagogique destiné principalement aux étudiants de master II Écologie Fondamentale et Appliquée, filière écologie et environnement, mais il peut être également utilisé comme un guide de sensibilisation destiné à un large public.

Ce document est divisé en quatre chapitres de cours (le premier s'intéresse aux traitements biologique des rejets liquides, le chapitre suivant concerne les procédés des traitements biologiques des déchets solides, le chapitre trois aborde les procédés des traitements biologique des rejets gazeux, le quatrième chapitre est dédié à l'étude de quel cas de traitement biologique, il s'agit de vermis-compostage, MBBR et Vermifiltration.

## Chapitre I. Traitement biologiques des rejets liquides

Le traitement des eaux usées est important et son objectif principal est de réduire les concentrations de ses polluants aux limites fixées par les organismes de réglementation avant leur rejet dans les eaux réceptrices ou leur traitement ultérieur à d'autres fins telles que les loisirs, l'irrigation et la production d'eau potable. Parmi les principaux paramètres généralement traités figurent l'oxygène dissous (OD), le pH, la turbidité, les MES, TDS, azote ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ,  $\text{NH}_4\text{-N}$ ), phosphore, demande biologique en oxygène (DBO), demande chimique en oxygène (DCO), etc.

Communément appelés **traitements secondaires**, les procédés biologiques sont généralement mis en œuvre dans une chaîne de traitement d'eaux résiduaires. Ils se situent **à l'aval**, d'une station d'épuration (STEP). Ce traitement élimine les matières organiques solubles et insolubles à l'aide de microbes. L'objectif principal du processus est d'éliminer la DBO en éliminant les matières organiques biodégradables dissoutes et finement en suspension des eaux usées qui échappent au traitement primaire dans un environnement contrôlé où les microbes sont les principaux agents d'élimination. Les microbes sont généralement des souches bactériennes et fongiques qui convertissent la matière organique en eau, en  $\text{CO}_2$  et en gaz ammoniac ou en d'autres sous-produits tels que l'alcool, le glucose et le nitrate. De plus, les microbes peuvent détoxifier les matières inorganiques toxiques.

Bien que le traitement biologique conventionnel puisse éliminer 85 à 90 % de la DBO5 et du MES, il n'obtient pas de quantités importantes d'élimination d'azote et de phosphore.

Il est à noter que tous les processus biologiques utilisés pour le traitement des eaux usées sont dérivés ou modélisés de processus se produisant naturellement dans la nature.

Les procédés de traitement biologique peuvent être classés en procédés aérobies et anaérobies. Les procédés aérobies, qui fonctionnent avec un apport externe d'oxygène pour la biodégradation rapide des polluants, sont souvent l'approche de traitement préférée. Le procédé conventionnel à boues activées est le procédé courant de traitement aérobie utilisé dans le traitement des eaux usées domestiques.

Pour les eaux usées, les procédés aérobies peuvent assurer une meilleure qualité des effluents que celle qui peut être produite uniquement par des procédés anaérobies en termes d'élimination des polluants carbonés et azotés. Dans le traitement des eaux usées à haute résistance, il peut

donc être moins coûteux d'employer d'abord un traitement anaérobie ou un prétraitement anaérobie suivi d'un traitement aérobie.

## **I. Traitements biologiques aérobie de la pollution**

### **I. 1. Traitements biologiques à culture libre**

Il s'agit de procédés biologiques d'épuration qui dérivent d'une intensification du processus naturel d'autoépuration des cours d'eau mis en œuvre au niveau des **traitements par boues activées** et d'une variante **le lagunage** (naturel et aéré).

#### **I.1.1. Traitements biologiques par boues activées**

Le procédé conventionnel des boues activées a été largement appliqué pour éliminer les polluants des eaux usées municipales dans le monde entier. Cependant, les inconvénients du procédé sont de plus en plus évidents notamment la consommation d'énergie, l'émission de carbone et la production des boues résiduelles.

##### **a) Description et principe de fonctionnement du procédé**

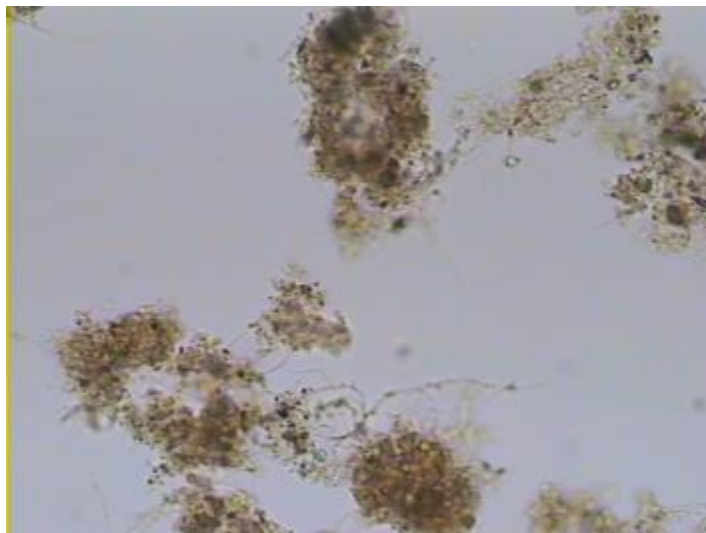
Le principe du procédé à boues activées, repose sur la constatation suivante : à savoir qu'une eau résiduelle, dans laquelle on fait barboter de l'air, voit se développer progressivement une flore bactérienne au détriment des matières organiques polluantes.

Dans des conditions idéales d'aération, ces micro-organismes se multiplient et s'agglomèrent en petits flocons qui se déposent lorsqu'on arrête l'aération ; cette masse a été appelée **floc bactérien**. Bien que les micro-organismes soient les agents d'élimination de la DBO, le floc joue un rôle essentiel dans le processus d'élimination de la matière organique.

Parmi les micro-organismes qui constituent le floc, outre les bactéries et les protozoaires, on trouve des champignons, des rotifères, des nématodes et parfois même des larves d'insectes. La matrice du floc peut absorber rapidement jusqu'à 40 % de la DBO soluble et particulaire entrant dans le réacteur biologique par des interactions ioniques.

Dans les boues activées, les bactéries vivent dans des flocons composés de substances polymères extracellulaires (EPS). L'EPS est un mélange de polymères produits par les microorganismes pour former des agrégats microbiens. Les microbes produisent de l'EPS pour protéger leurs

cellules d'un environnement difficile. L'EPS contient des macromolécules, des polysaccharides, des protéines et d'autres substances comme les substances humiques, les lipides et les acides nucléiques. L'EPS des boues activées affecte le processus de déshydratation, la floculation.



**Figure 1.**Flocs de boues activées (x100) (image : Julien LAURENT) in <http://uved-ensil.unilim.fr/co/LeFlocB.html>

Si, après vidange de l'eau épurée, on recommence l'opération avec une nouvelle charge d'eau usée, en conservant la boue formée précédemment, l'épuration se révèle plus rapide, d'où l'idée de recycler les boues au cours d'un traitement en continu.

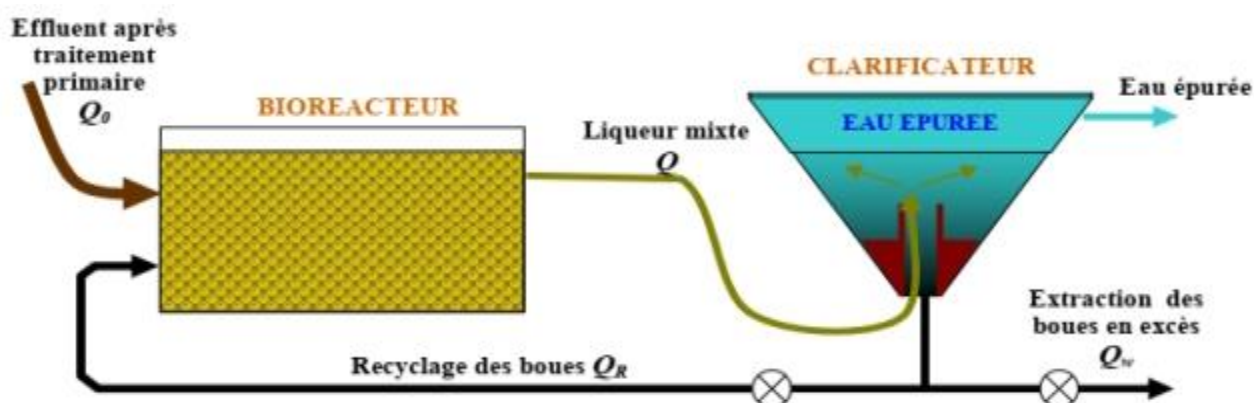
Le procédé à boues activées consiste donc à provoquer le développement d'un floc bactérien, dans un bassin alimenté en eau usée à traiter (bassin d'activation ou d'aération), en brassant suffisamment la masse pour éviter la décantation des flocs, et en lui fournissant l'oxygène nécessaire à la prolifération des micro-organismes.

Le bassin d'aération peut être précédé d'un décanteur primaire, dans le but d'éliminer les matières en suspension décantables, et sera suivi d'un clarificateur, qui assurera la séparation de l'effluent épuré avec les boues ; celles-ci seront en partie recyclées dans le bassin d'aération pour en assurer le réensemencement et la concentration permanente, et en partie extraites vers le traitement des boues (boues en excès).



## b) Composition et propriété du floc biologique

La boue activée apparaît comme une suspension de particules floconneuses de quelques dixièmes de millimètre à quelques millimètres de diamètre, constituées de bactéries, de matières organiques ou minérales, maintenues par une substance mucilagineuse, produit de l'activité bactérienne. Une boue activée normale contient également une microfaune abondante de protozoaires et petits métazoaires. Les populations microbiennes des boues activées sont complexes et ne peuvent se définir qu'au moyen des principaux groupes écologiques : bactéries, champignons, protozoaires et métazoaires. L'essentiel de l'épuration est dû à des bactéries Gram négatives, mobiles, parmi lesquelles nous citerons : Pseudomonas, Aeromonas, Arthrobacter, Flavobacter, Achromobacter, Alcaligenes. Il faut également signaler certaines espèces dont la présence est gênante dans la mesure où elles interviennent pour contrarier la décantation des boues : ce sont les bactéries filamenteuses dont l'espèce la plus connue est Sphaerotilus. Ces bactéries se développent souvent dans les milieux déséquilibrés en azote et riches en éléments facilement assimilables (**cas des rejets de laiteries, de sucreries**). La microfaune est représentée surtout par des protozoaires, organismes prédateurs de taille comprise entre 20 et 200  $\mu\text{m}$ . On y trouve des **flagellés**, des rhizopodes et surtout des **ciliés**. Les métazoaires, de taille supérieure (100 à 150  $\mu\text{m}$ ) sont peu représentés ; ce sont surtout des rotifères, parfois des nématodes et des vers oligochètes.

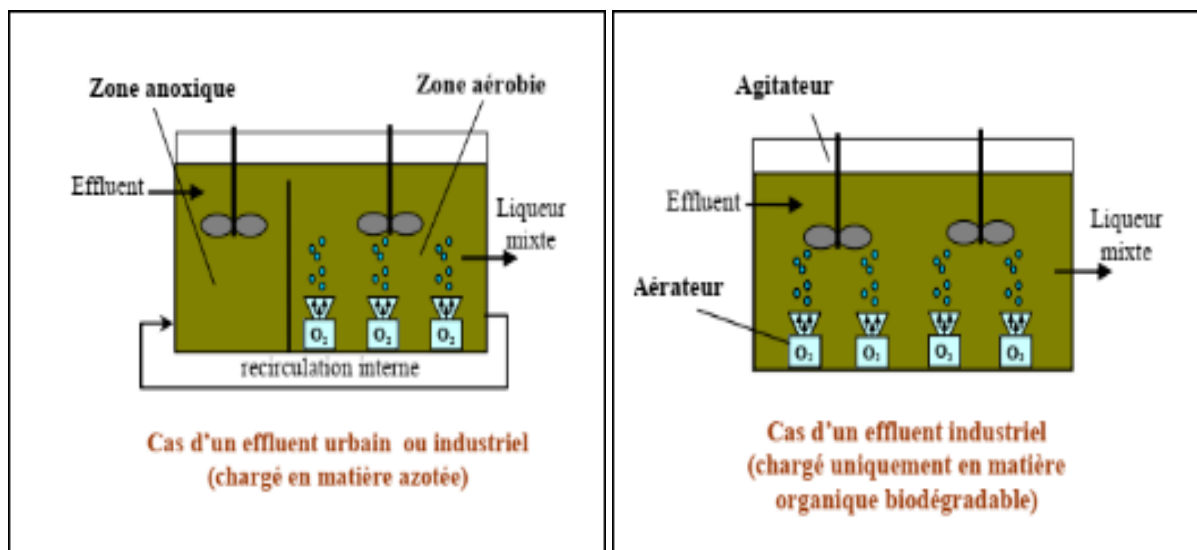


**Figure 2.** Schéma de principe du procédé de traitement secondaire par boues activées (Bassompierre, 2007).

### c) Le bioréacteur/ Bassin d'aération : bassin d'activation

Le mélange, appelé "liqueur mixte", se compose d'une phase solide (micro-organismes, débris organiques, matières minérales) et d'une phase liquide contenant les matières dissoutes. Pour éliminer

la matière azotée, le réacteur biologique peut être séparé en deux zones distinctes aérobie et anoxique (Fig. 3). Dans la majorité des cas, la zone anoxique est placée en amont de la zone aérobie, juste à l'entrée de l'effluent dans le réacteur, pour que les bactéries aient suffisamment de matière organique biodégradable pour effectuer la réaction de dénitrification. Le recyclage de la liqueur mixte de la zone aérobie vers la zone anoxique permet l'élimination des polluants azotés oxydés. Pour n'éliminer que la matière organique (cas de l'effluent papetier), seule une zone aérobie est nécessaire (Fig. 3).



**Figure 3.** Configuration du réacteur en fonction de la composition de l'effluent (Bassompierre, 2007).

### d) Le clarificateur

En sortie de réacteur, nous obtenons une liqueur mixte composée de boues flocculées et d'eau épurée prête à être rejetée en milieu naturel. Elles sont séparées au sein du clarificateur qui a une fonction de séparation de phase et une fonction d'épaississement afin de ramener la boue la plus concentrée possible dans le réacteur biologique. Du fait de l'absence d'oxygène, le temps de passage des boues doit être le plus faible possible pour éviter qu'elles ne se trouvent en phase

anaérobie. Ceci aurait pour conséquence l'apparition d'odeurs ainsi qu'une détérioration de la qualité mécanique de la boue perturbant tant le traitement biologique de l'eau que le traitement ultérieur des boues.

### **e)Le recyclage des boues**

La croissance de la biomasse au sein du bioréacteur n'est pas suffisante pour compenser la perte engendrée par le débit de sortie de la liqueur mixte. Pour conserver une concentration en biomasse constante dans le réacteur, une partie des boues du clarificateur est recyclée vers le réacteur.

### **f)Les boues activées à l'échelle microscopique**

#### **1. Microfaune et microflore**

La faune et la flore bactérienne, appelées encore biomasse, représentent l'ensemble des êtres vivants, animaux et végétaux, qui sont présents dans le milieu considéré. Les bactéries sont les actrices principales du traitement mais les autres formes biologiques gravitant autour d'elles (protozoaires, métazoaires...) sont indispensables au bon équilibre de l'écosystème. Les espèces varient suivant le type de station de traitement et sont caractéristiques du fonctionnement d'une station. Entre toutes ces espèces se créent alors des relations de compétition, certaines vont se développer plus facilement au détriment d'autres qui resteront minoritaires ou tendront à disparaître.

Les propriétés acides ou basiques du milieu peuvent en particulier donner lieu à des développements préférentiels. Chaque type de bactérie est caractérisé par un pH « optimal » qui conviendra le mieux à sa croissance et à son développement. Il existe par conséquent des limites inférieure et supérieure de pH au-delà desquelles la bactérie ne peut pas se développer. Pour le traitement de la majorité des effluents, un pH neutre doit être maintenu.

Les bactéries utilisées dans les procédés à boues activées sont classées en deux catégories :

- les bactéries hétérotrophes pouvant se développer en milieu aéré (aérobie) ou non aéré (anoxique) : elles utilisent du carbone organique comme substrat et, selon leur type et le milieu considéré, peuvent dégrader la matière carbonée ou les nitrates-nitrites ;

- les bactéries autotrophes ne se développant qu'en milieu aéré (aérobie) : elles utilisent du carbone minéral ( $\text{CO}_2$ ) comme substrat, elles ne dégradent pas les matières carbonées mais permettent d'éliminer les composés azotés.

## **2. Cinétique et comportement des substrats organiques**

Le métabolisme bactérien est à l'origine des phénomènes aboutissant à l'épuration. Dans le schéma classique d'utilisation du substrat, il y a adsorption du substrat sous l'action d'enzymes par la biomasse, oxydation d'une partie fournissant l'énergie, utilisation du reste et de l'énergie disponible pour la réalisation des synthèses nécessaires à la multiplication cellulaire.

L'ensemble de ces processus aboutit à la décomposition oxydative des matières organiques en  $\text{CO}_2$  et  $\text{H}_2\text{O}$  et à la production de boues en excès.

Dans le traitement biologique des eaux résiduaires, le mécanisme d'élimination de la pollution, constituée d'un mélange de composés organiques, est souvent complexe.

L'élimination de la pollution organique d'une eau usée domestique est très différente de celle des eaux résiduaires industrielles.

### **g) Paramètres de calcul et de dimensionnement des installations de traitement par boues activées**

Le dimensionnement d'une installation de traitement, par boues activées des rejets industriels et urbains, requiert la connaissance d'un certain nombre de paramètres qui sont :

- les caractéristiques de l'élimination de la pollution organique (biodégradabilité, cinétique de métabolisation) et les besoins en éléments nutritifs ;
- les besoins en oxygène ;
- la production de boues en excès ;
- les caractéristiques de décantation de la biomasse épuratrice.

Si ces paramètres sont connus à présent pour les eaux usées domestiques, il n'en est pas de même pour les eaux résiduaires industrielles pour lesquelles presque toujours, il conviendra de les définir par l'intermédiaire d'essais de traitabilité à l'échelle du laboratoire.

Dans le domaine de l'épuration par boues activées des eaux résiduaires urbaines et industrielles, l'efficacité (c'est-à-dire les performances épuratoires) du traitement, la cinétique des réactions

biochimiques de la métabolisation de la pollution organique et la qualité déterminée de l'eau traitée sont garanties par la charge de fonctionnement du bassin d'aération, c'est-à-dire la charge massique ( $C_m$ ) et l'âge des boues.

Dans la pratique, on peut concevoir que la charge massique peut varier dans des limites très étendues pouvant aller de 0,05 à 5 kg DBO5/(kg MST · j).

Mais il convient de ne pas oublier, qu'un problème technologique fondamental, pour l'ensemble des procédés biologiques à boues activées pouvant être mis en œuvre, est posé par la séparation, en fin d'opération, de l'eau épurée d'avec la biomasse épuratrice.

L'expérience a montré que, pour certaines charges massiques permettant une épuration efficace, la décantation des boues s'effectuait mal et que par ailleurs la décantabilité de la biomasse dépendait, dans une large mesure, de la nature du substrat métabolisé par les bactéries épuratrices.

Pour le fonctionnement des installations de traitement de la pollution industrielle, on distingue, sur la base de performances épuratoires décroissantes, respectivement :

- Les traitements à faible charge et en aération prolongée :  $C_m' \leq 0,15$  kg DBO5 / (kg MVS · j);
- Les traitements à moyenne charge :  $C_m'$  compris entre 0,15 et 0,5 kg DBO5 / (kg MVS · j) ;
- Les traitements à haute charge :  $C_m' \geq 0,5$  kg DBO5 / (kg MVS · j).

L'efficacité de la clarification finale est fonction des caractéristiques de décantabilité de la boue biologique. On en trouve une mesure dans la détermination de l'indice de Mohlman (IM)

Des valeurs de l'indice élevées correspondent à une mauvaise décantabilité de la boue. Une boue dont la structure assure une bonne décantation a un indice IM compris entre 80 et 150. En dessous de 50, la boue a un aspect granuleux et risque de former des dépôts, au-delà de 150 à 200, la boue est en gonflement ou atteinte du bulking maladie de la boue que l'on attribue à un développement exagéré de bactéries filamenteuses du type *Sphaerotilus* suite généralement à un déséquilibre du milieu.

L'indice de Mohlman peut varier notablement en fonction de la composition et des caractéristiques physico-chimiques des eaux résiduaires à traiter mais aussi en fonction de la charge massique appliquée.

## **h) Schémas types d'installations à boues activées**

### **a) Technologie de l'aération : Les dispositifs d'oxygénation et de brassage**

#### \* Les différents dispositifs d'oxygénation et de brassage

Les systèmes d'aération ont deux fonctions importantes à remplir :

— introduire une quantité d'oxygène déterminée dans l'eau, nécessaire à la satisfaction des besoins correspondant à l'oxydation de la pollution organique et à l'autodestruction de la masse bactérienne lors de la phase de respiration endogène ;

— brasser la suspension de boues activées pour en assurer l'homogénéité et éviter les dépôts, ce qui implique le maintien en tout point du bassin d'une vitesse minimale de l'eau de 0,15 à 0,2 m/s.

Les principaux dispositifs d'oxygénation utilisés sont :

— les aérateurs de surface à savoir :

- les turbines : aérateurs à axe vertical à vitesse lente ou à grande vitesse ;
- les brosses : aérateur à axe horizontal, à vitesse lente.

— les systèmes d'injection d'air surpressé en profondeur qui délivrent soit :

- des grosses bulles ( $\text{Ø} > 6 \text{ mm}$ ) : cannes verticales ou diffuseurs à larges orifices;
- des bulles moyennes ( $\text{Ø} > 4 \text{ mm}$ ) : type clapets vibreurs, lames vibrantes disposées en larges bandes au fond des bassins ou aérateurs statiques type Kenics;
- des fines bulles ( $\text{Ø} > 2 \text{ mm}$ ) avec une diffusion à travers des corps poreux du type dômes ou disques en céramique ou mieux à travers des dispositifs à membranes en élastomère généralement de forme tubulaire qui ont l'avantage de ne pas présenter de risques de colmatage.

### **b) Les différents types de clarificateurs**

Pour classer les différents types de clarificateurs, on peut distinguer, surtout pour les grands appareils, deux écoles :

— l'école allemande où les appareils sont du type raclé, mais avec un fond assez pentu, ce qui leur donne une forte profondeur au centre ;

— l'école américaine, qui a d'ailleurs fait beaucoup d'adeptes en Europe et particulièrement en France, et qui repose sur le principe de clarificateurs plats avec reprise des boues par succion en

de nombreux points répartis le long d'un rayon. Ces dispositifs de succion se déplacent, fixés sur un pont mobile et, par conséquent, la boue est reprise beaucoup plus rapidement que dans les appareils raclés.

**i) Principales utilisations spécifiques du procédé à boues activées :**

- Élimination de la pollution carbonée (matières organiques);
- Élimination de la pollution azotée;
- Élimination biologique du phosphore.
- Stabilisation des boues : procédé dit « aération prolongée » ou « digestion aérobie »

**j) Domaine d'application**

La technique des boues activées est appropriée pour des eaux usées domestiques d'agglomérations à partir d'environ 400 équivalent-habitants, jusqu'aux plus grandes villes. Elle existe néanmoins pour des installations individuelles, quoique le procédé ne soit pas assez éprouvé. Les effluents industriels ou agroalimentaires sont très variables, et peuvent selon les cas être traités par ce processus, avec souvent une adaptation à leur nature et caractéristiques.

**k) Principaux paramètres de dimensionnement d'une filière boue activée**

- La Charge Massique

Appelée également charge de boues, elle correspond au rapport entre la charge volumique et la concentration en biomasse dans le réacteur. Son expression est :

$$C_m = \frac{C_V}{MVS} = \frac{Q_0 \cdot DBO_5}{V \cdot MVS} \quad (\text{kgO}_2 \cdot \text{kgMVS}^{-1} \cdot \text{j}^{-1})$$

- La charge volumique

C'est le paramètre clé classiquement utilisé pour dimensionner le bassin biologique, Encore appelée charge organique, elle représente la masse de pollution arrivant chaque jour sur la station par unité de volume de réacteur. Son expression est :

$$C_V = \frac{Q_0 \cdot DBO_5}{V} \quad (\text{kgO}_2 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{j}^{-1})$$

Où  $Q_0$  ( $\text{m}^3 \cdot \text{j}^{-1}$ ) est le débit journalier d'eau brute à traiter.  
 $DBO_5$  ( $\text{kgO}_2 \cdot \text{m}^{-3}$ ) est la Demande Biologique en Oxygène de l'effluent à cinq jours.  
 $V$  ( $\text{m}^3$ ) est le volume du réacteur.

- L'âge de boue

Le paramètre charge massique est lié au paramètre âge de boue selon l'équation suivante. Il représente le temps de séjour moyen de la biomasse dans le bassin. Son influence est significative dans le cas du traitement de la pollution azotée, pour lequel la croissance bactérienne est faible.

$$\theta_B = 1 / C_m \cdot P_{sb}$$

avec :  $\theta_B$  âge de boue (j)

$P_{sb}$  production spécifique de boue ( $\text{kg MVS}/\text{kg DBO}_5$  éliminé)

## 1) Les Problèmes Biologiques

### 1. Les problèmes avec bactéries filamenteuses

Les principaux dysfonctionnements dus aux bactéries filamenteuses sur station se manifestent sous deux formes :

- **1.1. Le foisonnement**

Mauvaise décantation de la boue suite à une augmentation du volume occupé par celle-ci. Le foisonnement (*bulking* en anglais) est caractérisé par un indice de boue supérieur ou égal à 200 mL/g. Au-delà de 150 mL/g, des difficultés de décantation apparaissent. On rappelle qu'une boue décantant correctement a un indice de boue de l'ordre de 100 mL/g.

Un développement filamenteux important limite fortement les capacités hydrauliques du clarificateur et peut entraîner des départs de boue dans le milieu naturel

Dans la station, le foisonnement est souvent associé à :



- une détérioration de la qualité du rejet en cas de perte de boue épisodique ou chronique ;
- un floc légèrement floconneux avec un volume décanté important lors du test de décantation, qui rend impératif la dilution des échantillons de boue.

L'indice de boue est alors supérieur à 200 mL/g. Lors de l'observation microscopique, on observe une densité importante de microorganismes filamenteux.

- **1. 2.Le moussage**

Formation d'une couche épaisse de mousse en surface des ouvrages. Les causes sont bien souvent d'origines multiples.

Les mousses forment des amas de flottants très stables de couleur marron clair à foncé et de structure visqueuse. Leur densité tend à s'accroître progressivement au cours du temps.

Ces mousses sont peu déstructurées par une agitation de surface et reforment rapidement un tapis uniforme en absence d'agitation. Les bulles de gaz favorisent la flottation. Ces flottants constituent un milieu favorable au développement privilégié de certaines bactéries filamenteuses responsables de moussage. Dans ces mousses, l'analyse microscopique révèle très souvent la présence importante de bactéries filamenteuses associées à des flocons ou libres dans l'eau interstitielle. En règle générale, la densité de ces microorganismes spécifiques est plus élevée dans les échantillons de mousse que dans ceux prélevés directement dans les boues.

Dans certains cas extrêmes, les mousses peuvent représenter jusqu'à 1/3 de la biomasse totale, avec des concentrations en matières sèches pouvant atteindre 100 g/L, voire des hauteurs dépassant un mètre.

Les paramètres de fonctionnement (charge massique) et d'exploitation de la station sont alors fortement dégradés par cette situation (diminution du transfert d'oxygène).

## **2. Les problèmes sans bactéries filamenteuses en excès**

- Les Mousses De Démarrage

Ces mousses blanchâtres et légères se développent rapidement dès la mise en service de la station d'épuration.

- Autres Mousses

Ces mousses, similaires à celles de démarrage, sont souvent liées à l'utilisation massive de détergents même biodégradables (apports industriels), à l'apport important de matières organiques colloïdales (sang...) ou à l'arrivée d'hydrocarbures.

Les solutions passent par l'identification du problème, puis la suppression des apports (de type industriel bien souvent) ou l'ajout d'anti mousse.

- Les Matières Flottantes (Instables)

Ces flottants instables se caractérisent par la présence de particules de boues non associées à des bactéries filamenteuses. Un simple arrosage (ou averse de pluie) suffit à les rabattre.

La couleur est un bon critère de détermination de leur origine qui peut être variée.

- Niveau Anormal Du Lit De Boue

Cette expansion se caractérise par un voile de boue élevé dans le clarificateur. L'indice de boue ne révèle pas forcément des valeurs incorrectes mais nécessite de fortes dilutions lors du test en éprouvette.

L'observation microscopique montre un floc bien formé.

Les causes sont une combinaison de différents facteurs :

- une concentration en boue trop forte dans le bassin d'aération ;
- un dysfonctionnement du poste de recirculation ;
- un indice de boue élevé.

Quand la situation perdure, le temps de séjour de la boue dans le clarificateur augmente et devient la cause du développement de bactéries filamenteuses.

- Déflocculation Et Flocc Léger

La déflocculation est caractérisée par une déstructuration du floc et se manifeste par une augmentation de la turbidité de l'effluent de sortie. Lors de l'observation microscopique, on observe une microfaune peu nombreuse ou peu diversifiée, voire absente (problème de toxiques).

Les origines sont donc :

- l'apport de toxiques rejetés par certaines industries ;
- la présence de fortes concentrations de sel dans le réseau (intrusion d'eau de mer) ; qui modifie rapidement la pression osmotique dans les bactéries entraînant une destruction des cellules par plasmolyse ;
- une nitrification excessive avec chute du pH.

### **m) Indice De Boue**

L'indice de boue est utilisé pour apprécier l'aptitude d'une boue à la décantation. Une dérive croissante doit alerter l'exploitant sur un développement de bactéries filamenteuses (pour une eau résiduaire urbaine, une différence journalière de l'IB supérieure à 40 ne peut s'expliquer que par des erreurs de méthode). Lorsque l'IB est élevé, les concentrations de MES, phosphore et DCO en sortie de la STEP sont souvent élevées.

L'indice de boue est un outil indispensable pour l'exploitant. Il sert à :

- suivre l'évolution de la qualité des boues à titre préventif ou après la mise en œuvre de solutions curatives ;

**Tableau 1.** Valeurs seuil de l'indice de boue (EPNAC., 2015)

lb < 120 mL/g	Très bonne décantation
120 < lb < 150 mL/g	Décantation correcte
150 < lb < 200 mL/g	Décantation moyenne, mais vigilance dès lors que lb > 150 mL/g
lb > 200 mL/g	Les boues présentent de fortes difficultés pour décanter Les boues sont filamenteuses

- gérer la concentration de boue sur les petites stations dans la mesure où l'indice reste stable dans le temps ;
- caractériser les boues en vue de leur déshydratation.

En effet, la déshydratation est généralement facilitée par des indices de boue faibles et les doses de réactifs plus faibles ;

- vérifier les limites hydrauliques du clarificateur.

#### **n) Avantage et inconvénient des boues activées**

##### **Avantages**

- Forte concentration en biomasse;
- Oxydation poussée de la MO;
- Réglage de la concentration en biomasse par recyclage;
- Très grande résistance à la variation de températures;
- Bonne élimination de l'ensemble de pollution;
- Boues bien stabilisées.

##### **Inconvénients**

- Coût de construction élevé;
- Coût d'exploitation élevé dus à une consommation d'énergie très importante;
- Déshydratation facile;
- Nécessite un personnel qualifié et d'une surveillance régulière;
- Forte production de boue qu'il faut concentrer.

## **I.1. 2. Le lagunage**

L'utilisation d'étangs naturels ou artificiels, comme milieu récepteur d'effluents bruts ou traités remontent à des temps anciens. Les premiers exemples récents du lagunage datent du début du XXe siècle. On distingue deux types de lagune :

- les **lagunes naturelles**, anaérobies facultatives ou aérobies qui peuvent recevoir des effluents bruts ou prétraités. Alimentées d'effluents traités les lagunes naturelles sont nommées étangs de stabilisation
- les **lagunes aérées** (avec aérateurs artificiels) qui constituent un dispositif très proche du procédé à boues activées à faible charge.

### **I. 1. 2. 1. Le lagunage naturel**

Dans les pays ensoleillés, lorsqu'on stocke l'eau à épurer dans des bassins de faible profondeur (0,8 à 1 m), on peut obtenir une épuration de type aérobie grâce à un développement bactérien actif utilisant la pollution comme source de nourriture et aboutissant à la formation d'une boue activée dispersée. L'oxygène nécessaire est alors fourni par l'activité photosynthétique des algues vertes qui se développent abondamment dans un tel milieu. Le fond de la lagune, où se déposent les matières décantables reste cependant en phase anaérobie.

Un équilibre biologique se crée, les bactéries transforment la matière organique en dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>) et en sels minéraux (nitrates, phosphates) utilisés par les algues pour synthétiser leur matière vivante et produire de l'oxygène (phénomène de photosynthèse).

Un tel traitement en étang est évidemment long (plusieurs semaines voire plusieurs mois) et, par suite, nécessite de grandes superficies. De bonnes conditions climatiques sont essentielles, les périodes de faible ensoleillement se traduisant par de faibles productions d'oxygène et par une mauvaise épuration.

Le lagunage naturel est généralement réalisé dans plusieurs bassins en séries dans lesquels les effluents à traiter sont soumis aux processus biochimiques naturels de l'autoépuration.

On opère en pratique avec trois types de lagunes :

- une lagune profonde fonctionnant en anaérobiose ;
- une lagune de faible profondeur ou bassin mixte dit « étang de stabilisation ». Il s'agit d'un bassin de grande surface dans lequel la flore bactérienne, essentiellement aérobie, assure la

métabolisation de la pollution grâce à l'oxygène qui lui est fourni, d'une part, par les algues vertes et, d'autre part, par les échanges gazeux air-eau à la surface liquide ;

— une lagune de finition en complément de traitement fonctionnant principalement en aérobiose.

