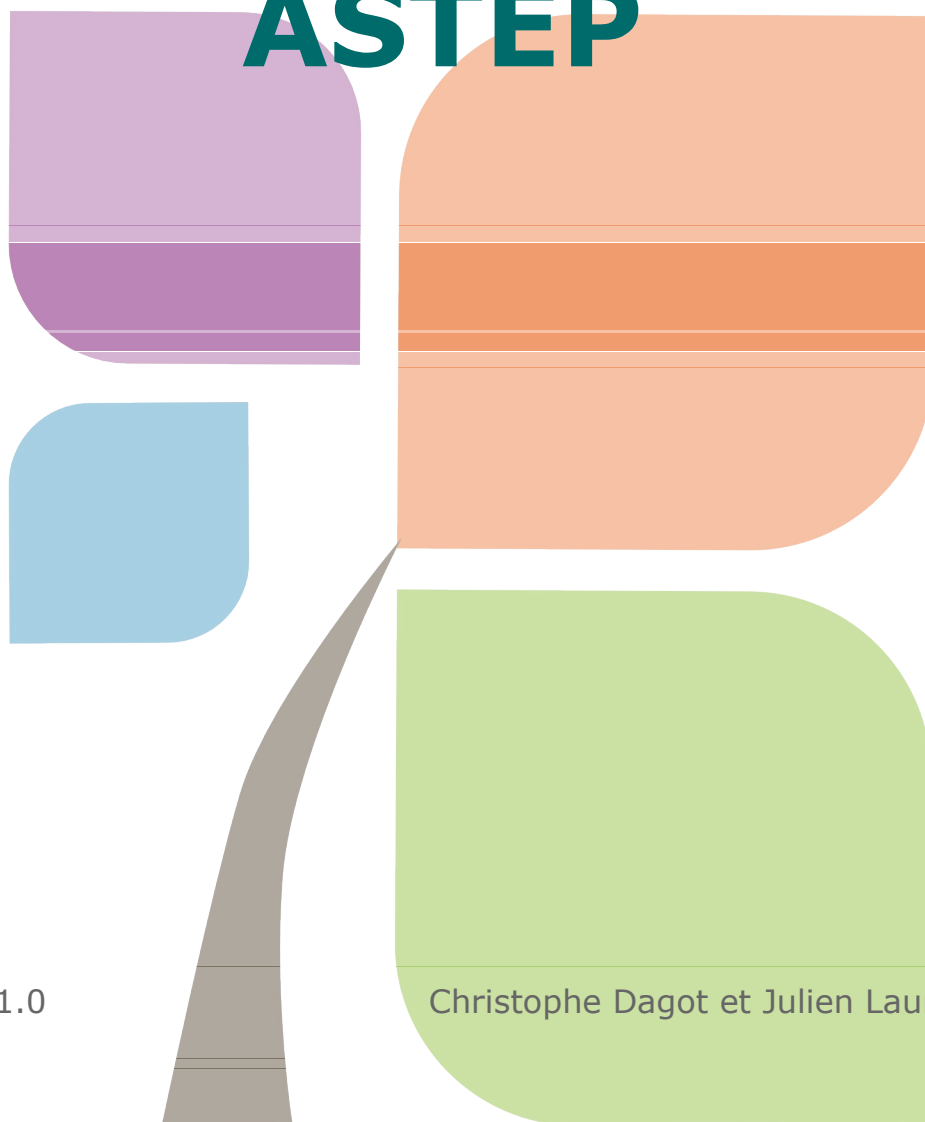




Module d'enseignement ASTEP



Version 1.0

Christophe Dagot et Julien Laurent

24/09/2013



Table des matières

I - Épigraphie	5
II - Caractéristiques	7
III - Objectifs	9
IV - Pour qui ?	11
V - Organisation	13
VI - Programme	15
VII - Tutoriel	17
VIII - Le traitement des eaux urbaines	19
A. Données générales sur les eaux usées et leurs traitements.....	19
1. Les paramètres de pollution.....	19
2. Composition des eaux usées.....	21
3. Législation.....	23
4. Exercice : DBO5.....	26
5. Paramètres d'exploitation d'une station d'épuration.....	26
6. Les types de stations biologiques.....	27
B. Station à boue activée.....	31
1. Notions théoriques.....	31
2. Filière eau.....	50
3. Filière Boue.....	85
IX - Visitez la station d'épuration de Limoges	121
A. Diaporama.....	121
B. Présentation du synoptique du prétraitement à Limoges (PartI).....	121
C. Présentation du synoptique du prétraitement à Limoges (PartII).....	121
D. Visite Virtuelle.....	121
X - Modéliser et Simuler votre STEP	123

A. Tutoriel.....	123
B. Outil de simulation.....	123
C. Exercices.....	124
XI - Les ressources	125
A. Les Paramètres de pollution (2).....	125
B. Les paramètres de pollution.....	125
C. Exercice.....	126
D. Calcul de la concentration MES et le % de MVS.....	126
E. Exercice.....	126
F. Paramètres d'exploitation d'une station d'épuration.....	126
G. Calcul de la surface d'un Décanteur.....	127
H. Mesure du KLA.....	127
I. Bibliographie.....	128
Ressources annexes	129
Solution des exercices	135
Glossaire	137
Signification des abréviations	141
Références	143
Bibliographie	147
Webographie	149

" Inter faeces et urinam nascimur "

St Augustin



Chaba d'entra



Caractéristiques

II

Crédits

Auteurs

P. Christophe DAGOT (cf. Christophe DAGOT) - Ecole Nationale Supérieure d'Ingénieurs de Limoges

M. Julien LAURENT (cf. Julien LAURENT) - Ecole Nationale du Génie de l'Eau et de l'Environnement de Strasbourg

Gestion de Projet

P. Christophe DAGOT (cf. Christophe DAGOT)

Conception Multimedia

Frédéric JOINNEAU (cf. Frédéric JOINNEAU) - Conservatoire National des Arts et Métiers (Limousin)

Codage outil de modélisation

Michael ESSA - Laboratoire Icube (Strasbourg)

3D

BIGOT Simon (ingénieur ENSIL)

FAIX Alexandre (ingénieur ENSIL - ODESSOL Limoges)

FOURNIER Maxime (cf. Maxime FOURNIER) (ingénieur ENSIL)

RIVAL Simon (ingénieur ENSIL)

Soutiens financiers

UVED (Université Virtuelle Environnement & Développement Durable)

UNIVERSITE DE LIMOGES

CNAM LIMOUSIN

Avec le soutien de



s Métropole

Image 1 Logo LM

Licence

Creative Commons Paternité¹

1 - <http://creativecommons.org/licences/by-sa/2.0/fr/>

Le traitement des eaux usées urbaines nécessite des technologies reposant sur des principes physiques, chimiques, biologiques et d'ingénierie, afin d'assurer une qualité des eaux en accord avec les exigences légales. Ce module a pour objectif d'illustrer le fonctionnement d'une station d'épuration classique, en s'appuyant sur la station d'épuration de Limoges, tout en permettant d'acquérir les notions fondamentales et techniques pour le dimensionnement des différentes unités qui la compose.

Comprendre une station d'épuration,

c'est comprendre l'ordonnancement des différentes opérations unitaires qui la composent. Ainsi une visite virtuelle réaliste de l'émission au rejet permet de suivre le chemin de l'eau et des boues générées au travers des installations.

Comprendre une station d'épuration,

c'est comprendre les principes de chacune des opérations unitaires et leur interdépendance. Ainsi, le visiteur peut s'arrêter à sa guise lors de sa visite sur une installation et consulter les bases théoriques de conception et de fonctionnement.

Comprendre une station d'épuration,

c'est avoir acquis les concepts fondamentaux qui régissent les phénomènes et les réactions. Des rappels théoriques sont disponibles dans la base de cours.

Comprendre une station d'épuration,

c'est maîtriser sa conception et son ingénierie. L'utilisateur éprouvé pourra dimensionner une installation, en fonction de ses propres données et simuler le fonctionnement d'une installation existante.



Pour qui ?

IV

Formation initiale d'étudiants ingénieurs, masters, IUT, BTS

Ce module est destiné en premier lieu à des étudiants, ingénieurs, master, IUT, BTS notamment dans les formations environnementales ou du procédé.

La partie modélisation / simulation s'adresse plus particulièrement aux ingénieurs / master.

Formation du personnel / formation continue

Construit sur l'exemple concret d'une station d'épuration, le module peut être utilisé pour la formation du personnel d'exploitation d'une station d'épuration. Il permet d'illustrer facilement un cours à distance et fournit les bases essentielles à une première compréhension de la problématique.

Initiation tout public / sensibilisation

Les parties cours et visite étant indépendantes, le module peut être utilisé par tous selon son niveau et sa volonté de compréhension. Ainsi, il peut être utilisé pour illustrer une initiation générale aux stations d'épuration biologique.



Organisation

Documents supports

Document de cours illustré par des tableaux et des données

- Renvois sur des pages internet notamment pour la partie législation
- Animations facilitant la compréhension
- Vidéos illustratives
- Visite virtuelle chapitrée
- Tableur pour les dimensionnements

Déroulement

L'usage idéal est en formation mixte (distance + présentiel).

Selon l'enseignant, le cours peut débuter par la visite virtuelle et s'appuyer dessus pour dérouler le cours, ou l'inverse.

Modulation de la durée du module

En fonction des niveaux et de la volonté de l'enseignant et de l'étudiant, les différents livres peuvent être utilisés de manière totalement indépendante et s'insérer dans un cours spécifique.

Evaluation du module

Pour une formation diplômante, l'évaluation du module peut comprendre deux volets :

- L'évaluation de QCM
- Un exercice de dimensionnement et son analyse.

Le module d'enseignement comprend trois livres indépendants, pouvant être utilisés en couplage ou non.

Cours sur le traitement des eaux.

Ce livre est une approche classique du traitement des eaux par une station d'épuration urbaine. Il fournit :

- Dans un premier chapitre les données générales sur les eaux usées, composition, paramètres, législation, ainsi que sur les modes de traitement.
- Dans un deuxième chapitre, suite à des concepts théoriques permettant d'avancer dans la compréhension des phénomènes, sont décrites les différentes opérations unitaires du traitement des eaux et des boues
- Il propose in fine un dimensionnement simple et interactif d'une filière de traitement.

