

## CHAPITRE III

# MÉCANISMES DE TRAITEMENT

*Magalie Bassan, Pierre-Henri Dodane et Linda Strande*

## Objectifs pédagogiques

- Savoir distinguer les mécanismes de traitement physique, chimique et biologique.
- Comprendre comment la combinaison de mécanismes physiques, chimiques et biologiques permet de traiter les boues de vidange.
- Acquérir les notions de base permettant de relier les mécanismes de traitement à l'exploitation-maintenance des stations de traitement des boues de vidange.
- Comprendre quels sont les mécanismes qui influent sur l'efficacité d'un procédé et les objectifs de traitement visés.

## 3.1 INTRODUCTION

Ce chapitre présente un aperçu des différents mécanismes en jeu dans le traitement des boues de vidange et met l'accent sur ceux utilisés dans les technologies de traitement présentées dans les chapitres suivants. Si un grand nombre de technologies de traitement des boues de vidange se basent sur des procédés initialement développés pour le traitement des eaux usées et des boues d'épuration, il est important de souligner que des adaptations sont indispensables. En effet, les caractéristiques des boues de vidange sont très différentes de celles des eaux usées, et influent sur l'efficacité des procédés de traitement (Spellman, 1997 ; Kopp et Dichtl, 2001). Le niveau de stabilisation, la charge organique, la taille des particules et leur densité, l'oxygène dissous, la température, le pH, la teneur en eau et la viscosité sont autant de caractéristiques essentielles à prendre en compte. Le niveau actuel de compréhension des phénomènes physiques, biologiques et chimiques impliqués dans la gestion des boues de vidange est encore limité et repose essentiellement sur des observations empiriques. Il est donc essentiel que ces connaissances soient approfondies afin d'améliorer la conception et la mise en œuvre des technologies de traitement des boues de vidange. Pour plus d'informations sur les procédés de traitement des eaux usées, le lecteur pourra consulter les manuels d'ingénierie consacrés à ce sujet.

Ce chapitre se divise en trois parties qui présentent les mécanismes physiques, biologiques et chimiques mis en œuvre pour traiter les boues de vidange. Les mécanismes physiques sont la déshydratation, le séchage et l'épaississement. Ce sont les mécanismes les plus utilisés au niveau des filières de traitement actuelles, généralement reconnus pour leur robustesse. Les mécanismes biologiques permettent d'extraire et de transformer les composants organiques, les nutriments et les germes pathogènes grâce à l'activité des microorganismes. Enfin, les mécanismes chimiques consistent à utiliser des additifs qui permettent d'optimiser et de contrôler certaines réactions. Ils sont essentiellement employés pour la désinfection ou la déshydratation poussée des boues.

### 3.2 MÉCANISMES PHYSIQUES

La déshydratation est l'un des mécanismes les plus importants du traitement des boues de vidange. Les boues sont en effet essentiellement composées d'eau, dans des proportions qui dépendent du dispositif d'assainissement utilisé par le ménage. Or, transporter cette eau est à la fois complexe et coûteux, et son déversement non-contrôlé affecte gravement l'environnement. La déshydratation est aussi nécessaire pour pouvoir valoriser les boues en compost ou en combustible. La déshydratation repose sur des processus physiques tels que l'évaporation, l'évapotranspiration, la filtration, la sédimentation, l'interaction électrostatique, la centrifugation et la mise en pression.

L'eau contenue dans les boues de vidange est présente sous deux formes : libre et liée, l'eau libre étant plus facile à extraire. Cette distinction est essentielle pour comprendre les mécanismes de traitement (Kopp et Dichtl, 2001). En général, la majeure partie de l'eau contenue dans les boues de vidange brutes est sous forme libre. Cette eau n'étant ni absorbée, ni liée, ni retenue par capillarité, on peut la séparer de la phase solide par décantation ou filtration. Comme l'illustre la figure 3.1, l'eau liée contenue dans les boues est retenue dans les interstices formés entre les particules de boues, à leur surface ainsi que dans les microorganismes. L'eau interstitielle (aussi appelée « eau capillaire ») est contenue dans les espaces poreux mais adhère aux particules solides sous l'effet des forces capillaires. L'eau piégée en surface des particules de boues (aussi appelée « eau colloïdale ») se fixe aux solides et aux microorganismes sous l'effet de phénomènes d'adsorption et d'adhésion. Contenue dans les microorganismes, l'eau intracellulaire peut uniquement être extraite via des mécanismes de lyse cellulaire qui entraînent le relargage des liquides. Dans tous les cas, l'eau liée est plus difficile à extraire que l'eau libre et nécessite l'ajout de produits chimiques ou le recours à la centrifugation, à la mise en pression ou à l'évaporation.

#### 3.2.1 Séparation gravitaire

La séparation gravitaire est probablement le procédé de séparation liquide-solide le plus répandu pour le traitement des boues de vidange. Elle permet de séparer l'eau libre des particules en suspension. Au repos, les particules plus denses que l'eau décantent à des vitesses qui dépendent de leur taille, de la concentration en matières en suspension et de la floculation. Ces principes fondamentaux sont utilisés pour concevoir les bassins de sédimentation et d'épaississement (voir chapitre 6) et les dessableurs.

On distingue quatre mécanismes de décantation : la décantation de particules discrètes, la décantation de particules floculantes, la décantation freinée et la compression de boues. La décantation de particules discrètes se produit dans les zones peu concentrées où les particules décantent sans interagir avec les autres particules. La décantation de particules floculantes intervient lorsque des particules s'agglomèrent, accroissant ainsi leur masse et leur vitesse de décantation. Ce phénomène concerne surtout les particules de petite taille qui s'agglutinent en floccs sous l'effet de la force de Van der Waals. La décantation freinée est observée dans les flux de boues très concentrées où les particules décantent simultanément en formant un voile. Enfin, la compression se produit dans le fond d'un bassin de décantation, quand un voile de boue est compressé par le poids des solides qui le surplombent, ce qui a pour effet d'expulser la phase liquide.

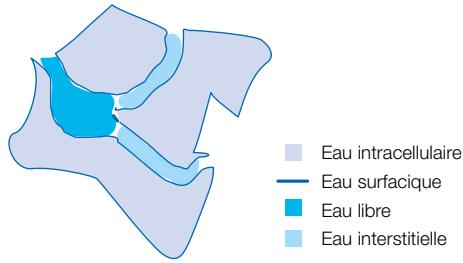


Figure 3.1 : Les différentes formes d'eau dans un floc de boues (adapté de Kopp et Dichtl, 2001).

La décantation d'une particule dépend principalement de trois forces : la force de pesanteur, la poussée d'Archimède et la force de frottement (ou force de résistance). La force de pesanteur dépend de la densité de la particule et du fluide, ainsi que du volume de la particule. Elle peut être calculée selon la formule donnée par l'équation 3.1.

$$\text{Équation 3.1 : } F_g = \text{masse de la particule} \times g = \rho_p \times V_p \times g = \rho_p (1/6 \pi d_p^3)g$$

Avec :

$F_g$  = Force de pesanteur (N).

$\rho_p$  = Masse volumique de la particule ( $\text{kg/m}^3$ ).

$V_p$  = Volume de la particule ( $\text{m}^3$ ).

$d_p$  = Diamètre de la particule (m).

$g$  = Constante gravitationnelle ( $9,81 \text{ m/s}^2$ ).

La poussée d'Archimède va dans la direction opposée à la force gravitaire (d'où le signe négatif dans l'équation 3.2) et dépend de la densité du liquide.

$$\text{Équation 3.2 : } F_b = \text{masse du liquide} \times g = -\rho_L \times V_p \times g = -\rho_L (1/6 \pi d_p^3)g$$

Avec :

$F_b$  = Poussée d'Archimède (N).

$\rho_L$  = Masse volumique du liquide ( $\text{kg/m}^3$ ).

$V_p$  = Volume de la particule ( $\text{m}^3$ ).

$g$  = Constante gravitationnelle ( $9,81 \text{ m/s}^2$ ).

$d_p$  = Diamètre de la particule (m).

La force de frottement dépend, quant à elle, de la vitesse des particules et de leur diamètre, de la densité et de la viscosité du fluide, d'un coefficient de frottement - fonction du nombre de Reynolds - et du régime d'écoulement (laminaire, transitionnel ou turbulent). Son sens est opposé à celui de la force gravitationnelle. Lorsque le nombre de Reynolds est faible (régime non-turbulent) et les particules sphériques, la force de frottement peut être déduite de la loi de Stokes, selon la formule de l'équation 3.3.

**Équation 3.3 :**  $F_d = -3\pi\mu d_p$

Avec :

$F_d$  = Force de frottement (N).

$\mu$  = Viscosité de l'eau (N × s/m<sup>2</sup>).

$d_p$  = Diamètre de la particule (m).