### **I. 1. 2. 2. Le lagunage aéré**

Une amélioration notable du procédé de lagunage naturel peut être obtenue en utilisant des lagunes aérées. Ce sont de vastes bassins, où l'on effectue une épuration biologique bactérienne comme celle qui se pratique naturellement dans un étang, en apportant de l'extérieur par insufflation d'air ou oxygénation au moyen d'aérateurs de surface, l'oxygène nécessaire au maintien des conditions aérobies des bactéries épuratrices.

Un avantage en découle : on peut opérer dans des bassins plus profonds que dans le lagunage naturel, car on n'est pas limité par la pénétration restreinte de la lumière dans le milieu. Une lagune naturelle ne doit pas dépasser 0,8 à 1 m de profondeur ; le lagunage aéré s'effectue dans des bassins dont la profondeur varie de 2 à 4 m ce qui permet de réduire considérablement les surfaces utilisées.

Un autre avantage réside dans l'utilisation d'un matériel d'aération adapté qui permet d'assurer un brassage suffisant de l'ensemble, pour éviter les dépôts et le passage en phase anaérobie du fond du bassin.

On peut considérer que le **lagunage aéré** est, du point de vue biologique, **un cas particulier de l'aération prolongée sans retour de boues activées**. Dans la lagune où les colonies bactériennes sont en équilibre avec la charge polluante, la concentration en biomasse est faible (de l'ordre de 0,2 g/L). L'aération est généralement pratiquée par des aérateurs de surface montés sur équipage flottant.

### **I. 1. 2. 3. Les observations du terrain**

#### Changement de couleur, développement de cyanobactéries

Des changements progressifs de couleur peuvent intervenir sur les lagunes naturelles à certaines périodes de l'année, en particulier à l'automne et au printemps. La surcharge organique ou la septicité des effluents à traiter en sont généralement les causes et peuvent entraîner la disparition

progressive des algues et donc de l'oxygène. La couleur des bassins peut alors évoluer du vert au gris indiquant le passage à un fonctionnement exclusivement bactérien en l'absence d'oxygène.

La présence de sulfures résultant de l'anaérobiose des couches inférieures favorise le développement de certaines cyanobactéries (autotrophes vis-à-vis du soufre) responsables d'une coloration rose. Ces bactéries qui se servent des sulfures comme substrat, entrent en compétition avec les algues dans la couche supérieure.

Après une période de fonctionnement en anaérobiose, l'apparition de la coloration rose est l'indice d'une *dystrophie* arrivant en phase finale et précède généralement une nouvelle phase de croissance algale. En conclusion, la couleur des bassins et surtout leur évolution au cours du temps constitue un bon indice pour qualifier l'état biologique des bassins et le niveau de l'épuration.

#### Nuisances olfactives

L'absence de couche superficielle aérobie est à l'origine du développement d'odeurs résultant des fermentations anaérobies des couches inférieures. Ces phénomènes sont principalement observés en fin d'automne et en hiver.

Ils peuvent être aggravés par des conditions météorologiques locales défavorables au déplacement des masses d'air.

#### Prolifération des algues

Des blooms algaux sont observés au printemps et en été comme en témoigne l'évolution de la chlorophylle active sur un cycle annuel.

Cette forte densité algale par ailleurs plutôt bénéfique sur le plan de l'oxygène dissous, peut entraîner des pointes de DCO sur les échantillons d'eaux de sortie à certaines périodes de l'année.

#### Prolifération de daphnies

Sur certaines lagunes, notamment celles qui sont sous-chargées, on peut observer ponctuellement des développements de daphnies qui consomment le phytoplancton. Ces phénomènes naturels

liés aux relations de prédation sont très limités dans le temps et entraînent généralement une baisse de la turbidité de l'eau.

#### Apparition de lentilles d'eau

Nombre de bassins de lagunage de petite taille, peu chargés, sont concernés à un moment ou un autre par une prolifération de lentilles d'eau ; cela concerne principalement les bassins aval. Le développement de ces végétaux étant très rapide, certains bassins se trouvent totalement recouverts en quelques jours. Cette végétation flottante constitue un obstacle à la pénétration de la lumière et est très nuisible au maintien de la population algale assurant l'oxygénation. Il en résulte une dégradation du traitement et notamment un accroissement de la concentration en azote ammoniacal en sortie.

La maîtrise de la prolifération de ces végétaux peut s'effectuer soit par la sédentarisation de canards sur l'installation soit par l'usage d'un inhibiteur chimique agréé, déposé sur les berges. En tout état de cause, l'enlèvement régulier des lentilles est indispensable.

#### **I. 1.2.4. Les avantages et inconvénients essentiels de la technique d'épuration par lagunage**

##### **Avantages :**

- fiabilité et facilité d'exploitation ;
- investissement modéré si l'on dispose de surfaces en terrains importantes dont la nature, la structure et la topographie sont adaptées ;
- coût d'exploitation limité.

##### **Inconvénients :**

- nécessité de surfaces importantes en terrains ;
- contraintes de sous-sol : terrains imperméables (protection de la nappe) ;
- performances épuratoires plus faibles qu'avec le procédé à boues activées ;
- risques de prolifération de moustiques et d'odeurs (pour les bassins anaérobies) ;
- curage périodique indispensable.



## **I. 2. Traitements biologiques à culture fixée**

Dans ce genre de procédés, les microorganismes sont fixés sur un support inerte et forment le biofilm. Ces procédés sont sensés reproduire en réacteur l'effet épurateur du sol. On distingue généralement : les Lits bactériens, les Biodisques, ...

Les bactéries contenues dans l'effluent se fixent peu à peu à un support pour former un film biologique aéré de 1 mm d'épaisseur environ. Les micro-organismes ainsi fixés oxydent l'effluent avec lequel ils sont en contact.

Le biofilm est un conglomérat de micro-organismes à l'intérieur d'une masse gélatineuse, dans laquelle on peut distinguer une zone aérobie et une zone anaérobie (Fig. 4).

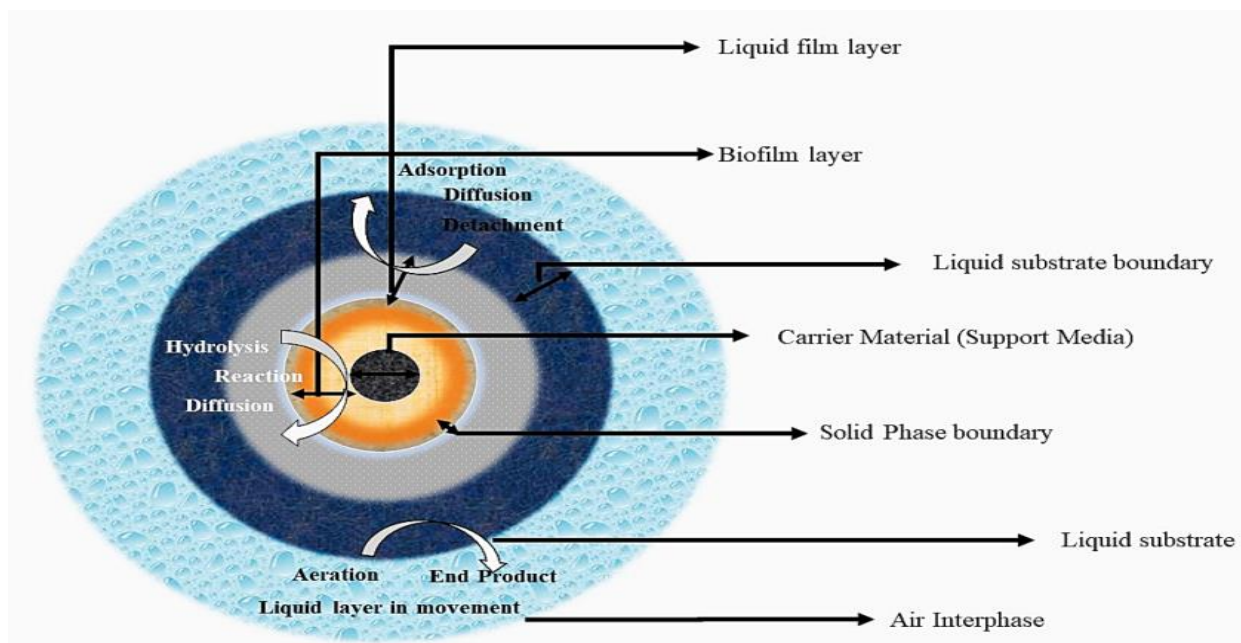
Le biofilm contient en moyenne 4% seulement de matières sèches (96% d'eau).

L'immobilisation est la fixation des microorganismes sur un support solide ou en suspension présente l'avantage de permettre de retenir une forte concentration de biomasse dans le réacteur pendant de longues durées. Bien que pratiquement tous les micro-organismes aient le potentiel d'adhérer à un support grâce à la production de polymères extracellulaires.

Dans le biofilm, les composés nécessaires au développement bactérien, tels que la matière organique, l'oxygène et les micronutriments, sont adsorbés sur la surface. Après adhésion, ils sont transportés à travers le biofilm par des mécanismes de diffusion, où ils sont métabolisés par les micro-organismes. Les solides colloïdaux ou en suspension ne peuvent pas diffuser à travers le biofilm et doivent être hydrolysés en molécules plus petites. Les produits métaboliques finaux sont transportés en sens inverse, vers la phase liquide.

### **I. 2. 1. Les disques biologiques**

Les disques biologiques sont constitués de supports synthétiques montés sur un axe horizontal passant alternativement et lentement dans l'air puis dans un bassin contenant l'eau à épurer. Lors du passage dans l'eau, la biomasse fixée sur les supports assimile et dégrade la matière organique.

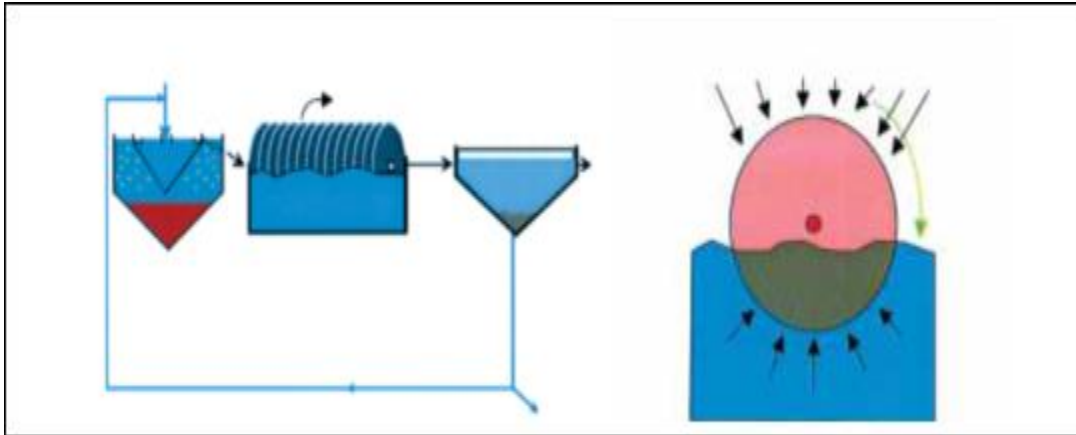


**Figure 4.** Illustration de l'interaction du biomedium et du biofilm avec l'eau usée (Deena, et al., 2022).

Le biofilm (zoogée ou gazon biologique) est soumis à la fois à un accroissement et à un cisaillement par l'eau lors de la rotation ce qui contribue au maintien d'un certain équilibre. L'espacement des disques en matériaux synthétiques autorise une aération par ventilation naturelle.

Pour éviter une accumulation de matières en suspension au fond des auge, les eaux usées brutes sont préalablement décantées, généralement dans un décanteur-digesteur de. À l'aval des disques, un clarificateur ou un filtre assure la séparation gravitaire de la zoogée qui se détache régulièrement des disques et de l'eau interstitielle épurée.

L'inconvénient majeur de ces systèmes est leur sensibilité au gel et aux intempéries (ils nécessitent donc un local couvert et clos). Néanmoins, ce dispositif d'épuration ne supporte pas d'arrêt de rotation. La partie émergée sèche rapidement, alors que la partie immergée continue à se charger. Cela crée un grand déséquilibre qui détériore le moteur lors de la remise en route.



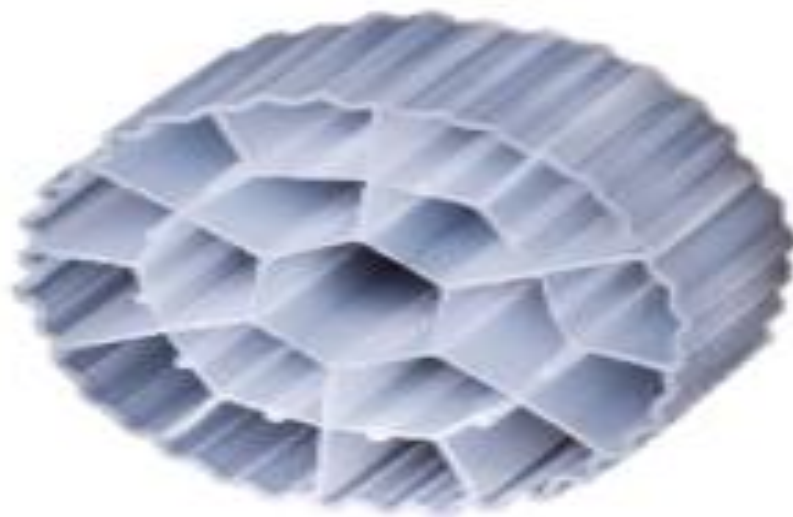
**Figure 5.** Schéma d'une STEP avec traitement biologique de type Disque biologique  
(<http://www.carteleau.org> - rubrique guide des services)

## **I. 2. 2. Les lits bactériens**

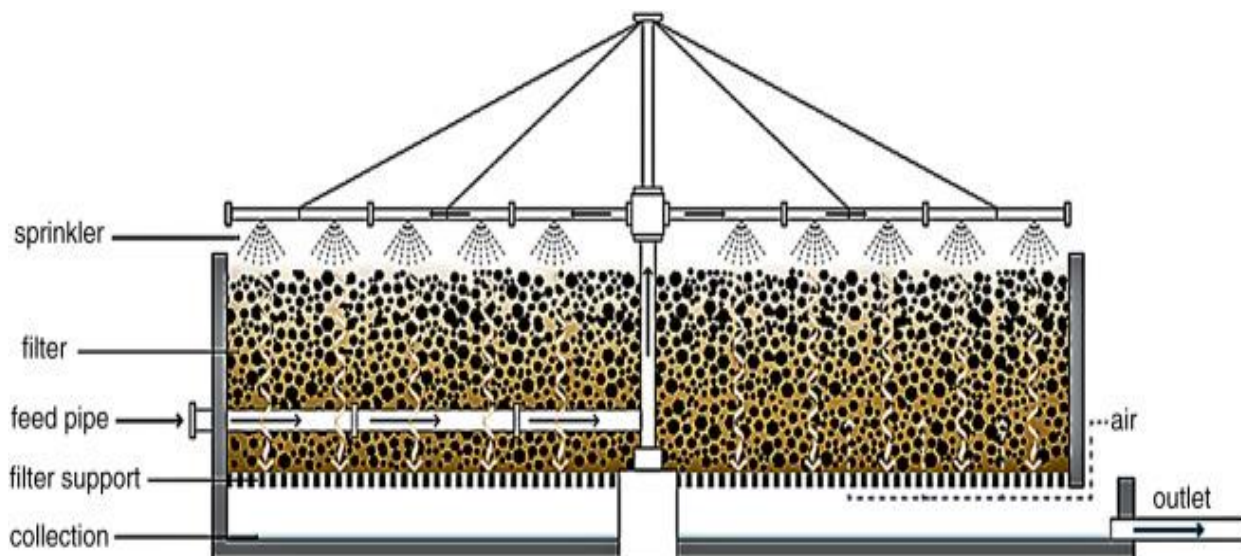
### **I. 2.2. 1. Les mécanismes biologiques**

Filtres percolateurs ou filtre bactérien ou lit bactérien ou biofiltre est un lit avec un matériau à surface spécifique élevée, tel que les supports de biofilm en PVC, des pierres concassées, du gravier ou un média filtrant en plastique préformé spécial pour former un biofilm. Les organismes se développent dans le biofilm à la surface du support inerte qui ménage de larges espaces libres. Ils adsorbent la charge organique dans les eaux usées et la stabilisent par métabolisme aérobie pour produire de l'eau et du dioxyde de carbone, éliminant ainsi les substances exigeantes en oxygène. Les eaux usées à épurer sont pulvérisées sur la surface du média et ruissellent par gravité sur le bio film microbien et l'aération est assurée naturellement par la circulation de l'air dans les interstices libres du matériau support. Au fur et à mesure que les eaux usées ruissellent vers le bas et entrent en contact avec des couches minces de micro-organismes, elles sont davantage purifiées. Ils éliminent environ 85 % des matières organiques des eaux usées. Un schéma d'un filtre bactérien est illustré à la figure (7).

Le bio film se développe en profondeur en conditions anaérobies, tandis que la zone superficielle, d'épaisseur constante (0,1 à 0,2 mm) est en condition aérobie. La force érosive de l'eau ruisselante, décroche une partie de ce bio film assurant ainsi une évacuation régulière de la biomasse.



**Figure 6.** Exemple d'un support de biofilm ((Deena,et al., 2022).



**Figure 7.** Schéma de procédé de traitement biologique lit bactérien (Rezai & Allahkarami, 2021).

Cette filière consiste à alimenter en eau, préalablement décantée, un ouvrage contenant une masse de matériau (pouzzolane ou plastique) servant de support aux micro-organismes épurateurs qui y forment un film biologique responsable de l'assimilation de la pollution.

Le film biologique se décroche au fur et à mesure que l'eau percole.

En sortie du lit bactérien, est recueilli un mélange d'eau traitée et de bio film.

Ce dernier est piégé au niveau d'un décanteur secondaire sous forme de boues et l'eau traitée rejoint le milieu naturel.

Les eaux usées sont réparties sur la partie supérieure du lit dans la majorité des cas, au moyen d'un distributeur rotatif (sprinkler).

La satisfaction des besoins en oxygène est obtenue par voie naturelle ou par aération forcée. Il s'agit d'apporter l'oxygène nécessaire aux bactéries aérobies pour les maintenir en bon état de fonctionnement.

Les matières polluantes sont assimilées par les micro-organismes formant le film biologique. Celui-ci est constitué de bactéries aérobies à la surface et de bactéries anaérobies en profondeur.

Les boues excédentaires qui se décrochent naturellement du support sous l'effet de la charge hydraulique sont séparées par décantation

Les bactéries s'agglomèrent pour former un bio film qui assure son développement à partir de l'effluent qui ruisselle à sa surface et de l'oxygène contenu dans l'air atmosphérique.

Le bio film est composé essentiellement de bactéries mais accueille également d'autres organismes intégrés dans une chaîne alimentaire plus ou moins complexe (protozoaires, métazoaires, insectes,)

#### **I. 2.2.2. Avantages**

- Consommation électrique faible ;
- Exploitation simple et robuste, nécessite peu d'entretien et de contrôle ;
- Bonne résistance aux surcharges organiques passagères.

#### **I. 2.2.3. Inconvénients**

- Sensibilité au froid et au colmatage ;
- Abattement limité de l'azote et du phosphore ;
- Source de développement d'insectes ;
- Performances épuratoires moins élevées que les boues activées.

## II. Traitements biologiques anaérobies de la pollution

### II.1. Définition

La **méthanisation** ou **digestion méthanique** (ou encore la digestion anaérobie), très utilisée pour la stabilisation des boues résiduaires des stations d'épuration urbaines, est un traitement biologique de dépollution des effluents liquides organiques par fermentation anaérobie. La digestion assure la conversion de la majeure partie du carbone organique en un biogaz combustible composé en grande partie de méthane.

La méthanisation est appliquée aux effluents industriels uniquement car leurs concentrations en DCO sont bien plus élevées que celles des effluents urbains. Elles sont supérieures à 2 g/l (jusqu'à 50- 100 g/l).

Le traitement biologique anaérobie consiste à favoriser les micro-organismes anaérobies capables de dégrader les polluants en éliminant l'oxygène du milieu.

Les deux caractéristiques principales de la méthanisation des eaux usées sont la production d'un biogaz riche en méthane et une réduction considérable de la production des boues biologiques en excès. De plus, la méthanisation est une technologie qui s'inscrit parfaitement dans la démarche de développement durable. Elle permet la production du biogaz, à partir de la pollution organique.

La **digestion anaérobie** s'effectue spontanément lorsqu'une pollution organique concentrée est maintenue en l'absence d'oxygène.

### II. 2. Objectifs de la digestion

- Réduction du volume de boues;
- Production de biogaz;
- Production de substrat soluble (AGV) par fermentation primaire pour la déphosphatation biologique.

### II. 3. Eaux traitées par digestion anaérobie

- Distillation alcoolique;
- Brasseries;
- Lixiviats;

- Pharmaceutique;
- Pâtes et papier;
- Transformation : (Poissons et fruits de mer, produits laitier, Sucre);
- Boues de traitement d'eaux usées domestiques;
- Fabrication de produits chimiques.

#### **II. 4. Les performances d'épuration des procédés de méthanisation**

Les digesteurs traitent des effluents avec des rendements d'épuration de 90 à 98 % sur la DCO, avec des charges organiques appliquées de 1 à 40 kg de DCO par m<sup>3</sup> de réacteur et par jour, (ce qui est 10 fois supérieur à l'aérobiose). La production de boues (micro-organismes anaérobies) est de 50 grammes (exprimé en matière sèche) par kg de DCO éliminée. C'est 4 à 50 fois inférieur à l'aérobiose. **Ceci est dû au fait que la pollution va sous forme de biogaz et pas de boues.**

Le problème actuel du devenir des boues explique l'engouement actuel pour ce type de transformation biologique.

Si une eau usée rentre à 20 g/l de DCO totale et si elle est épurée à 95 %, elle sort à 1 g/l de DCO après le digesteur. Cette valeur est encore trop élevée pour être rejetée dans le milieu naturel. (C'est généralement 300 mg/l de DCO totale). Donc il faut faire un post traitement souvent aérobie pour descendre au-dessous de 300 mg/l de DCO.

Cette stratégie de mettre deux systèmes permet (traitements anaérobies puis aérobie) présente de nombreux avantages pour traiter les effluents industriels car pour la partie méthanisation on élimine une grosse quantité de pollution avec peu de boues formées et on produit de l'énergie, le biogaz, qui va servir pour réchauffer le digesteur et de source d'énergie dans l'usine.

Pour le post traitement aérobie la quantité de DCO résiduelle à traiter sera très faible et donc consommera peu d'énergie (pour l'aération) et donnera peu de boues.

**Les volumes de réacteur biologique sont nettement plus petits avec cette stratégie que si tout était en aérobiose.**

### III. Traitement des boues

Il n'existe pas de schéma d'élimination ultime des boues qui puisse être qualifié de schéma optimal sans aucun dommage environnemental. Chaque schéma est plus ou moins adapté à des situations spécifiques. La figure (8) met en exergue les principales méthodes de traitement de la boue résiduaire.

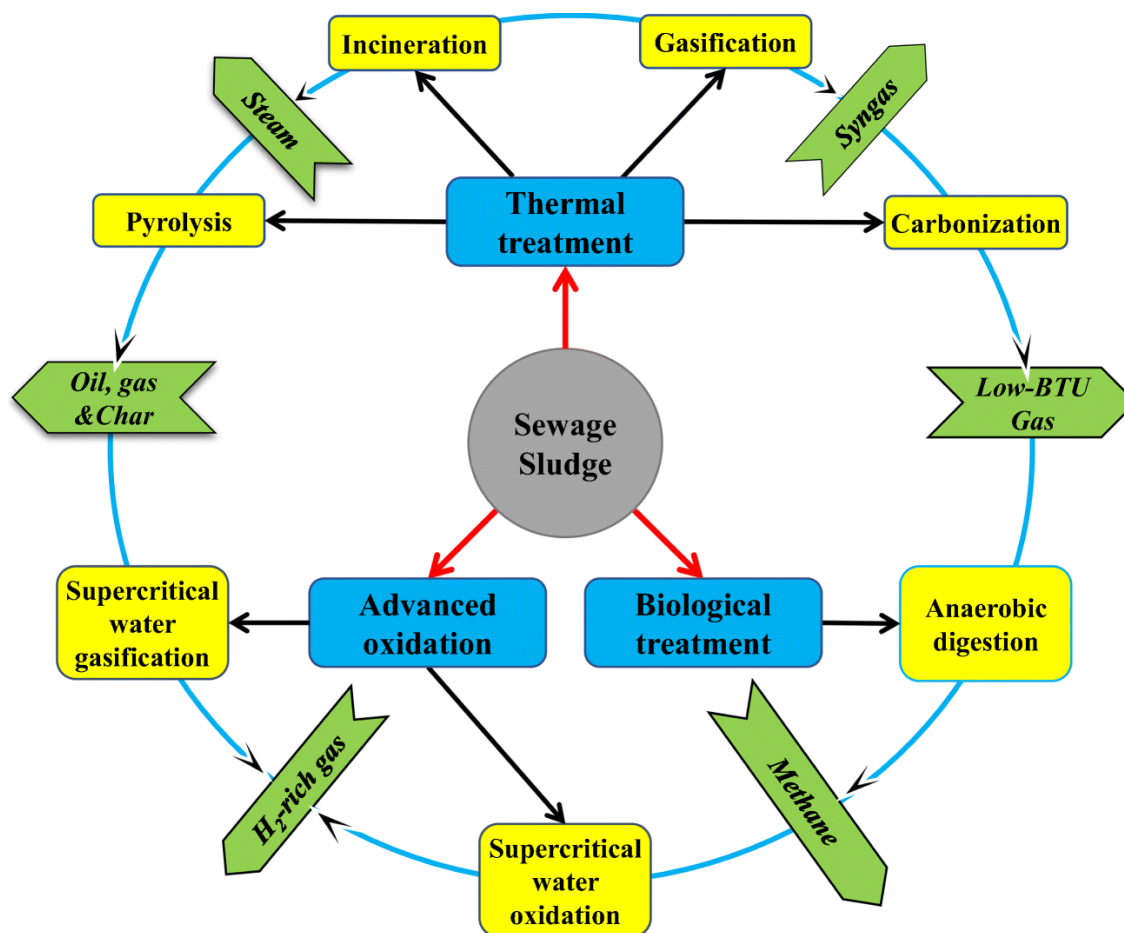


Figure 8. Méthodes de traitement de la boue (Tang et al., 2021).



## Chapitre II. Traitement biologique des déchets solides

Le traitement biologique des déchets organiques apparaît comme une gestion écologiquement rationnelle dans la mesure où il s'appuie sur des processus biologiques naturels et provoque le retour de la matière organique dans les sols. Elle s'est en effet imposée comme une priorité absolue dans la politique des déchets.

Le principe des traitements biologiques est d'exploiter certaines activités microbiennes en les stimulant de manière contrôlée afin soit de réduire les nuisances potentielles des déchets (odeurs, risques sanitaires, caractère polluant au sens large du terme), soit de les valoriser sous forme énergétique ou sous forme de matière. De ce fait, les procédés biologiques sont en pratique généralement utilisés pour le traitement de déchets essentiellement organiques présentant un caractère biodégradable, à savoir notamment les déchets associés à l'exploitation ou à la consommation de la biomasse (sous-produits d'élevage, de cultures, d'industries agroalimentaires ; fraction organique des ordures ménagères).

Les déchets solides possédant un taux de matières sèches respectivement supérieur à 15 % de la masse brute, alors que pour les déchets dits « boueux » le taux de matières sèches compris entre environ 3 et 15 %.

La fraction fermentescible des ordures ménagères (FFOM) représente de 30 à 70 % voire plus du poids humide de la poubelle des ménages. De nombreuses interrogations existent quant au meilleur traitement à mettre en place pour cette fraction de déchets.

### 1. La dégradation de la matière organique

La matière organique présente un caractère spécifique qu'est la biodégradabilité. La dégradation peut se dérouler en présence (aérobie) ou en absence (anaérobie) de l'air. En fonction de la voie, les micro-organismes responsables de la dégradation sont différents et de nombreux paramètres varient.

La mise à disposition d'air par retournement de la matière ou par insufflation d'air induit une réaction de fermentation aérobie : c'est le principe du compostage. Dans ce cas, la flore bactérienne est spécifique et la dégradation se divise en deux phases principales.

Le produit issu de cette dégradation est un composé solide et stable proche des humus naturels que l'on appelle le compost. Les émanations gazeuses sont moindres et le produit solide n'a pas la même valeur agronomique que lors d'une dégradation anaérobie. Enfin, la réduction de volume et de poids est de 50 %.

Lorsque la matière organique se décompose en milieu anaérobie, elle produit un mélange gazeux appelé biogaz. La matière organique est presque entièrement convertie en biogaz par divers micro-organismes. Le mélange gazeux formé se compose principalement de méthane (50 à 75 % en volume) et de dioxyde de carbone (25 à 50 % en volume). Le biogaz contient également de petites quantités de sulfure d'hydrogène, d'ammoniac, de siloxanes, d'azote, d'oxygène et d'humidité... Le sulfure d'hydrogène ( $H_2S$ ), principal contaminant, est toxique et dégage une odeur désagréable (œufs pourris). **La vapeur contenue dans le biogaz se combine avec le sulfure d'hydrogène pour former de l'acide sulfurique. Les acides attaquent les moteurs utilisés dans la valorisation du biogaz, ainsi que les composants en aval tels que les conduites de gaz et les systèmes d'échappement. Les composés soufrés réduisent également l'efficacité des étapes de traitement en aval.**

Cette réaction naturelle peut être mise en évidence en remuant le fond d'un marais duquel s'échapperont des bulles de gaz. Le biogaz est un gaz combustible, mélange de méthane ( $CH_4$ ) et de gaz carbonique ( $CO_2$ ) de composition variable. Ce phénomène peut être optimisé en envoyant la fraction fermentescible dans un milieu confiné, le digesteur, afin d'accélérer la vitesse de dégradation.

## 2. Notion de biodégradation

Généralement, les termes liés à la notion de biodégradation sont définis à l'échelle moléculaire et non à l'échelle du matériau et concernent dans la plupart des cas des substrats organiques. Le terme biodégradation généralement retenu dans la littérature scientifique correspond **à une action de dégradation d'un composé organique par des agents biologiques (généralement microbiens) avec comme seuls rejets, des produits simples tels que  $H_2O$ ,  $CO_2$ ,  $CH_4$ ,  $H_2$ ,  $Cl$ ...**, mais encore des produits organiques simples (métabolites) tels que des acides organiques etc. Si la biodégradation du substrat organique est totale, c'est à dire formation uniquement de produits inorganiques tels  $H_2O$ ,  $CO_2$ ,  $CH_4$ ,  $H_2$ , on parle de **minéralisation**.

Le terme **biotransformation** implique la notion de transformation incomplète d'un substrat organique métabolisé qui n'aboutit donc pas forcément à son assimilation totale. Il peut s'agir par exemple d'une oxydation partielle du substrat qui se traduit par un rejet de produits intermédiaires (**métabolites**) dans le milieu.

### 3. Les enjeux de la gestion des matières organiques

La gestion des déchets organiques est également concernée par des :

- Enjeux énergétiques et climatiques
- Enjeux agricoles
- Les intérêts économiques

### 4. Types de déchets traités par les procédés biologiques

Théoriquement les traitements biologiques peuvent accueillir toutes les matières organiques capables d'être digérées par des micro-organismes. Cependant, pour des raisons sanitaires et environnementales certaines matières organiques sont interdites de compostage ou de méthanisation. Il s'agit par exemple des déchets d'activités de soins à risque infectieux (DASRI). Les déchets ligneux (déchets de bois pour la méthanisation) sont également difficilement dégradables par la méthanisation.

Globalement, les matières organiques susceptibles d'être valorisées par voie de compostage (**considéré comme un procédé biologique contrôlé de conversion et de valorisation des substrats organiques, sous-produits de la biomasse et de déchets organiques d'origine biologique en produits stabilisé, hygiénique, semblable à un terreau, riche en composées humiques**) ou de méthanisation (une **digestion anaérobie de la matière organique par les micro-organismes, elle est réalisée en milieux confinés appelés les digesteurs afin d'optimiser les réactions, elle donne lieu à une production de biogaz ainsi qu'à un digestat**) relèvent essentiellement des déchets provenant de l'agriculture, de l'horticulture, de l'aquaculture, de la sylviculture, ainsi que de la préparation et de la transformation des aliments, et les déchets municipaux (déchets ménagers et déchets assimilés provenant des commerces, des industries et des administrations), les sous-produits du traitement des eaux usées.

## I. Compostage (Traitement aérobie des déchets)

### I. 1. Définition du compostage (processus) et du compost (produit)

Selon son sens étymologique, le compostage (du latin *compositum*, signifiant mélange) désigne un processus de biodégradation d'un mélange de substrats réalisé par une communauté microbienne composée de diverses populations en conditions aérobies et à l'état solide.

Un processus contrôlé de dégradation des constituants organiques d'origine végétale et animale, par une succession de communautés microbiennes (plusieurs communautés de micro-organismes, constituées majoritairement de bactéries, d'actinomycètes, de champignons et de protozoaires se succèdent au cours du compostage) évoluant en conditions aérobies, entraînant une montée en température, et conduisant à l'élaboration d'une matière organique humifiée et stabilisée. Le produit ainsi obtenu est appelé **compost**. Bien que ce procédé se réalise de lui-même dans la nature, le compost ainsi obtenu a des caractéristiques et des propriétés différentes en fonction de la nature du substrat et du déroulement de la bio-oxydation. Ces transformations s'accompagnent de modifications physico-chimiques et microbiologiques, qu'il est nécessaire d'identifier afin de mieux les appréhender pour obtenir un compost de qualité. La bonne performance du processus de compostage repose également sur **la qualité de la matière première**, ce qui rend crucial d'assurer une séparation propre à la source des biodéchets dans les zones urbaines.