Entrez dans la station de Limoges (visite virtuelle)

Avant d'entrer dans la visite virtuelle en 3D, 2 vidéos présentent le synoptique de la station d'épuration de Limoges :

- Une présentation file eau
- Une présentation file boue

Visite virtuelle de la station, le promeneur suit dans un premier temps les eaux usées, de l'émission au rejet, puis le traitement des boues. Il peut s'arrêter sur les principales opérations unitaires et basculer d'un simple clic sur la partie du cours qui s'y porte.

Modéliser et simuler votre STEP

Logiciel de simulation fondé sur le modèle ASM1 (Activated Sludge Model – Henze), il est possible de simuler différents scénarii fonctionnement de la partie biologique de la station d'épuration.

Des exercices sont proposés avec l'outil de modélisation.



Le traitement des eaux urbaines

A. Données générales sur les eaux usées et leurs traitements

1. Les paramètres de pollution

Il existe deux types de traitement de la pollution organique : les traitements physicochimiques, utilisant des réactifs chimiques pour la coagulation des matières principalement colloïdales, et les traitements biologiques, fondés sur la capacité qu'ont les microorganismes à oxyder la matière organique carbonée.

La pollution peut être classée selon quatre classes :

- Physique
- Chimique
- Minérale
- Biologique

a) Les différents types de classification

Classification physique

- Matières macroscopiques séparées par dégrillage
- Matières en suspension supérieures à 1mm séparées par décantation, tamis. 80% des MES sont < 80mm
- Matières colloïdales inférieures à 1mm, ne décantant pas, chargées électriquement du même signe, elles créent des champs magnétiques répulsifs
- Matières en solution, matières dissoutes
- Matière « biologique vivante » (bactérie, virus)

Classification chimique

- Matières organiques banales sous forme biodégradable en suspension ou

solution

- Matières organiques synthétiques difficilement biodégradables`
 - Huiles et produits pétroliers
 - Détergents Lessive non-biodégradables à 5% et favorisant la pénétration des toxiques
 - Substances organiques toxiques : cyanure, phénols, aldéhydes
 - Pesticides (DDT)

Classification minérale

- Sable, gravier inerte
- Produits minéraux toxiques (métaux), micropolluants, engrais minéraux.

b) Exercice : MVS

[Solution n°1 p 131]

Les MVS représentent :

- | | |
|--------------------------|---|
| ☐ | Représentent les matières volatiles particulières |
| ☐ | Représentent la biomasse épuratoire |
| ☐ | Représentent la fraction organique des boues |
| ☐ | Représentent les matières vivantes du substrat |

c) Les paramètres de pollution

1. Quelle charge de pollution correspond à 285 000 EH
2. Quels dispositifs d'autosurveillance devront est mis en place sur la station de traitement des eaux usées qui traite cette pollution ?
3. Quelles normes de rejet cette installation devra-t-elle respecter, sachant que le rejet s'effectue en zone sensible ? Quelle sera la fréquence des contrôles pour chaque paramètre ? Quel sera le nombre de non-conformités tolérées, pour chaque paramètre ?
(Enoncé de V.DELUCHAT - Cnam 2007)

d) Les Paramètres de pollution (2)

Lors d'un bilan 24h (prélèvement des effluents d'entrée et de sortie pendant 24h), les résultats d'analyses obtenus sont donnés dans le tableau ci-dessous.

1. Déterminer les concentrations en NGL en entrée et en sortie
2. Les eaux usées brutes ont-elles les caractéristiques d'eaux usées urbaines ?
3. Les eaux usées brutes sont-elles biodégradables ?
4. La station respecte t'elle la réglementation ?
5. Déterminer les charges massiques et volumiques de l'installation lors de ce bilan.
(Enoncé de V.DELUCHAT - Cnam 2007)

	Entrée	Sortie
Débit (m ³ /j)	41 500	41 400
Débit pointe (m ³ /h)	3 800	
	concentration (mg/L)	concentration (mg/L)
DBO ₅	310	10
DCO	590	75
MES	430	20
NGL		
NTK	45	4,8
NO ₃ ⁻	19	7
NO ₂ ⁻	0,5	0,7
PT	11,9	0,6

Tableau des prélèvements des effluents d'entrée et de sortie pendant 24H

2. Composition des eaux usées

Les débits d'eau usée sont de 150 à 250 L/habitant, en fonction de l'agglomération, de la qualité et des spécificités des réseaux de distribution, des usages de l'eau.

Les concentrations moyennes d'une eau usée sont de 453 mg/L de matières solides totales, de 217 mg/L de matières volatiles totales, 145 mg/L de matières en suspension, 120 mg/L de matières volatiles en suspension, de 288 mg/L de demande chimique en O₂ et 147 mg/L de demande biochimique en O₂ pour un pH variant de 6,8 à 7,5. Les acides gras volatiles et non volatils représentent respectivement de 8,5 à 20 mg/L et 0,1 à 1 mg/L, les acides gras supérieurs représentent 2/3 du contenu en acides gras et les protéines et acides aminés 45 à 50 % de l'azote total.

Le rapport DBO₅/N/P est en moyenne de 100/5/5 avec environ 10% de graisse, 40% de matières azotées, 50% d'hydrates de carbone.

La composition minimale considérée lors des calculs de redevance est, pour un EH, de 60 à 70 g de DBO₅ dissoute, 120 g de DCO et de 70-90g de MES (1/3 matière minérale (MM) - 2/3 organique (MVS)).

La législation définit la notion d'équivalent habitant correspondant à "la charge organique biodégradable ayant une demande biochimique d'oxygène en cinq jours(DBO₅) de 60 grammes d'oxygène par jour." (Directive européenne 91-271).

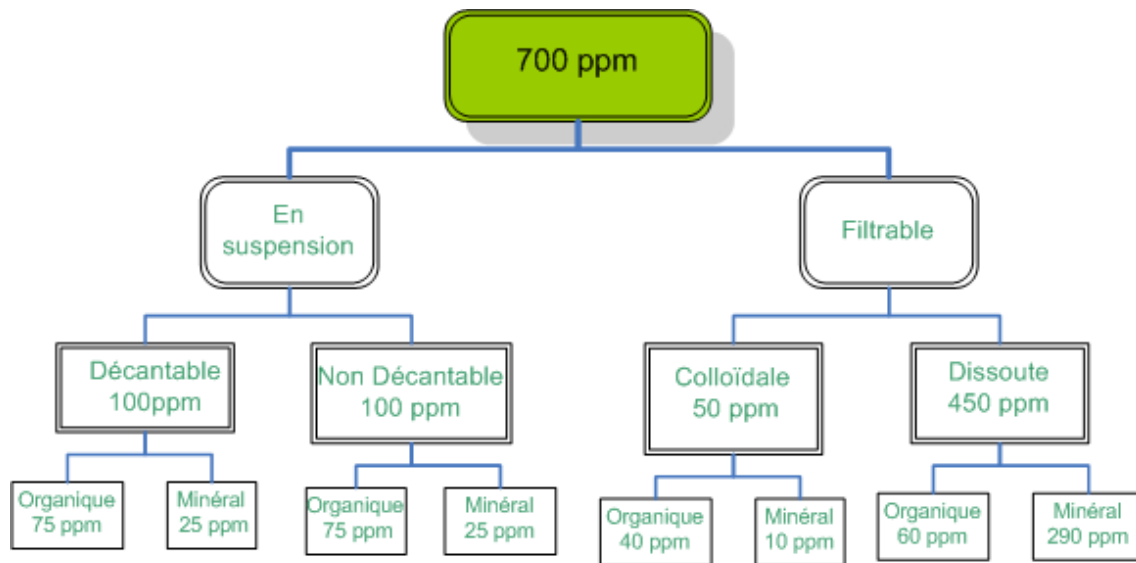
Élément analysé	Quantité	Concentrations
Matières en suspension (MES)	90 g	100 – 400 mg/L
Matières oxydables (MO)	57 g	
DBO ₅	60 g	150 – 500 mg/L
DCO	120 g	300 – 1000 mg/L
Azote réduit	15 g	30 – 100 mg/L
Phosphore total	4 g	10 – 25 mg/L
Matières inhibitrices	0,2 g	
METOX	0,23 g	
AOX	0,05 g	
Graisses	22 g	
Coliformes totaux		10 ⁷ à 10 ⁸ bactéries pour 100 ml
Coliformes fécaux		10 ⁶ à 10 ⁸ bactéries pour 100 ml
Streptocoques fécaux		10 ⁵ à 10 ⁷ bactéries pour 100 ml

charge organique biodégradable

La caractérisation de la pollution utilisée dans les modèles de simulation de fonctionnement de station biologique utilise une discrimination par taille de molécule (décantable, non décantable, dissoute), par répartition chimique (minérale, organique) et par degré de biodégradabilité (facilement, difficilement et non-biodégradable)

	Matières décantables	Matières non décantables	Matières Colloïdales et solubles
MES 1/3 minéral ; 2/3 organique	65 %	35 %	
DBO ₅	33 %	33 %	33 %
DCO	33 %	33 %	33 %
NTK dont 50 à 70 % de N- NH ₄ ⁺	<10 %	-	>90 %
N - NO ₂ - ; N - NO ₃ -	-	-	100 %
Phosphore total dont 80 % d'ortho-phosphates	<10 %		>90 %

répartition chimique



Répartition de la charge

3. Législation

La législation française sur le traitement et la qualité des eaux est issue des directives européennes retranscrite en droit français.

La Directive européenne n° 86-278 du 12/06/1986² est relative à la protection de l'environnement et notamment des sols, lors de l'utilisation des boues d'épuration en agriculture.

La Directive européenne n° 91-271 du 21/05/1991³ est relative au traitement des eaux résiduaires urbaines et la protection des milieux aquatiques. Plus d'informations cliquez sur DirE91-271.