Lorsque la résultante des trois forces soumises à une particule est nulle, celle-ci atteint sa vitesse finale de sédimentation. On calcule la longueur d'un bassin permettant la décantation d'une particule sur la base de cette vitesse, le paramètre de dimensionnement étant la surface au miroir (largeur multipliée par la longueur). Développée sur la base de l'équation  $F_g + F_b + F_d = 0$ , l'équation 3.4 est appelée « loi de Stokes » :

**Équation 3.4 :**  $v = \frac{(\rho_p - \rho_l)gd_p^2}{18\mu}$

La flottaison se produit lorsque des matières en suspension présentent une densité inférieure ou égale à celle de l'eau, ce qui est le cas des cellules algales, des graisses, des hydrocarbures et des huiles. Il est possible que des bulles d'air se fixent sur des particules et les fassent flotter à la surface. La couche formée en surface est qualifiée de « croûte ». Dans la conception des bassins conçus pour la décantation et la stabilisation des boues de vidange, il est important de bien prendre en compte cette croûte dont le volume est souvent important (figure 3.2).



Figure 3.2 : Bassin de décantation de la station de traitement des boues de vidange de Dakar, Sénégal (photo : Linda Strande).

### 3.2.2 Filtration

La filtration est un autre processus très utilisé pour la séparation solide-liquide. De nombreux matériaux (par exemple les membranes, les granulats) et types de filtration (par exemple la filtration lente, rapide, par gravité ou sous pression) sont employés pour le traitement des eaux claires, des eaux usées et des boues d'épuration. Pour les boues de vidange, les systèmes les plus répandus sont les lits de séchage plantés ou non-plantés. Ces procédés utilisent un matériau filtrant qui retient les particules solides à la surface du lit où elles pourront sécher (évaporation), tandis que la fraction liquide percole à travers le massif filtrant pour être collectée dans un drain. Dans les lits de séchage, la vitesse de filtration est très lente, de l'ordre de 0,1 à 0,4 m/h, ce qui rend l'exploitation et la maintenance plus simples que dans le cas de la filtration rapide.

Les paramètres qui impactent le plus l'efficacité de la filtration lente sont les caractéristiques des boues, le type de matériaux filtrants et la charge appliquée (Metcalf et Eddy, 2003). À titre d'exemple, des concentrations élevées en matières en suspension peuvent accroître les risques de colmatage, la consistance des floccs peut jouer sur la rétention des solides en surface et les performances globales, et la distribution des tailles de particules affecte la performance étant donné que les petites particules ne sont pas retenues efficacement par ce mode de filtration.

Des matériaux filtrants de différentes granulométries peuvent être utilisés. Les matériaux grossiers (gravier par exemple), plus poreux, laissent passer plus de particules solides que les médias fins qui présenteront une plus grande résistance à l'écoulement. Les objectifs de rétention des solides doivent être fixés en tenant compte de la concentration en matières solides des boues à traiter et des risques de colmatage. Les lits de séchage des boues de vidange sont généralement conçus avec des couches de matériaux de granulométrie croissante, avec du sable en surface et des graviers en fond de lit (voir chapitres 7 et 8). La vitesse de la fraction liquide percolant par gravité à travers le lit dépend de la résistance que celui-ci oppose à l'écoulement. Elle est calculée en divisant le volume qui traverse le filtre en une heure par la surface de ce dernier. La profondeur du filtre détermine le temps de rétention hydraulique, les pertes de charge et l'énergie requise pour permettre la percolation d'un volume donné à travers le lit.

La figure 3.3 illustre les principaux mécanismes en jeu dans la filtration. Ces mécanismes ne pouvant être analysés séparément, la conception des lits de séchage repose sur des calculs empiriques. En surface, la filtration retient toutes les particules dont le diamètre est supérieur au diamètre des pores du filtre. Les particules peuvent aussi être retenues par sédimentation lorsqu'elles se déposent sur les grains du matériau filtrant. L'interception correspond au contact entre les grains du média filtrant et les particules entraînées par le flux de liquide filtré. L'adhésion se produit quand des particules solides se fixent au média filtrant. La floculation est l'agglutination de plusieurs particules pour former des floccs pouvant être retenus par l'un des mécanismes précédents.

Différents modèles ont été développés pour décrire les mécanismes de filtration et expliquer les comportements observés. La loi de Darcy modélise la filtration lente sur sable, le flux étant considéré comme suffisamment faible pour permettre un écoulement laminaire. Il est préférable de déterminer la résistance du média filtrant par des tests en laboratoire. La résistance à l'écoulement d'un filtre « propre » peut être calculée à l'aide de l'équation 3.5 (Huisman et Wood, 1974) :

$$\text{Équation 3.5 : } H = \frac{v_f}{k} \times h$$

Avec :

$H$  = Résistance du filtre (propre) ou perte de charge (m).

$v_f$  = Débit de filtration par unité de surface du lit (m/s).

$h$  = Épaisseur du lit (m).

$k$  = Coefficient de perméabilité (m/s).

Du fait de l'accumulation des particules retenues et du développement d'un biofilm dans les pores du média filtrant, la porosité du filtre se réduit progressivement. Ce phénomène améliore l'efficacité de la filtration en permettant d'éliminer plus de particules fines. La filtration lente sur

sable retient la majeure partie des particules solides à la surface du lit. Ceci peut entraîner des colmatages et une baisse rapide des débits admissibles. Ce phénomène est à prendre en compte durant la conception, la construction et l'exploitation des filtres (voir chapitres 7 et 8). En outre, il est impératif d'utiliser des sables et des graviers préalablement nettoyés afin d'éviter que de fines particules de terre n'entraînent un colmatage.

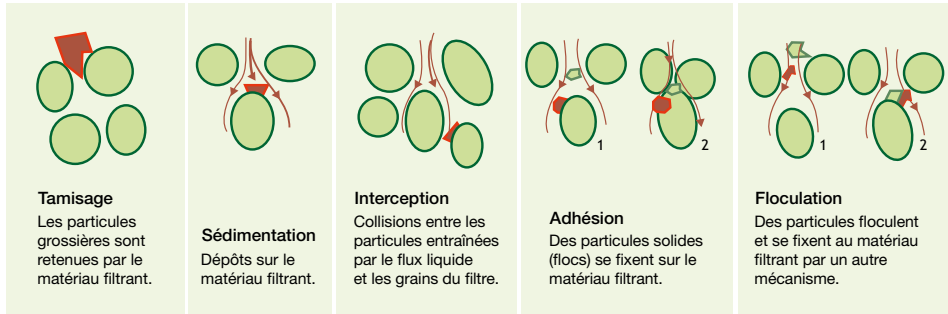


Figure 3.3 : Représentation schématique des mécanismes impactant le débit traversant un filtre (adaptation de Metcalf et Eddy, 2003).

Des mécanismes chimiques et biologiques entrent en jeu au sein du média filtrant. Parmi les mécanismes chimiques, on peut citer les phénomènes d'attraction qui conduisent à la floculation ou à la fixation des particules sur la surface poreuse du filtre. Le développement biologique se produit dans la totalité du filtre, mais il est plus important au niveau de la surface. Il dépend de la teneur en oxygène, de la disponibilité des sources de carbone et de nutriments. Ce phénomène peut s'accompagner d'une dégradation biologique des nutriments et de la DBO au sein du massif filtrant (Panuvatvanich *et al.*, 2009).

### 3.2.3 Évaporation et évapotranspiration

L'évaporation est l'évacuation d'une partie de l'eau contenue dans les boues sous forme de vapeur, tandis que la transpiration correspond au processus de dégagement de vapeur d'eau par le métabolisme des plantes. L'évapotranspiration est la combinaison de ces deux phénomènes. En plus de la filtration, la déshydratation des boues sur les lits de séchage non-plantés dépend de l'évaporation. À ces mécanismes s'ajoutent l'évapotranspiration pour les lits de séchage plantés. Évaporation et transpiration ne sont observées que lorsque le taux d'humidité de l'air est inférieur à 100 %.



Figure 3.4 : Lits de séchage de la station de traitement des boues de Niayes, Dakar, Sénégal (photo : Linda Strande).

L'énergie nécessaire à l'évaporation est fournie par le soleil (avec des pertes liées à la convection). L'évaporation est fortement influencée par le climat, par la température et l'humidité de l'air. Selon Musy et Higy (2004), la matrice sur laquelle se produit l'évaporation influence aussi le taux d'évaporation (une nappe d'eau libre n'aura pas le même comportement que l'eau contenue dans des boues). La profondeur et la surface totale du lit de séchage sont des paramètres déterminants. Plus la masse totale d'un objet est grande, plus il peut stocker d'énergie, ce qui augmente la quantité d'énergie à fournir pour l'évaporation. La vitesse du vent a également un effet sur le taux d'évaporation, car elle accélère le remplacement de l'air saturé par de l'air sec. Comme l'illustre la loi de Dalton sur la pression partielle, le taux d'évaporation dépend de la vitesse du vent et de la pression de vapeur de l'air (équation 3.6) :

**Équation 3.6 :**  $E_a = f(u) \times (e_a - e_s)$

Avec :

$E_a$  = Taux d'évaporation (mm/jour).

$f(u)$  = Facteur de proportionnalité, dépendant de la vitesse du vent  $u$ .

$e_a$  = Pression de vapeur d'eau à saturation à la température de la surface d'évaporation (mm de mercure).