Lors du compostage, il y a un dégagement temporaire de phytotoxines (métabolites intermédiaires, ammoniac, etc.). À la fin du processus, cette phytotoxicité est complètement surmontée et le produit final est bénéfique pour la croissance des plantes. Le processus de compostage conduit à la production finale de dioxyde de carbone, d'eau, de minéraux et de matière organique stabilisée (compost). Le processus commence par l'oxydation de la matière organique facilement dégradable ; cette première phase est appelée décomposition. La deuxième phase, la stabilisation, comprend non seulement la minéralisation de molécules lentement dégradables, mais comprend également des processus plus complexes tels que l'humification de composés ligno-cellulosiques.

Le processus du compostage est similaire à celui de l'humification naturelle des résidus organiques en substances humiques dans les sols. C'est sûrement pour cette raison que le compostage est traditionnellement associé à une pratique naturelle de décomposition des déchets.

## I.2. Phases de compostage

La mise en œuvre du compostage comporte généralement deux étapes biologiques, auxquelles s'ajoutent des prétraitements et post traitements éventuellement nécessaires (broyages, mélange avec d'autres produits, tris, etc.).

La première est l'oxydation ou la fermentation chaude : une dégradation rapide de la matière fraîche et facilement biodégradable en molécules moins complexes comme les sucres ou les polymères et la seconde est la maturation qui est plus lente (Fig. 9).

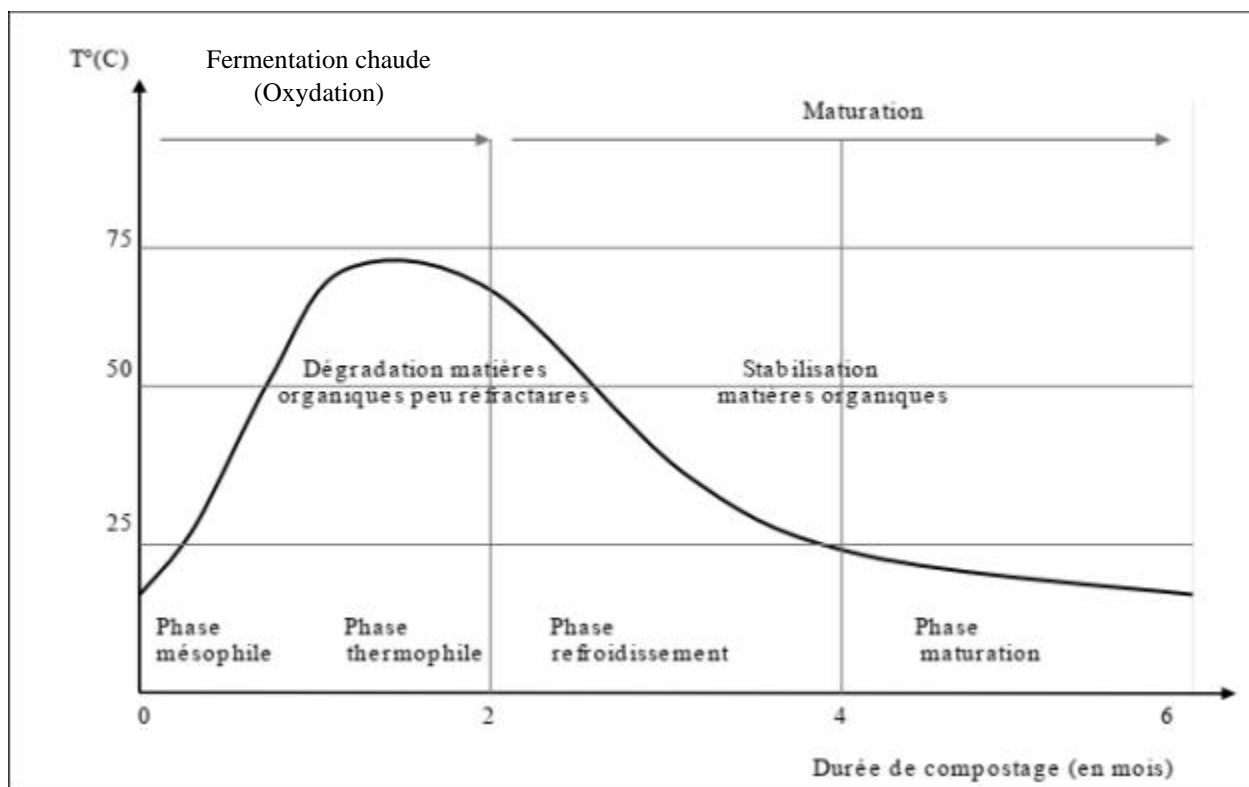


Figure 9. Courbe théorique de l'évolution de la température au cours du compostage

### a) Phase de dégradation ou de fermentation chaude

La **première étape** biologique, dite de fermentation chaude (également appelé oxydation, décomposition ou dégradation), répond aux deux premiers objectifs de stabilisation du déchet et de réduction de sa masse. Sa dénomination est en fait un abus de langage puisque le terme « fermentation » désigne en toute rigueur un processus microbiologique anaérobie. Au cours de cette étape, la matière organique la plus facilement biodégradable du déchet est oxydée par des micro-organismes aérobies qui consomment de l'oxygène et libèrent de la chaleur. On assiste donc, si le déchet est suffisamment biodégradable et aéré et que les pertes thermiques sont réduites, à une élévation de la température qui peut atteindre 80 C°, voire davantage. Pour de nombreux déchets de biomasse, on enregistre une dégradation d'environ 30 à 40 % de la masse. La durée de cette première étape varie de quelques jours à quelques semaines en fonction de la nature du déchet, des conditions opératoires (aération, etc.) et de contraintes diverses (dimensionnement de l'installation, objectifs fixés...).

À l'issue de cette étape, le déchet est beaucoup moins bio évolutif qu'avant traitement puisque sa fraction la plus biodégradable a été éliminée, et, en outre, les cellules indésirables (micro-organismes pathogènes, graines végétales) ont pu être détruites par effet thermique si la température dépasse 60 C° pendant de quelque heures à 24 heures (**Tab.2**). On obtient donc un produit relativement stabilisé pouvant être stocké ou valorisé dans des conditions plus acceptables que le déchet de départ.

Deux phases théoriques se succèdent au cours de cette première phase (phase mésophile et thermophile).

**La première est appelée phase mésophile** du fait des températures atteintes inférieures à 45°C.

Des micro-organismes dont la température de croissance optimale est comprise entre 20 et 45°C se multiplient alors rapidement, notamment grâce à la présence de matière organique facilement biodégradable (sucres simples et acides aminés libres). Leurs métabolismes très actifs engendrent une production intense de chaleur et élèvent ainsi la température du compost à un point tel que leurs propres activités sont inhibées.

A ce moment, débute **la phase thermophile** où quelques champignons ainsi que de nombreuses bactéries thermophiles (température de croissance optimale comprise entre 50 et 70°C)

poursuivent le processus, en augmentant encore la température du milieu jusqu'à 65 - 70°C et même plus. Durant cette phase très active, une importante part de la matière organique est perdue par minéralisation du carbone organique et dégagement de CO<sub>2</sub>, et un assèchement du compost lié à l'évaporation de l'eau est souvent observé. Cependant, la hausse de température est cruciale pour la qualité du compost, car la chaleur détruit les pathogènes et les graines.

**Tableau 2.** Température de destruction des pathogènes dans les boues résiduaires. Relation entre température et temps.

Microorganismes	Température et durée de la destruction			
	Température	Durée (min)	Température	Durée (min)
<i>Salmonella typhosa</i>	55-60	30	60	20
<i>Salmonellasp.</i>	55	60	60	15-20
<i>Shigella sp.</i>	55	60	-	-
<i>Entamoeba histolytica cysts</i>	45	quelques	55	Quelquessecondes
<i>Brucella abortis</i>	55	30	65.5	3
<i>Micrococcus pyogenes</i>	50	10	-	-
<i>Streptococcus pyogenes</i>	54	10	-	-
<i>Mycobacterium tuerculosis</i>	66	15-20	67	quelques
<i>Corynebacterium diphtheriae</i>	55	45	-	-
<i>Necator americanus</i>	45	50	-	-
<i>Ascaris lumbricoides eggs</i>	50	60	-	-
<i>Escherichia coli</i>	55	60	60	15-20
<i>Taenia saginata</i>	71	05		

### b) Phase de maturation

La phase de fermentation chaude est suivie par une période de ralentissement de l'activité, pendant laquelle la température diminue graduellement. Des micro-organismes mésophiles colonisent à nouveau le compost. S'en suit alors une phase de maturation constructive où apparaissent lentement des éléments précurseurs de l'humus. La dégradation lente des composés résistants entraîne une coloration brun foncé à noir du compost et rend celui-ci plus fin et homogène. Sa texture ressemble alors à celle d'un sol. Le compost est alors mature et le processus est achevé.

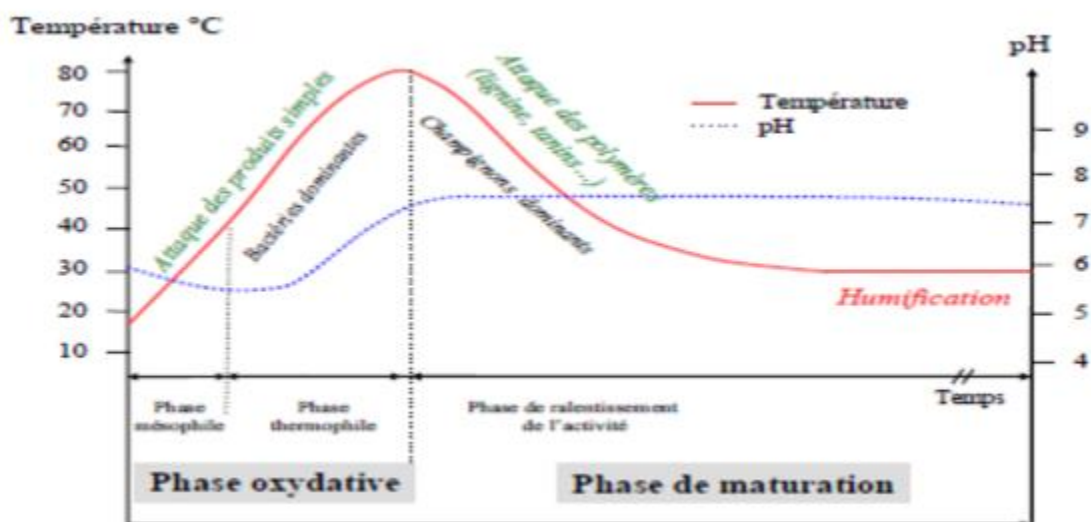


Figure 10. Courbe théorique d'évolution de la température et du pH au cours du compostage.

### I. 3. Paramètres du compostage

Le compostage n'est pas un processus instantané et de nombreuses conditions environnementales et physiques affectent ce processus microbien, à la fois négativement et positivement.

Les conditions pour un bon développement des activités microbiologiques doivent être optimisées et leur suivi est indispensable pour évaluer la bonne conduite du compostage.

Les facteurs influençant le processus de compostage peuvent être divisés en deux catégories : ceux concernant les propriétés du **mélange de compostage**, tels que le rapport **carbone/azote (C/N)**, l'**équilibre des nutriments**, la **taille des particules**, la **porosité** et l'**humidité**, et ceux liés à la gestion du processus, comme la température, l'oxygène et la teneur en eau. Le tableau (3)



résume les valeurs des principaux paramètres de contrôle de procédé de compostage du début à la fin.

**Tableau 3.** Paramètres de contrôle et de suivi du procédé

Paramètres	Phase initiale	Compost mur
Rapport C/N	20 - 40	10-15
Humidité	40 - 65	35-45
Température		< 40
pH	5-8	7-8.5
MO (% MS)	40 - 70	20-40
Granulométrie (cm)	Environ 1 en aération forcée 3-10 sans aération forcée	Dépend du criblage

Les principaux paramètres à suivre pendant le procédé de compostage sont :

#### a) pH

Le suivi du pH est un indicateur du degré de décomposition biologique et biochimique. Un pH initial compris entre 6,7 et 9 peut favoriser une bonne activité microbienne pendant le compostage, et la plupart des matières premières se situent dans cette plage de pH, le pH est très pertinent pour contrôler la perte d'azote via la volatilisation du  $\text{NH}_3$ , qui se produit en particulier à un pH supérieur à 7,5.

#### b) Température

Le compostage est accompagné de production de chaleur. Il est largement admis depuis longtemps que la chaleur générée au sein du compost est essentiellement d'origine biologique, c'est à dire due à l'activité microbienne.

Des oxydations chimiques exothermiques peuvent également prendre part à l'échauffement du compost. Mais l'origine abiotique de l'échauffement est considérée négligeable devant l'origine biologique, lorsque les températures n'atteignent pas des valeurs très stressantes pour l'activité microbienne (plus de 80°C). Généralement, une température supérieure à 55°C permet

l'hygiénisation, entre 45 et 55°C, elle favorise la biodégradation et entre 35 et 40°C elle améliore la diversité des micro-organismes.

### **c) Taux d'humidité**

Le maintien d'une humidité adéquate est nécessaire au bon déroulement du processus. Si l'humidité est insuffisante, les déchets deviennent secs, les micro-organismes meurent et le processus s'arrête. En cas d'excès d'humidité, il y a asphyxie et dégagement d'odeurs désagréables. Il faut donc surveiller l'humidité et intervenir à temps. Assécher quand c'est trop humide en étalant le compost au soleil pendant quelques heures ou en le mélangeant avec du compost sec ou de la terre sèche. Au cours de la phase thermophile, une part importante de matière organique est perdue sous forme de CO<sub>2</sub>, et un assèchement du compost lié à l'évaporation de l'eau est souvent observé. L'optimum de la teneur en eau se situe entre 40% et 60%. La décomposition de la matière organique est inhibée si la teneur en eau baisse en dessous de 20%. Au contraire, si elle dépasse 80%, elle empêche les échanges d'oxygène, provoquant des conditions favorables à l'anaérobiose.

### **d) Rapport C/N**

Les bactéries utilisent le carbone comme source d'énergie et l'azote comme source protéique. En compostage, la dégradation des matières organiques dépend du rapport C/N de la matière première. Il se situe entre 25 et 45 pour les ordures ménagères hétérogènes, Le C/N approprié pour le compostage est d'environ 30 ; un rapport C/N plus élevé peut prolonger le processus tandis qu'un rapport C/N faible signifie que l'azote disponible est en excès et peut être perdu sous forme de NH<sub>3</sub> avec une odeur. Pour des composts jeunes, les C/N varient de 10 Le C/N diminue au cours du compostage pour arriver à des valeurs généralement comprises entre 8 et 25.

### **e) Teneur en Matière Organique Totale (MOT)**

La minéralisation du compost correspond à une diminution de la matière organique totale au cours de la dégradation biologique du substrat. Cette diminution est variable et dépend des conditions de réalisation du processus de dégradation, mais également de la durée du procédé.

### **f) Apport d'Oxygène ou l'aération**

Les micro-organismes responsables du compostage ont besoin d'oxygène. Ils sont asphyxiés si l'air ne circule pas dans la masse en compostage. Il est donc recommandé de brasser et de mélanger les déchets organiques pour faciliter l'aération et éviter le pourrissement des déchets. Cela est tout particulièrement important au début du compostage lorsque l'activité des micro-organismes est la plus forte. Le niveau d'oxygène optimal requis pour le fonctionnement est d'environ 10 à 30%. L'oxygène est utilisé par les micro-organismes comme un récepteur terminal d'électrons lors de la respiration aérobie et de l'oxydation des substances organiques et sa présence est indispensable au bon déroulement du compostage pour maintenir les conditions aérobies nécessaires à une décomposition rapide et inodore.

### **g) Granulométrie**

La granulométrie est un facteur important qui détermine la vitesse de biodégradabilité. Trop fine elle induit un espace poral trop réduit et diminue l'accès puis la circulation de l'air : « étouffement » du compost. A contrario si la granulométrie est trop élevée, les apports en oxygène vont dépasser les teneurs optimales, asséchant le compost, et la montée en température se réalisera difficilement. La plupart des catégories de déchets compostent difficilement seules. Il faut les mélanger pour obtenir un bon rapport carbone/azote, une humidité adéquate et une porosité adaptée facilitant l'aération, c'est ce qu'on appelle le co-compostage utilisé surtout dans le cas où la granulométrie des déchets est très fine cas de la boue résiduaire par exemple.

## **I.4. Les micro-organismes du compost**

Le compostage est l'une des biotechnologies les plus complexes qu'il soit, en raison des changements d'états physiques et biologiques innombrables durant le processus. Une bonne compréhension de ces changements exige une étude précise des successions de communautés microbiennes comprenant l'ensemble des micro-organismes présents y compris ceux qui sont en très faible proportion.

### I.4 .1. Les bactéries

Les bactéries sont toujours présentes et largement dominantes en qualité et quantité au cours du compostage. Les bactéries isolées dans les différents types de compost constituent une importante diversité de genres et d'activités. De plus, leur spectre d'activité est très large et sur une grande gamme de pH.

Pendant la phase mésophile, les bactéries isolées appartiennent à diverses familles : *Alcaligenaceae*, *Alteromonadaceae*, *Bacillaceae*, *Burkholderiaceae*, *Bradyrhizobiaceae*, *Caryophanaceae*, *Caulobacteraceae*, *Cellulomonadaceae*, *Clostridiaceae*, *Comamonadaceae*, Pendant la phase thermophile, plusieurs familles de bactéries thermophiles ont été identifiées : *Micromonosporaceae*, *Streptomycetaceae*, *Thermoactinomycetaceae*, *Thermomonosporaceae* et *Streptosporangiaceae*.

Parmi les bactéries, un sous-groupe a une grande importance au sein du compost : les **actinomycètes**. Ce sont des bactéries formant des filaments multicellulaires et agissants plus tardivement que les autres. Ils apparaissent aussi bien lors de la phase thermophile que pendant la phase de maturation du compostage. Les actinomycètes tolèrent des pH légèrement basiques mais leur croissance est lente. Ils peuvent cependant dégrader la cellulose et la lignine comme certains champignons tout en tolérant des températures et un pH plus élevé que les champignons. Ainsi, les actinomycètes sont des agents essentiels de la lignocellulolyse pendant la phase thermophile, bien que leur capacité de dégrader la cellulose et la lignine ne soit pas aussi étendue que celle des champignons. Les genres *Streptomyces* et *Nocardia* représentent plus de 90 % de leur biomasse.

### I.4. 2. Les champignons

La température est l'un des plus importants facteurs affectant la croissance fongique devant les sources de carbone et d'azote et le pH. Un niveau modérément élevé de l'azote est nécessaire pour la croissance fongique bien que quelques champignons, dits de la pourriture blanche, se développent à des taux d'azote bas.

La plupart des champignons préfère un environnement acide mais tolère un large éventail de pH, excepté les *Basidiomycotina* qui se développent moins bien au-dessus de pH 7,5.

La majorité des champignons est mésophile et se développe entre 5 et 37°C, avec une température optimale de 25-30°C. Cependant, le processus de compostage, engendrant des élévations de température importantes, octroie une grande importance au petit groupe de champignons thermophiles dans la biodégradation de la matière organique.

Les capacités ligninocellulolytiques de tous les champignons thermophiles ne sont pas déterminées. Cependant, la plupart d'entre eux sont connus pour dégrader la lignine, la cellulose ou les hémicelluloses. Les plus importantes capacités de dégradation de la lignine sont rencontrées chez *Basidiomycotina*. Ceux-ci sont mésophiles mais quelques-uns d'entre eux se développent à des températures plus élevées. Par exemple, *Phanerocha et echrysosporium* qui est un champignon de la pourriture blanche, ayant fait l'objet de nombreuses études pour ses capacités de production d'enzymes actives dans la dégradation de la cellulose et de la lignine, a des températures optimales de 36 à 40°C avec des températures maximales de 46 à 49°C.

#### **I.4. 3. Les algues, les protozoaires et les animaux pluricellulaires**

A côté de ces trois principaux types de micro-organismes, on retrouve également dans le compost, des algues, des protozoaires et des animaux pluricellulaires.

Les algues se développent en surface en présence de lumière. Le rôle des algues est mal connu, mais leur importance dans l'évolution de la matière organique en milieu aérobie est sans doute faible.

Les protozoaires bactériophages sont connus pour une action importante sur le nombre de bactéries dans les sols. Des variations cycliques des populations prédateurs / proies ont été observées. Les animaux pluricellulaires présents dans les composts appartiennent à différentes catégories. Par ordre de taille sont représentés les microarthropodes (collembolles, acariens et myriapodes) et les nématodes (vers ronds) entre 0,2 et 4 mm, les larves d'insectes (autres que les collembolles) et les annélides (vers de terre) entre 4 et 80 mm et enfin les animaux supérieurs à 80 mm comme les mollusques (limaces, escargots...) et les crustacés notamment représentés par les cloportes. Beaucoup de ces animaux pluricellulaires se nourrissent de débris végétaux et peuvent avoir un rôle important dans l'homogénéisation des composts.

## **I. 5. Techniques d'aération**

Dans la plupart des cas pour les déchets de biomasse, il est nécessaire d'aérer le déchet par intervention extérieure. On peut procéder :

- soit par retournements mécaniques périodiques ou continu du déchet ;
- soit par aération forcée ;
- soit par les deux méthodes.

Pour un déchet bien biodégradable (déchets de cuisine, déjections animales, etc.), un retournement quotidien, voire continu, peut être nécessaire pendant les premiers jours, puis l'intervalle de temps entre deux retournements s'accroît à mesure que la biodégradation avance et que les besoins en oxygène diminuent.

## **I. 6. Les types de déchets à composter**

### **-Les boues des stations d'épuration**

Les boues des stations d'épuration sont issues du traitement des eaux usées domestiques ou industrielles. Les boues sont bien pourvues en matière organique, azote, phosphore ainsi qu'en oligo-éléments, il est préférable de traiter les boues par le procédé du co-compostage.

### **- Les déchets verts**

Les déchets verts sont des déchets organiques issus de l'entretien des espaces verts, des jardins privés, des serres, des terrains de sports... On désigne par déchets verts les feuilles mortes, les tontes de gazon, les tailles de haies, d'arbustes, les déchets de jardin des particuliers collectés séparément ou par le biais des déchetteries.

### **- Les déchets ménagers fermentescibles**

Les déchets ménagers fermentescibles sont des déchets issus de l'activité domestique des ménages à caractère putrescible comme par exemple : les mouchoirs en papier, les Essuie-tout, certains tissus en fibres naturelles, le marc de café et les filtres papier, les sachets de thé, les coquilles d'œufs bien broyés, les coques des noisettes, cacahuètes, noix, les cheveux, ongles, plumes, ...

Pour un bon déroulement du processus du compostage, il ne faut surtout pas penser à composter:

- Les plantes malades ;
- La viande et le poisson ;
- Les produits laitiers ;
- Les excréments d'animaux domestiques (chien, chat) ;
- Les mauvaises herbes à cause du risque de monter à graines.

### **I. 7. Les différents procédés de compostage**

Il existe une grande variété d'usines de compostage allant des plates-formes les plus simples, constituées uniquement d'une surface à l'air libre pour placer les andains et de quelques engins (broyeurs, tracto-pelles), aux plates-formes les plus sophistiquées constituées d'espaces abrités, d'appareils de contrôle continu de la température, de la teneur en oxygène, de systèmes de ventilation, etc.

#### ***I. 7. 1. Compostage en andains***

- a) Andains retournés ;
- b) Andains aérés passivement.

#### ***I. 7. 2. Compostage en récipients clos***

Le compostage en récipient fait référence à un ensemble de méthodes qui confinent les matières à composter dans un bâtiment, un container ou un récipient. Ces méthodes sont basées sur l'aération forcée et des techniques de retournement mécanique qui visent à accélérer le processus de compostage.

- a) Compostage en casier;
- b) Lits rectangulaires remués;
- c) Silos;
- d) Tambours rotatifs.

### **I. 8. Rôle des additifs, des agents de charge et des microbes sur le compostage**

Pour démarrer le processus de compostage, quatre composants principaux sont généralement nécessaires : la **matière organique**, l'**humidité**, l'**oxygène** et les **micro-organismes**. La matière première est définie par ses caractéristiques physico-chimiques et microbiologiques, qui déterminent à leur tour le déroulement du processus de compostage. Cependant, une grande

variété de suppléments peuvent être appliqués pour améliorer le processus de compostage en améliorant les profils de température et de pH, la teneur et le rapport en carbone et en azote, l'activité de la cellulase et de la déshydrogénase, la disponibilité des nutriments minéraux et la densité apparente du compost. Les suppléments commerciaux pour le compostage sont souvent appelés « accélérateurs », « activateurs » ou « starters » de compostage, cependant, ils divergent fortement dans leur composition et consistent généralement en un mélange d'additifs, d'agents de charge et de micro-organismes (Fig.11).

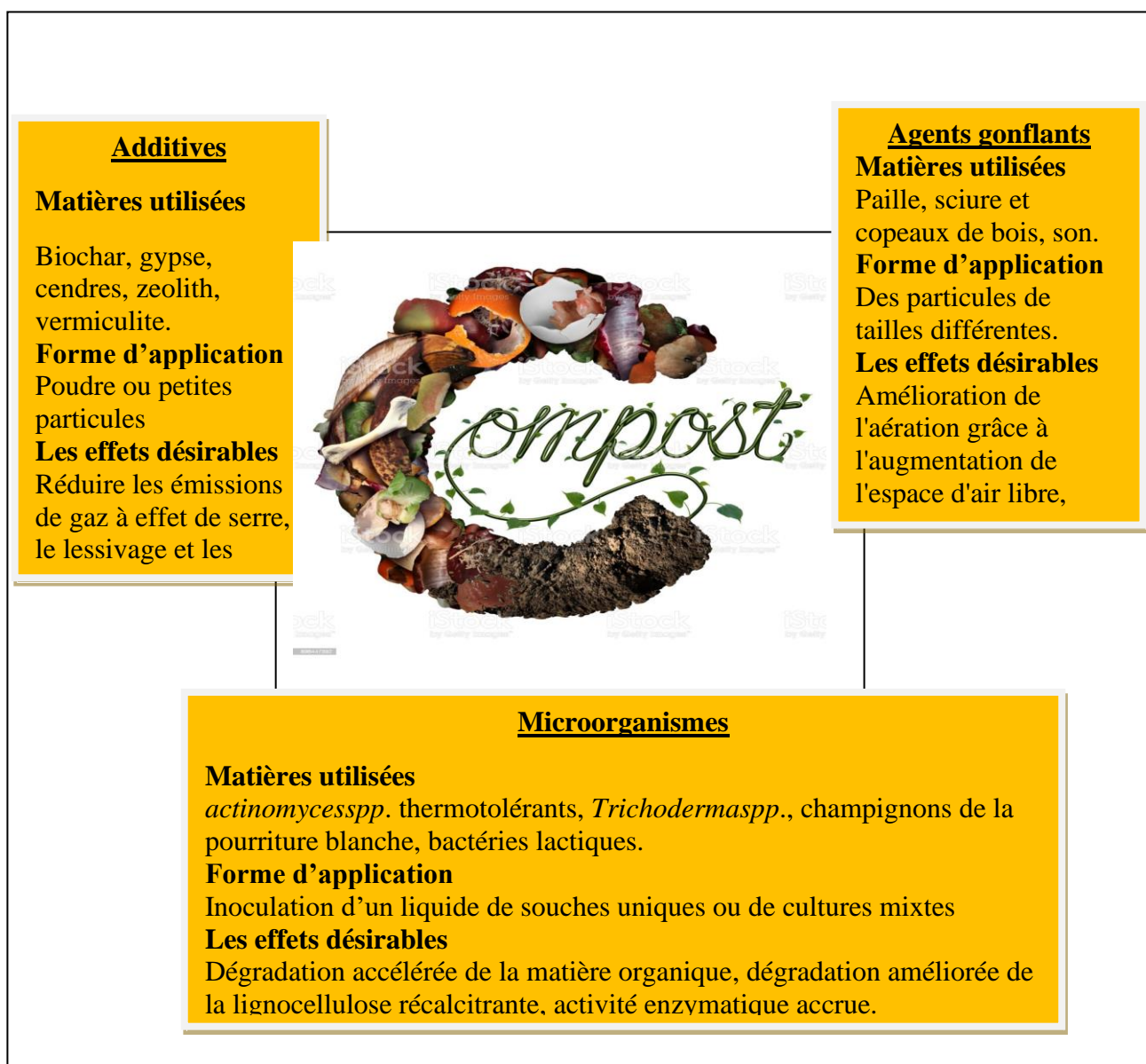


Figure 11. Rôle des additifs et des microbes à des fins de compostage.



### **I. 8. 1. Additifs**

Des additifs sont souvent ajoutés pour améliorer le processus de compostage en réduisant le lessivage, les émissions de gaz à effet de serre et les odeurs tout en améliorant l'activité microbienne et, par conséquent, la vitesse de compostage et augmenter la valeur agronomique du compost. Le biochar, les cendres, les zéolithes ou la vermiculite sont fréquemment utilisés comme additifs. Le biochar est un matériau poreux riche en carbone généré par la pyrolyse de la matière organique à des températures comprises entre 400 et 600 °C voire plus en cas de pyrolyse. Sa grande surface, sa capacité de rétention d'eau et d'échange de cations est capable d'influencer positivement la dynamique des nutriments du sol et l'activité microbienne.

Les additifs organiques qui stimulent le métabolisme et la croissance microbienne en servant de source de carbone facilement disponible (par exemple, le jaggery et le polyéthylène glycol) ont tendance à induire une augmentation plus rapide et plus élevée de la température, tandis que les additifs minéraux tels que le gypse et la chaux n'affectent pas immédiatement les profils de température. Cependant, de petites concentrations de chaux (1 % sur la matière sèche) en combinaison avec 30 % de zéolite peuvent avoir des effets bénéfiques sur le processus de compostage en réduisant les émissions de gaz à effet de serre et en empêchant la perte d'ammoniac. Les additifs à haute capacité de rétention d'eau tels que les cendres peuvent même inhiber les températures élevées en cas de dosage élevé en inhibant l'activité enzymatique. L'ajout de 10 % de vermiculite, un minéral argileux non toxique qui retient l'eau, peut prolonger la phase thermophile de 2 à 4 jours et réduire la perte d'azote lors du compostage des déchets alimentaires. La vermiculite trouve déjà une large application dans l'agriculture car elle est connue pour ses propriétés d'absorption et de gonflement ainsi que sa capacité de liaison aux ions utiles pour la conservation de l'azote.

### **I. 8. 2. Agents de charge**

Les agents de charge sont des matériaux qui sont ajoutés au compost pour modifier sa structure physique, y compris la capacité d'absorption d'eau, l'espace d'air et le flux entre les particules, et le rapport carbone/azote. Ainsi, des matériaux fibreux secs et riches en carbone (par exemple la lignocellulose) sont utilisés pour améliorer l'espace d'air libre, le rapport C/N et le pH, et réguler les propriétés de rétention d'humidité du compost. Des ressources telles que la sciure de bois, les copeaux de bois, la paille ou le son sont fréquemment utilisées comme agents de charge. La

capacité du mélange de compostage à absorber l'eau et à augmenter la porosité est un paramètre physique clé qui détermine le taux de compostage en raison de l'activité microbienne accrue. Bien que la plupart des agents de charge aient un objectif similaire, tous ne contribuent pas à générer un compost sûr qui favorise la germination. La sciure de bois s'est avérée être un excellent régulateur de l'espace d'air libre et de la teneur en humidité, avec une plus grande capacité à réduire le lessivage que d'autres agents de charge comparables.

Parmi les agents de charge organiques, les copeaux de bois ont une porosité totale et surtout d'aération élevée, tandis que la paille de blé a tendance à avoir une porosité de rétention d'eau plus élevée. Il a été toutefois souligné que les copeaux de bois pouvaient être problématiques lorsqu'ils étaient utilisés pour le compostage des déchets alimentaires, car ils avaient un pH relativement bas et pouvaient induire des problèmes de fermentation.

La paille de blé, avec son pH neutre et son rapport carbone/azote modérément élevé ainsi qu'une bonne capacité d'absorption d'eau, a été suggérée comme alternative plus appropriée comme agent de charge, en particulier lorsqu'il s'agit de déchets alimentaires.

### **I. 8. 3. Microbes**

La tolérance aux températures élevées est un critère important pour les micro-organismes qui sont censés rester actifs tout au long du processus de compostage, car les températures maximales pendant la phase thermophile peuvent atteindre jusqu'à 70 °C. Inoculation avec des souches d'actinomycètes thermo-tolérantes, y compris *Streptomyces* sp. H1, *Mycobacterium* sp. G1, *Micromonospora* sp. G7 et *Saccharomonospora* sp. La T9 a montré des effets prometteurs sur l'amélioration de la dégradation de la lignocellulose récalcitrante. Plus récemment, la supplémentation en bactéries oxydantes d'ammoniac (AOB) thermo-tolérantes nouvellement isolées s'est avérée améliorer le processus d'humification dans le fumier de bovin composté. Les AOB sont des acteurs importants dans la conversion des composés azotés ammoniacés et la préservation de l'azote pour la formation d'humus.

Alternativement, la supplémentation en champignons thermo-tolérants peut offrir une approche peu coûteuse pour améliorer à la fois le processus et la qualité du compostage. L'inoculation de déchets solides municipaux avec un consortium fongique composé de *Trichoderma* sp.,

*Aspergillus niger* et *Aspergillus flavus* a montré une minéralisation accrue du carbone et de l'azote et une maturation accélérée du compost.

### **I. 9. Principes du compostage durable**

Le compostage a été privilégié comme alternative importante pour le traitement des déchets organiques. Il joue un rôle important dans les actions de recyclage des matériaux et de valorisation des ressources qui favorisent le développement durable. Cependant, une certaine quantité d'ammoniac  $\text{NH}_3$  et de gaz à effet de serre ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ,...) est inévitablement produite lors du compostage. L'émission de ces gaz entraînera non seulement une pollution de l'environnement, mais entraînera également la perte de nutriments et d'énergie. Par conséquent, le compostage durable nécessite d'améliorer l'efficacité et la qualité du compostage, de contrôler les émissions et les pertes de gaz de sous-produits et d'améliorer la gestion de la production de compost et la promotion de l'application

### **I. 10. Les avantages et les inconvénients du compostage**

#### **I. 10.1. Les avantages du compostage**

Le compostage reste la meilleure façon de traiter les déchets. Il permet de réduire considérablement les masses et les volumes à mettre en décharge et de ce fait l'augmentation de la durée de vie des décharges ou installation d'élimination des déchets. Le compostage produit un substrat qui possède des propriétés physicochimiques, biologiques et améliore la qualité des sols avec ses trois compartiments physique, chimique et biologique.