2 - http://www.ineris.fr/aida/consultation_document/1081

3 - http://www.ineris.fr/aida/consultation_document/1059

La Directive Cadre sur l'Eau n° 2000-60 du 23/10/2000 (DCE)⁴ consolidée en 2006 instituant un cadre pour l'action communautaire dans le domaine de l'eau, pour harmoniser les directives existantes. Elle fixe des objectifs pour la préservation et la restauration de l'état des eaux superficielles (eaux douces et eaux côtières) et pour les eaux souterraines. L'objectif général est d'atteindre d'ici à 2015 le bon état des différents milieux sur tout le territoire européen.

Plus d'informations cliquez sur DirCE2000-60 .

Le règlement européen n° 166/2006 du 18/01/2006⁵ concerne la création d'un registre des rejets et transfert de polluant modifiant les directives 91/689/CEE et 96/61/CE du Conseil.

La Loi sur l'eau n° 64-125 du 16/12/1964 sur l'eau est relative au régime et à la répartition des eaux et la lutte contre la pollution. Elle définit les modes de taxation des atteintes à la ressource (prélèvements, rejets), les aides au financement des travaux de dépollution, la création des agences de l'eau selon les 6 grands bassins hydrographiques (collecte des redevances et répartition des aides), et la mise en place de Comités de bassins, composés notamment d'élus et d'usagers, associés à la définition d'une politique de l'eau au niveau du bassin versant permettant une gestion décentralisée de l'eau.

La Loi sur l'eau n°92.3 du 3/01/1992 a pour objet de garantir une gestion équilibrée de la ressource en eau et pose comme principe que l'eau fait partie du patrimoine commun de la nation et définit une « unité de la ressource en eau » (ensemble du cycle de l'eau). plus d'informations cliquez sur LE92.3 .

La loi 2004-338 du 21 avril 2004 est la transposition en droit français de la DCE. Elle réaffirme les principes de la gestion par bassin versant et des SDAGE, de gestion équilibrée pour satisfaire tous les usages, la prise en compte des milieux aquatiques, et la participation des acteurs de l'eau.

La loi sur l'eau et les milieux aquatiques (LEMA) du 31/12/2006 actualise les lois de 1964 et 1992 tout en fournissant les outils pour atteindre le « bon état » des eaux fixés par la Directive cadre sur l'Eau. Plus d'informations cliquez sur LEMA .

L'Arrêté du 22 décembre 1994 sur les systèmes d'assainissement pour des capacités supérieures à 120 kgDBO5/J (>2000 EH) de plus de 2000 EH, l'autosurveillance, fixe les valeurs de conformité des rejets dans le milieu naturel sur des échantillons moyens journaliers devant respecter soit les valeurs fixées en concentration, soit les valeurs fixées en rendement. Le texte a été modifié (loi du 16 novembre 1998) et abrogé et remplacé par **l'arrêté du 22 juin 2007**.

L'Arrêté du 21 juin 1996 fixe les prescriptions techniques minimales relatives aux ouvrages de collecte et de traitement des eaux usées. Le texte a été abrogé et remplacé par **l'arrêté du 22 juin 2007**.

L'Arrêté du 22 juin 2007 est relatif à la collecte, au transport et au traitement des eaux usées des agglomérations d'assainissement ainsi qu'à la surveillance de leur fonctionnement et de leur efficacité, et aux dispositifs d'assainissement non collectif recevant une charge brute de pollution organique supérieure à 1,2 kg/j de DBO5. (>20 EH).

Les différentes performances sont indiqués dans les tableaux ci-dessous. La réutilisation des eaux usées traitées est évoquée pour l'arrosage des espaces verts ou l'irrigation des cultures (pas de risques sanitaires ou environnemental avérés. Les différentes performances (cf. Les différentes performances p 125)

Pour les rejets dans le milieu naturel de bassins de lagunage, cette valeur est fixée à 150 mg. L-1

4 - http://www.ineris.fr/rsde/doc/docs%20rsde/directive_cadre_eau.pdf

5 - http://www.ineris.fr/aida/consultation_document/441

L'arrêté fixe les seuils de tolérance (exprimés en nombre de dépassements) dans des limites impératives à ne pas dépasser fondées sur le percentile 95%, les paramètres et fréquences minimales des mesures selon la capacité de traitement. Cf. Tableau sur les seuils de tolérance. (cf. Les seuils de tolérance p 125)

L'arrêté fixe de nouvelles Performances pour les stations des agglomérations pour de charges inférieures ou égales à 120 kg/J de DBO5. Cf. Le Tableau des Nouvelles Performances. (cf. Nouvelles Performances p 125)

Le décret d'application du 3 juin 1994 relatif à la collecte et au traitement des eaux usées est partiellement abrogé par l'article 4 du décret n°2007-397 du 22 mars 2007. Il redéfinit les zones d'assainissement collectif et zones d'assainissement non collectif au sein des agglomération, définit les masses d'eau sensibles et les objectifs et programmation de l'assainissement.

Lois sur l'assainissement non collectif

	Arrêté du 6 mai 1996	Arrêté du 22 juin 2007	Arrêté du 7 septembre 2009
Contraintes des nouveaux dispositifs	Impossibilité	Marquage CE ou procédure d'essais	Marquage CE ou procédure d'essais
Contraintes de rejet	[MES] < 30 mg/L et [DBO5] < 40 mg/L	[DBO5] < 35 mg/L dispositifs < 2 000 EH	[MES] < 30 mg/L et [DBO5] < 35 mg/L
Evacuation	Sol ou milieu hydraulique superficiel (dérogation Préfectorale), Ou puit d'infiltration (conditions)	Milieu hydraulique Superficiel ou sol (étude nécessaire) ou réutilisation pour arrosage ou irrigation (selon conditions)	sol ou milieu hydraulique Superficiel arrosage ou Irrigation par un puits d'infiltration (selon conditions)
Utilisation des microstations	Microstations autorisées pour le traitement primaire	Les microstations de plus de 20 EH sont autorisées pour le traitement	Microstations < 20 EH autorisées, sous certaines conditions, pour le traitement

Loi sur l'assainissement non collectif

Autres Codes

Le décret du 8 décembre 1997 « épandage des boues de STEP », l'arrêté du 8 janvier 1998 « épandages de boues de STEP » et la Circulaire du 16 mars 1999 « épandage des boues de STEP » définissent le cadre réglementaire de la valorisation agricole des boues...plus d'informations cliquez sur D81297.

Autres lois sur les déchets de l'assainissement.

4. Exercice : DBO5

[Solution n°2 p 131]

La DBO5 représente :

- | | |
|--------------------------|---|
| ☐ | La demande biologique en oxygène sur 5 jours |
| ☐ | La demande biochimique en oxygène sur 5 jours |
| ☐ | La demande biologique en oxydant sur 5 jours |
| ☐ | La demande biochimique en oxydant sur 5 jours |

5. Paramètres d'exploitation d'une station d'épuration

La Charge Massique Charge Massique

$$C_m = \frac{Qx[DBO_5]}{Vx[MVS]}$$

avec Q : débit (m³/J), V : Volume du bassin d'aération (m³).

La Charge Volumique La Charge Volumique

$$C_v = \frac{Qx[DBO_5]}{V}$$

L'indice de Molhmann L'indice de Molhmann

$$I_m = \frac{V}{M}$$

Temps de séjour (h). Temps de séjour (h)

$$T_s = \frac{V}{Q}$$

Le temps de séjour moyen peut être obtenu par le calcul du moment d'ordre 1 de la distribution des temps de séjour.

Âges des boues (jour). Âges des boues (jour)

$$A = \frac{[MVS]_{PrésenteBA} \times V}{[MVS]_{Produite}} = \frac{[MVS]_{PrésenteBA} \times V}{[MVS]_{Recirculée} \times Q_p} = \frac{1}{u_{app}}$$

La consommation d'O₂ La consommation d'O₂ (OUR : oxygen Uptake Rate) (OUR : oxygen Uptake Rate)

$$OUR = a.L_e + b[MVS].V$$

La vitesse ascensionnelle La vitesse ascensionnelle ↓

$$v_{asc} = \frac{Q}{S}$$

La vitesse d'autocurage est de 1m.h et de lessivage de 2,5m/h en lit bactérien

6. Les types de stations biologiques

a) Station à culture libre

i Boue Activée



Image 2 Boue activée

Boue activée : Traitement biologique aérobie de la pollution par un écosystème bactérien floculé en suspension (liqueur mixte) dans un bassin aéré et agité. La liqueur mixte est séparée au sein d'un clarificateur, rejetant l'eau épurée et les boues concentrées. Un recyclage et une extraction de boue au niveau du clarificateur permettent le maintien

d'une concentration constante de biomasse active dans le bassin de boue activée et de contrôler la croissance bactérienne et la production nette de boue.

La limitation en la charge organique favorise la structuration de la biomasse sous forme de flocs décantables. Plusieurs régimes de charge, fonction du rapport entre la quantité journalière de DBO₅ à traiter et la quantité de MVS présente peuvent être appliqués selon différents critères : efficacité de la station, volume de bassin, nitrification...

Faible charge	Faible charge	Moyenne charge	Forte charge
Cm (kg DBO / kg MVS.J)	0,05 - 0,2	0,2 - 0,5	0,5 à 1 - 5
Cv (kg DBO / m ³ .J)	0,4	0,6 - 1,5	1-5
Rendement	95%	90%	80%
Temps de séjour (h)	24	4 à 8	<1 heure
Consommation d'O ₂	0,8 - 1,5 kg O ₂ /kg DBO ₅	0,6 - 1,0 kg O ₂ /kg DBO ₅	0,3 - 0,1 kg O ₂ /kg DBO ₅
Boue formée	0,5 kg / kg DBO ₅ éliminée	0,8 à 1 kg / kg DBO ₅	>1 kg / kg DBO ₅ éliminée
Concentration boue (g/L)	4 - 6	3 - 5	2 - 3
Age des boues (J)	20 - 30	8 - 18	1 - 2
Nitrification	++	+	-
Application	Petites collectivités	Collectivités importantes.	Eaux industrielles à forte concentration.