$e_s$  = Pression effective ou réelle de vapeur d'eau dans l'air (mm de mercure).

La formule de Penman présentée dans l'équation 3.7 découle de la loi de Dalton, en incorporant des facteurs empiriques permettant de calculer l'évaporation sur la base des données climatiques locales. Ce type d'information se trouve généralement sur des sites tels que celui de l'Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO) ([www.fao.org](http://www.fao.org)) ou dans des documents tels que *L'Évapotranspiration des cultures - Lignes directrices pour le calcul des besoins en eau des cultures* (Allen et al., 1998).

**Équation 3.7 :**  $E = \frac{\Delta + 2\gamma}{\Delta + \gamma} \times E_c - \left( \frac{\gamma^{(2-\lambda)} \times E_a}{\Delta + 2\gamma} \right)$

Avec :

$E$  = Évaporation (mm).

$\Delta$  = Pente de la courbe de pression de vapeur de saturation (kPa/°C).

$\gamma$  = Constante psychrométrique (kPa/°C),  $\gamma = 0,00163 \times P / \lambda$ , où  $P$  = Pression atmosphérique.

$E_c$  = Évaporation mesurée sur un bac Colorado (mm).

$E_a$  = Pouvoir évaporant de l'air, approché par la formule de Rohwer (mm).

$\lambda$  = Chaleur latente de vaporisation.

Comme l'évaporation, la transpiration dépend de la chaleur, de l'humidité et du vent. Elle dépend également de l'espèce végétale présente et de sa phase de développement, de la densité des plantes, de la forme et de la couleur des feuilles et enfin de la disponibilité de l'eau dans la zone où se développe le système racinaire (Stefanakakis et Tshirintzis, 2011). Au cours de la transpiration, l'eau est transportée à travers le système de circulation interne de la plante, puis libérée par les stomates situés à la surface des feuilles. Le taux d'évapotranspiration est toujours supérieur au seul taux d'évaporation (Musy et Higy, 2004). On a également observé que les variations

de température influent davantage sur l'évapotranspiration que sur l'évaporation (Stefanakis et Tsihrintzis, 2011). Sur des lits de séchage plantés, l'évapotranspiration est optimale quand la charge de boues admises et les données pluviométriques permettent aux plantes de produire une biomasse maximale.

Il y a peu de méthodes reconnues pour mesurer l'évapotranspiration (Musy et Higy, 2004). L'évapotranspiration potentielle évalue la perte d'eau par évapotranspiration théorique en supposant que l'eau est disponible en quantité suffisante, que le couvert végétal est dense et que les plantes sont en pleine phase de croissance. L'évapotranspiration maximale peut être estimée pour chaque espèce de plante et pour chaque phase de croissance, en supposant des conditions de croissance optimales. L'évapotranspiration réelle considère le taux d'évaporation, l'humidité relative et le stade de croissance des plantes. Elle est toujours inférieure à l'évapotranspiration maximale. Pour mesurer la transpiration, la perte d'eau est mesurée dans des sites végétalisés de référence. La mesure est plus complexe que celle de l'évaporation, car il faut pouvoir tenir compte des différences entre le type de végétation en place par rapport aux sites de référence. Le calcul de l'évapotranspiration repose ainsi sur des valeurs expérimentales, établies dans un contexte spécifique. L'extrapolation implique par conséquent des expériences de contrôle et des ajustements. L'équation de Penman-Monteith, dérivée de l'équation de Penman (présentée dans l'équation 3.7), est utilisée pour évaluer le taux d'évapotranspiration potentielle (Allen *et al.*, 1998 ; Uggetti *et al.*, 2012). Cette équation (équation 3.8) permet de comparer l'évapotranspiration à différentes périodes de l'année, à différents endroits et entre plusieurs types de plantes.

$$\text{Équation 3.8 : PET} = \frac{0,408 \times \Delta \times (R_n - G) + \gamma \frac{C_n}{T + 273} u_2 \times (e_s - e_a)}{\Delta + \gamma \times (1 + C_d \times u_2)}$$

Avec :

PET = Évapotranspiration de référence (mm/jour).

$\Delta$  = Pente de la courbe de tension de vapeur de saturation (kPa/°C).

$R_n$  = Rayonnement net à la surface des plantes (MJ/m<sup>2</sup>/jour).

G = Flux de chaleur du sol (MJ/m<sup>2</sup>/jour).

$C_n$  = Coefficient : 900 pour une végétation de petite taille, et 1 600 pour une de grande taille.

T = Température journalière moyenne de l'air à 2 mètres de hauteur (°C).

$u_2$  = Vitesse journalière moyenne du vent à 2 mètres de hauteur (m/s).

$e_s$  = Pression de vapeur d'eau à saturation à la température de la surface d'évaporation (kPa).

$e_a$  = Pression effective ou réelle de vapeur d'eau dans l'air (kPa).

$C_d$  = Coefficient : 0,34 pour une végétation de petite taille et 0,38 pour une végétation de grande taille (mm).



Figure 3.5 : Lits de séchage plantés dans le jardin d'une école à Bangkok, Thaïlande. Les grandes feuilles contribuent à l'évapotranspiration et à la déshydratation des boues (photo : Linda Strande).



### 3.2.4 Centrifugation

La centrifugation est essentiellement utilisée pour la séparation solide-liquide des boues d'épuration, mais elle peut aussi être employée pour extraire une partie de l'eau liée contenue dans les boues de vidange. Les boues à déshydrater sont introduites dans la centrifugeuse tournant à grande vitesse, les forces centrifuges permettant d'accélérer la sédimentation. Les particules solides se déposent ainsi sur les parois de la centrifugeuse où elles sont pressées et concentrées. Les fractions liquide et solide obtenues sont évacuées séparément.

Ce processus repose sur le fait qu'une particule en mouvement contrainte de changer de direction exercera une force contre l'obstacle qui s'oppose à son mouvement initial. La force centrifuge orientant le mouvement d'une particule du centre d'un cylindre à ses parois peut être calculée à l'aide de l'équation 3.9 (Spellman, 1997) :

**Équation 3.9 :**  $F_c = W \times r \times (\rho_s - \rho) \times V$

Avec :

$F_c$  = Force centrifuge (N).

$W$  = Vitesse angulaire (radian par seconde).

$r$  = Rayon entre le centre de rotation et la particule (m).

$\rho_s$  = Densité de la particule (kg/m<sup>3</sup>).

$\rho$  = Densité du liquide (kg/m<sup>3</sup>).

$V$  = Volume de la particule (m).

Les paramètres qui déterminent l'efficacité de la centrifugation ne sont pas encore complètement cernés. Néanmoins, la capacité de décantation, d'étalement et la consistance des floccs ont été identifiés comme étant des paramètres importants dans la mise en œuvre de la centrifugation au niveau du traitement des boues de station d'épuration (Kopp et Dichtl, 2001).

### 3.2.5 Séchage thermique

On utilise le séchage thermique pour atteindre des niveaux d'évaporation et de déshydratation supérieurs à ceux obtenus à l'issue des méthodes plus passives. Le séchage thermique est aujourd'hui plutôt utilisé pour le traitement des boues d'épuration et non des boues de vidange, mais cette technologie est a priori adaptable. Des informations complémentaires peuvent être obtenues auprès des fabricants de séchoirs ainsi qu'à travers quelques études pilotes.

Le séchage thermique réduit le poids et le volume des boues. L'eau se dégage sous forme de vapeur. Les boues sont chauffées à l'aide d'une source de chaleur externe, ce qui permet l'évaporation de l'eau libre à leur surface à une vitesse qui varie en fonction de la température ambiante, de l'humidité, du débit et de la pression, ainsi que de la surface de boues exposée. C'est l'apport de chaleur qui permet à l'eau contenue dans les boues de s'évaporer. La vitesse d'évaporation dépend des caractéristiques physiques des boues, de leur température et de leur humidité. Le séchage thermique repose sur la combinaison de phénomènes de convection, de conduction et de rayonnement. La convection est utilisée dans les systèmes de séchage direct, la conduction dans les systèmes de séchage indirect et la radiation dans les systèmes de séchage par rayonnement infrarouge (voir le chapitre 5).

La quantité de chaleur requise pour le séchage thermique dépend de la capacité thermique spécifique des boues de vidange, c'est-à-dire de la quantité d'énergie requise pour augmenter d'un degré Celsius la température d'un kilogramme de boues. À titre d'exemple, la capacité thermique massique de l'eau à 25 °C est de 4,18 kJ/kg/°C, ce qui signifie que 4 kJ sont nécessaires pour augmenter d'un degré Celsius la température d'un kilogramme d'eau. Si la bibliographie ne mentionne aucune valeur de référence pour la capacité thermique massique des boues de vidange, celle des solides contenus dans les boues d'épuration serait de 1,95 kJ/kg/°C (Kim et Parker, 2008).