#### **I. 10.2. Les inconvénients du compostage**

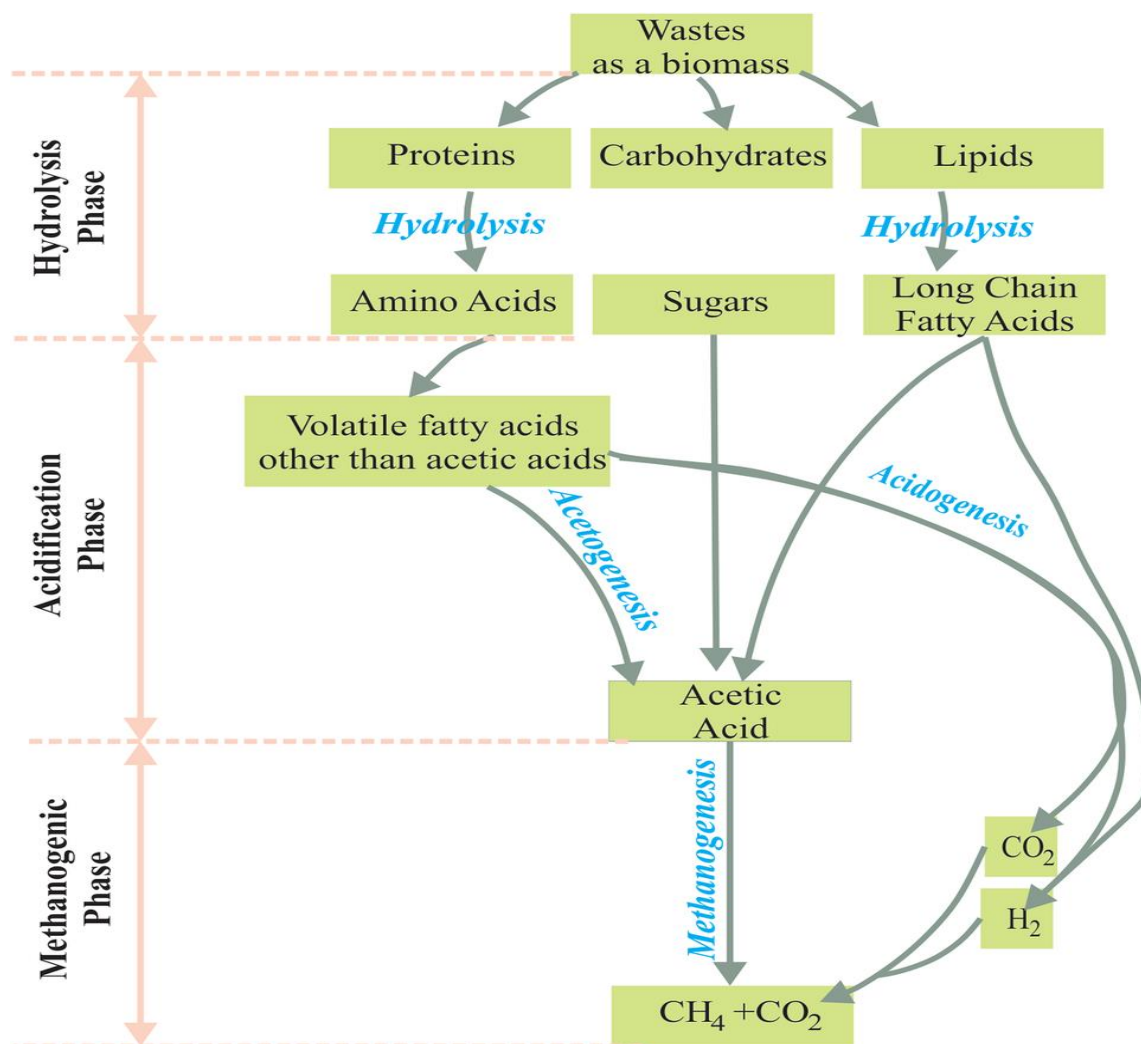
Lorsque la récupération des déchets organiques n'est pas faite à la source, le coût du compostage devient très élevé et la qualité n'est pas assurée et peut engendrer des risques sanitaires et des risques de pollution de l'environnement.

Bien que globalement, le compostage se fasse en conditions aérobies, plusieurs travaux ont mis en évidence la présence possible de sites anaérobies durant la phase de dégradation intensive. De tels sites peuvent s'expliquer par l'intense activité microbienne consommatrice d'oxygène et génératrice de gaz carbonique combinée à un manque d'aération du compost.

## II. Méthanisation

### II.1. Définitions

**La méthanisation** est la dégradation partielle de la matière organique en l'absence d'oxygène sous l'action combinée de plusieurs types de micro-organismes. Une suite de réactions biologiques conduit à la formation de **biogaz** (composé majoritairement de méthane et de CO<sub>2</sub>) et d'un **digestat**. Cette réaction a lieu dans un digesteur fermé confiné, ce qui empêche tout contact du gaz produit avec l'air extérieur.



**Figure 12.** Processus de Méthanisation

Les **micro-organismes** impliqués dans la digestion sont des bactéries naturellement présentes dans les déjections animales.

Le **digestat** quant à lui peut être épandu directement dans des champs ou transformé en **affinat**. Ce digestat présente l'avantage d'être jusqu'à 98% moins odorant que la matière brute méthanisée ; cela élimine la gêne olfactive occasionnée par l'épandage direct de lisier par exemple. Les germes pathogènes sont réduits ainsi que les graines d'adventices.

## II.2. Mécanismes de la méthanisation

La production de biogaz par méthanisation est le résultat de quatre étapes biochimiques dans lesquelles les grandes chaînes de carbone sont transformées en acides gras et alcools. Ceux-ci sont réduits en méthane et CO<sub>2</sub>. Ces étapes sont :

### II.2. 1. L'hydrolyse

C'est la décomposition des grands polymères de la matière organique en molécules simples par des enzymes. Cette étape peut être inhibée en cas de présence de composés difficilement hydrolysables tel que la cellulose et les graisses.

### II.2. 2. L'acidogénèse

C'est un ensemble de réactions de fermentation dont les plus importantes sont les fermentations acidogènes : l'acétate est le produit final principal de cette étape. Il y a aussi durant cette étape une production d'acides gras volatils ainsi que de dioxyde de carbone et d'hydrogène par les espèces microbiennes acidogènes qui utilisent les substrats de l'étape précédente.

### II.2. 3. L'acétogénèse

C'est la décomposition des acides volatils en acétate, dioxyde de carbone et hydrogène, qui sont les précurseurs de production de méthane, à partir des métabolites réduits issus de l'acidogénèse tels que le propionate et le butyrate. L'accumulation d'hydrogène conduit à l'arrêt de l'acétogénèse. Ceci implique la nécessité d'une élimination constante de l'hydrogène produit.

### II.2. 4. La méthanogénèse

C'est la conversion de l'acétate, du formaldéhyde, de l'hydrogène et du dioxyde de carbone en méthane, dioxyde de carbone et eau par des microorganismes anaérobies stricts, selon les équations suivantes :  
$$\text{CO}_2 + 4\text{H}_2 \rightarrow \text{CH}_4 + 2 \text{H}_2\text{O}$$
$$\text{CH}_3\text{COOH} \rightarrow \text{CH}_4 + \text{CO}_2$$

## II. 3. Les intérêts et les avantages d'un projet de méthanisation

### II. 3. 1. Pour l'environnement

- Réduction des émissions de gaz à effet de serre;
- Production d'énergie renouvelable à l'échelle locale (production d'électricité ou de chaleur);
- Respect du cycle de vie des matières méthanisées.

### II. 3. 2. Pour l'économie

- Gestion durable des déchets organiques sur le territoire;
- Création d'emplois;
- Autonomie énergétique et maîtrise du coût de l'énergie.
- Réduction de l'achat des engrais par la valorisation du digestat;
- Revenus complémentaires par la production et la vente d'électricité ou de biométhane ;
- Diversification de revenus pour les exploitations agricoles, et réduction des coûts d'intrants (engrais, énergie) ;
- Création de revenus pour les territoires ruraux : taxes.

### II. 3. 3. Pour l'agriculture

Le digestat issu de la méthanisation a une excellente qualité agronomique, meilleure à celle des matières non méthanisées : les éléments fertilisants sont sous forme minérale plus facilement assimilables par les plantes, ce qui améliore le rendement dans la plupart des cas.

### II. 3. 4. Pour le bouquet énergétique

Par rapport aux autres énergies renouvelables, l'énergie produite grâce à la méthanisation présente les avantages suivants :

- Elle est potentiellement productible et valorisable sur tout territoire ;
- Elle est flexible, permet une production stable et prédictible sur court ou long terme ;
- Le biogaz produit constitue une énergie **facilement stockable** (gazomètre du digesteur, bouteilles de gaz, réseau de gaz). Cette énergie se prête donc à une production en période de pointe ;

- L'énergie produite par méthanisation est la seule énergie renouvelable valorisée sous forme multiple en remplacement du pétrole, du gaz naturel, du nucléaire.

## II. 4. Types de matières à méthaniser

La matière première utilisée pour la méthanisation est la matière organique. Elle se retrouve dans:

- Les résidus agricoles et les déchets verts **non ligneux** des collectivités (tontes de gazon) ;
- Les déchets d'industries agro-alimentaires : fruits et légumes, déchets d'abattoirs, déchets d'industries laitières, graisses ;
- Les déjections animales : fumier, lisier ;
- La fraction fermentescible des ordures ménagères FFOM : il s'agit des restes de repas, pelures de fruits et de légumes ;
- Les déchets de restauration et des grandes et moyennes surfaces ;
- Les boues d'épuration d'eaux urbaines.

La production de biogaz dépend du déchet utilisé en intrant de la méthanisation, on appelle potentiel méthanogène la quantité de méthane produit par un substrat organique lors de sa biodégradation pendant la méthanisation. Le tableau (5) cite quelques données du potentiel méthanogène de certains des substrats. Actuellement le pouvoir méthanogène peut être déterminé facilement en utilisant **la SPIR (NIRS)**.

Le biogaz récupéré à partir de l'installation de méthanisation peut être stocké ou directement valorisé.

## II.5. Paramètres de la méthanisation

### II. 5. 1. Le temps de rétention hydraulique et solide

Le temps de rétention (ou temps de séjour moyen) hydraulique est le temps que passent les déchets liquides dans le digesteur. Le temps de rétention solide est le temps que passent des déchets solides dans le digesteur. L'intensité de la réaction de digestion anaérobie est proportionnelle au temps de rétention. Cette durée dépend des déchets utilisés et elle est de 30 jours en moyenne.

## II. 5. 2. Le temps de rétention hydraulique et solide

Le temps de rétention (ou temps de séjour moyen) hydraulique est le temps que passent les déchets liquides dans le digesteur. Le temps de rétention solide est le temps que passent des déchets solides dans le digesteur. L'intensité de la réaction de digestion anaérobie est proportionnelle au temps de rétention. Cette durée dépend des déchets utilisés et elle est de 30 jours en moyenne.

**Tableau 4.** Potentiel méthanogène de différents substrats

	<b>Substrat</b>	<b>Potentiel méthanogène (m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/tonne de matière brute)</b>
<b>Déchets agricoles</b>	Fientes de volailles	60
	Résidus de céréales	300
	Tourteau de colza	350
<b>Déchets de collectivités</b>	Pelouse (déchets de tonte)	123
	Graisses usagées	250
<b>Déchets d'IAA</b>	Graisses d'abattoir	186

Des études ont montré qu'un temps de rétention inférieur à 5 jours est insuffisant pour assurer la digestion des déchets. Quand le temps de rétention est compris entre 5 et 8 jours, la décomposition de certains composés est encore incomplète, principalement la décomposition des lipides.

Une digestion stable est obtenue après 8 à 10 jours de digestion et plus, c'est la durée minimale nécessaire pour que les concentrations en acides gras volatils diminuent.

## II. 5. 3. La température

Dans les procédés industriels classiques, deux plages de températures sont communément utilisées : la plage mésophile entre 30°C et 40°C et la plage thermophile entre 50°C et 60°C qui permet une meilleure dégradation des chaînes carbonées, élimine mieux les germes de pathogènes



et est caractérisée par un temps de séjour plus court avec un fort taux de production de biogaz, avec un même temps de séjour ou de rétention, une température plus élevée permet de produire plus de biogaz qu'une température faible. Il est néanmoins possible que la méthanisation se fasse à une température psychrophile ( $< 25^{\circ}\text{C}$ ) mais cette technique n'est que très rarement utilisée.

Comparativement aux systèmes mésophiles, les systèmes thermophiles traitent des charges organiques plus importantes mais ils ont la contrainte de l'augmentation de la fraction d'ammoniac qui joue un rôle inhibiteur pour les micro-organismes. Ils sont aussi généralement instables et plus sensibles aux modifications extérieures et exigent plus d'isolation du digesteur pour limiter les pertes et optimiser le processus de digestion. Il est important de maintenir une température de fonctionnement stable dans le digesteur, car de fortes fluctuations et/ou changements de température affectent les bactéries, en particulier méthanogènes. Une défaillance du processus de méthanisation peut se produire lors de changements de température de plus de  $1^{\circ}\text{C}/\text{jour}$  et des variations de température de plus de  $0,6^{\circ}\text{C}/\text{jour}$  doivent être évitées.

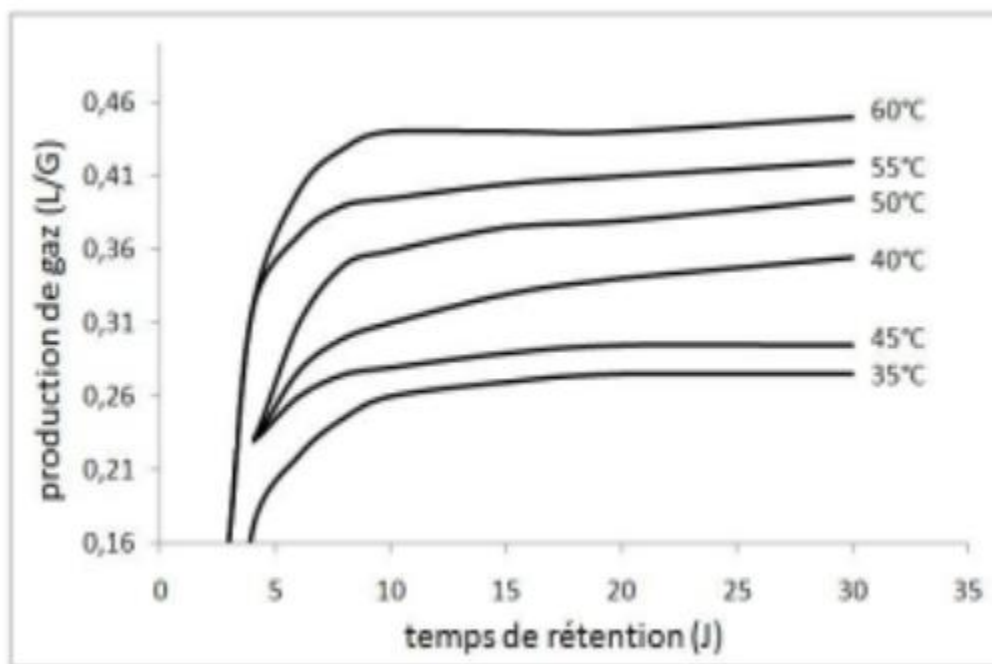


Figure 13. Production de biogaz à différentes températures

#### II. 5. 4. Le pH

La méthanisation se produit avec un maintien de pH neutre à l'intérieur du digesteur, c'est en effet le pH optimal de fonctionnement des bactéries méthanogènes au-dessous

et au-dessus duquel ces bactéries sont inhibées. Des valeurs de pH supérieures à 7,5 induites notamment par l'accumulation d'ammoniac entraînent une inhibition microbienne et des risques de précipitation de composés minéraux et donc de prise en masse de l'intérieur du réacteur biologique.

L'accumulation d'acides gras volatils lors d'une surcharge du méthaniseur entraîne une **chute rapide du pH à des valeurs inférieures à 5 ce qui est** à l'encontre de l'activité des bactéries méthanogènes qui produisent de l'alcalinité sous forme de dioxyde de carbone, d'ammoniac et de bicarbonates ; tout ce processus entraîne **une inhibition de la méthanisation**. Sur certaines unités de méthanisation une régulation du pH avec une solution à base de soude peut-être mise en place pour résoudre le problème.

### **II. 5. 5. L'humidité**

Selon la teneur en matière sèche, on distingue deux voies de la méthanisation : la voie sèche et la voie humide encore appelée voie liquide.

#### **a) La méthanisation par voie sèche**

La méthanisation par voie sèche concerne principalement les déchets solides avec une teneur en matière sèche comprise entre 15 et 40%.

Les avantages de cette technique sont sa moindre consommation d'énergie, de chaleur et d'entretien pour le fonctionnement, sa moindre sensibilité aux indésirables et la production d'un digestat stockable en tas et facile à épandre. Elle présente tout de même certains inconvénients dont ses coûts d'investissements relativement élevés, la limitation du système à l'incorporation de produits solides et le temps de séjour de la matière relativement plus long.

#### **b) La méthanisation par voie humide**

La méthanisation par voie humide concerne les produits plus ou moins liquides avec des teneurs en matières sèches ne dépassant pas les 15%. L'utilisation de ce procédé pour des effluents solides est possible mais à condition de les diluer au préalable. Cette technique présente les avantages de manutention réduite de substrats et son homogénéisation, la maîtrise des conditions optimales de méthanisation et de fonctionnement en continu et l'augmentation de la production de biogaz. Par contre elle a l'inconvénient de coûts élevés pour des installations de petites tailles, la nécessité d'humidification et d'ajout

d'eau si le substrat n'est pas assez liquide d'où l'importance des flux de matières, la production de jus de lixiviat et le risque de formation de croûte si le mixage n'est pas suffisant, ce qui peut empêcher ou perturber l'évacuation du biogaz.

### **II. 5. 6. Le rapport C/N**

Il est recommandé que le ratio C/N d'exploitation soit compris entre 20 et 30 avec un rapport optimal de 25 pour la croissance des bactéries anaérobiques dans un système de digestion anaérobie. Des rapports C/N inappropriés peuvent entraîner un fort dégagement d'azote ammoniacal total et une forte accumulation d'acides gras volatils dans le digesteur. Tous les deux : l'azote ammoniacal total et les acides gras volatils sont des intermédiaires importants et des inhibiteurs potentiels du processus de digestion anaérobie.

### **II. 5. 7. L'oxygène**

L'oxygène est toxique pour les bactéries méthanogènes et acétogènes qui interviennent durant les différentes étapes de la méthanisation. Pour éviter les problèmes d'aérobie, il est donc souvent recommandé que les digesteurs soient de faibles volumes et que les déchets utilisés aient une haute teneur en eau.

### **II. 5. 8. Les inhibiteurs**

Certains composés présents en trop fortes quantités, autre que l'oxygène, peuvent inhiber le processus de digestion anaérobie comme l'ammoniac qui est le plus important inhibiteur vu sa toxicité quand il est présent avec des concentrations supérieures à 3000 mg/L qui empêchent le développement des bactéries méthanogènes. D'autres composés peuvent aussi inhiber le processus de méthanisation tels que le chlorure de sodium, le cuivre, le chrome et le nickel.

### **II. 5. 9. La matière organique entrante et surcharge**

Il est à éviter de surcharger le digesteur en cours de digestion, principalement quand le déchet introduit en début du processus de digestion est très fermentescible car un taux de charge trop élevé risque d'acidifier le milieu avec une importante production d'acides gras ce qui risque de déséquilibrer la digestion jusqu'à l'arrêter.

Il existe deux types de charges :

- La charge volumique appliquée (CVA) qui correspond à la quantité quotidienne de matières organiques introduites par unité de volume du réacteur biologique.
- La charge massique appliquée (CMA) qui correspond à la quantité quotidienne de

matières organiques introduites par quantité de biomasse présente dans le digesteur.

### **II. 5. 10. Les nutriments**

Pour croître dans des conditions optimales, les bactéries anaérobies ont besoin de macronutriments comme l'azote et le phosphore. Le ratio optimal C/N/P est estimé à 100/5/1. Des éléments minéraux sont aussi nécessaires, tels que le potassium, le calcium, le fer, le cuivre, le nickel, le cobalt, ...etc.

### **II. 5. 11. La composition de la matière**

Les déchets traités en méthanisation contiennent une fraction organique, une fraction combustible et une fraction inerte. La fraction organique est celle qui se dégrade au cours de la digestion pour produire le biogaz. La fraction combustible contient par exemple de la lignine, très lentement biodégradable.

### **II. 5. 12. Le mixage**

L'objectif du mixage dans un digesteur est de mélanger la matière fraîche entrante avec du digestat contenant des bactéries. De plus le mixage empêche la formation d'une croûte et évite les gradients de température. Néanmoins un mixage excessif peut rompre les colonies bactériennes perturbant ainsi leur fonctionnement et inhibant par conséquent le processus de méthanisation ; c'est pourquoi un mixage lent est préférable.

## **II. 6. Le biogaz**

### **II. 6. 1. Définition**

La filière biogaz contribue pleinement aux objectifs de la transition énergétique pour la croissance verte, à savoir le développement des énergies renouvelables, la réduction des émissions de gaz à effet de serre et le développement d'une économie circulaire avec la valorisation des digestats issus de la méthanisation dans l'agriculture. Le biogaz est un gaz issu de la dégradation anaérobie des matières organiques dans un milieu privé d'oxygène due à l'action de multiples micro-organismes, ces matières organiques (considéré comme déchets) provenant de différents secteurs comme l'agriculture (matière végétale, déjections animales), industrie alimentaire (sous-produits de l'industrie agro-alimentaire), collectivité (FFOM), restauration, boues de stations d'épuration...) créent du biogaz grâce à un processus appelé « méthanisation ». Le biogaz se produit de façon naturelle ou peut être recréé artificiellement dans des sites de méthanisation. Composé de 50 à 70 % de méthane et le reste est composé de

CO<sub>2</sub> et selon les sources de production (déchets organiques industriels, d'origine animale ou ménagère), il contient également de la vapeur d'eau en quantité variable, du sulfure d'hydrogène (H<sub>2</sub>S) et d'autres composés.

La dégradation anaérobie des matières organiques peut avoir lieu naturellement dans certains milieux tels que les marais ou peut être mise en œuvre volontairement dans des unités dédiées grâce à un équipement industrie appelé méthaniseur ou digesteur.

En effet Le bio méthane est un gaz obtenu après une épuration poussée du biogaz qui est débarrassé de dioxyde de carbone, d'eau et de sulfures d'hydrogènes, le bio méthane atteint une composition très proche de celle du gaz naturel. Le biogaz constitue une source d'énergie renouvelable particulièrement prometteuse.

À l'heure de la transition énergétique, le biogaz se révèle être une énergie renouvelable aux multiples atouts. La production de cette énergie verte permet en effet de valoriser les déchets organiques tout en réduisant les émissions de gaz à effet de serre.

## **II. 6. 2. Utilisation de biogaz**

Le brûlage du biogaz permet de produire de l'électricité ou de la chaleur, notamment sur le site où il a été produit. Cependant, à l'heure actuelle, c'est sous sa forme purifiée qu'il révèle le plus de potentiel. En effet, le biométhane est injecté dans le réseau de gaz naturel pour le chauffage et la cuisson. Il est également utilisé en carburant pour alimenter les véhicules fonctionnant au gaz naturel.

Transformé en biométhane, le biogaz peut être employé comme carburant. On parle alors de Bio-GNV (Gaz Naturel pour Véhicules). La particularité de ce carburant réside dans sa capacité à réduire les émissions de CO<sub>2</sub>, le bruit, mais aussi à n'émettre que très peu de particules fines. De nombreux industriels et réseaux de transports urbains utilisent aujourd'hui le biométhane comme carburant.

Par son côté écologique et renouvelable, le biogaz est une ressource énergétique d'avenir, capable de couvrir une partie des besoins en gaz de la planète. Il remplace le gaz naturel dans

tous ses usages sur lieu de production ou par injection dans les réseaux de gaz naturel par exemple pour :

- La **production d'électricité** dans un moteur à gaz ;
- Le **Lechauffage** dans des serres en agriculture ;
- L'alimentation **en carburant** pour des voitures au gaz.

Avant injection dans le réseau, le biogaz produit est épuré, contrôlé et odorisé pour posséder toutes les caractéristiques du gaz naturel.

La filière biogaz peut être décomposée en trois sous-filières, segmentées selon l'origine et le traitement des déchets :

**a) La méthanisation de déchets non dangereux ou de matières végétales brutes**

Les intrants de ces installations sont des déchets agricoles, de l'industrie, principalement agroalimentaire, et la partie biodégradable des déchets ménagers. L'approvisionnement de ces installations peut comporter des produits de cultures.

**b) La méthanisation de boues de stations d'épuration des eaux usées (STEP)**

Les boues et graisses de stations d'épurations sont des déchets organiques dont le potentiel méthanogène est supérieur à celui des déchets animaux et presque tous les déchets végétaux. Leur méthanisation permet de produire un biogaz particulièrement riche en méthane.

**c) Le biogaz des installations de stockage de déchets non dangereux (ISDND)**

Pour la filière ISDND, le biogaz est produit naturellement puis capté. Ce biogaz est communément appelé « gaz de décharge ».

Le potentiel méthanogène des effluents d'élevages varie entre 187 et 652 litres de CH<sub>4</sub>/kgMO, celui des effluents agro-industriels varie entre 173 et 738 litres de CH<sub>4</sub>/kg MO.

La composition de biogaz varie suivant la source fermentée, mais plus la proportion de méthane est importante, plus le biogaz est « riche ». Il est directement exploitable dans une turbine ou dans un moteur et peut être aussi exploité après épuration comme combustible gazeux.

### II. 6. 3. Caractéristiques du biogaz

Avec la valorisation des matières, la méthanisation présente l'intérêt de la valorisation énergétique qui réside dans le biogaz produit. La majorité de ce biogaz est composé de méthane (CH<sub>4</sub>), de dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>) ainsi que sulfure d'hydrogène (H<sub>2</sub>S), diazote (N<sub>2</sub>), voire de dihydrogène (H<sub>2</sub>), de métaux et de composés volatils,....ce mélange est saturé en vapeur d'eau.

Les caractéristiques physico-chimiques du biogaz sont proches de celles du gaz naturel, et il peut être valorisé sous diverses formes :

- Énergie thermique seule (chaudière ou groupe frigorifique),
- Énergie de travail seule (moteur à gaz, turbine à vapeur, turbine à gaz et plus récemment pile à combustible),
- Production simultanée d'énergie thermique (chaleur ou froid) et de travail par cogénération,
- Production simultanée de chaleur, de travail et de froid par trigénération,
- Carburant automobile (après compression et stockage),
- Injection dans le réseau de gaz de ville.

Le pouvoir calorifique d'un composé combustible représente l'énergie dégagée par la combustion de ce dernier.

Le méthane est le seul composé du biogaz qui soit énergétiquement intéressant et le pouvoir calorifique du mélange dépend uniquement de la pression partielle en méthane. Pour du méthane pur, le pouvoir calorifique est de 12,67 kWh.m<sup>-3</sup>, et pour un biogaz contenant 70% de CH<sub>4</sub> il sera donc de 8,87 kWh.m<sup>-3</sup>, soit 32 MJ.m<sup>-3</sup>.

## II. 6. 4. Les modes de valorisation

Le biogaz doit être purifié avant son utilisation pour retirer les composés toxiques et corrosifs. Généralement les voies de valorisation déterminent les composés qui doivent être éliminés.

**Tableau 5.** Composés à éliminer par traitement en relation avec le mode de valorisation

Mode de valorisation	Composés à éliminer
Thermique	H <sub>2</sub> O, H <sub>2</sub> S
Électricité/cogénération	H <sub>2</sub> O, H <sub>2</sub> S, Organohalogénés
Carburant	H <sub>2</sub> O, H <sub>2</sub> S, Organohalogénés, CO <sub>2</sub>
Réseau de gaz	H <sub>2</sub> O, H <sub>2</sub> S, Organohalogénés, CO <sub>2</sub>

### a) Valorisation thermique

La combustion directe du biogaz pour produire de la chaleur (eau chaude ou air chaud) est la solution la plus facile à mettre en œuvre et la moins exigeante en terme de qualité du biogaz. Il est aisé d'adapter des chaudières au gaz naturel pour qu'elles puissent fonctionner avec du biogaz.

### b) Valorisation électrique

#### 1. Moteurs à gaz et fioul-gaz

Le biogaz peut alimenter un moteur ou une turbine à gaz qui entraînent un alternateur pour produire de l'électricité. Les moteurs à gaz sont les plus faciles à modifier pour un fonctionnement au biogaz (Walsh et al., 1989). Les moteurs fioul-gaz fonctionnent avec un mélange de 90% de biogaz et 10% de fioul. L'investissement initial est plus faible. En revanche, les moteurs fioul-gaz nécessitent l'achat et le stockage de fioul. Ces moteurs sont assez bien adaptés aux faibles puissances (quelques kW<sub>e</sub>) et ils permettent d'utiliser un biogaz ne contenant que 40% de méthane.

#### 2. Turbines et cycle combiné

La technologie des turbines à gaz (TAG) dérive des réacteurs d'avion ; le biogaz est brûlé dans une chambre de combustion alimentée par de l'air sous pression. Les gaz en sortie d'une TAG



peuvent être réchauffés pour produire de la vapeur d'eau et alimenter turbine vapeur; on parle alors de cycle combiné.

### **3. Co- et trigénération**

La cogénération permet de produire à la fois de l'énergie de travail (électrique ou mécanique), et de l'énergie thermique. Les systèmes de trigénération permettent de produire à la fois de l'énergie mécanique, et de l'énergiethermique sous forme de chaleur et de froid.

### **4. Biogaz véhicule et injection dans le réseau**

Le biogaz est une alternative aux carburants traditionnels ; il permet de réduire les émissions atmosphériques (20 à 30% de réduction des émissions de CO<sub>2</sub>). Ce mode de valorisation est assez exigeant car les caractéristiques du biogaz doivent être similaires à celles du gaz naturel ; il est donc nécessaire d'augmenter les proportions de méthane jusqu'à 97%.

## **II. 6. 5. Purification du biogaz**

On distingue dans l'étape de purification du biogaz, le traitement qui consiste à éliminer les composés toxiques et corrosifs, de l'épuration qui vise à augmenter les proportions de méthane pour améliorer les propriétés énergétiques du mélange gazeux.

En premier lieu il faut éliminer du biogaz brut les composés toxiques ou corrosifs comme le sulfure d'hydrogène, l'eau ou les métaux. Cette étape est indispensable, tandis que l'augmentation de la teneur en méthane du biogaz dépend du mode de valorisation choisi ; le biogaz non traité contient en moyenne 50 à 75% de méthane ce qui est trop peu pour son utilisation comme carburant ou l'injection dans le réseau qui requièrent un minimum de 97% de méthane, mais il peut alimenter des moteurs ou des installations de cogénération. La production d'un biogaz aux caractéristiques proches de celles du gaz naturel requiert nécessairement la combinaison des étapes de traitement et de purification.

La purification du biogaz repose majoritairement sur des techniques physico-chimiques ex-situ, bien que des méthodes biologiques aient également été proposées. (Tab.6).

**Tableau 6.** Technique de purification de biométhane (Hess, 2007).

Composés à éliminer	Techniques
Eau	Condensation ou cryogénie, absorption sur glycols, tamis moléculaires
Souffre	Lavage à l'eau sous pression, adsorption sur charbon actif, ajout de chlorure de fer in-situ, techniques biologiques, micro-aération
Organo-halogénés	Adsorption sur charbon actif
CO <sub>2</sub>	Lavage à l'eau sous pression, tamis moléculaires, séparation par membrane, adsorption sur des glycols, micro-algues.

### III. Traitement biologiques des rejets gazeux

Les émissions atmosphériques de composés polluants sont de plus en plus au centre des préoccupations environnementales. Les polluants atmosphériques, odorants ou non, sont d'origines très diverses. Les **transports**, les **activités industrielles** dans les secteurs de la **chimie**, de la **pétrochimie**, de **l'agro-industrie** (élevages intensifs, équarrissage), de la production **d'énergie**, le **traitement des eaux et des déchets**, les **procédés de fermentation**, sont autant de sources d'émissions de polluants gazeux. En raison de la croissance des industries et d'autres activités anthropiques, les quantités des rejets gazeux augmentent dans l'environnement.

Les traitements biologiques sont connus comme une technologie verte à faible consommation d'énergie et à haut rendement.

#### III. 1. Définition de l'odeur

L'odeur peut être définie comme un mélange complexe de molécules chimiques volatiles. Sa perception dépend en grande partie de son intensité.

Les normes ISO 5492 définissent l'odeur comme « attribut organoleptique perceptible par l'organe olfactif quand on respire certaines substances volatiles »

En conséquence, en matière de prévention des nuisances odorantes d'origine industrielle, c'est l'intensité de l'odeur qui est utilisée pour caractériser une odeur. Les composés azotés tels que l'ammoniac ( $\text{NH}_3$ ), les composés soufrés tels que le sulfure d'hydrogène ( $\text{H}_2\text{S}$ ) et les mercaptans, les acides, les aldéhydes et les hydrocarbures sont les gaz odorants les plus importants.

#### III. 2. Odeurs et composés malodorants

Les substances volatiles odorantes appartiennent généralement aux familles de molécules suivantes :

- ❖ Les molécules oxygénées : les acides organiques, les aldéhydes, les cétones, les alcools.
- ❖ Les composés azotés : l'ammoniac, les amines.
- ❖ Les composés soufrés : l'hydrogène sulfuré, les mercaptans, les sulfures, les disulfures.