Les faibles, moyennes et fortes charges

Pour plus d'informations, *cliquez ici*⁶, ou consultez le sommaire (Chapitre Station à boue activée)

ii Lagunage



Image 3 Lagunage

Le **lagunage** est un procédé extensif, simulant le fonctionnement d'un plan d'eau et nécessitant des disponibilités foncières. Il existe plusieurs types de lagunage : naturel, lorsque l'aération est uniquement due au batillage, et aéré, lorsque l'aération est forcée par des aérateurs de surface. Généralement un ensemble lagunaire de traitement des eaux est un ensemble de 3 bassins dont le premier, le plus grand, assure le principal du traitement, les deux autres assurant l'affinage. Les temps de séjours varient d'une vingtaine de jours pour les lagunes aérées à 3 mois pour les lagunes naturelles

iii Réacteur séquentiel



Image 4 Reacteur Séquentiel

Les réacteurs séquentiels (SBR : sequencing batch reactor) sont des systèmes reposant sur une alternance des phases de remplissage, de réaction de décantation et de purge. Ce sont des procédés biologiques assurant dans le même bassin l'oxydation de la matière organique et la séparation de phase.

iv Réacteur à membrane



Image 5 Réacteur à Membrane

Les réacteurs à membrane : ce type de système est un réacteur à boue activée dans lequel la séparation liquide solide est assurée par une membrane de filtration (ultrafiltration ou microfiltration). La concentration en biomasse épuratrice peut alors être très importante et l'âge de boue supérieur à 30 jours avec une forte productivité.

6 - http://uved-ensil.unilim.fr/co/Module_10.html

b) Station à culture fixée

i Les lits bactériens



Image 6 Lits Bactériens

L'écosystème bactérien épurateur est fixé et se développe sur des supports naturels (pouzzolane, laves, granit) ou synthétiques, grâce à l'arrosage par l'effluent de ce garnissage. L'aération se fait par tirage naturel, le milieu étant insaturé. Ces procédés fonctionnent soit en forte charge (0,4 à 1 kg/m³.J jusqu'à 10 en très forte

charge), nécessitant alors la mise en place d'une recirculation pour aboutir aux normes de traitement et une vitesse d'autocurage (contrôle l'épaisseur du biofilm), ou en faible charge (0,08 à 0,4 kg/m³.J) sans recirculation des eaux ou des boues.

ii Les biodisques



Image 7 Les biodisques

tandis que l'effluent à dégrader ruisselle sur les biofilms.

Les supports sont des disques rotatifs en polystyrène d'environ 2m de diamètre et 2 cm d'épaisseur, à moitié immergés dans l'effluent. Les bactéries se développent en biofilm, dont l'épaisseur est fixée par les forces de cisaillement liées à la rotation des disques sur le support. L'aération est due au passage dans l'air des disques

iii Les biofiltres

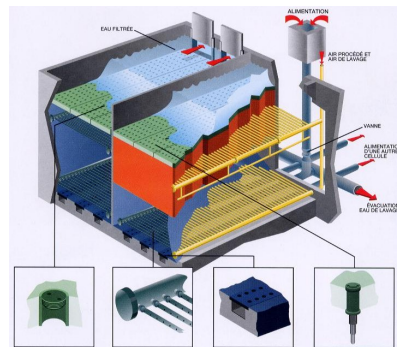


Image 8 Les Biofiltres

l'effluent traverse, de manière ascendante ou descendante un média filtrant (technologiquement optimisé) au sein duquel s'effectue les opérations d'oxydation et de filtration. L'aération se fait par insufflation d'air.

Les biofiltres nécessitent des opérations de lavage à l'air et à l'eau afin de séparer les particules emprisonnées dans le massif et l'eau épurée.

Ces installations se positionnent généralement en aval d'un prétraitement physico-chimique de coagulation, floculation, décantation et peuvent traiter selon leur exploitation les matières carbonées ou azotées.

c) Stations alternatives

i Les lits plantés



Image 9 Les lits plantés

Les lits plantés : Des plantes supérieures, type roseau sont plantées sur un massif filtrant, constitué de supports fins (gravier et sable lavé) au besoin duquel les microorganismes se développent en biofilm. L'effluent percole au travers de ce massif insaturé, les rhizomes perforant les dépôts superficiels.

2 étages de lit sont nécessaires, chaque étage étant lui-même constitué de plusieurs lits, fonctionnant en alternance.

B. Station à boue activée

1. Notions théoriques

a) La décantation

La décantation est le déplacement, dans un milieu fluide (liquide ou gazeux), de particules solides sous l'action d'un champ d'accélération (gravitaire ou centrifuge). C'est la méthode de séparation liquide solide la plus souvent mise en œuvre pour la séparation des MES et des floccs d'avec la phase liquide.

Les produits décantables sont les matières en suspension (MES), les matières colloïdales floculables et les liquides non miscibles et de densités différentes, les particules ayant une vitesse de décantation est supérieure à 5m.h^{-1} .

Il existe trois différents types de décantation :

1. **La décantation des particules grenues (cf. Décantation des particules grenues p 31)** qui décantent indépendamment les unes des autres avec une vitesse de chute constante. La particule conserve toute son individualité et ne varie ni en dimension, ni en forme, ni en densité (sable, cendres, charbon...). Application au décanteur primaire, aux dessableurs
2. **La décantation des particules diffuses**, applicables aux particules floculées, de tailles et de vitesses de décantation variables. Elle concerne les solutions où les particules ont tendance à s'agglomérer et à floculer ensemble en augmentant leur vitesse de chute. Application principale aux décanteurs en physico-chimique (eau potable)
3. **La décantation piston ou de zone (cf. Sédimentation par piston p 33)** où l'abondance des floccs crée une décantation freinée, le plus souvent marquée par une interface entre la masse de boue et le liquide. Application principale aux décanteurs secondaires.

i Décantation des particules grenues

La vitesse de chute dans un fluide de particules unidimensionnelles est considérée comme équivalente à celle d'une particule isolée tant que la distance moyenne entre particules est supérieure à 10 fois leur diamètre (concentration en inférieure à 1g/L) et ne dépend des propriétés du fluide et des caractéristiques des particules.

Le déplacement d'une particule est décrite par la force appliquée F proportionnelle à la masse m et à son accélération γ égale à la résultante de son poids $F1$ diminuée de la poussée d'Archimède $F2$ et de la force de frottement $F3$,

$$F = m \gamma = F1 - F2 - F3$$

Avec

- le Poids

$$F1 = \rho_s V \cdot g$$

ρ_s : masse volumique du solide

V : volume de la particule

g : accélération pesanteur (9,81 m/s²)

et

- Archimède

$$F2 = \rho_l V \cdot g$$

ρ_l : masse volumique du liquide

Soit pour une particule sphérique, la force P due au champ d'accélération :

$$P = \frac{\pi \cdot d^3}{6} (\rho_s - \rho_l) K \cdot g$$

avec $K=1$ pour le champ de pesanteur.

Force de résistance opposée par le fluide, fonction de la taille, de la forme, de la rugosité de la particule et de la viscosité du liquide

$$F3 = \frac{1}{2} C_D A \rho_l v^2$$

Avec

A : surface de projection des particules sur un plan perpendiculaire au déplacement;

C_D : coefficient de frottement (trainée) dépendant du régime hydrodynamique = b/Re .

d'où :

$$m \cdot \frac{dv}{dt} = Kg (r h \hat{o}_x - r h \hat{o}_1) V = \frac{1}{2} C_D A \rho_1 v^2$$

A vitesse est constante, l'expression devient :

$$v = \sqrt{\frac{2Kg(\rho_s - \rho_1)V}{C_D \rho_1 A}}$$

Si on considère des particules sphériques de diamètre d, de volume $V = \pi d^3/6$, de surface projetée $A = \pi d^2/4$ alors $V/A = 2d/3$, d'où :

$$v = \sqrt{\frac{4Kg}{3C_D} \cdot d \cdot \left(\frac{\rho_s}{\rho_1} - 1\right)}$$

Le coefficient de trainée C_D est fonction du régime hydrodynamique, caractérisé par le nombre de REYNOLDS Re de la particule dans le milieu fluide considéré :

$$Re = \frac{dv}{\nu_L} = \frac{v d \rho_L}{\mu_L}$$

avec : μ viscosité dynamique (PA.s) et ν_L viscosité cinématique du fluide.

$$\nu_L = \frac{\mu_L}{\rho_L}$$

- Si $Re < 10^{-4}$: domaine dans lequel le mouvement des particules est influencé par le mouvement brownien; la loi de vitesse n'est pas applicable ;
- Si $10^{-4} < Re < 1$: domaine du régime laminaire, $C_D = 24/Re$. La vitesse limite de chute v est donnée par la formule de STOCKES:

$$v = \frac{d^2}{18\nu_L} \cdot \left(\frac{\rho_s}{\rho_L} - 1\right) \cdot Kg$$

La vitesse de chute est proportionnelle au carré du diamètre des particules. Le diamètre des particules est inférieur à $10^{-4}m$. Pour $K=1$ et $g=9,81 \text{ m.s}^{-2}$:

$$\nu_L = 0,545 \cdot \frac{d^2}{\nu_L} \cdot \left(\frac{\rho_x}{\rho_L} - 1\right)$$

- $1 < Re < 103$, le régime est de transition, C_D est complexe et varie de façon continue: Le diamètre des particules est compris entre $10^{-4}m$ et $10^{-3}m$.

$$C_D = \frac{24}{Re} + \frac{3}{\sqrt{Re}} + 0,34 \approx \frac{18,5}{Re^{0,6}}$$

d'où

$$v = \frac{gd^2(r_s - r_l)}{18\mu_L} \cdot \frac{1}{1 + 0,18 Re^{0,687}} = [2,32(\rho_s - \rho_l) \cdot d^{1,6} \cdot \eta^{-0,4} \cdot \mu^{-0,6}]^{0,714}$$

- $103 < Re < 2 \times 10^5$, domaine du régime turbulent, C_D est indépendant du nombre de Reynolds.