#### 3.2.6 Dégrillage

Le dégrillage figure parmi les principaux procédés physiques employés dans le traitement des boues de vidange. À l'entrée des stations de traitement des boues de vidange, les dégrilleurs permettent de retirer les déchets ménagers et autres détritiques de tailles importantes qui risquent de boucher ou d'endommager les pompes, mais aussi de détériorer la qualité des produits issus du traitement. Verticaux ou inclinés, les dégrilleurs sont placés face au flux et constituent une barrière physique retenant les matières grossières (figure 3.6). La distance entre les barreaux permet de laisser passer le flux liquide et les petites particules solides et de bloquer les matières de plus grande taille.

La vitesse du flux de boues à travers les barreaux influe sur les performances d'un dégrilleur. Une vitesse faible permet de retenir davantage de déchets solides mais elle entraîne aussi plus de dépôts dans le canal d'amenée, ce qui doit être évité. En pratique, la vitesse d'écoulement doit être supérieure à la vitesse d'autocurage (supérieure à 0,3 m/s pour les eaux usées). D'autre part, le débit ne doit pas dépasser 1 m/s afin d'éviter que les déchets grossiers ne soient entraînés à travers les barreaux sous l'effet de la force de l'écoulement (Mara, 1976). Les barreaux entraînent des pertes de charge qui dépendent de la quantité et du type de déchets solides retenus.



Figure 3.6 : Dégrilleur de la station de traitement des boues de vidange de Niayes, Dakar, Sénégal (photo : Linda Strande).

### 3.3 MÉCANISMES BIOLOGIQUES

En permettant la transformation de la matière organique et des nutriments contenus dans les boues, les mécanismes biologiques jouent un rôle important dans les performances du traitement. La biologie est également importante pour comprendre comment s'opère la réduction des germes pathogènes. Les germes pathogènes à risques sont présentés au chapitre 2 et les mécanismes permettant de les inactiver sont traités dans le paragraphe suivant.

Le traitement biologique exploite le métabolisme et la croissance des microorganismes observés dans la nature pour les mettre en œuvre dans des conditions contrôlées afin d'optimiser les résultats. Les technologies de traitement mettent généralement en jeu des populations complexes de microorganismes. Au fur et à mesure qu'ils se développent, ces derniers modifient les dynamiques du système en faisant évoluer les formes de la matière organique et en libérant et fixant les nutriments. Ils génèrent aussi des gaz et d'autres sous-produits susceptibles d'affecter l'environnement.

Si la part de matière organique biodégradable dans les boues varie en fonction de leur origine, elle doit le plus souvent être stabilisée avant sa réutilisation ou sa mise en dépôt. La stabilisation implique la dégradation des matières putréfiables, facilement dégradables, pour en faire des matières organiques plus stables et moins dégradables. La stabilisation est essentielle puisqu'elle permet de réduire la demande en oxygène, d'obtenir des caractéristiques stables et prévisibles des boues, de réduire les odeurs et de faciliter le stockage et la manipulation des sous-produits obtenus (Vesilind, 2001). La matière organique « stabilisée » n'a pas de définition scientifique exacte. Elle fait référence en général à une résistance aux biodégradations ultérieures. Les boues stabilisées sont composées de matières telles que la cellulose, la lignine, les matières non-organiques et la matière cellulaire des microorganismes qui ont consommé la matière organique facilement dégradable. Les boues non-stabilisées contiennent quant à elles des composés facilement dégradables tels que les glucides, les protéines et les sucres. Les matières volatiles sont utilisées comme mesure du niveau de stabilisation, car elles sont composées de matières organiques facilement dégradables. L'équation 3.10 est utilisée pour évaluer le niveau de stabilisation à l'issue du traitement des boues de vidange.

$R = 0$  pour les boues « brutes » ou « fraîches » (boues non-stabilisées) et  $R = 1$  pour les boues stabilisées (Kopp et Dichtl, 2001).

**Équation 3.10 :**  $\rho_{MV} = (1 - (MV_1/MV_0)) \times 100$

Avec :

$\rho$  = Taux de dégradation.

$MV_1$  = Matières volatiles (g/L) à  $t_1$ .

$MV_0$  = Matières volatiles (g/L) à  $t_0$ .

#### 3.3.1 Métabolisme

Les microorganismes ont besoin de sources d'énergie et de carbone pour se développer. Comme l'illustre la figure 3.7, les bactéries sont regroupées en fonction de leurs propriétés métaboliques, c'est-à-dire des sources d'énergie, de carbone et des accepteurs d'électrons qu'elles utilisent (organismes aérobies ou anaérobies). L'énergie utilisée peut être d'origine solaire ou de source

chimique (organismes phototrophes ou chimiotrophes), les formes chimiques peuvent être organiques ou non (organismes chimiorganotrophes ou chimiolithotrophes). La source de carbone utilisée pour la synthèse de nouvelles cellules peut être obtenue à partir de matière organique ou de dioxyde de carbone. Les nutriments essentiels à la croissance sont l'azote, le phosphore, le soufre, le potassium, le magnésium, le fer et le calcium.

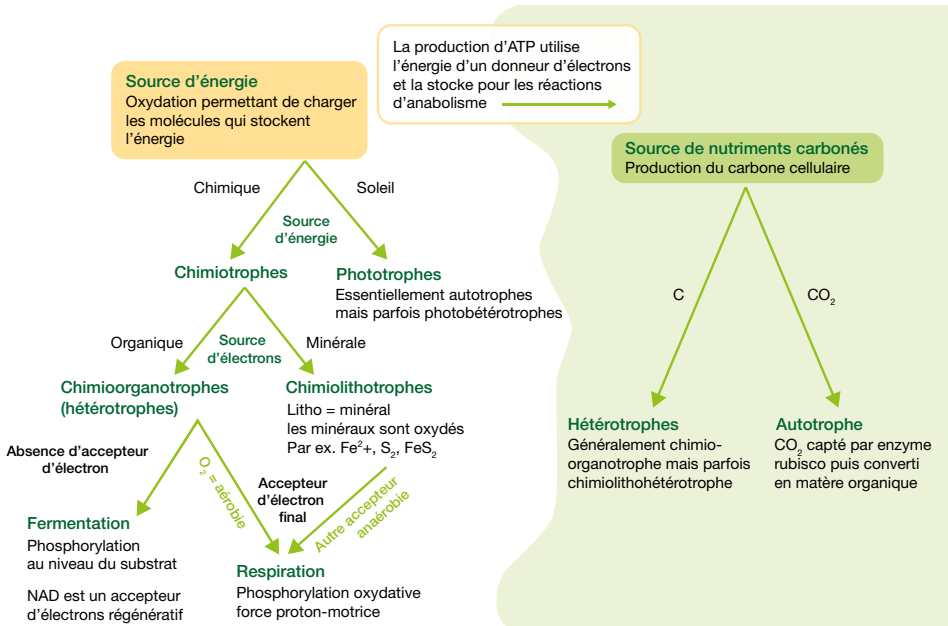


Figure 3.7 : Nomenclature des microorganismes en fonction de leurs besoins en énergie et en carbone (figure : Linda Strande).

### 3.3.2 Température

La vitesse de croissance des microorganismes dépend aussi fortement de la température. En règle générale, dans la gamme de croissance spécifique aux différents organismes, l'activité biologique est doublée à chaque augmentation de température de 10 °C. Chaque organisme présente une température de croissance minimale en dessous de laquelle il ne peut pas se développer, une gamme de température optimale, où les réactions enzymatiques se produisent à une vitesse maximale, et une température maximale au-dessus de laquelle les microorganismes ne peuvent plus croître du fait de la dénaturation des protéines. La figure 3.8 indique les quatre types d'organismes que l'on distingue en fonction de leur plage de température optimale, à savoir : psychrophile (température optimale à 15 °C ou moins), mésophile (température optimale comprise entre 20 et 45 °C), thermophile (température optimale comprise en 45 et 80 °C) et hyperthermophile (température optimale à plus de 80 °C).

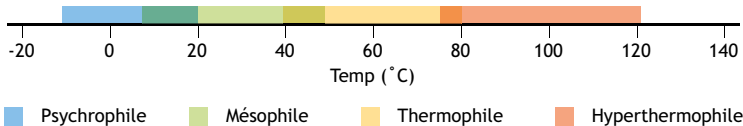


Figure 3.8 : Classification des différents types d'organismes en fonction de leur température optimale de croissance.

### 3.3.3 Types de microorganismes

Tous les organismes vivants peuvent être classés selon qu'ils présentent une structure cellulaire procaryote ou eucaryote. Les procaryotes comprennent les bactéries et les archées. Ces organismes unicellulaires sont structurellement moins complexes que les eucaryotes et leur ADN n'est pas encapsulé dans un noyau. D'une taille comprise entre 0,5 et 1 mm, les bactéries peuvent avoir la forme de bacilles (bâtonnets), de spirilles (spiraies) ou de cocci (sphères). Les archées diffèrent des bactéries dans leur histoire évolutive. Elles sont toutes chimiotrophes et beaucoup d'entre elles vivent dans des environnements extrêmes (températures élevées ou à forte teneur en sel).