Généralement, les composés soufrés, de par leur seuil de perception olfactif faible (de l'ordre du  $\mu\text{g.m}^{-3}$ ) sont très odorants.

**Tableau 7.** Quelques composés odorants fréquemment détectés (Pourtier et Rognon, 2000).

Classe du composé	Composé	Caractérisation de l'odeur	Seuil olfactif ( $\text{mg/Nm}^3$ )
Cétone Aldéhydes	Acétone	Fruité	1.1 à 240
	Acétaldéhyde	Acre, suffocant	0.04 à 1.8
	Butyraldéhyde	Rance	0.013 à 15
	Isovaléraldéhyde	Fruité, pomme	0.072
Acides	Acétique	Vinaigre	0.025 à 6.5
	Butirique	Beurre, rance	0.0004 à 3
Azotés	Ammoniac	Très piquant, irritant	0.5 à 37
	Ethylamine	Piquant, ammoniacale	0.05 à 0.83
	Diméthylamine	Poisson avarié	0.047 à 0.16
Soufrés	Hydrogène sulfuré	Œuf pourri	0.0001 à 0.3
	Methylmercaptan	Choux, ail	0.0005 à 0.08
	Diméthylsulfure	Légumes en décomposition	0.0025 à 0.65

*Le normo mètre cube, anciennement noté normaux-mètres cubes ou encore mètre cube normal, de symbole :  $\text{Nm}^3$ , est une unité de mesure de quantité de gaz qui correspond au contenu d'un volume d'un mètre cube, pour un gaz se trouvant dans les conditions normales de température et de pression.*

### III.3. Principales sources émettrices d'odeurs

Les activités génératrices d'odeurs sont multiples dont le secteur industriel. Les nuisances odorantes peuvent être causées par la matière première, les composés intermédiaires et/ou les produits finaux du processus industriel. Parmi les sources, on peut citer l'industrie chimique, les activités liées à l'énergie, les industries du bois et du papier, la fabrication ou la mise en œuvre de peintures, l'industrie sidérurgique. Il convient de rajouter à cette liste les sources liées au domaine agro-alimentaire, à celui des déchets : ordures ménagères, compostage de boues d'épuration, équarrissages, ou au traitement des eaux usées urbaines ou industrielles.

**Tableau 8.** Principaux composés odorants émis par secteur industriel (Fanlo, 2005).

Secteur industriel	Principaux composés odorant
Combustion (gaz, charbon, pétrole)	NOX, SOX, <b>H2S, mercaptans</b> , aldéhydes, hydrocarbures, acides organiques
Industrie chimique	NH3, SOX, <b>H2S, mercaptans</b> , aldéhydes, hydrocarbures, acides organiques
Industrie du papier et de la viscosse	SOX, <b>H2S, mercaptans, sulfures organiques</b>
Elevage	NH3, composés azotés, <b>H2S, mercaptans</b> , aldéhydes, cétones, alcools, acides organiques
Gestion des déchets : ordures ménagères	composés azotés, <b>H2S, mercaptans, sulfures organiques</b> , alcools, acides organiques
Gestion des déchets : traitement d'eaux usées	NH3, composés azotés, <b>H2S, mercaptans, sulfures organiques</b> , aldéhydes, acides organiques
Gestion des déchets : compostage	<b>H2S, sulfures organiques</b> , mercaptans, aldéhydes, acides organiques, cétones, terpènes
Gestion des déchets : industrie de déchets d'animaux	composés azotés, <b>H2S, mercaptans, sulfures organiques</b> , aldéhydes, acides organiques

### III. 4. Émissions de composés odorants issus du traitement de déchets liquides

#### III. 4.1. Les eaux usées

Différents processus chimiques (oxydo-réduction) et/ou biologiques (dégradations, fermentations) induisent la formation de molécules odorantes. Les composés généralement émis sont des composés **soufrés réduits et azotés** (dégradation des acides aminés). Leur émission est favorisée par différents facteurs tels que **le temps de séjour, la charge organique** etc. Les mauvaises odeurs sont généralement perçues au niveau du réseau d'assainissement et au niveau des installations de traitement.

### ❖ Les réseaux d'assainissement

Dans les réseaux d'assainissement et en particulier au niveau des postes de relevage, le sulfure d'hydrogène (H<sub>2</sub>S) est le composé majoritairement émis, le niveau de concentration pouvant atteindre 100 mg/m<sup>3</sup> alors que la concentration des mercaptans dans l'air ambiant n'excède pas 0,1 mg/m<sup>3</sup>. L'ammoniac est à une concentration de 5 mg/m<sup>3</sup>.

Les teneurs de ces produits sont très variables, car elles dépendent de la charge initiale en matières fermentescibles, et de leur nature. Il faut toutefois noter que l'écoulement sans brassage des effluents limite l'émission de l'H<sub>2</sub>S.

### ❖ Les stations d'épuration d'eaux usées urbaines et industrielles

Par l'intermédiaire de leurs sous-produits d'épuration (graisses, boues), les eaux usées urbaines et industrielles chargées en matières organiques (composés azotés, soufrés et phosphorés), peuvent induire la formation d'odeurs désagréables suivant un processus biologique de fermentation qui se déclenche en milieu réducteur.

Les principaux composés soufrés émis par les stations d'épuration sont l'H<sub>2</sub>S, les mercaptans ainsi que les sulfures et disulfures organiques. Lorsque la septicité de l'effluent ou du dépôt organique est atteinte, les bactéries réduisent facilement (potentiel redox normal de -200 à -300 mV) les sulfates et les composés organiques soufrés en H<sub>2</sub>S majoritairement et en sulfures organiques (mercaptans, sulfures) dont leur émission génère de mauvaises odeurs.

Les composés azotés dont l'ammoniac, les amines, l'indole et le scatole proviennent de l'urine (composés azotés majoritaires : urée (25 g.L<sup>-1</sup>) et créatinine (1,5 g.L<sup>-1</sup>) et de la dégradation biologique en anaérobiose des protéines et des acides aminés (acide aminé tryptophane). D'autres composés odorants tels que les Acides Gras Volatils (AGV), aldéhydes, alcools ou cétones sont également responsables de nuisances odorantes.

Les zones de la station d'épuration les plus odorantes **sont l'arrivée des effluents**, surtout si la **température** extérieure est élevée, et les zones **d'épaississement et de déshydratation des boues**.

### **III. 4.2. Émissions de composés odorants issus du traitement de déchets solides**

#### **❖ Les ordures ménagères**

L'analyse du biogaz issu de la dégradation anaérobie des déchets d'ordures ménagères recense plus de 500 composés : composés oxygénés (alcools, acides organiques), azotés (amines) et sulfurés ( $H_2S$ , mercaptans, sulfures organiques). Ces composés sulfurés présents dans le biogaz proviennent de la dégradation des acides aminés sulfurés (cystéine, méthionine). La composition du biogaz peut varier d'un site à l'autre car elle dépend de la nature et de la composition du déchet déposé au Centre d'enfouissement Technique (CET) et des processus chimiques et biologiques se déroulant au sein de la décharge.

Des constituants gazeux ( $N_2$ ,  $H_2$ ,  $CO$ ) peuvent être détectés sous forme de traces dans le biogaz (de l'ordre de 0,1 à 3%). La valorisation d'un biogaz peut être effectuée si la teneur en méthane dépasse 60%.

#### **III. 4.3. Les élevages intensifs**

Les élevages intensifs sont à l'origine de pollutions odorantes qui sont liées, soit au fonctionnement du site d'élevage, soit à l'épandage ou au traitement des déjections aqueuses ou solides. Tous les types d'élevage sont concernés par ce problème : ovins, bovins, volaille etc. La caractérisation des émissions odorantes des élevages a permis d'inventorier 75 composés différents appartenant aux trois familles chimiques de composés malodorants.

La température influe beaucoup sur les teneurs en molécules odorantes qui sont, en moyenne, multipliées par deux lorsque la température augmente de 15 à 23°C. Les niveaux de concentration d'hydrogène sulfuré et d'ammoniac sont de l'ordre de 20  $mg.m^{-3}$ , les autres produits d'environ 100  $\mu g.m^{-3}$ .

#### **III. 4.4. Le compostage**

Globalement, les effluents de compostage sont souvent définis par des débits élevés contenant une large gamme de composés volatils variés, la plupart en très faibles concentrations. Trois familles chimiques de composés peuvent être mises en évidence :

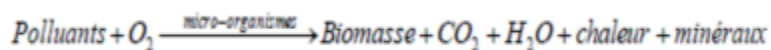
- ❖ L'ammoniac émis, a la plus forte concentration ( $40 \text{ mg.m}^{-3}$ ) lors du compostage de déchets organiques variés contenant des boues.
- ❖ Les composés soufrés qui sont les composés odorants les plus caractéristiques de l'odeur associée au compostage de déchets organiques. Ils représentent 35 à 40% des composés émis.
- ❖ Les composés oxygénés tels que les aldéhydes (butyraldéhyde, isovaleraldéhyde) ou les cétones (méthyl éthyl cétone) ont une contribution à l'odeur plus faible que celle des soufrés, mais ils peuvent participer à une impression générale désagréable en mélange avec d'autres composés odorants.

### III. 5. Les procédés biologiques pour le traitement des rejets gazeux

#### III. 5.1. Principe du traitement biologique des rejets gazeux

Le traitement biologique des effluents gazeux exige que les substances à épurer passent de la phase gazeuse à celle liquide avant de pouvoir être dégradées. Ce transfert est réalisé par adsorption ou par absorption dans la phase liquide. Les substances ainsi dissoutes dans l'eau fournissent l'énergie nécessaire aux microorganismes. En principe, ils peuvent consommer tous les composés organiques, mais avec des vitesses de dégradation très variables. En outre, certains microorganismes sont capables d'oxyder le  $\text{H}_2\text{S}$  et le  $\text{NH}_3$ , composés inorganiques nauséabonds, en  $\text{SO}_4^{2-}$  et  $\text{NO}_3^-$  d'odeur neutre. Elle n'est pas perturbée tant que les microorganismes n'entrent pas en contact avec des acides, des bases ou d'autres substances toxiques et tant que l'air à traiter leur apporte constamment de la nourriture et de l'oxygène en

Les biotechniques sont des traitements basés sur une réaction d'oxydation exothermique des composés par des micro-organismes en présence d'oxygène, celle-ci conduisant à la formation de biomasse, d'eau et de produits minéraux.



Quel que soit le procédé biologique mis en œuvre, le traitement s'effectue en deux étapes :

- Une étape d'absorption des composés gazeux dans une phase liquide ou au sein d'un



Biofilm (La formation des biofilms constitue une stratégie privilégiée de survie développée par les microorganismes. De plus la structure microporeuse du biofilm permet en outre d'évacuer les éventuels composés toxiques générés au cours de la dégradation.)

- Une étape de biodégradation en milieu aérobie des polluants présents en solution ou dans le biofilm. Ces polluants sont utilisés comme sources de carbone et d'énergie par les microorganismes.

La cinétique globale est influencée par de nombreux facteurs :

- Les caractéristiques des polluants (transfert, biodégradabilité).
- Les caractéristiques de la biomasse (densité, diversité, structure, activité, fonction).
- Les caractéristiques de la charge (concentration, temps de séjour).
- Les caractéristiques opératoires du biofiltre (pH, température, oxygène, éléments nutritifs, matériau support).

Les procédés biologiques sont largement utilisés dans le traitement des effluents gazeux malodorants. Ils apparaissent effectivement plus appropriés que les méthodes physicochimiques (adsorption, absorption) pour traiter des gaz pollués dont les débits sont élevés (plus de 100 000 m<sup>3</sup>.h<sup>-1</sup>) et la teneur en polluant faible, de quelques µg.m<sup>-3</sup> à 5 g.m<sup>-3</sup>

En effet, un de leurs principaux avantages est d'aboutir, sous réserve d'une bonne gestion, à une destruction des molécules et non à un déplacement de la pollution.

Le traitement biologique apparaît intéressant par le spectre très large de composés odorants qu'elle permet d'éliminer, par sa relative simplicité de mise en œuvre et par ses coûts d'investissement et de fonctionnement modérés, comparés aux techniques de traitement physico-chimique.

### **III. 5.2. Les microorganismes**

Une biomasse particulière peut être mise en œuvre pour éliminer les composés organiques volatils odorants. Des bactériesspécifiques pour la dégradation de certains composés organiques ont été qualifiées et dénombrées comme le montrent quelquesexemples présentés tableau (9).

**Tableau9.** Quelques exemples de substrats biodégradables et biomasse associée aux réactions de biodégradation (Le Cloirec et al., 2003).

Famille de molécules	Exemple de composés	Biomasse associée
<b>Hydrocarbure</b>	Toluène Xylène Naphtalène	<i>Nocardia</i> <i>Aureobacter</i>
<b>Alcool</b>	Méthanol Isopropanol Butanol Éthylhexanol	<i>Corynebacterium</i>
<b>Cétone</b>	Acétone	<i>Rhodococcus</i>
<b>Aldéhyde</b>	Propionaldéhyde Butyraldéhyde	<i>Pseudomonas</i> <i>FluorescensPseudomonas putida</i>
<b>Amine</b>	Diéthylamine Indole Scatol	<i>Pseudomonas sp.</i> <i>Rhodococcus</i>
<b>Ester</b>	Acétate d'éthyle Acétate de butyle Acétate de méthyle Acrylate de méthyle	<i>Pseudomonas sp.</i>
<b>Chloroalcane</b>	Dichloroéthane Chlorure de vinyle Dichlorométhane	<i>Xantobacter sp.</i> <i>Mycobacterium sp.</i> <i>Hypomicrobium</i>

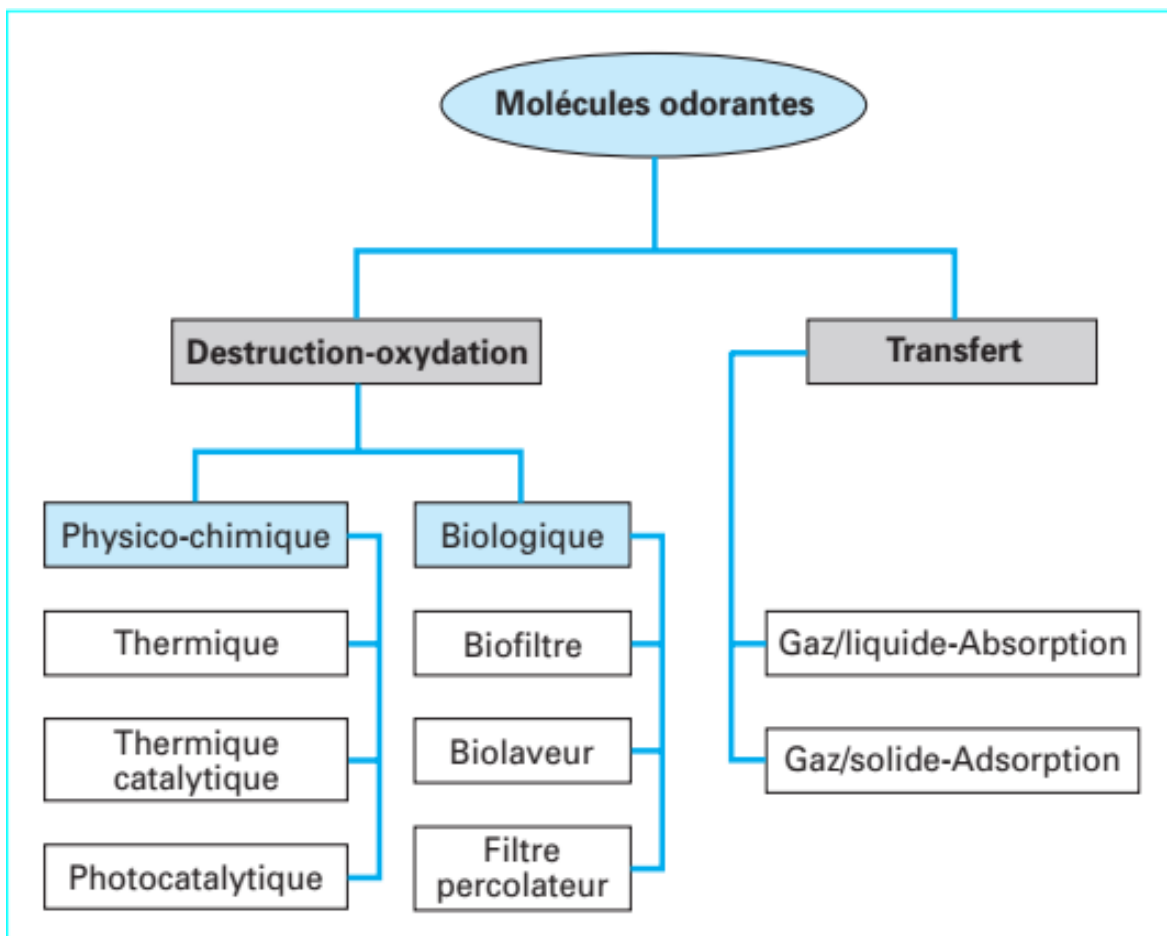
### III. 5.3. Domaines d'application

- Compostage;
- Production d'asphalte;
- Industries chimiques, pharmaceutiques, fonderies, alimentaires;
- Remédiation des sols;
- Industrie du ;
- Ateliers de peinture;
- Abattoirs, équarrissage;
- Décharges, biogaz;
- Station d'épuration;

### III. 5.4. Types de procédés biologiques

Trois types de procédés biologiques de traitement de gaz se distinguent suivant le caractère mobile ou statique de la phase aqueuse et de la biomasse(Fig. 14) et (Tab. 10).

La biofiltration est, à ce jour, la technique biologique ayant fait l'objet du plus grand nombre d'installations industrielles. Le biolaveur est une méthode alternative pour le traitement des gaz résiduaires, dans laquelle les problèmes de colmatage peuvent être presque exclus puisque le média filtrant n'est pas nécessaire. Appliqué aux gaz résiduaires avec un coefficient de loi de Henry plus élevé, ce qui démontre que le biolaveur est plus efficace pour éliminer les gaz résiduaires hydrophiles à haute solubilité, tels que le sulfure d'hydrogène et le gaz ammoniac.



**Figure 14.** Les principaux procédés de traitement des rejets gazeux (Le Cloirec et al., 2003)

**Tableau 10.** Procédés biologique de traitement des rejets gazeux

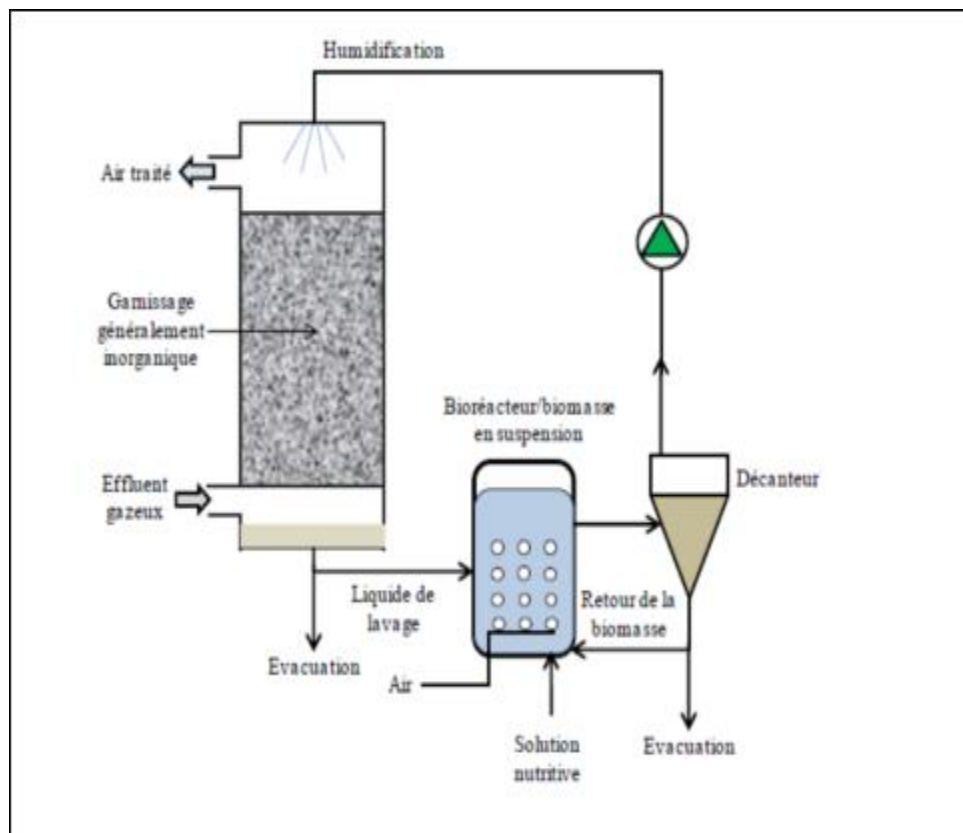
Biomasse	Phase aqueuse	
	Mobile	Statique
Libre	<b>Biolaveur</b>	
Fixée	<b>Filtre percolateur</b>	<b>Biofiltre</b>

### III. 5.4.1. Le biolaveur

Dans le cas du biolaveur (Fig. 15), la biomasse est en suspension dans le liquide de lavage. Les deux étapes de transfert des polluants de la phase gazeuse dans la phase liquide et de dégradation de ces derniers sont réalisées dans deux compartiments différents:

- Une tour de lavage permettant le transfert de masse du polluant de la phase gazeuse dans la phase liquide.
- Un réacteur biologique dans lequel les polluants, une fois transférés dans le liquide, sont consommés par la biomasse.

L'eau est généralement utilisée comme liquide de recirculation mais peut être remplacée par des émulsions eau/huiles minérales. Cette phase liquide circule en continu entre le réacteur biologique et la colonne d'absorption *via* un décanteur séparant la biomasse du liquide de lavage. La présence du décanteur n'est pas obligatoire mais son rôle permet de régénérer la phase liquide afin d'éviter l'accumulation de sous-produits (potentiellement toxiques) et de biomasse (risque de colmatage) dans le liquide de lavage.



**Figure 15.** Principe de fonctionnement d'un biolaveur

L'inconvénient majeur de ce type de procédé est la production de boues excédentaires qu'il est nécessaire d'éliminer.

Ce procédé est particulièrement adapté au traitement de composés volatils très solubles dans l'eau (alcools, cétones).

### III. 5.4.2. Le filtre percolateur

Un filtre percolateur est un réacteur dans lequel la phase aqueuse est mobile et la biomasse immobilisée sur un support généralement constitué de matériaux synthétiques à fort degré de vide (anneaux de Raschig, de Pall, Tellerette, etc.). Les supports en vrac ou ordonnés peuvent être utilisés. L'absorption du polluant et la régénération de la phase liquide ont lieu dans le même réacteur (figure 2).

Le garnissage étant inerte, un apport minéral dans la solution aqueuse est indispensable (N, P, K, et oligo-éléments) à la croissance et à l'activité de biodégradation des microorganismes.

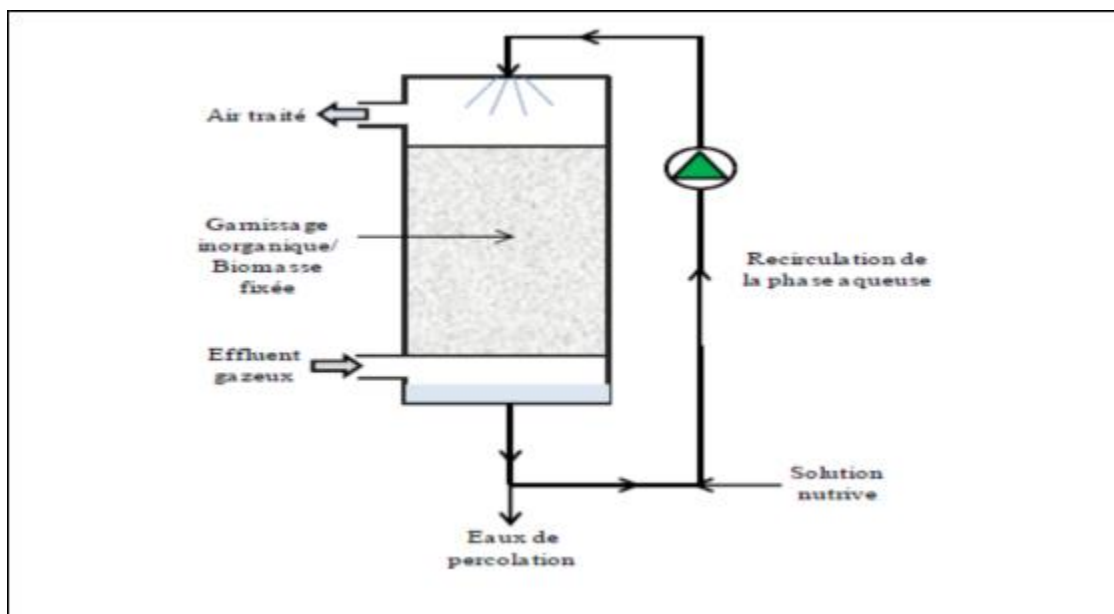
Un lit bactérien peut fonctionner aussi bien à co-courant qu'à contre-courant de la phase aqueuse, celle-ci étant introduite par le haut de la colonne et circulant par gravité. L'eau contenant les éléments nutritifs dissous est distribuée de manière continue et uniforme sur le garnissage.

Cette phase liquide permet l'absorption des polluants présents dans l'effluent gazeux à traiter, de l'oxygène et leur transport jusqu'au biofilm où les molécules sont éliminées par des réactions biologiques aérobies. Ce type de procédé est plus récent que la biofiltration et adapté au traitement de polluants hydrophiles. De plus, le contrôle de certains paramètres opératoires (pH, nutriments) à travers la phase liquide est facile.

Le filtre percolateur, comparativement à la biofiltration, est peu utilisé sur le plan industriel.

Néanmoins, des travaux menés à l'échelle du laboratoire montrent que le filtre percolateur présente des potentialités prometteuses pour traiter des composés présentant une moyenne solubilité dans l'eau.

Toutefois, la formation de la biomasse sur le garnissage inerte doit être contrôlée pour limiter l'augmentation de pertes de charge et le risque de colmatage, à l'origine d'une augmentation des coûts énergétiques de fonctionnement.



**Figure 16.** Principe de fonctionnement du filtre percolateur

### III. 5.4.3. Le biofiltre

Cette technique consiste à forcer le passage du gaz à traiter au travers d'un matériau de garnissage (tourbe, compost, coquillage, etc.) humide sur lequel sont fixés les microorganismes épurateurs (biofilm) (figure 3). La biofiltration est à ce jour la technique biologique ayant fait l'objet du plus grand nombre d'applications industrielle.

La technique de biofiltration est une technique ancienne dont le principe a été appliqué au cours des années 1950 aux Etats-Unis dans le cadre de traitement d'effluent gazeux malodorants. Elle est largement utilisée dans les années 1980-1990, notamment aux Pays-Bas et en Allemagne.

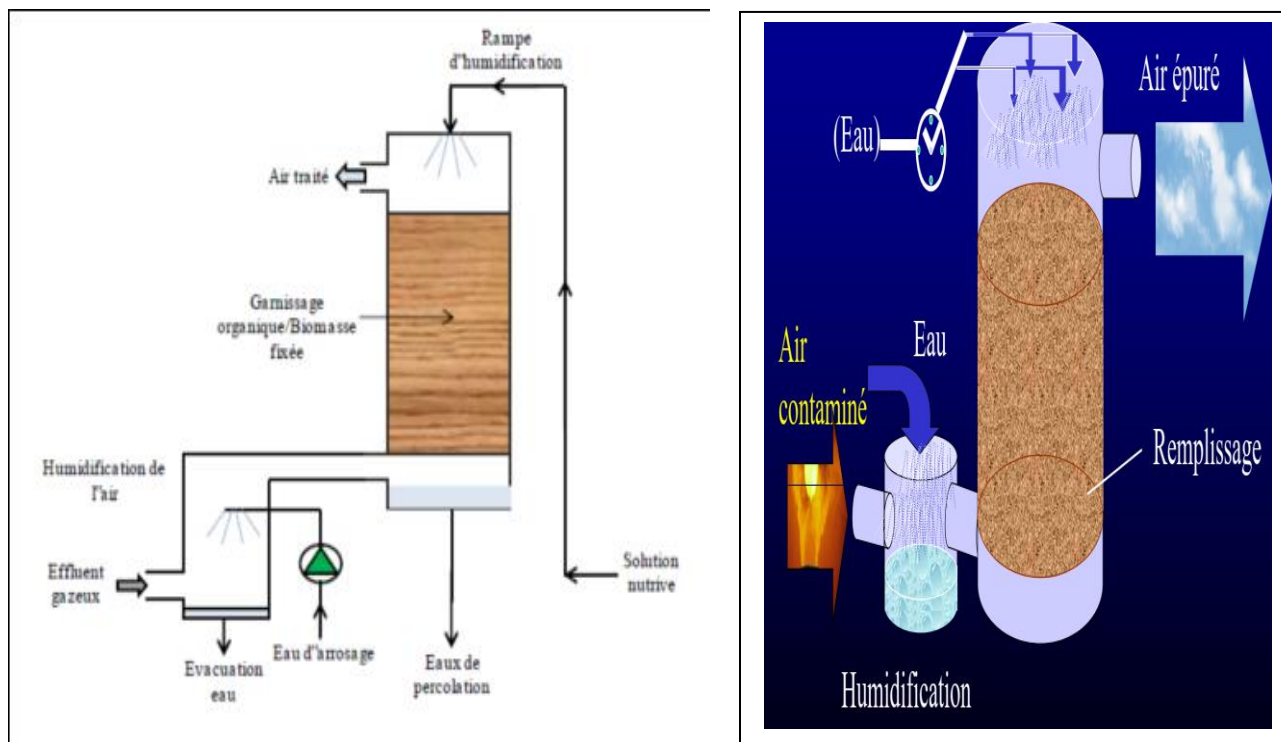
Les générations actuelles de biofiltres (biofiltres clos), qui remplacent largement les biofiltres ouverts, permettent d'obtenir des abattements importants, grâce à une meilleure maîtrise des paramètres opératoires et en particulier du taux d'humidité. La majorité des biofiltres installés sur site (78%) est utilisée pour le traitement de composés odorants, quelques unités (8%) sont mises en œuvre pour des traitements mixtes (COV, composés odorants) et d'autres (14%) pour le traitement exclusif de COV.

Du fait de l'humidification partielle des biofiltres, la biofiltration est particulièrement adaptée au traitement des composés hydrophobes tels que les Composés Soufrés Réduits (CSR), contrairement aux procédés biologiques caractérisés par une phase aqueuse mobile.

La croissance des microorganismes sous forme de biofilm sur le garnissage généralement de nature organique (compost, fibre de coco, écorces de pin, etc.) confère des avantages :

- Densité locale de micro-organismes.
- Activité métabolique accrue.
- Protection contre des éléments toxiques ou inhibiteurs.

Ces biofilms sont des formations cellulaires hautement structurées, au sein desquelles des cellules microbiennes sont englobées dans une matrice complexe d'Exo-PolySaccharides (EPS).



**Figure17.** Principe du fonctionnement d'un biofiltre

### III. 6.Paramètres opératoires

Des paramètres opératoires sont à prendre en considération pour assurer un bon fonctionnement des procédés biologiques

#### III. 6.1. Prétraitement du gaz

Le fonctionnement d'un procédé biologique peut être affecté par la présence de particules dans le gaz (poussières, graisses ou résines), à l'origine de problèmes de colmatage du matériau filtrant dans le cas du biofiltre ou du lit percolateur ou du système de distribution de gaz. Dans de tels cas, il est nécessaire d'envisager une préfiltration du gaz, plus particulièrement lorsque la concentration de poussières dépasse  $10 \text{ à } 20 \text{ mg.m}^{-3}$ .

#### III. 6.2. Nature du matériau support

Dans le cas de la biofiltration, les caractéristiques du matériau support ont une influence sur les performances atteintes par le procédé et également sur les coûts d'investissement et de fonctionnement du biofiltre. Une grande variété de matériaux de garnissage (tourbe, compost, boues granulaires, plaquettes papetières, écorces de pin, fibre de coco, roche volcanique, charbon



actif, matériaux synthétiques) sont disponibles et leur influence sur les performances épuratoires a largement été démontrée à l'échelle du laboratoire.

La nature du matériau de garnissage exerce également une influence sur la structure de la communauté, sa diversité et sa stabilité. Certains matériaux peuvent être associés en mélange pour combiner différents avantages : l'un apportant la diversité bactérienne et les nutriments, l'autre permettant une structuration du lit (écorces de pin, sphères de polystyrène). L'influence du matériau sur le fonctionnement du biofiltre dépend de ses propriétés physico-chimiques et hydrodynamiques. Les principales caractéristiques à prendre en compte pour la sélection d'un support approprié sont :

- La surface spécifique et la porosité ;
- La colonisation endogène ;
- Le pH ;
- Le pouvoir tampon du matériau ;
- La capacité de rétention d'eau ;
- L'apport de nutriments ;
- Les pertes de charge, la distribution des temps de séjour.

### **6.3. Le contrôle du taux d'humidité**

D'un point de vue biologique, l'humidité du lit fixe est l'un des paramètres les plus importants en biofiltration. Généralement 75% des problèmes survenus en biofiltration sont liés à un mauvais contrôle du taux d'humidité. En effet, s'il est trop faible, le support se dessèche, ce qui est à l'origine de chemins préférentiels de circulation de l'effluent gazeux aboutissant à une perte des performances du biofiltre. De plus, des auteurs ont montré qu'après une longue période de sécheresse, des supports initialement hydrophiles comme la tourbe ou le compost deviennent progressivement hydrophobes et difficiles à humidifier. D'autre part, un taux d'humidité trop élevé conduit à la réduction de la surface spécifique disponible pour les échanges gaz/biofilm et au compactage du support ayant pour conséquences l'augmentation des pertes de charge et la création de zones anaérobies. Généralement, **il est recommandé de maintenir le taux d'humidité du support entre 40 et 60%**. Le taux d'humidité préconisé est généralement évalué à 50 à 60 % en poids du matériau filtrant.