$C_D = 0,4$ d'où :

$$v = \sqrt{3,3 gd \cdot \frac{(\rho_s - \rho_l)}{\rho_l}}$$

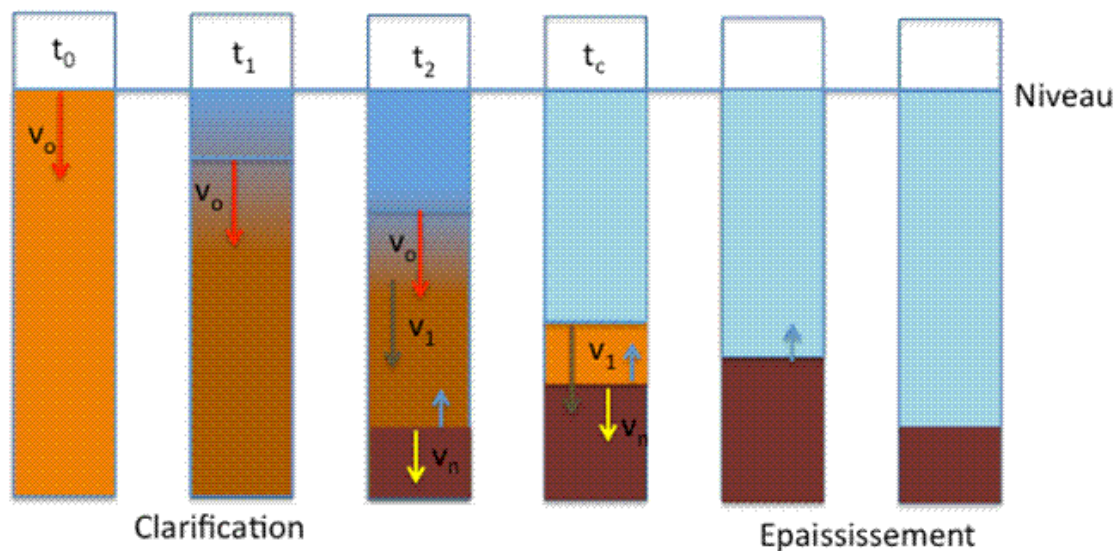
La vitesse de chute est proportionnelle à la racine carrée du diamètre. Les particules ont un diamètre $> 1\text{mm}$

- Si $Re > 2 \times 10^5$: la loi de vitesse n'est plus applicable ;

ii Décantation piston

1 Sédimentation par piston

Au sein d'une suspension concentrée, on considère de manière individuelle les particules en sédimentation, les plus rapides étant freinées par les plus lentes. Ce mouvement de sédimentation s'accompagne d'un déplacement d'eau d'un volume équivalent s'écoulant avec une certaine vitesse ascendante, et diminuant la vitesse de sédimentation. On représente globalement ce phénomène par l'existence d'une interface nette entre un surnageant clarifié et une phase fluide contenant la quasi totalité des MES.



Sédimentation par type de Piston

Dans une éprouvette cylindrique V de section S , on considère à t_0 , que la suspension est homogène de concentration C_0 et toutes les particules se déplacent à une vitesse v_0 . Entre t_0 et le temps final ($> t_c$) l'interface séparant la phase clarifiée et la phase boueuse se déplace avec cette vitesse que l'on considère comme constante et proportionnelle à la concentration à l'interface, tandis que les boues sédimentées (les plus lourdes), s'accumulent au fond du tube. On considère alors une concentration C_n constante de boue sédimentée animée d'un mouvement fictif ascendant. Entre ces deux valeurs, un gradient de vitesses s'établit, dont les différentes valeurs sont proportionnelles à la concentration locale (« de zone »), et qui résulte de la rencontre des différentes zones. Au temps t_D infini, la boue déposée au fond de la colonne s'épaissit, inversant sa vitesse fictive et correspondant à la phase d'épaississement.

La position de l'interface du liquide clarifié en fonction du temps est décrite par la courbe de sédimentation.

- région I : interface nette, correspondant à une phase de coalescence des flocons
- région II : Partie rectiligne traduisant une vitesse de chute constante v_0 , égale à la pente
- région III : ralentissement progressif de la vitesse de chute due aux interactions entre flocons
- région IV : les particules se touchent et exercent une compression sur les couches inférieures

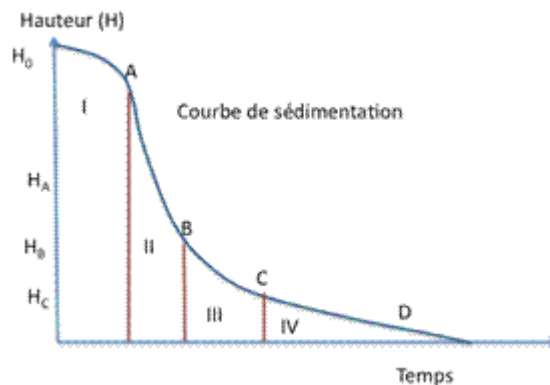
Les phases I à III sont mises à profit dans les décanteurs et les clarificateurs de suspension concentrée. La phase IV ou phase de compression est mise en œuvre dans les épaississeurs

La vitesse de décantation de l'interface à chaque instant est représentée par la pente de la tangente à la courbe en ce point.

2 La vitesse de décantation

La vitesse de décantation de l'interface à chaque instant est représentée par la pente de la tangente à la courbe en ce point :

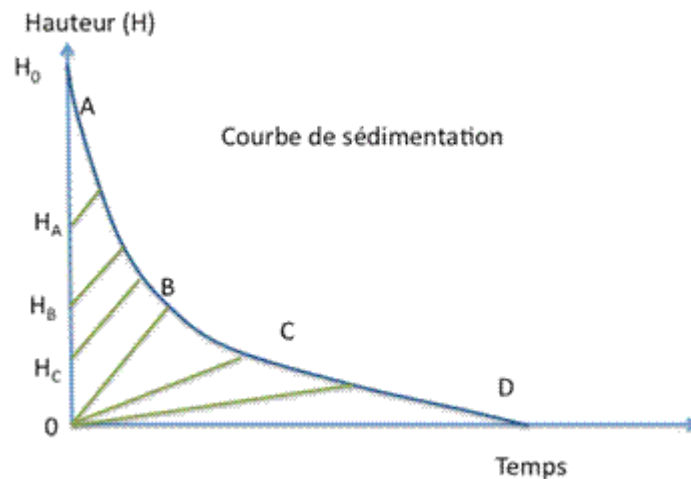
$$v = \frac{dh}{dt} = \frac{1}{S} \cdot \frac{dV}{dt}$$



Courbe de sedimentation

3 Loi fondamentale : théorie de KYNCH

Dans la théorie de Kynch la vitesse de chute d'une couche de particules est fonction de sa concentration locale, indépendamment des concentrations voisines. Il n'existe donc qu'une seule vitesse de sédimentation (v) pour chaque concentration en solide (C). On représente les droites d'isoconcentration pour lesquelles la vitesse est égale par les droites de pente des $dh/dt=v(C)$, C étant la concentration locale de la zone. La concentration est uniformément égale à C_0 dans le triangle AOB correspondant au début de la courbe $h(t)$ portion rectiligne où la vitesse est constante. Puis les particules s'accumulent au fond de la colonne, formant des couches superposées de concentration décroissante à partir du fond. Les vitesses diminuent du fait des collisions entre particules, formant le triangle BOC. Aux concentrations croissantes de B à C correspondent des vitesses de chute décroissantes $v=f(c)$. Ces vitesses sont les tangentes successives à la courbe BC.



Courbe de Sédimentation

L'évolution des vitesses en fonction des concentrations peut être modélisée par un modèle du type modèle exponentiel dont la linéarisation donne accès aux valeurs de k et n :

$$v = k \cdot C^{-n}$$

L'intersection de la tangente à la courbe de sédimentation avec l'axe des abscisses définit un temps t , temps de sédimentation, tandis que l'intersection avec l'axe des ordonnées définit une hauteur H correspondant à la hauteur que la boue occuperait si toutes les particules avaient la même concentration C que la couche de l'interface.

Exploitation Graphique (cf. Exploitation Graphique)

4 Calcul de la surface d'un Décanteur

Méthode Graphique (cf. Méthode Graphique)

Méthode des Flux (cf. Méthode des Flux)

5 Exercice

A l'aide de la vidéo, tracer la courbe de décantation pour trouver les valeurs correspondantes aux courbes théoriques vues ci-dessus.

iii Décantation de zone

La décantation diffuse correspond à la décantation des particules plus ou moins floculées, qui ont des tailles et des vitesses de décantation variables du fait notamment de la floculation. La décantation diffuse concerne les solutions faiblement concentrées dont les particules ont tendance à s'agglomérer et à floculer ensemble en augmentant la vitesse de chute. Les particules peuvent s'agglomérer toutes seules ou coalescer de manière artificielle.

Les flocons formés lors de la floculation ^{Floculation} se comportent, comme des particules de dimension supérieure à celle des particules individuelles et de masse volumique intermédiaire entre celle du solide et celle du liquide.

La densité des particules est comprise entre 1 et 2.

La sédimentation est perturbée par l'agglomération de particules d'où un accroissement de la taille des particules et la modification de leur densité (eau interstitielle). Plus la trajectoire des particules est grande, plus la probabilité de rencontre est grande.

La décantation d'une solution diluée de particules flocculentes est fonction des caractéristiques de décantation, et de leurs caractéristiques de floculation. L'agglomération des particules favorise la décantation, même si la densité des particules résultantes est inférieure à celle des particules initiales, puisque la vitesse de décantation est fonction du diamètre (la vitesse est proportionnelle au carré du diamètre) de la densité des particules, ainsi que de la viscosité dynamique de l'eau.

L'agglomération de particules est d'autant plus grande que :

- la concentration de la suspension est élevée
- les particules ont des tailles et des masses différentes
- la viscosité du liquide de suspension est basse.