Les cellules eucaryotes renferment des structures complexes délimitées par des membranes et leur noyau est contenu dans une enveloppe nucléaire. Les organismes eucaryotes les plus impliqués dans le traitement des boues de vidange sont les protozoaires, les champignons et les algues. Les protozoaires pathogènes et les helminthes sont par contre des indicateurs du risque pathogène. Les protozoaires sont des organismes unicellulaires, souvent mobiles et plus gros que les bactéries dont ils sont habituellement des prédateurs. Ils sont dépourvus de chlorophylle et de paroi cellulaire. Ils jouent également un rôle important dans les bassins de lagunage et peuvent éliminer des organismes pathogènes par prédation. Les champignons constituent un large groupe d'organismes, composé entre autres des moisissures et levures. Chimioorganotrophes, les champignons peuvent être aérobies ou anaérobies et vivent dans des environnements très variés. Ils jouent aussi un rôle important dans la stabilisation de molécules organiques plus difficiles à dégrader (par exemple, pour le compostage). Les algues sont photoautotrophes, elles utilisent la lumière comme source d'énergie et le CO<sub>2</sub> comme source de carbone. Elles utilisent la chlorophylle de la même manière que les plantes et produisent de l'oxygène. Elles jouent un rôle important au niveau des bassins de lagunage.

De plus petite taille que les bactéries (20 à 300 nanomètres), les virus sont composés d'une ou plusieurs molécules d'acide nucléique (soit d'ADN, soit d'ARN) entourées d'une coque protéique appelée « capsid ». Dépendant de cellules hôtes pour se répliquer, les virus ne sont généralement pas considérés comme des organismes vivants. Capables d'infecter les plantes, les animaux et les bactéries, les virus représentent essentiellement un risque pathogène dans la gestion des boues de vidange.

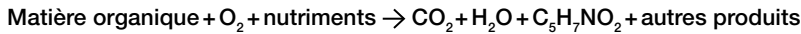
### 3.3.4 Traitement aérobie

Le terme « aérobie » désigne les milieux pourvus d'oxygène et les organismes ayant besoin d'oxygène pour respirer. Les microorganismes sont qualifiés de « strictement aérobies » lorsque leur croissance exige obligatoirement de l'oxygène et « facultativement aérobies » s'ils peuvent survivre dans des conditions anaérobies. Les procédés de traitement aérobie couramment utilisés pour le traitement des eaux usées sont les boues activées, les réacteurs séquentiels (« SBR » en anglais), les lits bactériens et les bassins de lagunage dits « facultatifs » ou « de maturation ». Les mécanismes aérobies interviennent dans tout processus de traitement réalisé en présence d'oxygène, en particulier au niveau des lits de séchage et des andains de compostage.

La croissance aérobie s'accompagne de phénomènes d'oxydation et de synthèse durant la phase de croissance rapide des microorganismes et de respiration endogène. Pendant l'oxyda-

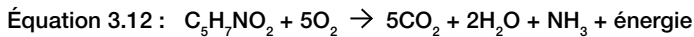
tion, la matière organique est consommée, du dioxyde de carbone est dégagé et de nouvelles cellules sont synthétisées, comme cela est modélisé dans l'équation 3.11 :

**Équation 3.11:**



Où  $\text{C}_5\text{H}_7\text{NO}_2$  représente les nouvelles cellules synthétisées.

La respiration endogène est observée lorsque la matière organique facilement dégradable est épuisée, quand les microorganismes consomment du contenu cellulaire pour maintenir la réaction métabolique. Ce phénomène est modélisé par l'équation 3.12 :



La teneur en oxygène dissous dans les boues de vidange est très faible en raison de l'activité microbienne qui épuise rapidement l'oxygène disponible et de la faible solubilité de l'oxygène dans l'eau. Pour que les processus restent aérobies, ils nécessitent généralement une aération ou un mélange, ce qui peut être consommateur d'énergie.

### 3.3.5 Compostage

Le compostage est un processus contrôlé dans lequel la matière organique est décomposée par voie biologique, grâce à l'activité des organismes naturellement impliqués dans la dégradation de la matière organique du sol. Le produit qui en résulte est une matière foncée, riche et semblable à de l'humus qui peut être utilisée pour enrichir les sols. L'humus est défini comme étant la fraction stable de la matière organique du sol obtenue après la décomposition de la majeure partie des végétaux et des résidus d'origine animale. Les principaux mécanismes régissant ce processus sont l'oxydation des composés organiques, la libération ou la fixation des nutriments, et la synthèse microbienne de nouveaux composés.

Le processus de compostage thermophile comporte trois phases. Dans la première, les bactéries se développent rapidement tout en consommant des composés facilement dégradables tels que les sucres, l'amidon, les protéines, etc. La température augmente rapidement du fait des réactions exothermiques liées à la croissance des microorganismes à une vitesse supérieure à celle d'évacuation de la chaleur. Dans la deuxième phase, des températures thermophiles de 50 à 75 °C sont atteintes et les bactéries thermophiles deviennent actives, décomposant davantage de matière organique. Pendant cette phase, les températures élevées permettent de réduire les germes pathogènes et d'inactiver les graines des plantes (par exemple celles des mauvaises herbes). La stabilisation est atteinte à l'issue de la troisième phase, lorsque les derniers substrats facilement dégradables sont épuisés, que l'activité bactérienne ralentit et que la température baisse. Pendant cette phase, les actinomycètes et les champignons dégradent davantage les molécules organiques plus récalcitrantes, telles que la cellulose et la lignine.

Le processus de compostage est fonction du rapport carbone sur azote (C/N), de la teneur en humidité et de l'apport en oxygène. Empiriquement, il est établi que le rapport C/N optimal est compris entre 20 et 30, compte tenu des proportions respectives de carbone et d'azote utilisées par les microbes au cours de leur croissance. L'équilibre doit être trouvé entre les apports carbonés, sources d'énergie qui permettent la synthèse cellulaire, et l'apport d'azote qui permet la synthèse des acides aminés, des enzymes et de l'ADN. Quand le rapport C/N est inférieur à 20, l'excès d'azote est perdu après la minéralisation du fait de la lixiviation des nitrates ou de la vola-

tilisation de l'ammoniac. Si le rapport C/N est supérieur à 30, l'azote est « piégé » dans la matière organique et n'est pas biodisponible.

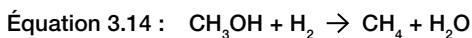
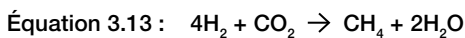
Le taux d'humidité massique optimal est de 40 à 60 %. L'humidité est nécessaire à la croissance biologique et au transport des nutriments dans le tas de compost. Un taux d'humidité supérieur à 60 % peut entraver la croissance microbienne en créant des conditions anaérobies.

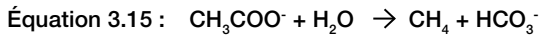
L'espace libre des pores doit représenter plus de 20 % du volume et la teneur en oxygène de l'air doit être supérieure à 10 % pour assurer la décomposition aérobie. Pour ce faire, il est important de disposer d'un mélange de matériaux de différentes textures, pour que l'oxygène puisse circuler à travers le tas, et de retourner ce dernier fréquemment pour introduire de l'oxygène et mélanger la matière partiellement décomposée. Le retournement de l'andain de compost réduit la température à mesure que l'air ambiant est introduit, mais la température augmente à nouveau rapidement quand l'activité biologique accélère de nouveau. Ce processus se poursuit jusqu'à ce que la troisième phase de stabilisation du processus de compostage soit atteinte.

### 3.3.6 Traitement anaérobie

Les conditions anaérobies sont caractérisées par l'absence d'oxygène. Dans la gestion des boues de vidange, la dégradation anaérobie se produit à chaque fois que l'oxygène est épuisé, ce qui a lieu dans les lagunes anaérobies, les bassins facultatifs, les fosses septiques et les bassins de décantation. La fermentation anaérobie peut être utilisée pour traiter les boues de vidange. Les digesteurs anaérobies sont une solution intéressante pour la stabilisation des boues de vidange, le biogaz qu'ils génèrent pouvant être utilisé pour produire de l'énergie. Selon Arthur *et al.* (2011), ce gaz est principalement composé de méthane (55 à 75 %) et de dioxyde de carbone (30 à 45 %). Moins intéressants sur le plan énergétique que les métabolismes aérobies, les métabolismes anaérobies produisent moins de biomasse microbienne (c'est-à-dire de boues secondaires).