### III. 6.4. Température

L'intensité de l'activité microbienne dans un biofiltre dépend de la température. La plupart des populations microbiennes qui se développent au sein du support de biofiltration sont **mésophiles, ce qui implique que la gamme de températures préconisées se situe entre 15 et 30°C**. La température du biofiltre est essentiellement imposée par la température du gaz à traiter; à l'échelle industrielle, un gaz de process chaud (comme ceux issus des plateformes de compostage ou d'équarrissage) doit être refroidi avant l'entrée dans le biofiltre sous peine de voir diminuer les performances épuratoires du système

### III. 6.5. pH

D'une manière générale, les micro-organismes requièrent pour leur développement un pH proche de la neutralité. En biofiltration, les supports organiques utilisés présentent généralement des pH compris entre 6 et 8. En effet, le pH a une influence majeure sur les performances de biofiltration, car il conditionne l'état d'ionisation des solutés et leur taux de transfert et le développement de communautés microbiennes.

Si les différentes espèces microbiennes tolèrent de larges gammes de pH, elles n'en sont pas moins sensibles aux variations. Les sous-produits issus de la biodégradation de polluants peuvent entraîner une acidification du milieu provoquant une diminution de la diversité microbienne. Le pH sert également d'indicateur de l'activité microbienne de dégradation des polluants.

### III. 6.6. Nutriments

Les microorganismes sont essentiellement composés de carbone, d'oxygène, d'azote, d'hydrogène, de phosphore et de soufre, il est donc nécessaire que ces éléments soient disponibles pour leur développement. Les polluants constituent la principale source de carbone. Les matériaux organiques peuvent également être source d'oligoéléments. A l'échelle industrielle, leurs présences limitent l'addition régulière de nutriments externes.

---

## Chapitre IV. Étude de cas

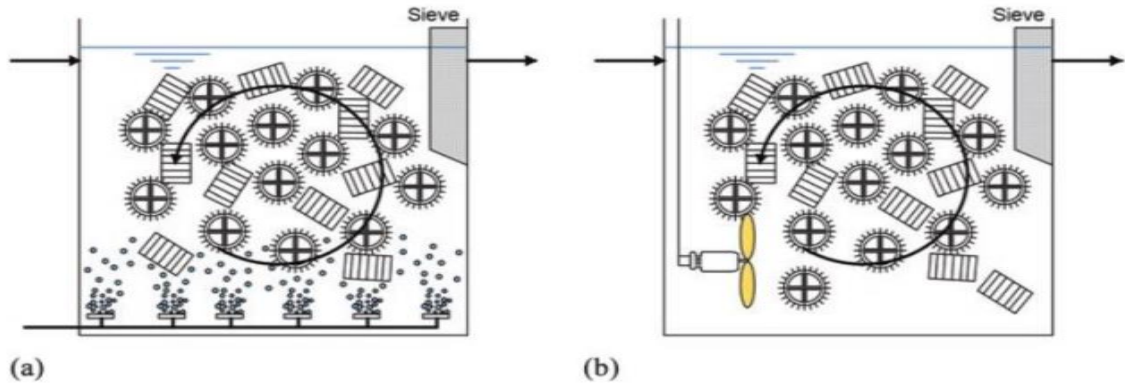
### **Premier cas : Traitement biologique des eaux usées par Réacteur à biofilm sur lit mobile : Moving Bed Biofilm Reactor (MBBR).**

Cette technologie a été développée en Norvège à la fin des années 1980 et au début des années 1990, période au cours de laquelle les autorités chargées de la lutte contre la pollution en Norvège, ont opté pour le développement de petites stations d'épuration mais avec grande capacité, basée sur des processus biologiques et chimiques. La motivation de ces nouveaux développements était basée sur la possibilité de moderniser la majorité des stations d'épuration existantes.

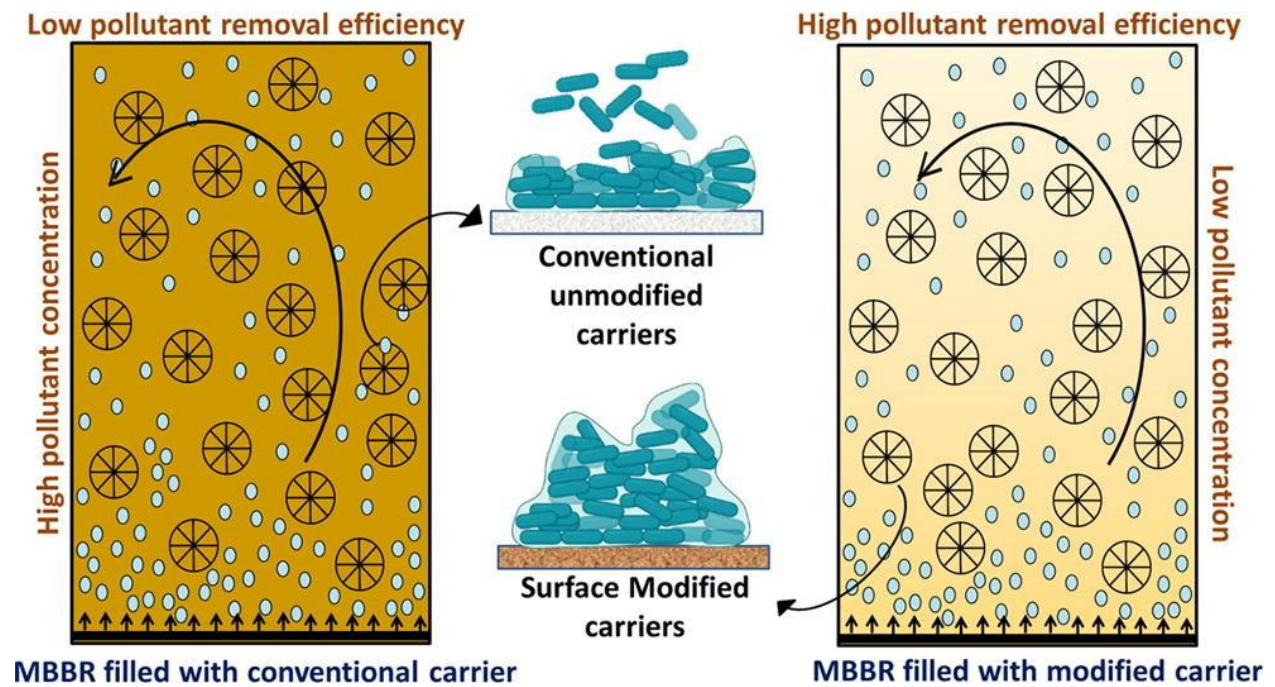
#### **1. Définition**

Le procédé MBBR a été développé sur la base d'une **combinaison du procédé boues activées traditionnel et du procédé de biofiltre. Il s'agit de supports en plastique spécialement conçus appelés supports de biofilm pour la fixation du biofilm.** Les supports sont maintenus en suspension dans tout le réacteur par aération, circulation de liquide ou mélange mécanique et sont maintenus dans le réacteur à l'aide d'une grille ou d'un tamis, ce qui permet de séparer simplement les eaux traitées de la biomasse contenant les supports.

Le MBBR se compose d'éléments porteurs flottants appelés bioporteurs, ou support de biofilm fournissant une surface pour la croissance du biofilm en **mouvement continu par l'agitation causée par des diffuseurs** de l'air dans les MBBR aérobies ou des agitateurs mécaniques dans les MBBR anaérobies (Fig. 18). Il existe une autre possibilité de combiner les MBBR anaérobie et aérobie pour une bonne élimination de BDO<sub>5</sub>, DCO et N (Fig. 19). Un mouvement constant est nécessaire pour transporter les substrats vers le biofilm attaché et exercer une force de cisaillement pour empêcher une croissance excessive du biofilm. L'efficacité de la technologie MBBR dépend des conditions de fonctionnement telles que le taux de remplissage. Le taux de remplissage est le rapport entre le volume occupé par le matériau support et le volume total du réacteur. Idéalement, le taux de remplissage doit être inférieur à 70 % pour une performance optimale du réacteur (Fig. 20).



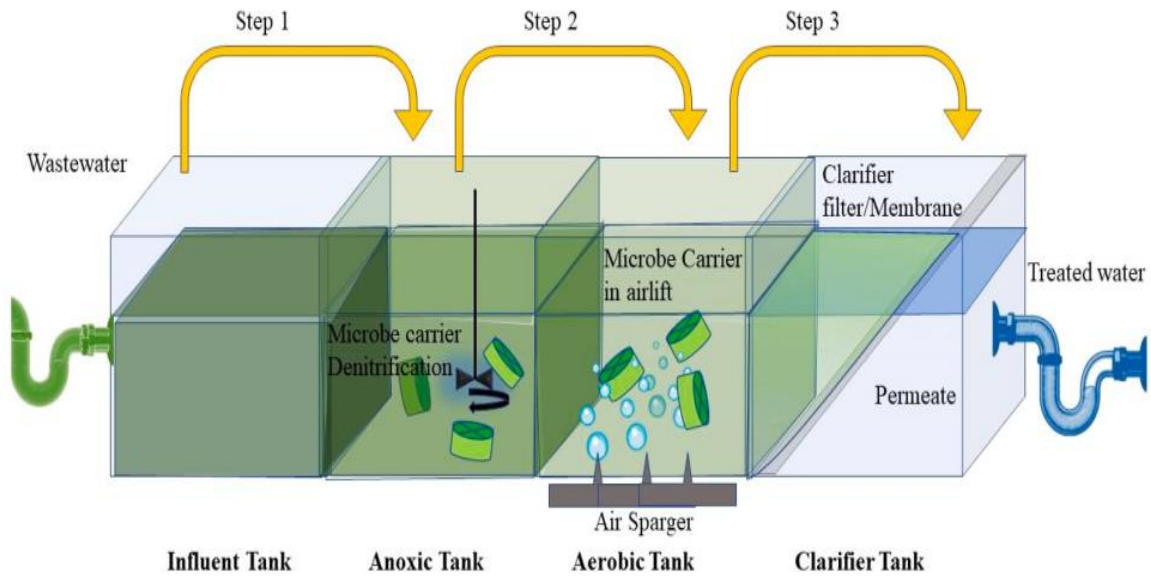
**Figure 18.** Fonctionnement des variantes du procédé MBBR.(a) Réacteur aérobique ((b) Réacteur anaérobie-anoxique (Bassin & Dezotti, 2018).



**Figure 19.** Système de MBBR avec support de biofilm conventionnels et modifié (Mahto & Das, 2022).

## 2. Domaine d'application

Le MBBR est un processus de traitement biologique très efficace et a suscité un intérêt considérable dans le traitement des eaux usées. Il a été utilisé avec succès pour traiter plusieurs types des eaux :



**Figure 20.** Une installation typique de MBBR couplée à un système conçu pour l'élimination de la DBO<sub>5</sub>, de la DCO et de l'azote (Deena et al., 2022).

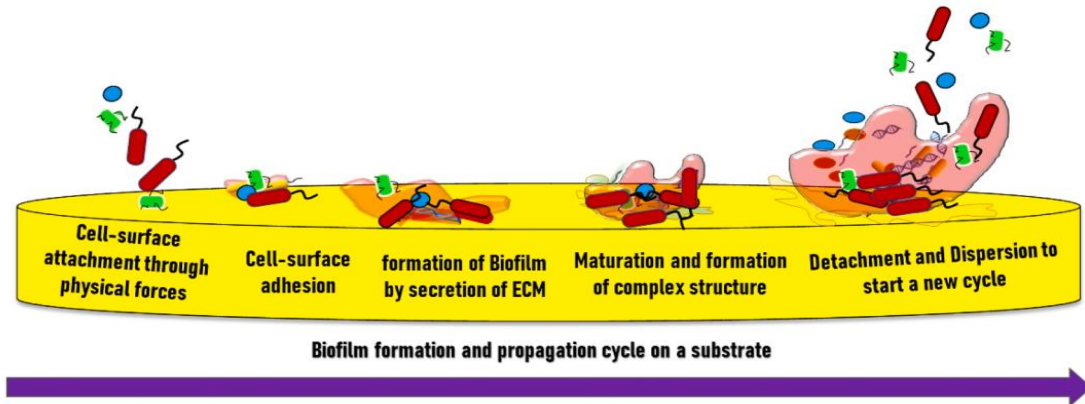
- Eaux usées municipales et industrielles ;
- Moderniser les procédés de boues activées existants ;
- Les eaux de l'industrie pharmaceutique;
- Les rejets de l'industrie de la pétrochimie;
- Les rejets de l'industrie des textiles;
- Les rejets de l'industrie de papier;
- Élimination des composés résistants;
- Des eaux usées très concentrées en sels;
- Des eaux usées à température extrême.

### 3. Biofilm

Un biofilm comprend des agrégats de cellules attachées au substrat intégrés dans une matrice autoproduite d'EPS (*Extracellular Polymeric Substances*) composée de polysaccharides, de protéines et d'ADN (Fig. 21).

Ces biostructures complexes sont constituées de communautés multi-espèces d'organismes qui abritent une immense diversité métabolique pour dégrader différents types de polluants. Les EPS peuvent adsorber, immobiliser, piéger les polluants et agit parfois comme une barrière de

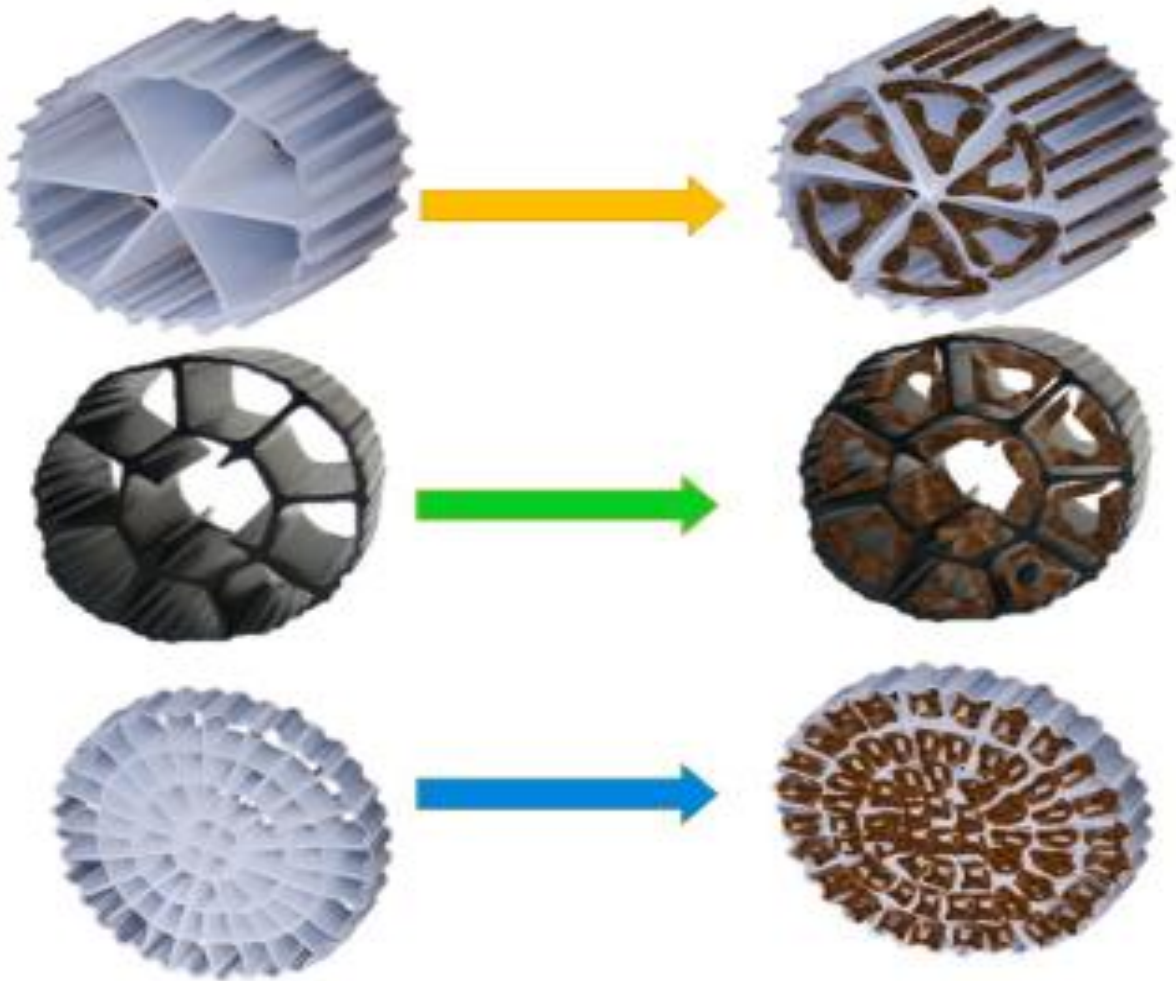
diffusion pour empêcher les contaminants toxiques de pénétrer dans la cellule. Une protection renforcée au sein du biofilm confère une plus grande tolérance des cellules résidentes vis-à-vis des polluants toxiques.



**Figure 21.** Visualisation graphique du mécanisme de formation du biofilm (Deena,et al., 2022).

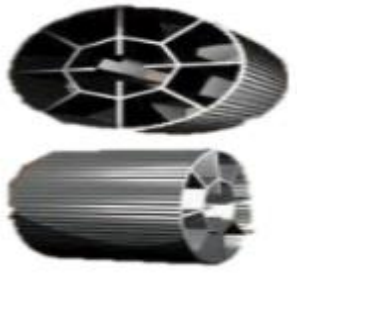
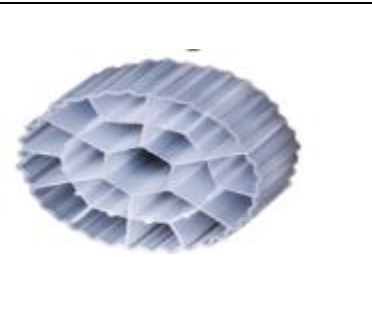
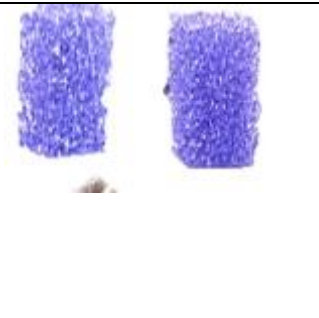



#### 4. Rôle des matériaux de support dans la performance du MBBR

La surface de fixation joue un rôle crucial pour l'adhésion microbienne. Par conséquent, les supports de biofilm, également appelés bioporteurs (matériaux de support), constituent une partie essentielle de la conception MBBR et jouent un rôle essentiel en influençant l'efficacité de l'élimination des polluants dans un système de traitement des eaux usées. Le développement de biofilm dans la surface creuse des bioporteurs dans le MBBR offre une protection contre une forte abrasion dans le réacteur (Fig. 22). En règle générale, les bioporteurs sont constitués de HDPE, PP, PE ou d'éponge ou de mousse réticulée polymère, disponibles sous différentes formes et tailles, ayant une densité d'environ 0,94 à 0,98 g/cm<sup>3</sup>.



**Figure 22.** Matériaux support de biofilm avant et après colmatage des pores (Deena ,et al., 2022).

Les bioporteurs les plus couramment utilisés dans le MBBR sont de petite forme cylindrique, ayant une croix à l'intérieur et des ailettes longitudinales à l'extérieur. Idéalement, le support doit fournir une surface suffisante par unité de volume pour le développement du biofilm avec moins de risque de colmatage.

			
Active Cell 450	Active Cell 920	Active Cell 515	Poly-eCaprolactone, PCl
			
AnoxKaldnes K3	AnoxKaldnes Biofilm Chip (M)	AnoxKaldnes k5	AnoxKaldnes K1
			
HDPE Newpond	ABC5	ABC4	Polyurethan biofilmcarrier
			
Kingsponge	Bioportz	polyethylene (PE)carrier	BWTX

**Figure 23.** Collection de support de biofilm les plus utilisés (Deena et al., 2022).



**Tableau 11.** Principaux avantages et inconvénients associés aux réacteurs à biofilm à lit mobile (MBBR) (Bassin & Dezotti, 2018).

Avantages	Inconvénient
Ils peuvent être appliqués dans des installations de traitement existantes, souvent utilisés pour améliorer leurs performances	Coûts énergétiques élevés associés à l'aération, responsable non seulement de l'apport d'oxygène aux micro-organismes, mais
Contrairement aux procédés conventionnels à boues activées, les boues n'ont pas besoin d'être recyclées dans le système car la biomasse se développe en adhérant aux supports.	également du mouvement des porteurs à l'intérieur du réacteur
Ils permettent une réduction du coût d'installation, puisqu'ils suppriment certaines des étapes requises dans les procédés conventionnels	Si le système n'est pas bien conçu, des problèmes liés à l'hydrodynamique peuvent survenir, tels que la formation de régions stagnantes.
Contrairement aux réacteurs à lit fixe, il n'y a pas de colmatage du lit de boues, et donc un nettoyage périodique n'est pas nécessaire	
Le biofilm adhérant aux supports est plus résistant aux variations de la concentration de l'influent et aux changements brusques des charges organiques et hydrauliques, du pH, de la température et de la toxicité	

---

## Deuxième cas : Vermicompostage

### 1. Définition

Le lombricompostage ou vermicompostage est un processus naturel de décomposition biochimique des déchets organiques par le traitement métabolique des vers de terre et des micro-organismes, permettant la bioconversion des déchets organiques en bio-fertilisant pour l'amélioration des sols. Le résultat de cette bioconversion est appelé vermicompost.

Les vers de terre, en tant que moteur clé, régulent directement l'activité, l'abondance, la composition de la communauté, ainsi que l'habitat de la communauté microbienne par leurs activités telles que la digestion, l'enfouissement, l'excrétion de mucus et la déjection, accélérant ainsi le processus de décomposition. La digestion, l'enfouissement et la déjection des vers de terre pouvaient exercer une influence considérable sur les communautés microbiennes dans un système de lombricompostage.

Au cours du lombricompostage, les vers de terre ingèrent, broient et digèrent les déchets organiques à l'aide de la microflore aérobie et anaérobie de leur intestin, les convertissant en une matière beaucoup plus fine, humifiée et microbiennement active. Le produit généré est stable et homogène, peut avoir des niveaux réduits de contaminants et, en outre, est un milieu de croissance précieux. Au cours de ce processus, les éléments nutritifs importants pour les plantes tels que N, P, K, Ca, etc. présents dans les déchets sont convertis en des formes beaucoup plus solubles et disponibles pour les plantes que le substrat parent. **Le mucus des vers de terre contient un mélange de glucides et de substances de type protéique qui ont de multiples fonctions écologiques.** En effet le mucus des vers de terre surtout épigés pouvait accélérer la minéralisation et l'humification des matériaux de lombricompostage. Pendant le processus de décomposition, la structure de la communauté bactérienne est fortement modifiée par l'ajout de mucus, montrant spécifiquement une plus grande augmentation de l'abondance des Proteobacteria. Ce qui suggère que le mucus des vers de terre pourrait jouer un rôle important dans l'accélération de la décomposition et de l'humification dans le système de lombricompostage.

Pendant le lombricompostage, les déchets organiques peuvent être recyclés en produits de grande valeur grâce à la digestion intestinale, à la déjection et à l'excrétion de mucus des vers de terre.

Cependant, à ce jour, peu d'études ont été réalisées sur le rôle du mucus dans le système de lombricompostage par rapport aux effets des autres activités (Fig. 24).

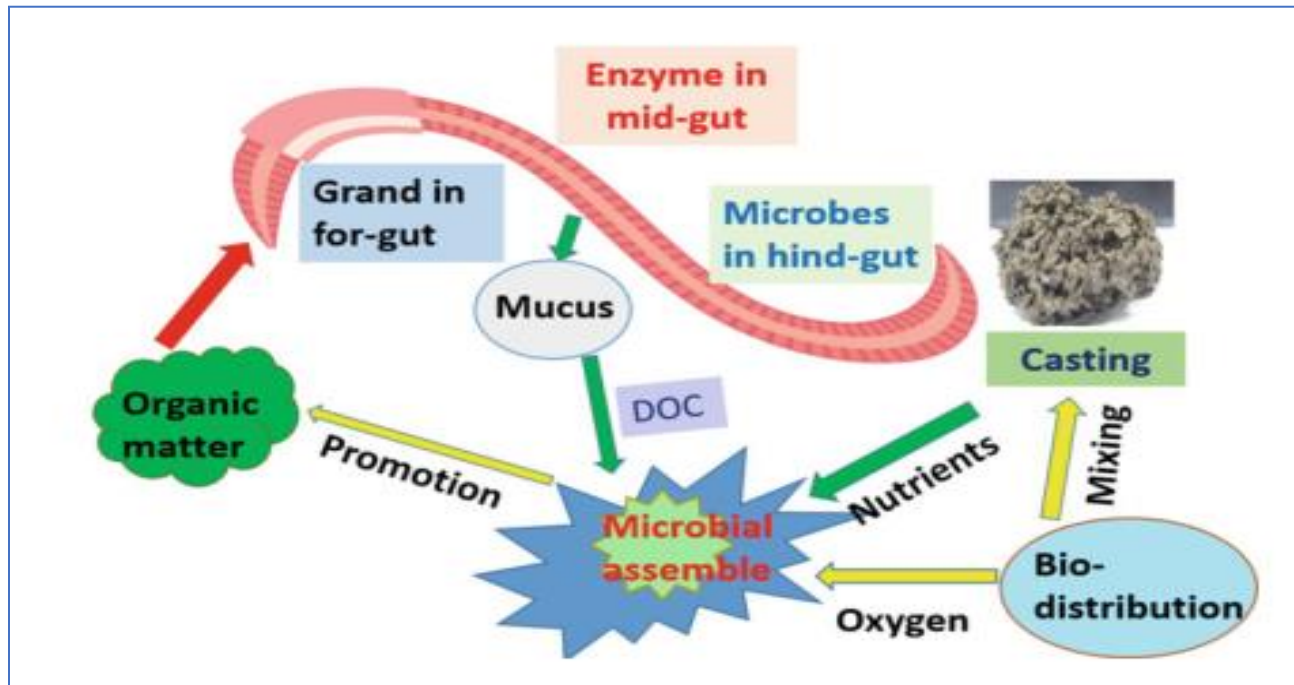


Figure 24. Mécanisme de vermicompostage (Huang et al., 2020)

## 2. Espèces de vers de terre utilisées dans le vermicompostage

Depuis les années 1970, il y a eu un grand intérêt pour les façons possibles d'utiliser les vers de terre pour traiter les déchets organiques. Six espèces de vers de terre ont été identifiées comme les espèces potentiellement les plus utiles pour décomposer les déchets organiques. Ce sont :

*Eisenia afetida* (ou *Eisenia andrei* étroitement apparentée) ;

*Dendrobaena veneta* ;

*Lumbricus rubellus* ;

*Eudrilus eugeniae* ;

*Perionyxex cavatus* ;

*Lampito mauritii*.

## 3. Types de déchets dégradés par les vers de terre

En tant que technologie verte et respectueuse de l'environnement, il a été démontré que plusieurs déchets organiques peuvent être lombricompostés par les vers de terre. La plupart des types de

déchets organiques peuvent être décomposés par ces espèces de vers de terre, mais certains déchets organiques doivent être prétraités de diverses manières pour les rendre acceptables pour les vers de terre, et tous les déchets organiques ne peuvent pas aussi bien faire pousser des vers de terre. Les caractéristiques des différents déchets qui ont été testés sont les suivant :

#### 1. Le fumier

Le fumier de bovin est le déchet animal le plus facile à cultiver avec succès, il ne contient généralement pas de matières défavorables à la croissance des vers de terre. Généralement, l'espèce *Eiseniafetida* se développe plus rapidement dans le fumier de bovin que dans le fumier de chèvre. Le fumier de cheval est un excellent matériau pour la culture de vers de terre et nécessite très peu de modifications autres que le maintien de bons facteurs environnementaux dans les déchets.

#### 2. Les déchets de volaille

La fiente de volaille y compris le fumier de poulet, de canard et de dinde, contiennent des quantités importantes de sels inorganiques, d'urée et d'ammoniac, qui peuvent tuer les vers de terre dans les déchets de volaille fraîchement déposés. Cependant, après élimination de ces matériaux par compostage thermophile ou vieillissement, les vers de terre s'y développent bien, et les résultats produits sont riches en nutriments et conviennent comme amendements de sol.

#### 3. Les déchets de pomme de terre

Les déchets de vers de terre généralement sous forme de pelure provenant des industries de la pomme de terre transformée et de la pomme de terre congelée, constituent un milieu de croissance idéal pour les vers de terre et nécessitent peu de modifications en termes de teneur en humidité ou d'autres types de prétraitement.

#### 4. Les déchets alimentaires

Les déchets de restaurant sont des matériaux facilement disponibles qui coûtent cher à éliminer dans des décharges ou ailleurs et constituent un excellent milieu pour la culture de vers de terre, lorsqu'une forme de matériau en vrac, comme des déchets de papier, est mélangée avec eux pour réduire leur taux d'humidité.

#### 5. Les solides de pâte à papier

Les déchets solides de pâte à papier sont produits par séparation mécanique, pressage ou sédimentation des solides provenant des lavages de la production de papier. Ces solides sont vraiment un excellent matériau pour la croissance de toutes les espèces de vers de terre, et il n'y a pas besoin de prétraitement ou d'additifs. Ils sont particulièrement adaptés aux systèmes de lombricompostage en andains extérieurs car ils forment une croûte sur le lit qui minimise la perte d'eau tout en permettant à l'eau d'être ajoutée et de pénétrer dans le lit.

#### 6. Les déchets des jardins urbains

Les déchets des jardins y compris les tontes de gazon et les feuilles des arbres, sont d'excellents milieux de croissance pour les vers de terre, en particulier lorsqu'ils sont macérés et soigneusement mélangés avant utilisation. Cependant, leur production et leur disponibilité ont tendance à être saisonnières, ce qui rend difficile la production d'un lombricompost standardisé tout au long de l'année.

#### 7. Les effluents solides des systèmes d'aquaculture

Les déchets solides des systèmes d'aquaculture mélangés avec du carton déchiqueté semblent être des matières premières appropriées pour le lombricompostage.

#### 8. Les boues résiduaires

L'utilisation de vers de terre dans la gestion des boues a été qualifiée de «vermstabilisation». La plupart des études de lombricompostage liées aux boues d'épuration générées par le procédé des boues activées ont été utilisées comme substrat brut. Des études ont rapporté que le vermicompostage des boues d'épuration avec *E. foetida* entraînait une réduction de *Salmonella spp.*, de coliformes fécaux et de *Shigella spp.* et les œufs d'helminthes. La réduction du nombre d'agents pathogènes pourrait être liée à la libération de fluides coelomiques par les vers de terre lors du lombricompostage, qui ont des propriétés antibactériennes et tuent les agents pathogènes.

### 4. **Introduction des vers de terre aux déchets**

Les vers peuvent consommer pratiquement tous les types de matière organique et peuvent absorber l'équivalent de leur propre poids par jour. Les excréments des vers sont riches en nitrates, et en formes disponibles de P, K, Ca et Mg. Le passage à travers les vers de terre

favorise la croissance des bactéries et notamment des actinomycètes.

Pour éviter l'effet de l'élévation de la température au cours de la dégradation des déchets, ce qui peut influencer sur l'activité des vers de terre, le mélange des vers de terre avec les déchets à composter peut s'utiliser de deux manières :

—soit en une étape unique de traitement ;

—soit après une étape de fermentation chaude en substitution de l'étape classique de maturation.

La première approche concerne essentiellement le domaine agricole car elle nécessite des surfaces relativement importantes (de l'ordre de  $2,5 \text{ m}^2/\text{m}^3$  de déchet). En effet, pour éviter un échauffement du déchet (lié à l'activité microbienne de biodégradation aérobie) qui serait néfaste au développement des lombrics, il est nécessaire de travailler avec des tas ou andains présentant un rapport surface/volume élevé. Typiquement, la hauteur des tas ou andains ne dépasse pas 30 à 40 cm pour que la température reste bien inférieure à  $40 \text{ C}^\circ$ . La durée du traitement est variable en fonction notamment de la nature du déchet, mais est généralement de l'ordre de plusieurs semaines à plusieurs mois.

La deuxième approche évite le problème de l'échauffement car le lombricompostage s'effectue après que la fraction la plus biodégradable du déchet a été éliminée par une étape classique de fermentation chaude. Elle permet donc de travailler dans des systèmes plus compacts (rapport surface/volume faible). La substance obtenue (lombricompost ou vermicompost) est alors constituée par les excréments des vers qui ingèrent et digèrent la matière organique résiduelle. On obtient ainsi de fait un produit plus calibré et donc plus facile à séparer par criblage des éléments indésirables pouvant se trouver dans le déchet.

Le produit digéré appelé lombricompost ou lombricast est riche en nutriments vitaux tels que le carbone, l'azote, le phosphore, le potassium, les sécrétions microbiennes, les enzymes, les régulateurs de croissance des plantes et les hormones, matière organique etc.