Le taux de floculation des particules est fonction :

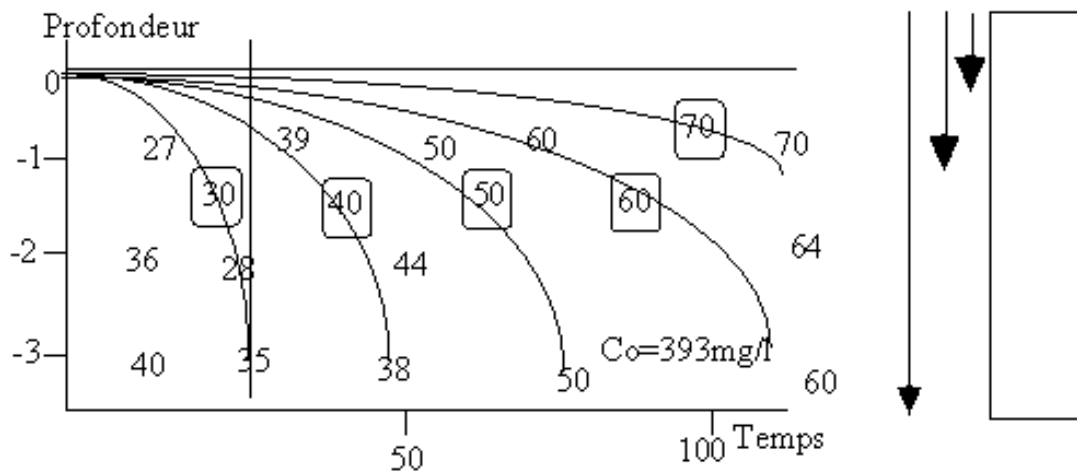
- de la distance que les particules parcourent
- de la charge superficielle
- des gradients de vitesse dans le bassin
- de la concentration des particules
- du diamètre des particules.

On ne dispose pas d'expressions mathématiques permettant de quantifier l'influence de la floculation sur la décantation, car la vitesse de chute des particules flocculentes varie le long de leur trajet. La trajectoire de chute sera curviligne. Actuellement, seule l'étude expérimentale permet de calculer l'ouvrage devant traiter ces suspensions. Cependant on peut définir empiriquement la vitesse de chute d'une particule par :

$$v_s = p.t^\eta$$

avec p : le pourcentage d'élimination et η : coefficient rendant compte du caractère flocculant de la suspension.

On établit alors des courbes d'isoconcentrations, servant de base au calcul du bassin à l'aide de colonne de la même hauteur qu'un décanteur classique (entre 1,8 et 2,4m), de diamètre suffisant pour éviter les effets de parois (20-30 cm) et permettant des prélèvements fonction de la hauteur (0,6, 1,2, 1,6) et du temps.



Courbe d'isoconcentration

b) Traitement biologique

i Introduction

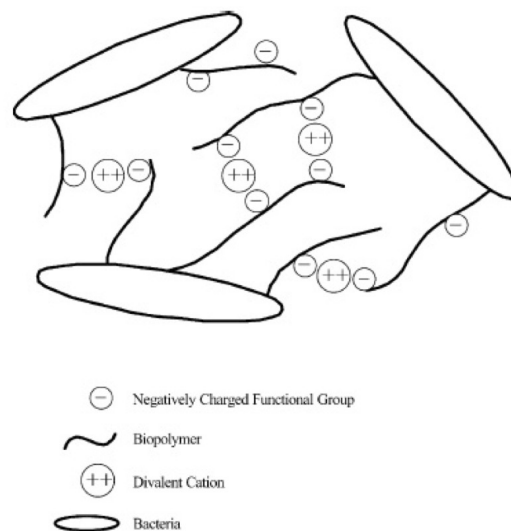
Le traitement biologique est effectué par un écosystème bactérien, structuré sous forme de flocons, qui dégrade la pollution carbonée, azotée, phosphorée.

Le traitement aérobie des eaux usées consiste dans une première phase à favoriser le développement de bactéries qui se rassemblent en flocons appelés flocons. Les réactions biochimiques et physiques liées à la croissance bactérienne provoquent la transformation de la pollution organique en nouvelles bactéries, dioxyde de carbone et eau.

L'ensemble des flocons ainsi formés constituent la boue activée.

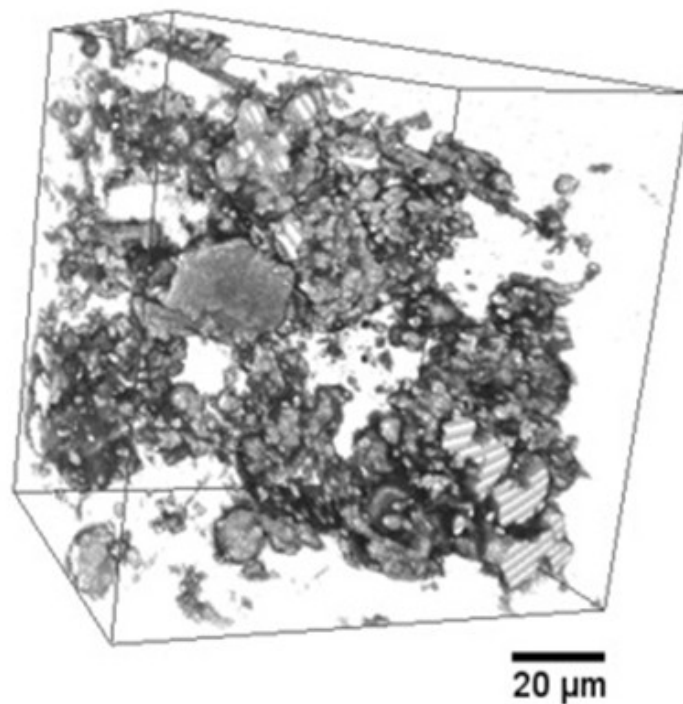
ii Le Flocc Bactérien

La boue activée est constituée par les floccs, eux-même constitués de bactéries enchâssées dans une matrice organique. Dans les conditions mises en œuvre au sein du réacteur biologique, les bactéries sont sous-alimentées et, pour mieux résister, vont sécréter des polymères extra cellulaires. Un floc de boue activée est ainsi caractérisé par une micro structure résultant de la biofloculation par les microorganismes (floccs petits et mécaniquement fragiles) ainsi que par une macro structure où les microorganismes filamenteux créent un réseau tridimensionnel, support sur lequel les petits floccs peuvent adhérer, formant ainsi des floccs plus gros et plus solides. Un dysfonctionnement dans la micro ou la macro structure peut causer des problèmes de sédimentation (bulking filamenteux, bulking « tête d'épingle », moussage, remontées de boue) (Tchobanoglous et al., 2003 ; Dewil et al., 2006a). Le processus de floculation est expliqué par le pontage des groupements fonctionnels négativement chargés des exopolymères par des cations divalents (Sobeck et Higgins, 2002) (DCB : divalent cationbridging). Ce pontage favoriserait l'agrégation et stabiliserait la matrice formée par les biopolymères et les microorganismes. Il constituerait donc un facteur initiateur de la floculation. Une schématisation de ce modèle est présentée ci-dessous :



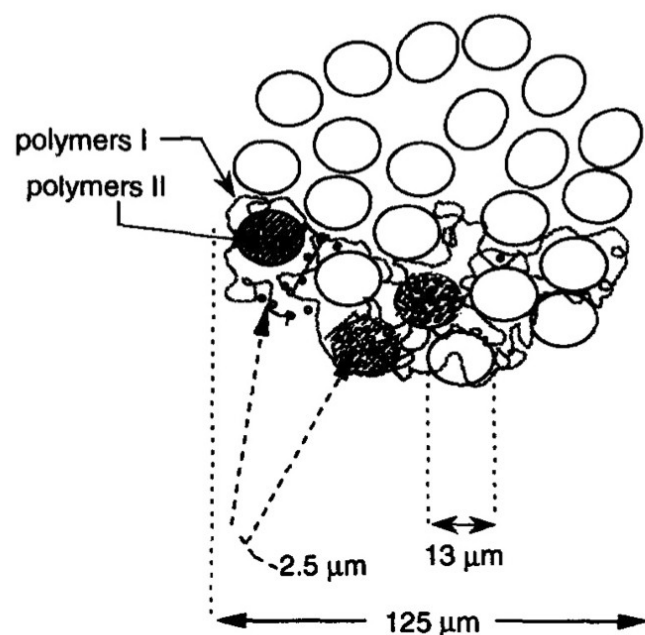
Pontage par les cations

Figure 1 – Pontage par les cations divalents (source : Sobeck et Higgins, 2002)



Floc en 3D (image de Jean-Noël LOUVET)

Le modèle suivant de la structure des flocs a également été proposé par Jorand et al. (1995) (Figure2) : de petites particules (bactéries) de $2,5 \cdot 10^{-6} \text{ m}$ sont reliées entre elles grâce à des exopolymères pour former des microflocs d'environ $13 \cdot 10^{-6} \text{ m}$. Ces particules de $13 \cdot 10^{-6} \text{ m}$ sont également reliées entre elles, ainsi qu'avec des bactéries isolées, grâce à des exopolymères pour former des particules d'environ $125 \cdot 10^{-6} \text{ m}$ (macroflocs poreux). Cependant, ce modèle ne tient pas compte des bactéries filamenteuses.



Modèle structurale du Floc



Flocs bactériens

Les polymères extracellulaires constituent la majeure partie de la fraction organique des boues puisque selon Frølund et al.(1996) et Wilén et al. (2003), ils représenteraient jusqu'à 60% de cette fraction. Les cellules ne représenteraient dès lors que 2 à 20% de la fraction organique (Raszka et al.,2006). La localisation et la composition des PEC sont le résultat de différents processus : sécrétion bactérienne, lyse cellulaire et sorption de composés présents dans l'environnement (Wingender et al., 1999). Les fonctions des PEC sont principalement (Laspidou et Rittmann, 2002 ; Wingender et al., 1999) :

- Agrégation des cellules bactériennes sous forme de flocs,
- Stabilisation de la structure des flocs,
- Formation d'une barrière protectrice permettant une résistance accrue aux agents biocides et autres effets délétères,
- Rétention d'eau,
- Sorption de composés organiques exogènes et accumulation de nutriments,
- Présence d'activités enzymatiques : hydrolyse de macromolécules organiques exogènes pour faciliter leur assimilation et dégradation par les cellules.

iii Microbiologie des boues activées

Réactions biologiques à l'œuvre dans le procédé

Les objectifs d'un traitement biologique des eaux sont :

- Transformer, oxyder les composés organiques biodégradables jusqu'à obtention de produits moins nocifs ;
- Retenir et incorporer les matières particulières et colloïdales au sein d'un floc biologique ou de biofilm ;

- Transformer ou éliminer les nutriments tels que l'azote et le phosphore ;
- Dans certains cas, éliminer certains composés traces organiques.