La digestion anaérobie est un processus complexe qui comprend l'hydrolyse, la fermentation (appelée aussi « acidogénèse »), l'acétogénèse et la méthanogénèse. L'hydrolyse est un processus enzymatique par lequel les matières particulaires et les composés organiques plus complexes se dégradent et deviennent plus biodisponibles. Dans le même temps, les protéines, les lipides et les polysaccharides sont convertis en acides aminés, en acides gras et en monosaccharides. Pendant la fermentation (ou acidogénèse), les microorganismes acidogènes dégradent davantage les acides aminés, les sucres et les acides gras en substrats méthyliques (comme par exemple H<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub>, le formiate, le méthanol, les méthylamines et les acétates). Les molécules organiques sont utilisées à la fois comme donneurs et accepteurs d'électrons. Par conséquent, les archées méthanogènes peuvent être qualifiées de « chimioorganotrophes » (figure 3.7). Au cours de la méthanogénèse, un groupe d'archées produit du méthane et du dioxyde de carbone à partir de l'acétate, tandis qu'un autre groupe produit du méthane à partir de l'hydrogène et du dioxyde de carbone. La méthanogénèse est favorisée par des températures mésophiles (30 à 38 °C) et thermophiles (49 à 57 °C). Les processus en jeu sont modélisés dans les équations 3.13 à 3.15 (Madigan *et al.*, 2014) :





Les microorganismes acidogènes et méthanogènes sont en relation symbiotique. Les méthanogènes utilisent l'hydrogène produit par les acidogènes en maintenant une pression partielle optimale pour ces derniers. La vitesse de croissance lente des méthanogènes est donc l'étape limitante du processus. Si elle diminue, les acides gras volatiles produits par les acidogènes s'accumulent dans le réacteur, ce qui entraîne une baisse du pH et une nouvelle perturbation de l'activité méthanogène. On qualifie ce phénomène « d'acidose ». Compte tenu de la complexité de cet équilibre microbien, une exploitation et un suivi rigoureux sont essentiels. Le contrôle du pH constitue la mesure la plus pratique et la plus utile. Les organismes méthanogènes sont également fortement inhibés par la présence d'oxygène, d'ammoniac libre, de métaux lourds et de sulfures.



Figure 3.9 : Biodigesteurs à l'école 2iE de Ouagadougou, Burkina Faso (photo : Linda Strande).

### 3.3.7 Cycle de l'azote

Les boues de vidange étant très riches en azote ammoniacal, le cycle biologique de l'azote est un aspect important. L'azote est un nutriment essentiel qui peut être valorisé, mais il est également un polluant potentiel qui ne doit pas être déversé en trop grande quantité dans l'environnement. Les microorganismes utilisent des formes non-organiques de l'azote pendant leur croissance. Comme le montre la figure 3.10, une fois qu'il est utilisé, l'azote est immobilisé et n'est plus biodisponible puisqu'il se lie à des molécules organiques telles que des composants et des structures cellulaires microbiennes. L'azote est ensuite minéralisé et libéré dans des formes biodisponibles au fur et à mesure que les organismes meurent et que la matière organique se dégrade. La plus grande partie de l'azote contenu dans les boues de vidange est présente sous forme d'ammoniaque, libéré au cours de ce processus d'hydrolyse.



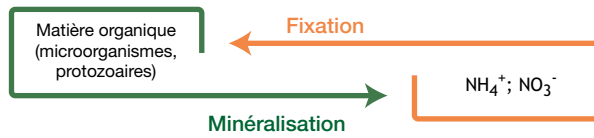
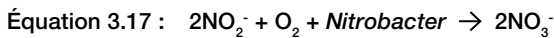


Figure 3.10 : Processus de minéralisation et de fixation de l'azote dans l'environnement.

### Nitrification

L'azote ammoniacal libéré lors de la minéralisation peut être oxydé en nitrate par nitrification biologique, un processus aérobie autotrophe. Les bactéries oxydant l'ammoniac (*Nitrosomonas*) transforment cet ammoniac en nitrite, rapidement suivies par les bactéries oxydant les nitrites (*Nitrobacter*) qui génèrent des nitrates, comme l'indiquent les équations 3.16 et 3.17. Ce processus biologique est sensible à la concentration totale en azote, en  $DBO_5$ , à l'alcalinité, au pH, à la température et à la présence de composés toxiques potentiels (Metcalf et Eddy, 2003). La température optimale pour la nitrification est de 28 °C, le processus étant stoppé en dessous de 10 °C. La plage de pH optimale est comprise entre 7,5 et 8. Des taux raisonnables de nitrification se produisent à un pH neutre (7), mais deviennent limités à un pH inférieur à 6,8. La nitrification étant un processus aérobie, il faut s'assurer que la concentration d'oxygène dissous est supérieure à 1 mg/L. Le processus de nitrification nécessite 7,14 g d'alcalinité sous forme de carbonate de calcium ( $CaCO_3$ ) pour chaque gramme d'azote ammoniacal (sous forme d'azote) transformé en nitrate (Metcalf et Eddy, 2003). Des concentrations d'ammoniac libre supérieures à 100 mg/L peuvent également inhiber le processus de nitrification à un pH de 7 (Metcalf et Eddy, 2003).



### Dénitrification

L'élimination biologique de l'azote se produit dans des environnements anoxiques avec la réduction des nitrates en azote gazeux, libérant ainsi de l'azote dans l'air. Les environnements anoxiques sont pauvres en oxygène et le nitrate est utilisé comme un récepteur d'électrons. Les concentrations d'oxygène dissous supérieures à une valeur de 0,1 à 0,5 mg/L inhibent le processus anoxique. La plage de pH optimale est de 7 à 8. Le processus se produit avec des bactéries hétérotrophes et autotrophes, dont beaucoup sont facultativement aérobies. Le processus se déroule à travers une série de produits intermédiaires d'oxyde d'azote gazeux. La dénitrification passe généralement par une combinaison des formes intermédiaires présentées dans l'équation 3.18.



Avec :

$NO_3^-$  = Nitrate.

$NO_2^-$  = Nitrite.

NO = Monoxyde d'azote.

$N_2O$  = Protoxyde d'azote.

$N_2$  = Azote gazeux.

Lors de la conception d'un dispositif de nitrification et de dénitrification, il est important de s'assurer que la DBO est suffisante pour permettre la dénitrification. En première estimation, on peut évaluer qu'il faut 4 grammes de DBO par gramme de nitrate à réduire (Metcalf et Eddy, 2003). De plus, 3,57 g d'alcalinité sous forme de  $\text{CaCO}_3$  sont produits pendant la dénitrification, ce qui doit être pris en compte pour le calcul de l'alcalinité totale requise. La nitrification et la dénitrification peuvent également être simultanées, lorsque dans des conditions anaérobies, en l'absence de DBO, des bactéries (anammox) oxydent  $\text{NH}_4^+$  en  $\text{N}_2$ , en utilisant  $\text{NO}_2^-$  comme accepteur d'électrons, avant d'être réduit en  $\text{N}_2$ .

#### Cycle du phosphore

Tout comme l'azote, le phosphore est un nutriment essentiel qui peut être valorisé, mais aussi un polluant potentiel qui ne doit pas être déversé de manière inconsidérée dans l'environnement. Dans les boues de vidange et les excreta, le phosphore est principalement présent sous forme de phosphates, de molécules constituées de la forme acide ou basique de l'acide orthophosphorique ( $\text{H}_3\text{PO}_4$ ) ou de phosphate ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) ou encore sous forme de phosphore lié organiquement (par exemple dans les acides nucléiques, les phospholipides et les protéines phosphorylées).

L'évolution du phosphore dans les processus de traitement dépend de divers phénomènes tels que la sorption, la précipitation, la complexation, la sédimentation, la minéralisation, le pH, l'absorption par les plantes et le potentiel d'oxydoréduction. Pendant la dégradation de la matière organique, les phosphates liés sont minéralisés et libérés. Contrairement à l'azote, le phosphore n'est pas éliminé par dégazage ou lixiviation car sa forme non-organique, soluble, est adsorbée dans la boue. Au cours des processus de traitement biologique, environ 10 à 30 % du phosphore est absorbé par les microorganismes. Ce taux peut être accru par déphosphatation biologique ou par précipitation chimique avec  $\text{FeCl}_3$ ,  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  ou  $\text{FeSO}_4$ , qui sont utilisés pour le traitement des eaux usées. La principale rétention du phosphore au cours du traitement des boues de vidange est due au métabolisme des plantes dans les lits de séchage plantés.

#### 3.3.8 Réduction des germes pathogènes

Ce paragraphe présente les mécanismes physiques, biologiques et chimiques qui permettent d'éliminer les germes pathogènes. Les différents types d'agents pathogènes sont présentés en détail dans le chapitre 2. Il est important de comprendre l'ensemble de ces mécanismes lorsque l'on veut garantir qu'un traitement atteindra ses objectifs en termes de désinfection. Ces mécanismes affectant l'ensemble des processus biologiques, leur contrôle doit faire l'objet d'une attention particulière et permettre de garantir le bon fonctionnement du dispositif de traitement.

#### Température

La plupart des agents pathogènes sont inactivés à des températures supérieures à 60 °C, seuil au-delà duquel la température dénature les protéines cellulaires et les acides nucléiques. Ce phénomène est observé dans des procédés tels que le cocompostage thermophile, illustré par la figure 3.11, ainsi que lors du traitement à la chaux. En outre, plus la température augmente, plus le temps nécessaire à l'inactivation des agents pathogènes est court.



Figure 3.11 : Installation de cocompostage pilote avec des boues de vidange et des déchets municipaux à Bangalore, en Inde (photo : Chris Zurbrugg).