**Tableau 12.** Composition en éléments nutritive d'un vermicopost (Thirunavukkarasu et al., 2022).

Éléments	Valeur
carbone organique	9,5 %– 17,98 %
azote	0,51 %–1,5 %
phosphore	0,1 %–0,3 %
potassium	0,15 %–0,56 %
sodium	0,06 %–0,3 %
zinc	5,7 mg /kg–11,5 mg/kg
cuivre	2 mg/kg–9,5 mg/kg
fer	2 mg/kg–9,3 mg/kg
soufre	128 mg/kg–548 mg/kg

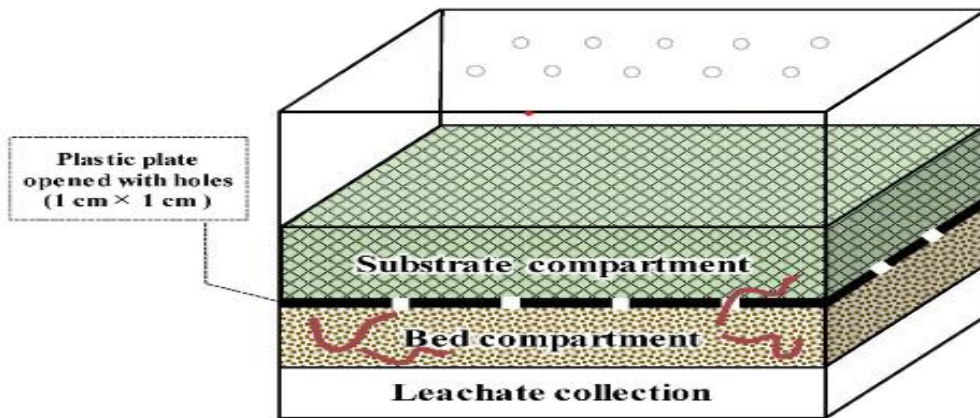
## 5. Méthodes pour pratiquer le vermicompostage

Le processus de lombricompostage peut être utilisé selon différents modes tels que la méthode des fosses, la méthode des bacs et la méthode des tas. En fonction de la taille des déchets à digérer, la sélection de la méthode du bac par rapport à la méthode de la fosse est préférée. Comme les conditions micro-environnementales peuvent être contrôlées efficacement dans la méthode de bac, c'est la méthode de choix pour les débutants et les applications à plus petite échelle. Cependant, cette méthode nécessite des bacs d'une taille et d'une forme spécifiée avec des structures temporaires ou permanentes et, par conséquent, cette méthode est assez coûteuse par rapport à la méthode de la fosse (Fig. 25 et 26).

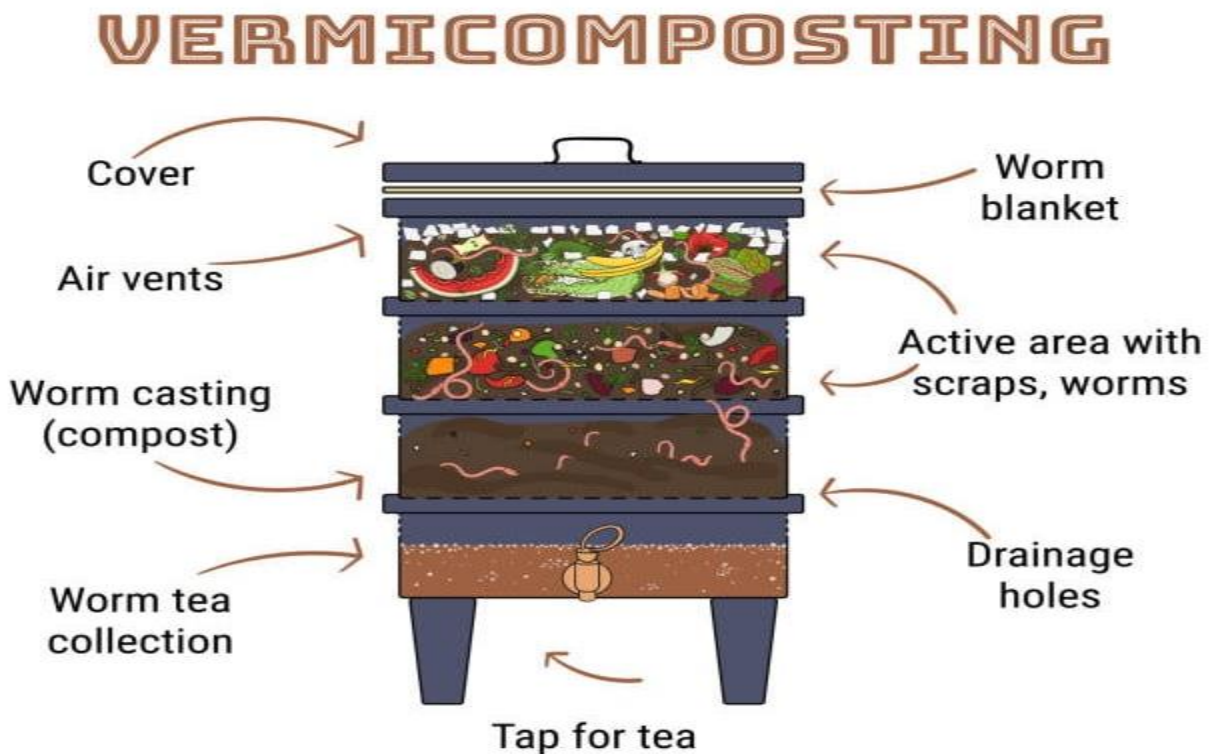
### 1. Analyse SWOT (Strengths, weaknesses, opportunities, Threats)

Le processus de lombricompostage peut être présenté comme un modèle de toile commerciale aux start-ups fascinées et aux entrepreneurs émergents.

L'analyse SWOT, en d'autres termes, l'évaluation de la situation est l'une des stratégies de planification et de gestion pour aider les start-ups/entrepreneurs à reconnaître les forces, les faiblesses, les opportunités et les menaces de leurs modèles commerciaux.



**Figure 25.** Conception du vermi-réacteur ou vermicomposteur : un compartiment de substrat et un compartiment de lit (Li et al., 2021).



**Figure 26.** Vermicomposteur individuel (<https://www.istockphoto.com/vector/infographic-of-vermicomposting-components-of-vermicomposter-vermicomposter-gm1301021943-393174817?phrase=worm%20composting>).



---

### **6.1. Forces (Strengths)**

L'utilisation du lombricompost facilite la restauration de la fertilité des sols et la prévention de l'érosion des sols car ceux-ci sont considérés comme une bonne substance pour les agriculteurs. Avec l'adoption d'une technologie simple et peu coûteuse, le coût de production semble faible par rapport aux engrais chimiques conventionnels. La sensibilisation accrue des consommateurs aux aliments biologiques a entraîné un fort potentiel de marché pour le fumier riche en éléments nutritifs. Les valeurs de vente des produits pour les légumes et les fruits issus de l'agriculture biologique sont considérablement plus élevées que celles des produits chimiques.

### **6.2. La faiblesse (weaknesses)**

La durée du cycle de vie du produit pour la première phase de récolte est longue, soit environ 45 à 60 jours, car elle est réalisée par les actions biologiques des vers de terre et les processus métaboliques microbiens. Aucune autre approche alternative n'est développée dans la régulation de ce processus de digestion organique. La nécessité de vastes terrains pour la préparation des vermibines et l'installation de structures temporaires telles que hangars, entrepôts, clôtures, système d'approvisionnement en eau et machines, etc. ont entraîné un investissement en capital appréciable. Le choix de l'emplacement est principalement important car le processus dépend d'un plus grand nombre de variables incontrôlables telles que la température, l'humidité, etc.

### **3.3.3. Opportunités**

Des générations massives de déchets organiques provenant de multiples sources ont abouti au développement et à l'adoption réussie de techniques efficaces de gestion des déchets. Le concept de « richesse des déchets » est constamment soutenu par les politiques des gouvernements et, par conséquent, la portée du marché pour un tel traitement des déchets organiques est perçue comme une croissance commerciale sans précédent ces dernières années. L'abondance, les matières premières assez bon marché, la technologie simple et le potentiel de commercialisation à l'extérieur du pays de ce processus de lombricompostage pourraient accroître les opportunités commerciales dans le secteur agricole.

### 3.3.4. Des menaces (Threats)

Le taux de transition plus lent de l'utilisation d'engrais chimiques vers le lombricompost est une menace potentielle pour ce modèle commercial. Les secteurs informels produisant la qualité inférieure aux normes du compost ont entraîné la perte d'appréciation de sa valeur d'origine parmi les utilisateurs. L'absence de réglementation nationale pour les techniques de production et l'évaluation de la qualité aurait eu un impact sur l'hétérogénéité du vermicompost. La réduction substantielle du coût des engrais chimiques par leurs magnats des affaires est une autre menace importante pour les jeunes entrepreneurs.

## 2. Les conditions optimales pour le lombricompostage

Le tableau (13) met en exergue les conditions optimales pour le lombricompostage pour différents types de déchets avec le vers *Eseinia fetida*.

**Tableau 13.** Les conditions optimales de l'utilisation de *E. fetida* pour le vermicompostage des déchets animales et végétales.

Condition	Marges
Température	15 à 20 °C (limites 4 – 30)
Teneur e humidité	80-90% (limite 60-90)
Teneur des déchets en ammonium	<0.5 mg/g
Teneur en sel	<0.5%
pH	Entre 5 et 9

## 8. Caractéristiques des lombricomposts produits par les vers de terre à partir des déchets organiques

La structure physique finale des lombricomposts produits à partir de déchets organiques dépend beaucoup du type de déchets organiques parents à partir desquels ils ont été produits. Le produit final de lombricompost de la plupart des déchets organiques est généralement un matériau finement divisé, bien stabilisé et humifié, semblable à de la tourbe, avec une excellente structure, porosité élevée, capacité d'aération, de drainage et de rétention d'humidité et faible rapport C/N.

Les teneurs en nutriments chimiques des lombricomposts provenant de différentes sources de déchets diffèrent considérablement, selon le matériau d'origine. Lorsque leur teneur en éléments

nutritifs est comparée à celle d'un milieu de culture de plantes commercial, s'ils sont traités à partir de déchets animaux, ils contiennent généralement la plupart des éléments minéraux nécessaires aux plantes, bien qu'il puisse parfois y avoir une carence en magnésium, qui peut être corrigée par ajout de sulfate de magnésium (Tab. 14). Une caractéristique importante des lombricomposts est que, pendant le traitement des divers déchets organiques par les vers de terre, bon nombre des nutriments qu'ils contiennent sont transformés en des formes qui sont plus facilement absorbées par les plantes, telles que le nitrate ou l'azote ammoniacal, le phosphore échangeable et le potassium, le calcium et le magnésium solubles (Tab. 15). De plus, de nombreux lombricomposts produits à partir de déchets animaux ont tendance à être neutre ou alcalin ( $\text{pH} > 7$ ). Le traitement des déchets organiques par les vers de terre ne modifie pas sensiblement le pH du matériau.

**Tableau 14.** Les principaux nutriments dans un vermicompost typique des déchets animaux (Edwards and Arancon, 2022).

Déchets organique	Teneur en éléments (% de la matière sèche)					
	N	P	K	Ca	Mg	Mn
Déchets solides de bovins séparés	2.2	0.4	0.9	1.2	0.25	0.02
Déchets solides de bovins sur paille	2.5	0.5	2.5	1.55	0.3	0.5
Déchets solides des canards sur paille	2.6	2.9	1.7	9.5	1	0.1
Déchets solides de poulet sur copeaux	1.8	2.7	2.1	4.8	0.7	0.08
milieu de croissance commercial pour les plantes	1.8	0.21	0.48	0.48	2.2	0.92

**Figure 15.** Effets de la l'intervention des vers de terre dans la dégradation des déchets organiques (Edwards and Arancon, 2022).

Déchets organique	N-NO3	facilement soluble P (% MS)	Échangeable (% MS)		
	ppm		K	Ca	Mg
Déchets de bovins (compostés)	8.8	0.11	0.19	0.35	0.05
Déchets de bovins (lombricompostés)	259.4	0.18	0.41	0.59	0.08
Déchets de pomme de terre (compostés)	74.6	0.19	1.94	0.91	0.24
Déchets de pomme de terre (lombricompostés)	1428	0.22	3.09	1.37	0.34

**La prochaine partie sera réservée à la présentation des résultats de l'étude menée par Thirunavukkarasu et al., (2022) dont l'objectif est l'évaluation critique du processus de lombricompostage. Elle a été menée au département de biotechnologie industrielle, Government College of Technology, Coimbatore, Inde. La collecte des vers *E. fetida*, la collecte du substrat (déchets), le prétraitement et la préparation des fosses, la production de lombricompost et l'analyse de la qualité des nutriments ont tous été effectués au même endroit.**

## **1. Matériels et méthodes**

### **1.1. Matériaux nécessaires**

Les déchets organiques tels que les déchets végétaux, les feuilles mortes et les gobelets en papier ont été collectés dans l'auberge du campus. La bouse de vache et la tourbe de coco ont été achetées dans les zones locales de la région de Coimbatore, en Inde, et une attention particulière a été accordée à l'achat de bouse de vache dont les excréments ne doivent pas avoir plus de 30 jours. De l'eau de jaggery (un sucre brun foncé fabriqué en Inde par évaporation de la sève des palmiers) (50 % p/v), caillé aigre et une solution de curcuma ont été préparés pour un meilleur entretien du processus de lombricompostage.

### **1.2. Préparation de l'alimentation/substrat**

Les déchets organiques collectés ont été dimensionnés à des tailles plus petites et séchés pour éliminer la teneur en humidité liée à la surface en les gardant dans une zone ombragée pendant environ 3 à 4 jours. Ces déchets organiques partiellement séchés ont été conservés au repos pendant environ 15 jours pour permettre la décomposition bactérienne. La présence d'un large éventail de communautés bactériennes dans ces déchets les digère partiellement pour faciliter l'ingestion par les vers. De plus, les déchets digérés ont été mélangés et retournés pour faciliter la libération de chaleur intrinsèque et pour éviter le processus de digestion anaérobie.

### **1.3. Enrichissement de la lombriculture**

Une quantité approximative de 1,5 kg de vers de terre a été collectée sur le site de l'étude et a été identifiée comme *E. fetida*. Pour enrichir la population de vers, les vers collectés ont été inoculés dans un milieu de production qui est un lisier contenant 70 % de bouse de vache. Parallèlement à

ce milieu de reproduction, environ 10 % (v/v) de caillé aigre ont été augmentés pour améliorer son taux de reproduction. Une bonne aération doit être assurée dans le lisier inoculé. Après une période de 60 à 70 jours, les vers ont été collectés et pesés.

#### **1.4. Préparation du vermipit**

Un vermipit de taille 2,13m x 0,762 m x 0.3 m a été creusé à l'emplacement du site avec une capacité totale de 5.18 m<sup>2</sup> pouvant produire environ 0,5 tonne de lombricompost. L'emplacement du site a été choisi dans une zone où l'exposition directe au soleil ou à la pluie est minimale. Pour lancer le processus de lombricompostage, une approche couche par couche a été utilisée. La figure (27) résume le protocole de cette étude. Les détails de la litière sont donnés ci-dessous :

La première couche : des graviers de taille inégale et de la tourbe de noix de coco de taille approximative ont été superposés à la base sur une épaisseur de 06 cm. Cette couche poreuse est destinée à empêcher le mouvement des vers dans le sol profond.

La deuxième couche : Des gobelets en papier prétraités ont été superposés avec quelques quantités d'humidité et de sol limoneux sur la couche de base du lit de gravier d'une épaisseur de 12 cm. Avant l'application, le sol fertile a été tamisé pour éliminer tout dépôt solide, brindilles et des pierres, etc.

La troisième couche : Le substrat partiellement digéré et le mélange de bouse de vache ont été étalés sur les gobelets en papier sur une épaisseur d'environ 12 cm.

Le plus grand soin a été pris pour s'assurer que la température de ce mélange était d'environ la température ambiante. La chaleur intrinsèque du mélange de bouse de vache peut affecter la fonction physiologique et les actions métaboliques des vers de terre et, par conséquent, elle doit être complètement éliminée. En outre, *E. fetida* récolté à partir du milieu de production a été inoculé sur cette couche. Un volume approximatif d'eau de jaggery a été saupoudré sur le mélange de fumier pour améliorer le taux d'ingestion des vers de terre.

La quatrième couche : Une couche de feuilles sèches finement dimensionnées et partiellement digérées avec le compost a été constituée jusqu'à 6 à 9 cm. De la paille de riz hachée a été étalée sur cette couche pour assurer la prévention de la perte d'humidité.

---

## **2. Processus de lombricompostage à l'échelle pilote**

Les Vermipits ont été autorisés à incuber 30 à 45 jours pour assurer la formation du vermicompost. En général, une période d'adaptation est nécessaire pour la première phase de récolte en raison de l'exposition de nouvelles conditions micro-environnementales aux vers de terre inoculés. Les Vermipits ont été surveillés en permanence pour les paramètres physico-chimiques de base tels que le pH, la température et l'humidité. De plus, la fosse a été étroitement surveillée pour empêcher l'entrée d'autres insectes, fourmis et termites, etc. Un retournement ou un mélange périodique des couches de la fosse a été effectué pour assurer l'aération du processus de compostage et évacuer les gaz piégés de la fosse. L'apparence d'un compost de couleur brun foncé, la texture physique du matériau tourbeux étaient les indicateurs qualitatifs de la fin du processus de lombricompostage. Pour faciliter la récupération et la récolte du compost, l'arrosage des fosses a été arrêté pendant au moins 2 à 3 jours pour déplacer les vers de la fosse.

Alternativement, 50 % p/v de solution de jaggery a été versé sur les coins de la fosse pour les accumuler et faciliter la récolte des vers de terre.

Environ 60 à 75 % des déjections de vers ont été récupérées dans les fosses et soumises à un processus de tamisage (d-3 mm) pour séparer les vers et le compost. Le lombricompost tamisé a été stocké à température ambiante et un aliquot a été fait pour l'analyse des propriétés physico-chimiques et des compositions nutritionnelles.

## **3. Analyse physico-chimique du lombricompost**

Plusieurs paramètres ont été mesurés pour caractériser le vermicompost, il s'agit surtout de : Odeur, pH, rapport C/N, teneur de rétention en eau, Teneur en humidité, la porosité, test de germination et l'évolution de CO<sub>2</sub>.

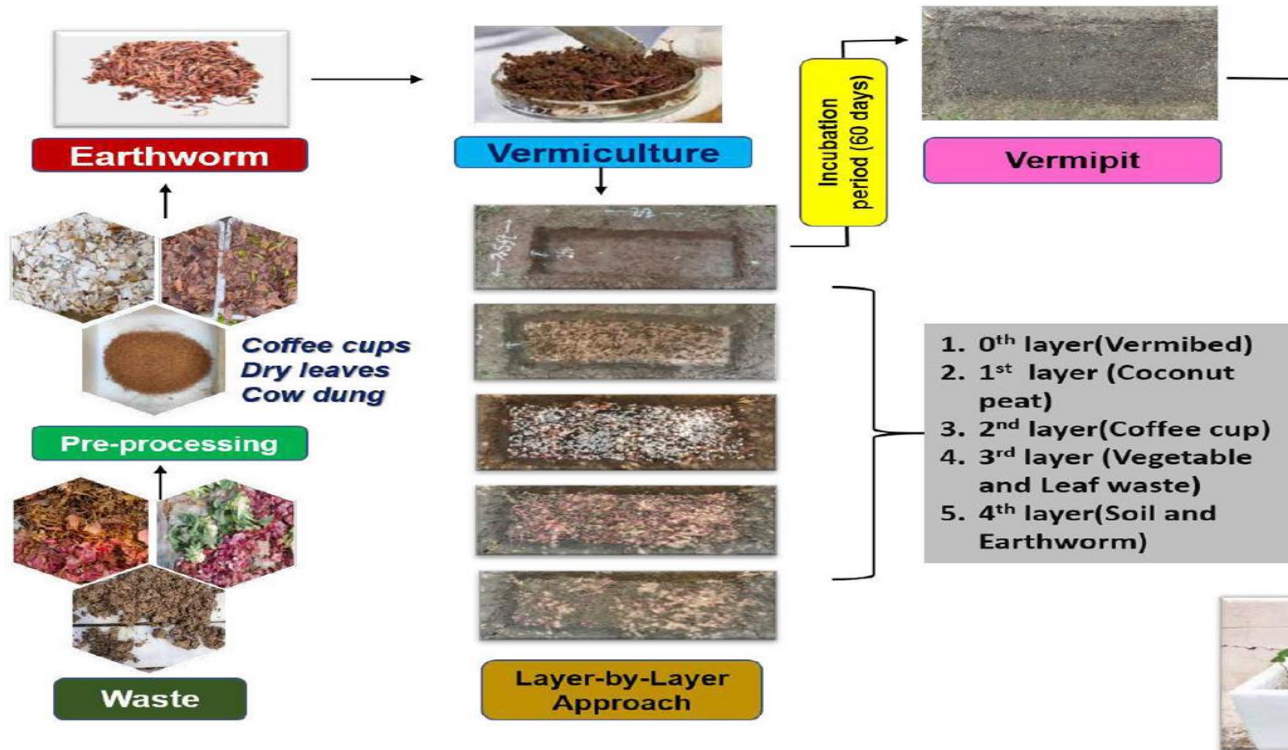


Figure 27. Conduit de la recherche menée par Thirunavukkarasuet al., (2022)

## 4. Résultats

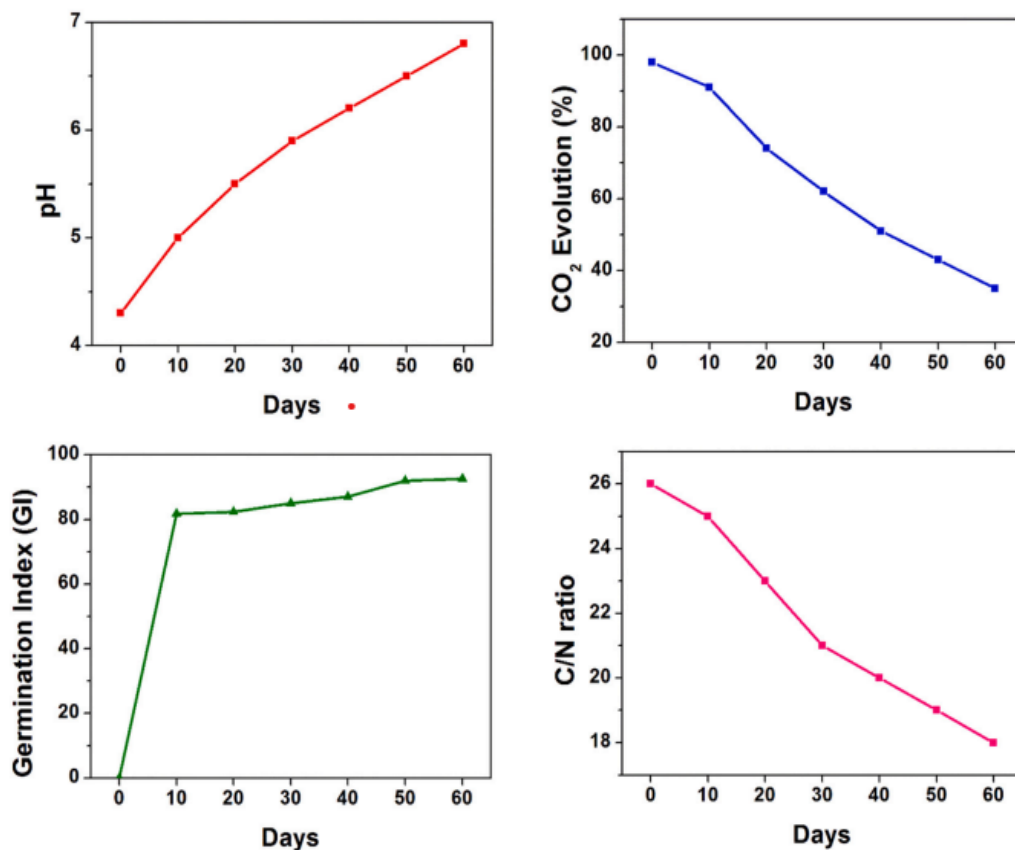
### 4.1. Paramètres physico-chimiques du lombricompost

Le tableau (16) énumère les paramètres physicochimiques calculés du processus de lombricompostage à l'échelle pilote. L'odeur est également un autre indicateur qualitatif pour la détermination du compost stable et mature. L'absence d'odeur nauséabonde et âcre a indiqué que le processus de compostage était entièrement généré par l'ingestion, la décomposition physique, la biooxydation, les actions métaboliques des vers et la digestion microbienne par la respiration aérobie. Le pH du lombricompost a été observé à 6,8 et la plage de pH recommandée pour un compost typique était de 5,5 à 7,7.

**Tableau 16.** Paramètres physicochimiques du vermicompost produit

Paramètres	Valeurs obtenues	Marge selon Sharma et al., 2021
Odeur	Odeur agréable de la terre	Odeur agréable de la terre
pH	6.8	5.9 – 8.3
CT	9.8 %	9.8 – 13.4 %
NT	0.51%	0.51 – 0.61%
Teneur en eau	42 %	35 - 45%
Porosity	65%	60-72%

La figure (28) présente l'évolution de pH, l'indice de germination, CO<sub>2</sub> dégagé et le ratio C/N de Jour zéro jusqu'au 60<sup>ème</sup> jours.



**Figure 28.** Courbe de tendance des paramètres physico-chimiques du lombricompost (Thirunavukkarasuet al., 2022)



---

### **Troisième cas : Vermifiltration**

Les vers de terre ont de nombreux segments corporels et utilisent une quantité massive de divers déchets organiques. Au cours du processus de digestion, les enzymes intestinales des vers de terre ainsi que les communautés microbiennes décomposent la matière organique complexe et libèrent une énorme quantité de microbes via des déjections de vers de terre.

L'utilisation de vers de terre dans le traitement des eaux usées ou des boues est appelée vermifiltration. Elle a été préconisée pour la première fois par le professeur Jose Toha de l'Université du Chili en 1992.

#### **1. Principe**

La technologie de vermifiltration est une méthode importante et réalisable pour résoudre les problèmes soulevés par les eaux usées en termes de contaminants chimiques et d'organismes pathogènes elle est très prometteuse pour le traitement des eaux usées domestique surtout dans les pays en développement, la vermifiltration pourrait être même une technologie idéale pour le traitement des effluents industriels et domestiques, en raison de ses caractéristiques rentables et écologiquement durables. Les vers de terre peuvent modifier les propriétés d'un biofilm présent dans le vermifiltre par activités de fouissage, ingestion, production de mucus et de déjection ces déjections (vermicast) fournit une charge microbienne proliférative et une activité enzymatique associée pour agir sur les contaminants organiques dans les eaux usées.

La vermifiltration couplée avec macrophyte a été identifiée comme l'une des meilleures technologies durables, naturelles et respectueuses de l'environnement pour le traitement et la réutilisation des eaux usées et jusqu'à présent, elle a été appliquée avec succès pour le traitement des eaux usées domestiques.

Le processus de vermifiltration élimine différents polluants des eaux usées en utilisant un vermifiltre composé d'un média filtrant, de matériaux de litière et inoculé avec des espèces sélectionnées de vers de terre.

L'intestin des vers de terre est le milieu idéal pour les bactéries, les champignons, les actinomycètes qui sont importants dans la biodégradation. Les vers de terre favorisent la croissance des communautés microbiennes jusqu'à 1000 fois lors du passage dans leur intestin.

En outre, il a été démontré que les déjections de vers de terre présentent davantage d'activités enzymatiques et microbiennes.

Dans une étude dont l'objectif est de comparer la performance de l'épuration des eaux usées hospitaliers riches en antibiotiques entre deux procédés biologiques de boues activées et vermifiltrea base de vers de terre *Eiseniafoetida*, les résultats ont révélé que le réacteur vermifiltre avait une performance meilleure et plus stable dans l'élimination des antibiotiques que le système de boues activées même si tous les antibiotiques étaient présents dans les effluents des deux procédés comparés, mais le système vermifiltre était capable de réduire l'écotoxicité des antibiotiques.

Les vers de terre sont des mangeurs et des décomposeurs de déchets polyvalents. Leur action dans le système de vermifiltration s'articule autour des points suivants :

-- Ils accélèrent la croissance des bactéries aérobies qui jouent un rôle essentiel dans le traitement des eaux usées. Le processus de vermifiltration combine donc l'activité des vers et des microorganismes. Les vers de terre accueillent des millions de microbes dans leur intestin. Le nombre de bactéries contenues dans la matière ingérée par les vers augmentait jusqu'à 1000 fois en passant par leur tube digestif.

-- La matière ingérée est finement broyée (à l'aide de pierres dans leur gésier musculaire) en petites particules d'une taille de 2 à 4 microns et dégradée sous l'action des enzymes (protéases, les lipases, les amylases, les cellulases et les chitinases) qui provoquent la conversion biochimique rapide de la cellulose et des matériaux protéiques en déchets organiques.

-- Le processus final dans la vermifiltration est l'humification, au cours de laquelle les grosses particules organiques sont converties en un complexe colloïdal amorphe contenant des matières **phénoliques**. Seulement environ un quart de la matière organique est transformée en humus.

## 2. Paramètres influençant la performance d'un vermifiltre

Plusieurs paramètres peuvent influencer la performance d'un système de vermifiltration :

### 2.1. La présence du chlorure de sodium NaCl dans l'eau

La présence de concentrations élevées en sel inhibe la croissance des vers de terre, ce qui réduit de manière significative l'efficacité du filtre biologique, même si les vers peuvent avoir une capacité de détoxifier le NaCl. Les plus sensibles sont les juvéniles qui succombent même à des concentrations modérées, s'ils y sont exposés pendant une longue période.

## 2.2. La charge hydraulique

Elle se définit comme étant le volume d'eau usée apporté au vermifiltre par unité de surface de vermifiltre (partie habitée par les vers) et par unité de temps. Elle est exprimée en  $m^3/\text{jour}/m^2$  du vermifiltre. Généralement elle dépend du nombre de vers adultes vivants par unité de surface du vermifiltre. La taille et la santé des vers sont aussi des facteurs essentiels pour la détermination de la charge hydraulique. Il a été noté que l'augmentation de la charge hydraulique conduit à une réduction du temps de rétention hydraulique et ainsi à une diminution de l'efficacité du traitement et à la réduction du nombre de vers de terre adultes. La charge hydraulique est souvent comprise entre  $1 m^3/\text{jour}/m^2$  et  $4 m^3/\text{jour}/m^2$  selon la taille du filtre et la température ambiante.

## 2.3. Le temps de rétention hydraulique

C'est le temps mis par les eaux usées pour s'écouler à travers le profil du milieu dans lequel habitent les vers de terre. Il est tout à fait essentiel que les eaux usées restent dans le système de vermifiltration et en contact avec les vers pendant une certaine période. Ce contact permet aux vers de récupérer la matière organique présente dans les eaux et de la transformer.

## 2.4. La composition du système de filtration

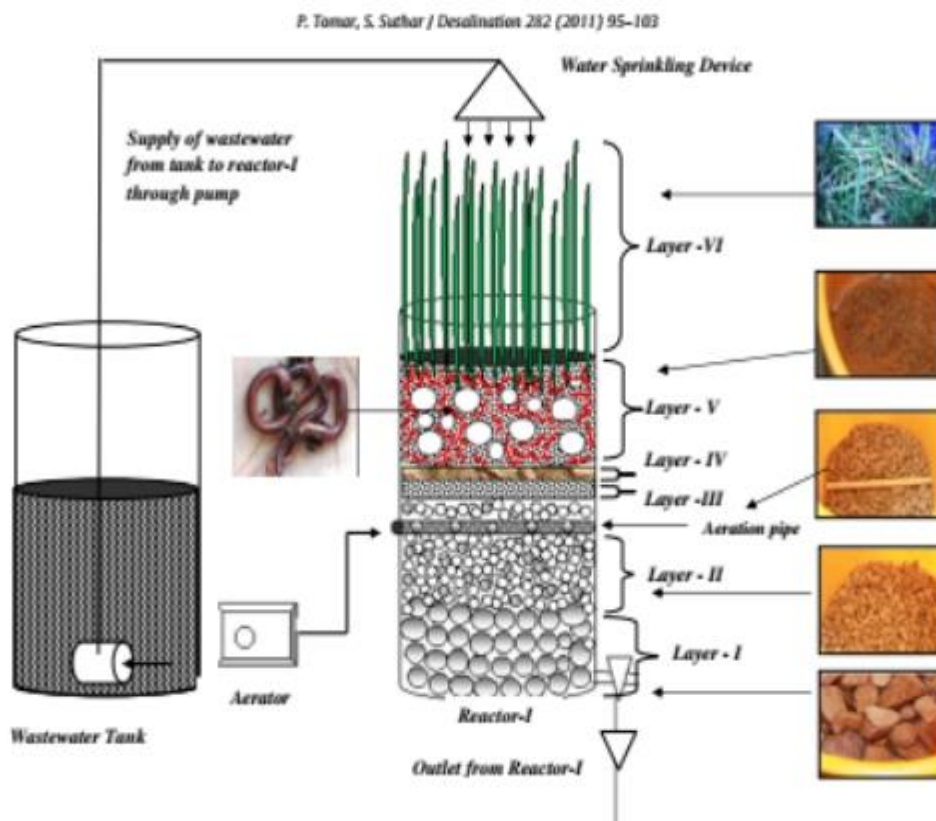
La composition du système de filtration et les différentes proportions de chaque matériau sont le noyau de la technologie de vermifiltration. Il joue un rôle extraordinaire dans le système, les changements de l'environnement exotique ont un impact crucial sur le fonctionnement des lombrics, notamment sur leur métabolisme respiratoire, puisqu'ils respirent par la peau.

Plusieurs types de matériaux ont été choisis comme matériau de filtration, les **déchets organiques** domestiques; le **copeau de bois**, **écorce**, **tourbe**, **paille**, du **gravier** et du **sable**. La performance globale d'un vermifiltre peut être influencée par l'utilisation de l'un ou l'autre type de matériau.

## 2.5. Les espèces de ver de terre

De longues recherches sur la vermiculture ont indiqué que le ver tigre (*Eisenia fetida*), le ver tigre rouge (*E. andrei*), le ver indien bleu (*Perionyxex cavatus*), le "Night Crawler africain" (*Eudrilus eugeniae*) et le ver rouge (*Lumbricus rubellus*) sont les plus utilisées dans les systèmes de vermitraitement de divers déchets organiques solides et liquides. Les capacités épuratoires d'un système peuvent être influencées par le choix de l'espèce. Durant son cycle de vie *Eudrilus eugeniae* croit plus rapidement que les autres espèces. Son addition à un système de filtration augmente le taux d'abattement de DBO<sub>5</sub>, COD, et MES respectivement de 72-80% à 85-93% ; 52% -60% à 74% - 80% ; et 60% - 70% à 70% - 80%, pendant 2 à 3 heures de temps de rétention.

La figure (29) révèle le protocole d'une expérience de traitement des eaux usées avec les vers de terre. Elle a utilisée plusieurs couches.