Les principales réactions biologiques mises en oeuvre dans le traitement des eaux sont :

- Dégradation de la matière organique (pollution carbonée),
- Dégradation de la pollution azotée par les processus de nitrification et de dénitrification,
- Assimilation du phosphore.

Les bactéries impliquées sont des bactéries hétérotrophes aérobies capables de synthétiser des polymères extracellulaires, qui permettront la formation des floccs ou du biofilm. La boue activée ou le biofilm formés constituent un véritable écosystème au sein duquel on trouve les bactéries mais également une variété d'organismes supérieurs (protozoaires, rotifères, nématodes). Ces organismes peuvent être des prédateurs des bactéries et jouent un rôle important dans la clarification de l'effluent. La présence des différentes espèces de protozoaires, métazoaires, etc. constitue un indicateur du bon ou du mauvais fonctionnement du procédé.

Dans certaines conditions non adéquates, on observe au sein du procédé à boues activées (culture libre) le développement de bactéries nuisibles provoquant le phénomène de bulking : ces bactéries dites « filamenteuses » confèrent au floc des propriétés de décantation dégradées, nuisant à la séparation de la biomasse de l'effluent traité. Une autre nuisance est causée par des bactéries de type *Nocardia* qui entraînent la formation de mousses de surface.

iv Métabolisme bactérien

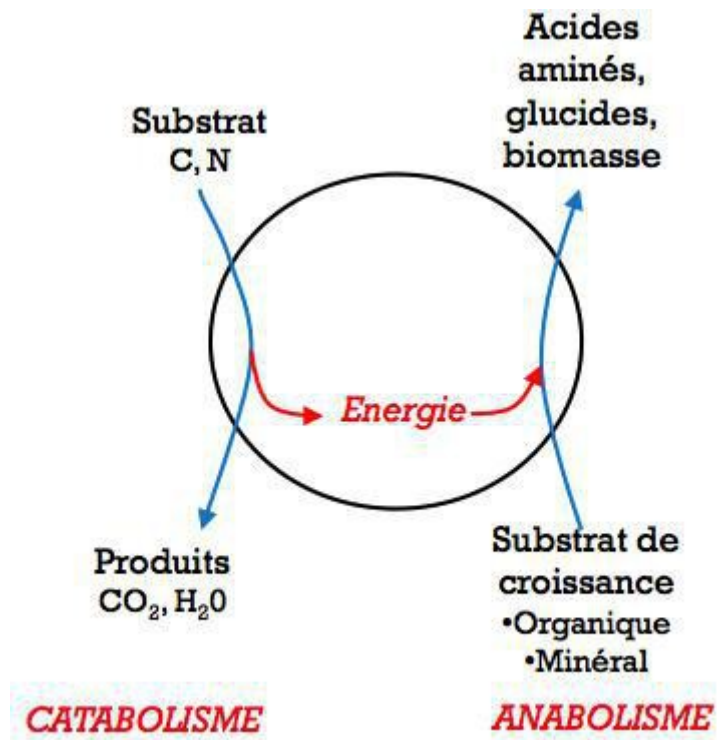
Introduction

Le métabolisme correspond à l'ensemble des réactions chimiques qui se déroulent au sein des cellules vivantes. Il comprend l'anabolisme (synthèse des constituants de la cellule) et le catabolisme (dégradation des molécules).

Dans les filières de traitement des eaux, on privilégiera les voies de catabolisme afin de minimiser la production de boues (recirculation des boues, faible charge massique...).

Les besoins essentiels pour la croissance sont :

- Une source de carbone et de nutriments
- Une source d'énergie,



Métabolisme bactérien

		Aérobie	Anoxie	Anaérobie
Agent oxydant externe présent		O_2	O_2 NO_3^-	Aucun
Type trophique des bactéries impliqués	Hétérotrophe	Dégradation de la MO biodégradable et synthèse de biomasse	Dégradation de la MO biodégradable et synthèse de biomasse	Relargage de PO_4^{3-}
		Suraccumulation de PO_4^{3-}	Dénitrification $NO_3^- \Rightarrow N_2$	
	Autotrophes	Nitrification $NH_4^+ \Rightarrow NO_3^-$		

Tableau : Métabolisme bactérien

Carbone

En fonction des sources utilisées respectivement pour le carbone (substance élémentaire) et l'énergie, on définit le type trophique d'un organisme.

La source de carbone utilisée par les cellules distingue les organismes autotrophes, qui utilisent le carbone minéral (CO_2 , HCO_3^-) des organismes hétérotrophes qui utilisent des molécules organiques plus ou moins complexes (sucres, acides gras, acides aminés).

Énergie

L'énergie est nécessaire à la cellule pour effectuer les réactions chimiques nécessaires à sa croissance mais également à sa mobilité, à la maintenance cellulaire, et au transport des substances nutritives. Cette énergie provient de l'environnement de la cellule.

On distingue plusieurs types respiratoires :

- Bactéries aérobies strictes : complètement dépendantes de l'oxygène.
- Bactéries aéro-anaérobies : capables de se multiplier en présence (métabolisme oxydatif) ou en absence (métabolisme fermentaire) d'oxygène.
- Bactéries anaérobies aérotolérantes : bactéries réalisant la fermentation anaérobie même en présence de dioxygène suite à la réduction de celui-ci en molécule d'eau via des enzymes de détoxification.
- Bactéries anaérobies strictes : bactéries tuées par le dioxygène, ne possédant pas le système de défense des anaérobies aérotolérantes.

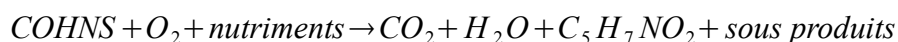
v Dégradation de la pollution carbonée

La dégradation des composés organiques biodégradables (pollution carbonée) fait partie des objectifs premiers du traitement biologique des eaux usées, avec la

réduction des matières en suspension et des microorganismes pathogènes. Etant donnée la grande variété de constituants présents, la quantité de matière organique est exprimée en termes de Demande Biologique en Oxygène (DBO) ou de Demande Chimique en Oxygène (DCO).

La dégradation de la DBO nécessite la mise en contact de l'eau usée, des microorganismes, de l'oxygène et de nutriments (azote, phosphore), durant un temps suffisamment long. La résultante est l'oxydation d'une partie du substrat organique (catabolisme), le restant étant assimilé pour la formation de nouvelles cellules (anabolisme). La biomasse produite en excès chaque jour doit être extraite du système, afin d'assurer le maintien des conditions optimales des performances du procédé. La biomasse est séparée de l'effluent par séparation gravitaire (*clarificateur* (cf. Clarification p 67)) ou, plus récemment, par des procédés membranaires.

La réaction d'oxydation aérobie de la matière organique par les bactéries peut être représentée comme suit :



Dans cette équation, COHNS représente la matière organique (donneur d'électrons) tandis que

$C_5H_7NO_2$ représente les cellules bactériennes produites.

Ces réactions sont réalisées pour des pH compris entre 6 et 9 avec des performances optimales à pH neutre. Une concentration en oxygène de l'ordre de 2 mg/L est convenable. La présence de nutriments en quantités (azote, phosphore) suffisante est nécessaire, ce n'est en général pas un problème pour les eaux usées domestiques mais peut le devenir pour les eaux industrielles.

Les bactéries impliquées sont des bactéries hétérotrophe aérobies.

vi Dégradation de la pollution phosphorée

La réduction du phosphore des eaux résiduaires est réalisée en raison des problèmes d'eutrophisation des masses d'eau. Elle peut être réalisée le plus couramment par voie physico-chimique (injection de sels métalliques pour précipiter le phosphore). La déphosphatation biologique consiste elle à accroître l'assimilation du phosphore par les cellules bactériennes.

Déphosphatation biologique

Le phosphore est très important dans le métabolisme bactérien puisqu'il intervient dans la synthèse de l'ATP. Certains microorganismes dits accumulateurs de phosphore sont capables d'assimiler une quantité plus importante de phosphore que les bactéries « classiques » (20 à 30% du poids sec contre environ **2% pour les autres bactéries hétérotrophes**). On appelle ces bactéries les PAOs (« phosphorus accumulating organisms »).

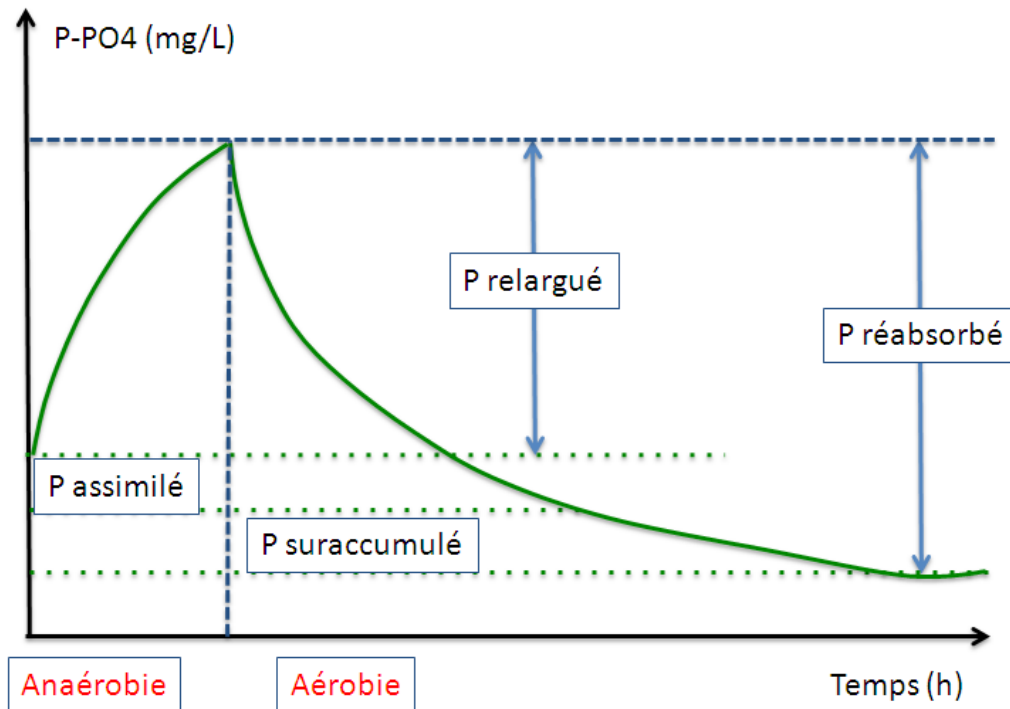
L'idée de la déphosphatation biologique est de fournir aux PAO les conditions optimales pour promouvoir leur croissance par rapport aux autres organismes. La déphosphatation biologique est ainsi basée sur les observations suivantes :

Les PAO sont capables de stocker le phosphore sous forme de polyphosphates au sein de leurs cellules ;

En conditions anaérobies, les PAO assimilent des produits de fermentation (acides gras volatils) en utilisant l'énergie des polyphosphates stockés, relarguant ainsi du phosphore inorganique ;

En conditions aérobies, les produits de fermentation stockés sont utilisés pour la production d'énergie et la croissance. L'énergie utilisée est également utilisée pour reconstituer le stock de polyphosphates à partir du phosphore inorganique puisé dans le milieu. Ce stock augmente avec la croissance des cellules.