### Durée du traitement

La durée du traitement (pour les lits de séchage plantés par exemple) ou le stockage des boues traitées peuvent induire une réduction des germes pathogènes, les conditions défavorables limitant leur durée de survie. Dans les fèces, la plupart des bactéries ne peuvent survivre au-delà d'une semaine à deux mois. À titre d'exemple, *Salmonella spp.* peut survivre 30 jours en moyenne, contre 50 jours pour les coliformes fécaux (Feachem *et al.*, 1983). En revanche, les œufs d'helminthe sont très persistants et restent viables durant plusieurs mois, voire plusieurs années. La durée de stockage requise pour la réduction des germes pathogènes dépend également de la température ambiante. Niwagaba (2009) recommande jusqu'à un an de stockage si la température ambiante est de 35 °C et jusqu'à deux ans à 20 °C. En revanche, le stockage à des températures inférieures à 10 °C ne permet pas une inactivation significative des germes pathogènes (Weemaes et Verstraete, 2001).

### Sorption

Les œufs d'helminthe ayant tendance à être adsorbés ou à se déposer, on les retrouve généralement dans la phase solide des boues. Dans les bassins de sédimentation et d'épaississement, environ 50 % des œufs d'helminthe sont extraits de la fraction liquide du fait de la sédimentation (Heinss *et al.*, 1998). La filtration sur les lits de séchage permet de retenir la majorité des œufs d'helminthe avec la fraction solide, ainsi que 90 % des bactéries indicatrices de contamination fécale (Pepper *et al.*, 2008). Ces bactéries indicatrices ne sont cependant pas représentatives de tous les agents pathogènes (notamment des virus, d'autres types de bactéries ou des kystes de protozoaires). Par ailleurs, si la majorité des œufs d'helminthe se retrouve dans la phase solide, c'est l'ensemble des germes pathogènes qui doit être pris en compte à l'issue du traitement.

### Dessiccation

Les microorganismes ne pouvant survivre sans eau, l'évaporation inactive les germes pathogènes en déshydratant les boues. L'activité de l'eau permet d'évaluer la quantité d'eau disponible pour la croissance microbienne. Elle se définit comme le rapport entre la pression de vapeur d'eau dans les boues et la pression de vapeur d'eau d'une eau pure placée dans les mêmes conditions.

L'eau pure a une activité égale à 1. La plupart des germes pathogènes ne peuvent survivre à une activité inférieure à 0,9. Certaines levures et certains œufs survivent par contre dans des conditions beaucoup plus sèches (Carrington, 2001). Les technologies de déshydratation (comme les lits de séchage) permettent donc la réduction des germes pathogènes lorsque la teneur en eau des boues tombe en-dessous de ce seuil de survie des organismes. Un stockage supplémentaire permet aussi d'augmenter la désinfection des boues en réduisant l'eau disponible.

#### UV

Le rayonnement solaire et UV dans la plage de 300 à 400 nm inactive efficacement les germes pathogènes en dénaturant leurs molécules d'ADN via des réactions photochimiques (Borrelly *et al.*, 1998). Il a été démontré que la lumière ultraviolette inactivait efficacement *Escherichia Coli* dans les bassins de lagunage (Maïga *et al.*, 2009). Cependant, il est important de rappeler que les rayons lumineux doivent pouvoir pénétrer dans la masse des boues pour que ce procédé soit efficace. Ce dernier n'a donc lieu a priori qu'en surface, car la forte teneur en matière organique ainsi que la turbidité des boues de vidange empêchent la pénétration du rayonnement UV.

#### pH

La plupart des microorganismes ne peuvent survivre et croître que dans des milieux présentant des variations de pH allant de 2 à 3. Très peu résistent à des pH inférieurs à 3 ou supérieurs à 10. Ainsi, le contrôle du pH permet la réduction des germes pathogènes dans certains cas. Cependant, comme le pH influe sur les processus de compostage et de digestion anaérobie, des étapes de traitement ultérieures doivent être prévues lorsque l'on recourt au pH pour la désinfection.

### 3.4 MÉCANISMES CHIMIQUES

Des produits chimiques peuvent être ajoutés aux boues de vidange afin d'améliorer la performance des mécanismes physiques (par exemple l'addition d'un polymère cationique afin d'augmenter la floculation et l'efficacité de la décantation), pour inactiver les germes pathogènes ou encore pour stabiliser les boues. Cependant, l'ajout de réactifs chimiques est susceptible d'engendrer une augmentation significative des coûts de traitement. Les avantages et inconvénients de cette solution doivent être soigneusement pesés.

#### 3.4.1 Stabilisation alcaline

Des additifs alcalins tels que la chaux peuvent être utilisés pour stabiliser les boues de vidange, avant ou après déshydratation. Dans le premier cas, d'autres réactifs doivent être ajoutés. La chaux est également utilisée pour précipiter le phosphore dans les stations d'épuration et pour le traitement de polissage des effluents. L'ajout de chaux permet de porter le pH des boues de vidange à 12, ce qui a pour effet de stopper l'activité microbienne. Ceci permet une réduction des odeurs liées à la putréfaction et une réduction des germes pathogènes. Cette réaction hydrolyse également les graisses, les hydrates de carbone et les protéines, ainsi que l'ammoniaque provenant des acides aminés. Lors de l'utilisation de chaux vive (CaO), une réaction exothermique pouvant porter la température des boues jusqu'à 60 °C (Andreasen, 2001) vient accroître la réduction des agents pathogènes et inactiver les œufs d'helminthe. Il a également été rapporté que cette réaction améliorerait l'efficacité de la décantation. Cependant, après la réaction initiale, le pH diminue. La chaux doit donc être apportée en excès. Il convient également de noter qu'une

reprise du développement de bactéries pathogènes peut être observée au fil du temps. Les inconvénients de ce procédé sont les odeurs d'ammoniac dégagées et l'entartrage par la chaux.

### 3.4.2 Traitement à l'ammoniaque

Il est bien établi que l'ammoniaque est efficace pour inactiver les microorganismes, mais les mécanismes en jeu ne sont pas encore entièrement compris. Comme le décrit Vinnerås (2013), les mécanismes d'inactivation bactérienne probables du  $\text{NH}_3$  seraient la dénaturation des protéines, la destruction des membranes ou l'alcalinisation rapide du cytoplasme, entraînant une perte critique de potassium (K). L'inactivation virale est probablement due au clivage de l'ARN, mais pour les organismes plus gros - tels que les helminthes -, les mécanismes ne sont pas encore complètement compris. La désinfection par l'ammoniaque a été observée dans l'urine (Vinnerås *et al.*, 2008), les boues d'épuration (Pecson *et al.*, 2007) et le compost (Adamtey *et al.*, 2009), mais les applications avec les boues de vidange sont encore au stade de développement. En pratique, c'est le  $\text{NH}_3$  aqueux qui est responsable de l'inactivation microbienne, pas l'ion ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ). Le pKa de l'ammoniac (pH permettant 50 % de  $\text{NH}_3$  et 50 % de  $\text{NH}_4^+$ ) est de 9,25. La concentration de  $\text{NH}_3$  peut être déterminée en fonction du pH par l'équation 3.19.

$$\text{Équation 3.19 : } \text{NH}_3, \% = \frac{100}{1 + [\text{H}^+]/K_a}$$

La concentration totale en  $\text{NH}_3$  aqueux dépend également de la température et de la concentration totale d'azote ammoniacal ( $\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$ ). Pour que la désinfection par  $\text{NH}_3$  soit efficace, le pH doit être supérieur à 8,5 (Vinnerås, 2013). L'ammoniaque peut être ajoutée à partir d'une solution aqueuse de  $\text{NH}_3$  ou à partir de l'urée ( $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$ ), qui sera rapidement transformée en  $\text{NH}_3$  par voie enzymatique. Le traitement doit être effectué dans un espace confiné pour éviter la perte de  $\text{NH}_3$  gazeux. Le temps d'inactivation des microorganismes doit être déterminé empiriquement pour chaque organisme pathogène ciblé. Tant que le pH reste stable, le  $\text{NH}_3$  aqueux sera constant et la reprise de croissance des agents pathogènes ne se produira pas (Vinnerås, 2013). Si les boues traitées sont épandues sur des cultures, il en résultera une diminution du pH, ce qui augmentera la concentration de  $\text{NH}_4^+$  et apportera un effet fertilisant.

### 3.4.3 Coagulation-floculation

Les particules colloïdales qui ne sont pas éliminées par décantation gravitaire tendent à être chargées négativement, ce qui les rend stables en suspension. Dans le processus de coagulation-floculation, des additifs sont ajoutés pour déstabiliser les particules et permettre à ces dernières d'entrer en contact les unes avec les autres, de former des floccs de plus grosse taille aptes à décanter, améliorant ainsi la décantation. Ces additifs sont choisis en fonction des caractéristiques hydrophobes ou hydrophiles des particules, ainsi que de leur charge superficielle.

La coagulation-floculation est obtenue en ajoutant des polymères, qui forment des ponts entre les particules en suspension, ou en ajoutant des ions, déterminant le potentiel (acide fort ou base), qui vont réduire la charge superficielle totale. Les polymères peuvent être des produits chimiques naturels ou synthétiques. Ils agissent soit en formant des ponts entre les extrémités anioniques et non-ioniques du polymère avec les particules, soit en formant des ponts entre des polymères de poids moléculaire élevé qui sont adsorbés aux particules.