**Figure 29.** Système de vermi-biofiltration utilisé pour le traitement des eaux usées  
(Thirunavukkarasu et al., 2022)

**Couche I. Grosses pierres** (10 à 15 cm de diamètre) jusqu'à 5 pouces - cette couche crée une sorte de système de chambre à air et pour le stockage de l'eau à la base du système.

**Couche II. Couche épaisse de petites pierres et de gravier** (5 à 7 cm de diamètre) jusqu'à 2 pouces - agit comme une unité de filtration et crée une sorte de turbulence pendant l'écoulement de l'eau et fournit un espace pour l'aération des eaux usées.

Tuyau d'aération (percé de 1 pouce de diamètre et de 15 pouces de longueur). Le tuyau d'aération était recouvert d'une couche de 1 pouce de petits cailloux. Un fin filet en plastique a été placé sur la couche de galets - un dispositif d'aération a été installé afin d'éliminer la charge de DBO des eaux usées.

**Couche III.** Une épaisse couche de **sciure de bois étalée sur le filet** (5 cm) - la sciure de bois agit comme un bon absorbant pour plusieurs types de polluants inorganiques des eaux usées.

**Couche IV.** Des **feuilles séchées d'arbre ont été placées sur une couche de sciure** de bois (5 cm) - comme adsorbant naturel pour éliminer les nutriments des eaux usées. Il agit également comme aliment pour les communautés microbiennes contribuant à la minéralisation des eaux usées.

Filet fin Le **filet en plastique fin** (taille des pores 0,5 mm) a été placé sur la couche de litière de feuilles afin de contrôler l'entrée des vers de terre dans les couches profondes du système de vermi-biofiltration - afin d'éviter de déplacer les vers de terre vers les couches profondes du fond du réacteur.

**Couche V. Lit de vermi-biofiltration** principalement construit en utilisant une **épaisse litière de sol mélangé avec de petites pierres et des cailloux** avec système complexe de zone racinaire de la plante de surface *Cyprus rotundus*. L'épaisseur de cette couche était d'environ 10 pouces - le ver de terre agit comme agent biologique pour éliminer les fractions solides des eaux usées et la minéralisation des eaux usées est principalement due aux interactions entre le ver de terre et les microbes dans le système de la zone racinaire.

**Couche VI.** Composée du peuplement végétal de surface. Les plantes des zones humides fournissent de l'air dans le système de la zone racinaire et éliminent les nutriments des eaux

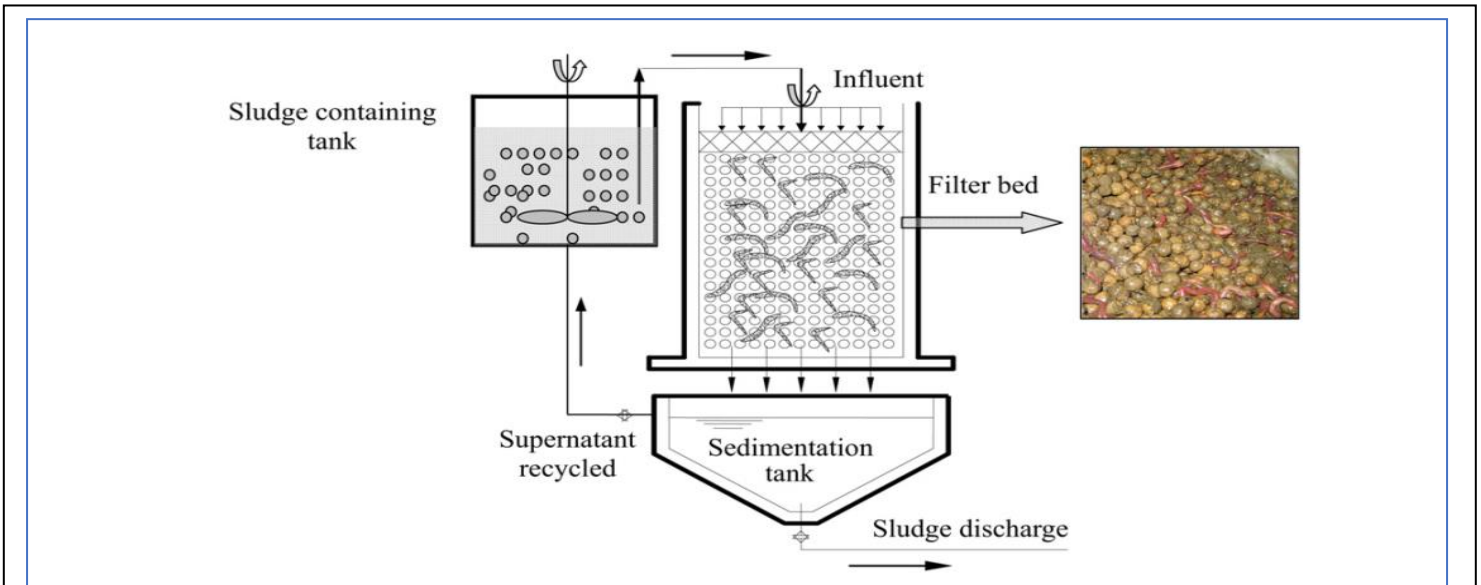
usées par des processus généraux d'absorption, d'adsorption. Elle fournit également des abris aux communautés microbiennes bénéfiques responsables de la minéralisation de l'azote.

**Tableau 17.** Caractéristiques chimiques de eaux traitées par un biofiltre (témoin) et un vermifiltre (experimental reactor) (Thirunavukkarasu et al., 2022)

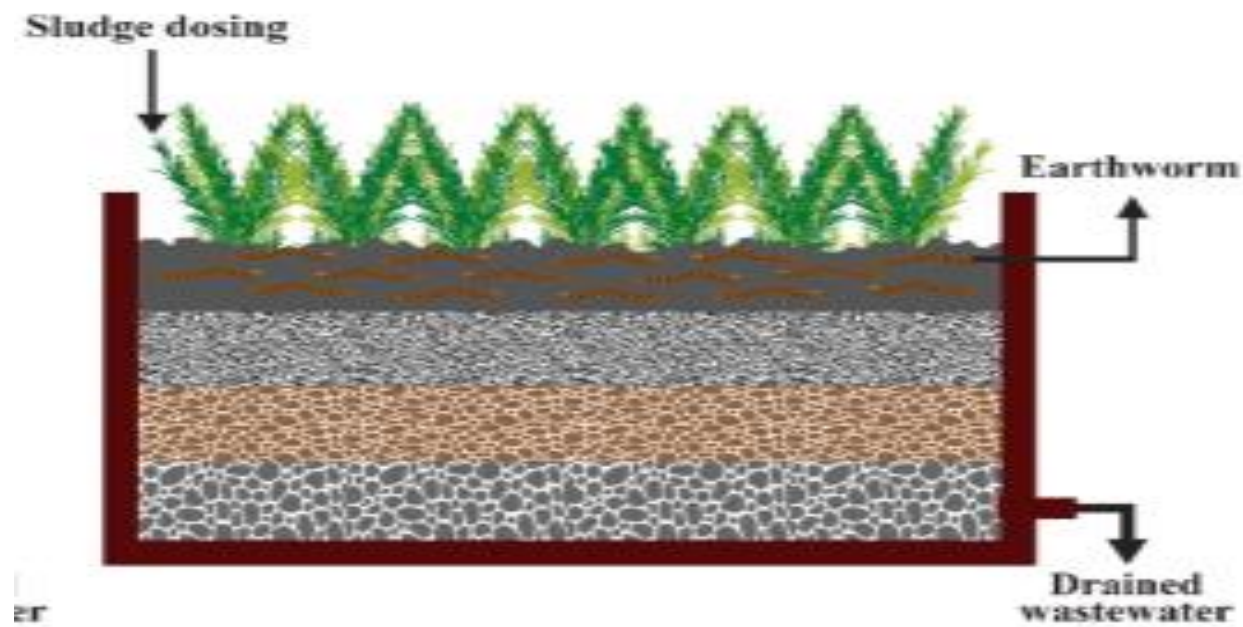
Parameters	Control reactor <sup>a</sup>	Experimental reactor <sup>b</sup>
pH	7.81 ± 0.01	8.15 ± 0.01
EC (ΩS/cm)	1230.0 ± 8.0	984.67 ± 11.7
TSS (mg/l)	78.40 ± 1.00	24.8 ± 2.82
TDS (mg/l)	9875.0 ± 15.0	91.3 ± 5.13
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	186.90 ± 1.02	27.92 ± 2.93
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/l)	12.67 ± 0.03	0.62 ± 0.04
COD (mg/l)	545.6 ± 5.0	86.67 ± 2.03

Ce travail offre l'opportunité d'explorer l'efficacité d'un système de vermi-biofiltration (principalement construit en utilisant une herbe de zone humide, *Cyprus rotundus*, et la biomasse vivante d'un ver de terre local, (*P. sansibaricus*) dans le traitement des eaux usées urbaines. Les approches scientifiques précédentes étaient basées sur l'utilisation d'une plante ou d'un ver de terre dans la conception de l'unité de biofiltration. Mais dans cette étude, l'intégration de ces deux composants (système traditionnel de zones humides construites et vers de terre) a été appliquée pour concevoir une unité de biofiltration rentable et durable pour le traitement des eaux usées sur site.

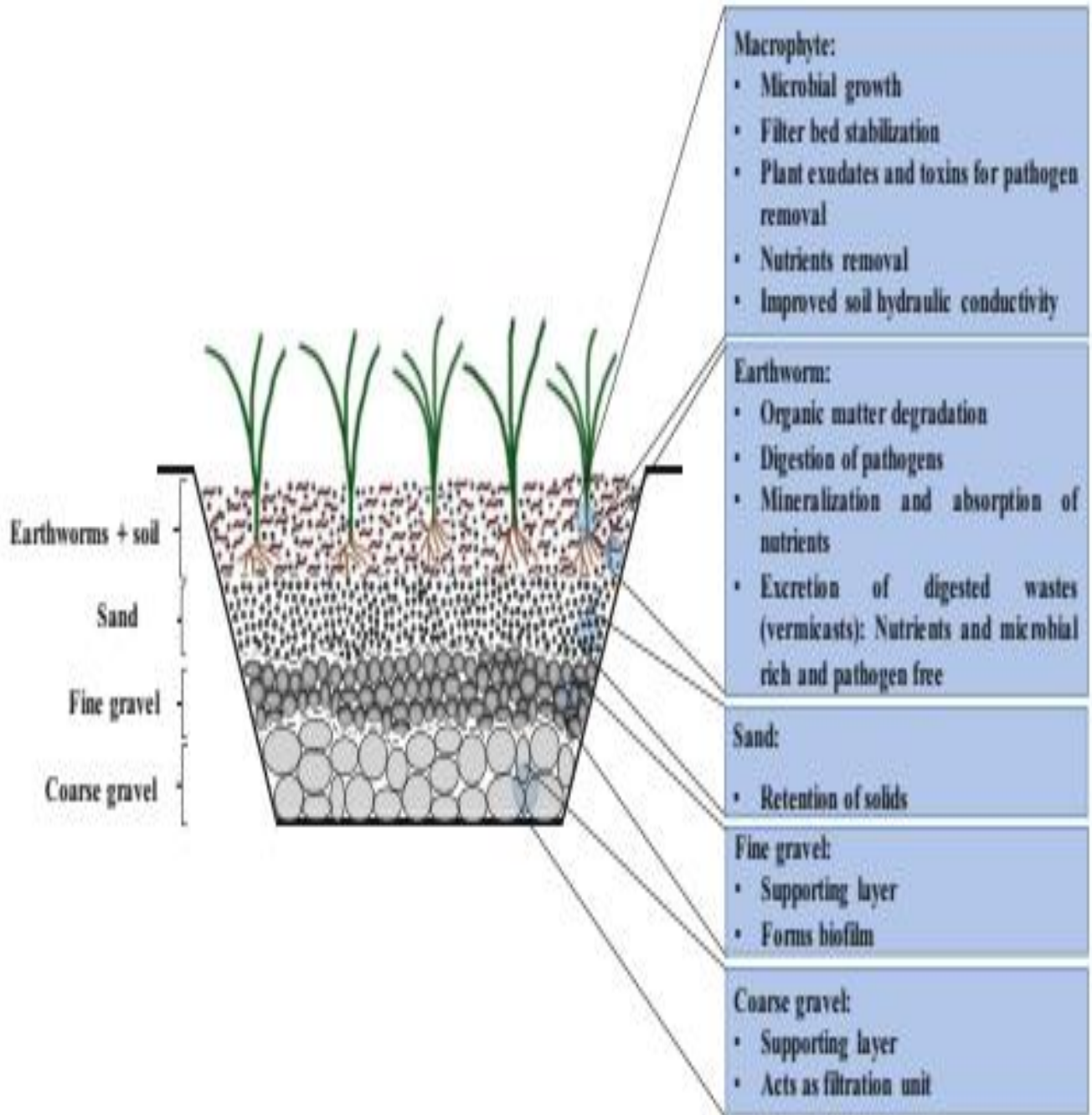
Les résultats suggèrent clairement que le réacteur intégré de vermi-biofiltration était plus efficace que le système de biofiltration traditionnel en termes d'élimination des principaux polluants chimiques des eaux usées. Bien que les résultats indiquent clairement l'efficacité du système de vermibiofiltration dans le traitement des eaux usées, d'autres études détaillées sont encore nécessaires pour répondre à quelques questions clés de ce système, par exemple, l'impact du temps de rétention, l'écologie microbienne dans les vermibeds, l'interaction ver de terre-microbien, etc.



**Figure 30.** Schéma d'un vermifiltre avec les vers de terre sur le lit de filtre (Zhao et al., 2010).

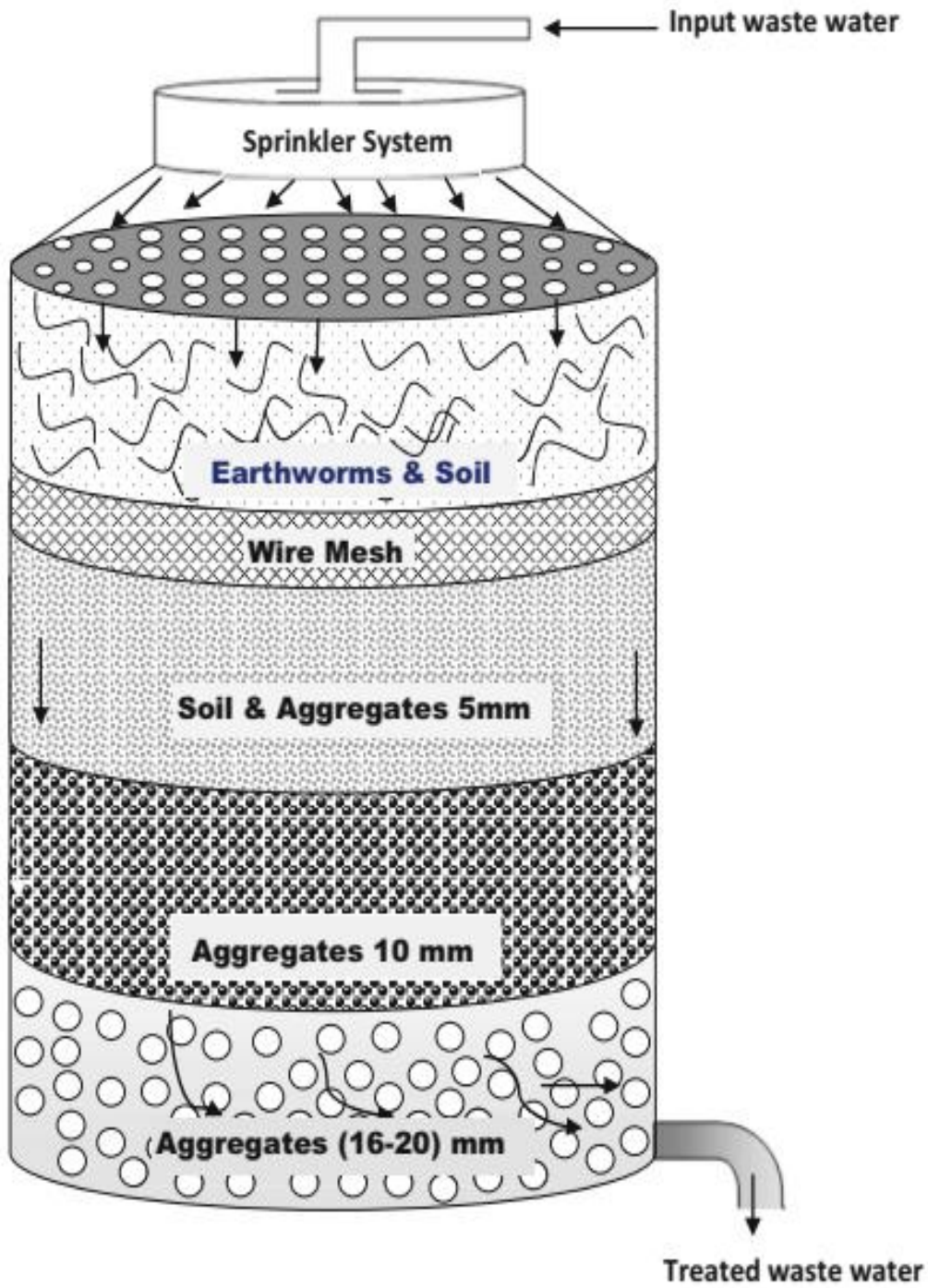


**Figure 31.** Traitement des boues par combinaison de vermifiltration et macrophyte (Saeed et al., 2022).



**Figure 32.** Schéma d'un système de macrophyte assisté avec vermifiltration et le rôle des couches (Kanaujia, et al., 2020)





**Figure 33.** Schéma représente un système de vermifiltre selon Chowdhary et al. (2020)

## Références bibliographiques

Ababsa N. (2021). Polycopie de cours et TD gestion des déchets solides. Université de Khenchela.

Akunna, J. C. (2018). Anaerobic waste-wastewater treatment and biogas plants: a practical handbook. CRC Press.

Askri, A. (2015). Valorization of anaerobic digestates in agriculture: Effects on Carbon and Nitrogen biogeochemical cycles (Doctoral dissertation, AgroParisTech).

Bassin, J. P., & Dezotti, M. (2018). Moving bed biofilm reactor (MBBR). In *Advanced biological processes for wastewater treatment* (pp. 37-74). Springer, Cham.

Bassompierre C. (2007). Procédé à boues activées pour le traitement d'effluents papetiers : de la conception d'un pilote à la validation de modèles. Thèse Doctorat Institut National Polytechnique De Grenoble.

Bayard, R., & Gourdon, R. (2007). *Traitement biologique des déchets*. Ed. Techniques de l'Ingénieur.

Boeglin J.C., (1998). *Principes fondamentaux de l'épuration. Traitements biologiques des eaux résiduaires*. Technique de l'ingénieur.

Cardoso, W., di Felice, R., Baptista, R.C. (2022). A Critical Overview of Development and Innovations in Biogas Upgrading. In: Iano, Y., Saotome, O., Kemper Vásquez, G.L., CotrimPezzuto, C., Arthur, R., Gomes de Oliveira, G. (eds) *Proceedings of the 7th Brazilian Technology Symposium (BTSym'21)*. BTSym 2021. Smart Innovation, Systems and Technologies, vol 295. Springer, Cham. [https://doi.org/10.1007/978-3-031-08545-1\\_4](https://doi.org/10.1007/978-3-031-08545-1_4).

Chowdhary A. B., Quadar, J. Singh B. and Singh J. (2020). Treatment of wastewater by vermifiltration integrated with plants chapter 3. In *Earthworm Assisted Remediation of Effluents and Wastes* (pp. 3-17). Springer, Singapore.

Chu, L., Wang, J., Quan, F., Xing, X.-H., Tang, L., & Zhang, C. (2014). Modification of polyurethane foam carriers and application in a moving bed biofilm reactor. *Process Biochemistry*, 49(11), 1979–1982. doi:10.1016/j.procbio.2014.07.01.

Cindy Bassompierre. Procédé à boues activées pour le traitement d'effluents papetiers : de la conception d'un pilote à la validation de modèles. domain\_stic.inge. Institut National Polytechnique de Grenoble - INPG, 2007.

CNR. (2000). Le traitement biologique des déchets organiques.

Deena, S. R., Kumar, G., Vickram, A. S., Singhaniam, R. R., Dong, C. D., Rohini, K., ... &Ponnusamy, V. K. (2022). Efficiency of Various Biofilm Carriers and Microbial Interactions with Substrate in Moving Bed-Biofilm Reactor for Wastewater Treatment: A Review. *Bioresource Technology*, 127421.

Deena, S. R., Kumar, G., Vickram, A. S., Singhaniam, R. R., Dong, C. D., Rohini, K., ... &Ponnusamy, V. K. (2022). Efficiency of Various Biofilm Carriers and Microbial Interactions with Substrate in Moving Bed-Biofilm Reactor for Wastewater Treatment: A Review. *BioresourceTechnology*, 127421.

Dhaouadi H. (2008). Traitement des Eaux Usées Urbaines. Les procédés biologiques d'épuration, Université Virtuelle de Tunis, 34 P.

Ding, A., Zhang, R., Ngo, H. H., He, X., Ma, J., Nan, J., & Li, G. (2021). Life cycle assessment of sewage sludge treatment and disposal based on nutrient and energy recovery: A review. *Science of The Total Environment*, 769, 144451. doi:10.1016/j.scitotenv.2020.1444

Ding, G. K. C. (2017). Wastewater treatment and reuse-The future source of water supply. *Encyclopedia of Sustainable technologies*.

Djermakoye, M.M. 2005, Les eaux résiduares des tannerieset des teintureriers. Caractérisation physico-chimiques, bactériologiques et impact surles eaux de surfaces et les souterraines. Thèse Doctorat. Université de Bamako.

Donald, A. N., Asif, M., &Felicien, S. (2022). A review on the centralised municipal sewage and wastewater treatment unit processes. *MOJ Eco Environ Sci*, 7(2), 31-38.DOI: 10.15406/mojes.2022.07.00244

Edwards, C.A., Arancon, N.Q. (2022). The Use of Earthworms in Organic Waste Management and Vermiculture. In: *Biology and Ecology of Earthworms*. Springer, New York, NY. [https://doi.org/10.1007/978-0-387-74943-3\\_14](https://doi.org/10.1007/978-0-387-74943-3_14).

EPNAC.(2015) Ouvrage de traitement par boues activées. Guide d'exploitation.[www.oieau.fr/eaudoc/system/files/33487.pdf](http://www.oieau.fr/eaudoc/system/files/33487.pdf)

France AgriMer, (2012). La méthanisation, état des lieux et perspectives de développement. Biomasse 1, 12 P.

Fanlo J.L. (2005), Les procédés de traitement des émissions odorantes, Pollutions olfactives: Origine, Législation, Analyse, Traitement, Dunod, Coll. L'Usine Nouvelle, pp.388.

Francou, C. (2003). Stabilisation de la matière organique au cours du compostage de déchets urbains: Influence de la nature des déchets et du procédé de compostage-Recherche d'indicateurs pertinents (Doctoral dissertation, INAPG (AgroParisTech)).

Goswami, R., Chattopadhyay, P., Shome, A., Banerjee, S.N., Chakraborty, A.K., Mathew, A.K., Chaudhury, S. (2016). An overview of physico-chemical mechanisms of biogas production by microbial communities: a step towards sustainable waste management. 3 Biotech 6(1), 72 <https://doi.org/10.1007/s13205-016-0395-9>

Gupta, R., & Garg, V. K. (2008). Stabilization of primary sewage sludge during vermicomposting. Journal of hazardous materials, 153(3), 1023-1030.

Gzar, H. A., Al-Rekabi, W. S., & Shuhaieb, Z. K. (2021). Application of Moving Bed Biofilm Reactor (MBBR) for Treatment of Industrial Wastewater: A mini Review. In Journal of Physics:Conference Series (Vol. 1973, No. 1, p. 012024). IOP Publishing.

Hess J. (2007). Modélisation de la qualité du biogaz produit par un fermenteur méthanogène et stratégie de régulation en vue de sa valorisation. Automatique / Robotique. Université Nice Sophia Antipolis. Français.

Huang, K., & Xia, H. (2018). Role of earthworms' mucus in vermicomposting system: Biodegradation tests based on humification and microbial activity. Science of The Total Environment, 610-611, 703-708. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.08.104.

Huang, K., Xia, H., Li, F., & Bhat, S. A. ED. Recycling of Municipal Sludge by Vermicomposting. In *Earthworm Assisted Remediation of Effluents and Wastes* (pp. 55-67). Springer, Singapore.

Insam, H., & De Bertoldi, M. (2007). Microbiology of the composting process. In Wastemanagement series (Vol. 8, pp. 25-48). Elsevier.

Joassin L., Matagne D., (1981). Méthanisation des résidus urbains : Etude théorique du bilan énergétique et aspects économiques. *Studies in environmental science* 9, 175-183.

Kanaujia, K., Trivedi, A., & Hait, S. (2020). Applicability of vermifiltration for wastewater treatment and recycling. In *Earthworm Assisted Remediation of Effluents and Wastes* (pp. 3-17). Springer, Singapore.

Kostrzytsia, A., Papirio, S., Khodzhaev, M., Morrison, L., Collins, G., Lens, P. N. L., ... Esposito, G. (2022). Biofilm carrier type affects biogenic sulfur-driven denitrification performance and microbial community dynamics in moving-bed biofilm reactors. *Chemosphere*, 287, 131975. doi:10.1016/j.chemosphere.2021.1.

Le Cloirec, P., Fanlo, J. L., & Grancian, C. (2003). Treatment of odors. Curative processes; Traitement des odeurs. *Procedes curatifs. Techniques de l'Ingenieur. Environnement*, 2.

Leyva-Díaz, J. C., Martín-Pascual, J., & Poyatos, J. M. (2016). Moving bed biofilm reactor to treat wastewater. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 14(4), 881–910. doi:10.1007/s13762-016-1169-y.

Li, W., Li, J., Ahmad Bhat, S., Wei, Y., Deng, Z., Li, F., 2021. Elimination of antibiotic resistance genes from excess activated sludge added for effective treatment of fruit and vegetable waste in a novel vermireactor. *Bioresour. Technol.* 325, 124695.

Li, X., Xing, M., Yang, J., Lu, Y., (2013). Properties of biofilm in a vermifiltration system for domestic wastewater sludge stabilization. *Chem. Eng. J.* 223, 932–943.

Mahto, K. U., & Das, S. (2022). Bacterial biofilm and extracellular polymeric substances in the moving bed biofilm reactor for wastewater treatment: A review. *Bioresource Technology*, 345, 126476.

Mahto, K. U., & Das, S. (2022). Bacterial biofilm and extracellular polymeric substances in the moving bed biofilm reactor for wastewater treatment: A review. *Bioresource Technology*, 345, 126476.

Mallard, P., Rogeau, D., Gabrielle, B., Vial, E., Muller, O., Vignoles, M., ... & Coppin, Y. (2005). *Impacts environnementaux de la gestion biologique des déchets. Bilan des connaissances* (Doctoral dissertation, irstea).

Maulana, A., Adiandri, R. S., Boopathy, R., & Setiadi, T. (2022). Extraction, characterization, and biosurfactant properties of extracellular polymeric substance from textile wastewater activated sludge. *Journal of Bioscience and Bioengineering*.

Mohan, M., Manohar, M., Muthuraj, S., Vijayalakshmi, G.S., Ganesh, P., Abdul Salam, M. (2022). Vermifiltration: A Novel Sustainable and Innovative Technology for Wastewater Treatment. In: Arora, S., Kumar, A., Ogita, S., Yau, Y.Y. (eds) *Innovations in Environmental Biotechnology*. Springer, Singapore. [https://doi.org/10.1007/978-981-16-4445-0\\_24](https://doi.org/10.1007/978-981-16-4445-0_24).

Mustin, M. (1987). *Le Compost, Gestion de la Matière Organique*, F. Dubusc eds, pp. 957, Paris

Pourtier L. et Rognon C. (2000). *Les odeurs dans l'environnement, Traité environnement*, G2900, Techniques de l'Ingénieur.

Qasim, S. R., & Zhu, G. (2018). *Wastewater treatment and reuse, theory and design examples, volume 1: principles and basic treatment*. CRC Press.

RECORD (2001). *Les biotechnologies adaptées au traitement des polluants gazeux*, , 229 p, n°00-0407/1A.

Rejsek F., (2002) : *Analyse des eaux : Aspects réglementaires et techniques*. Centre régional de documentation pédagogique d'Aquitaine (CRDP). Bordeaux. 358 p.

Rezai, B., & Allahkarami, E. (2021). Wastewater Treatment Processes—Techniques, Technologies, Challenges Faced, and Alternative Solutions. In *Soft Computing Techniques in Solid Waste and Wastewater Management* (pp. 35-53). Elsevier.

Saeed, T., Majed, N., Yadav, A. K., Hasan, A., & Miah, M. J. (2022). Constructed wetlands for drained wastewater treatment and sludge stabilization: Role of plants, microbial fuel cell and earthworm assistance. *Chemical Engineering Journal*, 430, 132907. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.132907>.

Saidulu, D., Majumder, A., & Gupta, A. K. (2021). A systematic review of moving bed biofilm reactor, membrane bioreactor, and moving bed membrane bioreactor for wastewater treatment:

Comparison of research trends, removal mechanisms, and performance. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(5), 106112. doi:10.1016/j.jece.2021.106112.

Shokouhi, R., Ghobadi, N., Godini, K., Hadi, M., Atashzaban, Z. (2019). Antibiotic detection in a hospital wastewater and comparison of their removal rate by activated sludge and earthworm-based vermifiltration: environmental risk assessment, *Process Safety and Environmental Protection*, doi: <https://doi.org/10.1016/j.psep.2019.10.020>.

Singh, R., Samal, K., Dash, R. R., & Bhunia, P. (2019). Vermifiltration as a sustainable natural treatment technology for the treatment and reuse of wastewater: a review. *Journal of environmental management*, 247, 140-151.

Sinha, R.K., Bharambe, G., Chaudhari, U., (2008). Sewage treatment by vermifiltration with synchronous treatment of sludge by earthworms: a low cost sustainable technology over conventional systems with potential for decentralization. *Environmentalist* 28, 409–420.

Soares, M. A.D. R. (2016). Eggshell valorisation by co-composting process for environmental applications (Doctoral dissertation).

Sotamenou, J. (2010). Le compostage: une alternative soutenable de gestion publique des déchets solides au Cameroun (Doctoral dissertation, Université de Yaoundé).

Spellman, F. R. (2014). *Water and Wastewater Treatment Plant Operations*. Third Edition. 924 p.

Zubair M., Wang S., Zhang P., Ye J., Liang J., Nabi M., Zhou Z., Tao X., Chen N., Sun K., Xiao J., Cai Y. (2020) Biological nutrient removal and recovery from solid and liquid livestock manure: Recent advance and perspective, *Bioresource Technology*. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.122823>

Soupramanien, A. (2012). Traitement d'effluents gazeux malodorants issus du secteur industriel du traitement des déchets par voie biologique: étude du couplage lit percolateur/biofiltre (Doctoral dissertation, Ecole des Mines de Nantes).

Sperling, M. V. (2007). *Basic principles of wastewater treatment*. Biological Wastewater Treatment Series, 210p.

Tang, C., Xu, D. & Chen, N. (2021). Sustainability prioritization of sewage sludge to energyscenarios with hybrid-data consideration: a fuzzy decision-making framework based on

full consistency method and fusion ranking model. *Environ SciPollutRes***28**, 5548–5565  
<https://doi.org/10.1007/s11356-020-10544-2>

Thirunavukkarasu, A., Nithya, R., Kumar, S. M., Priyadharshini, V., Kumar, B. P., Premnath, P., ... & Sathya, A. B. (2022). A business canvas model on vermicomposting process: key insights onto technological and economical aspects. *Bioresource Technology Reports*, *18*, 101119.

Tomar, P., & Suthar, S. (2011). Urban wastewater treatment using vermi-biofiltration system. *Desalination*, *282*, 95-103.

Xiao, Y., Shen, Y., & Ji, B. (2022). Cultivation of microalgal-bacterial granular sludge from activated sludge via granule inoculation: Performance and microbial community. *Journal of Cleaner Production*, *380*, 134875.

Yan, J., Wen, H., Wu, L., Zhang, H., & Xiao, T. Desulfurization of Hydrophilic and Hydrophobic Volatile Reduced Sulfur with Elemental Sulfur Recovery in Denitrifying Bioscrubber. Hongguo and Huang, Lei and Xiao, Tangfu, Desulfurization of Hydrophilic and Hydrophobic Volatile Reduced Sulfur with Elemental Sulfur Recovery in Denitrifying Bioscrubber. <http://dx.doi.org/10.2139/ssrn.4196424>.

Yuvaraj, A., Thangaraj, R., & Karmegam, N. (2020). Bio-management of Textile Industrial Wastewater Sludge Using Earthworms: A Doable Strategy Toward Sustainable Environment. *Handbook of Solid Waste Management: Sustainability through Circular Economy*, 1-19.

Zhao, L., Wang, Y., Yang, J., Xing, M., Li, X., Yi, D., & Deng, D. (2010). Earthworm–microorganism interactions: a strategy to stabilize domestic wastewater sludge. *Water Research*, *44*(8), 2572-2582.

Zhou, Y., Xiao, R., Klammsteiner, T., Kong, X., Yan, B., Mihai, F. C., ... & Awasthi, M. K. (2022). Recent trends and advances in composting and vermicomposting technologies: A review. *Bioresource Technology*, 127591.

<https://www.ecologie.gouv.fr/biogaz>



<https://www.futura-sciences.com/planete/definitions/developpement-durable-biogaz-5371/>

<https://gaz-tarif-reglemente.fr/lexique-gaz/definition-biogaz.html> Consulté le 12/11/2022

<http://uved-ensil.unilim.fr/co/LeFlocB.html>

<http://www.carteleau.org> - rubrique guide des services

<https://vsa.ch/fr/glossaire/indice-de-boues/>

<https://www.istockphoto.com/vector/infographic-of-vermicomposting-components-of-vermicomposter-vermicomposter-gm1301021943-393174817?phrase=worm%20composting>