#### 3.4.4 Autres adjuvants

L'ajout d'adjuvants chimiques fonctionne de la même manière que la coagulation et la floculation, et peut être effectué en amont des procédés physiques de séchage décrits au paragraphe 3.4.3 pour améliorer leurs performances. Les additifs courants sont le chlorure ferrique, la chaux, l'alun et les polymères organiques. Les sels de fer et la chaux permettent d'augmenter la matière sèche des boues séchées (masse accrue), alors que les polymères n'augmentent pas la matière sèche. Les aspects importants à prendre en compte dans le choix d'un adjuvant sont l'âge des boues, le pH, leur origine, la concentration en solides et l'alcalinité. En général, le dosage est déterminé en laboratoire avec des tests de décantation (jar-tests). Les connaissances disponibles actuellement concernent le traitement des boues d'épuration. La collecte d'informations auprès des fabricants, des laboratoires ainsi que des essais sur des pilotes sont nécessaires afin de pouvoir adapter cette technique au traitement des boues de vidange.

#### 3.4.5 Désinfection des effluents liquides

La désinfection des effluents n'est pas développée dans ce livre, celle-ci n'étant pas spécifique aux boues de vidange. Ce sujet est traité en détail dans les ouvrages de référence sur le traitement des eaux usées et des eaux de consommation. Les effluents liquides issus de bassins de décantation ou de lits de séchage nécessitent généralement un traitement supplémentaire avant désinfection. La désinfection constitue plutôt une étape de finition qui vient compléter l'abattement des agents pathogènes des étapes précédentes. Comme indiqué au chapitre 10, le traitement des effluents liquides doit également être appréhendé avec l'optique d'atteindre des niveaux de traitement adaptés à leur utilisation finale. La désinfection vise une réduction des germes pathogènes et non pas leur élimination totale (appelée « stérilisation »). Les formes chimiques de désinfection sont notamment la chloration, l'ozonation et les UV. Il existe aussi des procédés mécaniques comme les filtres ou les membranes.

La chloration est la méthode de désinfection la plus utilisée. Des réactifs solides ou liquides peuvent être employés. Les principaux paramètres à prendre en compte pour la chloration sont le temps de contact, la concentration en chlore, la charge en germes pathogènes, la température et les teneurs de l'effluent en autres composants (telle que la charge organique résiduelle). Le chlore est toxique pour les microorganismes du fait de son pouvoir oxydant élevé qui attaque les membranes cellulaires. Le processus d'oxydation ne se limitant pas aux microbes, il est important de considérer la charge organique totale. En effet, la chloration n'est pas efficace pour désinfecter les effluents liquides présentant des concentrations en matières organiques élevées car le chlore est alors consommé par les réactions d'oxydation de ces autres composants.

### 3.5 BIBLIOGRAPHIE

- Adamtey N., Coffie O., Ofosu-Budu G.K., Danso S.K.A., Forster D. (2009). *Production and Storage of N-enriched Cocompost*. Waste Management 29, p. 2429-2436.
- Arthur R., Baidoo M.F. (2011). *Biogas Generation from Sewage in Four Public Universities in Ghana: A Solution to Potential Health Risk*. Biomass and Bioenergy 35 (7), p. 3086-3093.
- Allen R.G. (2000). *Using the FAO-56 Dual Crop Coefficient Method over an Irrigated Region as Part of an Evapotranspiration Intercomparison Study*. Journal of Hydrology 229 (1), p. 27-41.
- Allen R.G., Pereira L.S., Raes D., Smith M. (1998). *Crop Evapotranspiration - Guidelines for Computing Crop Water Requirements*. FAO Irrigation and Drainage Paper 56, FAO, Rome.
- Andreasen P. (2001). *Chemical Stabilization*. In: Spinosa L. and Vesilind P.A. (eds), *Sludge into Biosolids – Processing, Disposal, Utilization*. IWA Publishing, United Kingdom.
- Borrelly S.I., Cruz A.C., Del Mastro N.L., Sampa M.H.O., Somessari E.S. (1998). *Radiation Processing of Sewage and Sludge. A review*. Progress in Nuclear Energy 33 (162), p. 3-21.
- Carrington E.G. (2001). *Evaluation of Sludge Treatments for Pathogen Reduction – Final Report*. E. Communities. Luxembourg.
- Feachem R.G., Bradley D.J. (1983). *Sanitation and Disease – Health Aspects of Excreta and Wastewater Management*. The World Bank, USA.
- Heinss U., Larmie S.A. (1998). *Solid Separation and Pond Systems for the Treatment of Faecal Sludge in the Tropics*. Eawag. Dübendorf, Switzerland.
- Huisman L., Wood W.E. (1974). *Slow Sand Filtration* (Vol. 16). World Health Organization (WHO), Geneva.
- Kim Y., Parker W. (2008). *A Technical and Economic Evaluation of the Pyrolysis of Sewage Sludge for the Production of Bio-oil*. Bioresources Technology 99 (5), p. 1409-1416.
- Kopp J., Dichtl N. (2001). *Characterization*. In: Spinosa L. and Vesilind P.A. (eds), *Sludge into Biosolids – Processing, Disposal, Utilization*. IWA Publishing, United Kingdom.
- Madigan M.T., Martinko J.M., Parker J., Fernández C.R., Pérez M.S. (2014). *Brock Biology of Microorganisms*. 14th Edition. Pearson Education, Inc., New Jersey, United States.
- Maiga Y., Denyigba K., Wethe J., Ouattara A.S. (2009). *Sunlight Inactivation of Escherichia Coli in Waste Stabilization Microcosms in a Sahelian Region (Ouagadougou, Burkina Faso)*. Journal of Photochemistry and Photobiology B: Biology, 94 (2), p. 113-119.
- Mara D.D. (1976). *Sewage Treatment in Hot Climates*. Wiley, London, United Kingdom.
- Metcalfe et Eddy (2003). *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse*. Tchobanoglous G., Burton F.L. eds. McGraw-Hill Book Company.
- Musy A., Higy C. (2004). *Hydrologie, une science de la nature*. Presses polytechniques et universitaires romandes, Lausanne, Switzerland.
- Niwagaba C.B. (2009). *Treatment Technologies for Human Faeces and Urine*. PhD Thesis, Swedish University of Agricultural Science, Uppsala, Sweden.
- Panuvatvanich A., Koottatep T., Koné D. (2009). *Influence of Sand Layer Depth and Percolate Impounding Regime on Nitrogen Transformation in Vertical-flow Constructed Wetlands Treating Faecal Sludge*. Water Research 43 (10), p. 2623-2630.
- Pecson B.M., Barrios J.A., Jimenez B.E., Nelson K.L. (2007). *The Effects of Temperature, pH, and Ammonia Concentration on the Inactivation of Ascaris Eggs in Sewage Sludge*. Water Research 41 (13), p. 2893-2902.
- Pepper I., Gerba C., Gentry T., Maier R. (2008). *Environmental Microbiology*. Elsevier.
- Spellman F.R. (1997). *Dewatering Biosolids*. Technomic Publishing, Lancaster, United States.
- Stefanakis A.I., Tshirintzis V.A. (2011). *Dewatering Mechanisms in Pilot-scale Sludge Drying Reed Beds: Effect of Design and Operational Parameters*. Chemical Engineering Journal 172 (1), p. 430-443.
- Uggetti E., Argilaga A., Ferrer I., García J. (2012). *Dewatering Model for Optimal Operation of Sludge Treatment Wetlands*. Water Research 46 (2), p. 335-344.

- Vesilind P.A. (2001). *Introduction to Stabilization*. In: Spinosa L. and Vesilind P.A. (eds), *Sludge into Biosolids – Processing, Disposal, Utilization*. IWA Publishing, United Kingdom.
- Vinnerås B., Nordin A., Niwagaba C., Nyberg K. (2008). *Inactivation of Bacteria and Viruses in Human Urine Depending on Temperature and Dilution Rate*. *Water Research* 42 (15), p. 4067-4074.
- Vinnerås B. (2013). *Sanitation and Hygiene in Manure Management*. In: Sommer S.G., Jensen L.S., Christensen M.L., Schmidt T. (eds), *Animal Waste – Recycling, Treatment and Management*. Wiley-Blackwell, Oxford, UK.
- Weemaes M., Verstraete W. (2001). *Other Treatment Techniques*. In: Spinosa L. and Vesilind P.A. (eds), *Sludge into Biosolids – Processing, Disposal, Utilization*. IWA Publishing, United Kingdom.

#### Questions pour l'autoévaluation

1. Donner deux exemples de mécanismes physiques, chimiques et biologiques, et citer des technologies de traitement des boues de vidange qui les utilisent.
2. Le compostage repose-t-il sur des mécanismes de traitement physique, chimique ou biologique ? Quelles sont les trois conditions requises pour que le compostage soit performant ?
3. Quels sont les mécanismes responsables de la réduction des germes pathogènes ? Citer des technologies de traitement des boues de vidange qui les utilisent.