Pour aboutir à une déphosphatation biologique, on va donc promouvoir au sein du procédé une alternance entre conditions anaérobies et aérobies.



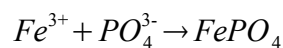
Élimination biologique du phosphore

Il est important de noter que si le phosphore est ici retiré de la phase aqueuse, il n'est pas dégradé mais seulement stocké au sein des cellules. C'est donc l'extraction de la biomasse en excès du système qui permettra d'éliminer le phosphore.

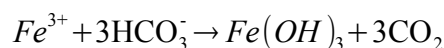
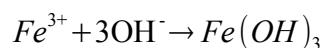
Déphosphatation physico-chimique

Le traitement du phosphore par voie physico-chimique consiste en une précipitation du sel formé par les ions orthophosphates lors de l'ajout d'un sel métallique (chlorure ferrique par exemple) au sein de la suspension. Les réactions sont les suivantes :

- Formation du sel phosphate de fer



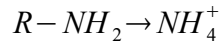
- Formation des hydroxydes de fer



vii Dégradation de la pollution azotée

Le traitement biologique de l'azote met en œuvre différents mécanismes :

- *ammonification* (cf. L'ammonification) : transformation de l'azote organique en azote ammoniacal

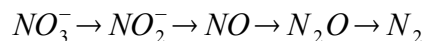


- *assimilation* (cf. Assimilation) de l'azote ammoniacal par les bactéries
- *nitrification* (cf. Nitrification p 64) : oxydation de l'azote ammoniacal successivement en nitrites puis en nitrates, en présence d'oxygène

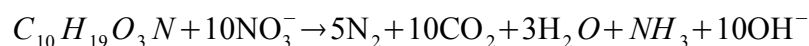


- *dénitrification* (cf. Traitement de l'azote - Dénitrification p 65) : La dénitrification est la réduction biologique des ions nitrates en diazote gazeux. Cette réaction est le fait de bactéries hétérotrophes aérobies strictes anaérobies facultatives qui, en l'absence d'oxygène moléculaire O₂, utilisent les nitrates comme accepteur final d'électron pour leur respiration. Ces bactéries ont donc besoin d'oxyder de la matière organique pour satisfaire leur métabolisme énergétique (donneur d'électron) et de croissance. C'est pourquoi il faudra s'assurer lors de la conception du procédé de leur fournir cette source de carbone en quantités suffisantes. Une grande variété de souches bactériennes est capable d'effectuer la dénitrification. On peut citer les genres Halobacterium, Methanomonas et Pseudomonas.

La dénitrification implique les différentes étapes suivantes :

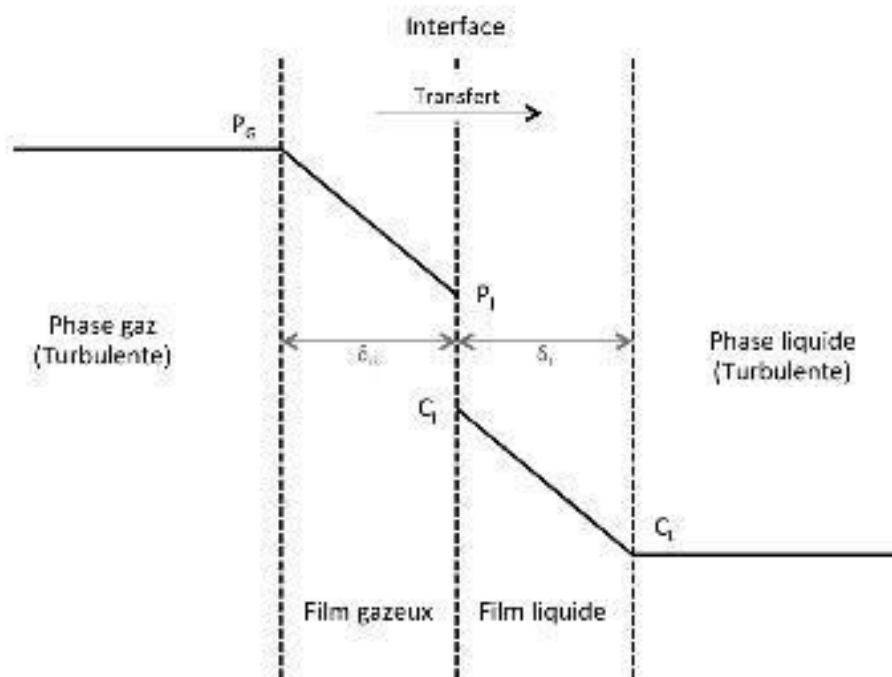


La stoechiométrie de la réaction peut être représentée pour plusieurs donneurs d'électrons. Si l'on considère la matière organique d'une eau usée représentée par la formule C₁₀ H₁₉ O₃ N, on a :



c) Transfert de gaz

La théorie du double film établie en 1924 (Lewis et Whitman 1924) constitue la théorie la plus utilisée pour décrire le transfert d'un composé gazeux à l'interface gaz-liquide. Deux films (notion de couche limite) existent à l'interface gaz-liquide. Ces deux films, l'un gazeux, l'autre liquide, exercent une résistance au transfert des molécules gazeuses entre les deux phases (figure 5).



Théorie du Transfert

On suppose la concentration et la pression partielle en oxygène homogènes dans le milieu liquide et le milieu gazeux respectivement.

Dans le film gazeux ou le film liquide, on suppose un gradient de concentration entre la concentration dans le milieu et la concentration à l'interface, supposée à l'équilibre (concentration à saturation). Un transfert de matière par diffusion prend alors place. Ainsi, la loi cinétique du transfert d'oxygène est donnée par la loi suivante :

$$r_v = K_L \cdot a (C_s - C_L)$$

avec :

r_v = flux de composé par unité de volume et par unité de temps ($\text{g} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{s}^{-1}$);

$K_L a$ = coefficient de transfert (s^{-1}) avec a = surface volumique (m^2/m^3);

C_s = concentration en oxygène à saturation dans le milieu ($\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$) ;

C_L = concentration en oxygène dans la phase liquide ($\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$) ;

Mesure du $K_L a$ (cf. Mesure du KLA p 123)

Pour en savoir plus

2. Filière eau

a) Prétraitement

i Le Relevage

Objectif : relever les eaux

Le relevage des eaux permet de remonter les eaux à traiter à une hauteur suffisante pour assurer un écoulement gravitaire de la filière eau.



Image 10 Le relevage

Le poste de relèvement assure un écoulement gravitaire sur l'ensemble des ouvrages de la station. La cote d'arrivée des effluents est fonction de la cote des plus hautes eaux (PHE) du milieu récepteur et de l'ensemble des pertes de charge des différents ouvrages. Dans un poste de relèvement, la distance entre le lieu de pompage et l'arrivée des eaux est faible; La perte de charge linéaire doit être faible devant la hauteur

géométrique.

Les paramètres nécessaires au dimensionnement sont : le débit maximum à relever, le volume utile du poste de relèvement, la hauteur manométrique totale.

Débit maximum à relever : fonction du nombre d'usagers et du coefficient de pointe choisi. Le débit écoulé en m³/s dans un canal à écoulement libre (pression atmosphérique) est fourni par la formule de Manning-Strickler :

$$Q = K \cdot R_h^{(2/3)} \cdot I^{(1/2)} \cdot S$$

avec K, le coefficient de Manning-Strickler (60-70 pour le béton rugueux), R_h le rayon hydraulique = S/p , S : la surface mouillée en m², p le périmètre mouillé en m, I la pente du canal (ex 2.10⁻²m/m).

Hauteur manométrique totale : correspond à la hauteur géométrique plus les pertes de charges totales (linéaires et singulières).

$$HMT = H_{\text{géométrique}} + \Sigma pdc$$

avec $H_{\text{géométrique}} = \Delta H = \text{cote d'arrivée} - \text{cote moyenne départ}$

$$\Sigma pdc = \text{perte charge totale} = pdc_L + \Sigma k_i \cdot \frac{V^2}{2g}$$

Avec pdc_L = perte de charge linéaire ; V = vitesse dans la conduite (m.s⁻¹)

pdc_s = perte charge singulière (coude, clapet, vanne) caractérisé par k_i (0,5-1,5)

$pdc_L = J \times L$

Perte de charge linéaire (Colebrook)

$$J = \frac{\lambda}{D} \cdot \frac{V^2}{2g}$$

D : diamètre de canalisation en m, V la vitesse du fluide en m/s, L la longueur de conduite en m et λ le coefficient de perte de charge fonction du Reynolds et de la rugosité relative k/D pouvant être estimé par :

$$\lambda = \frac{0,25}{\log\left(\frac{k}{3,7D} + \frac{5,74}{Re^{0,9}}\right)^2}$$

k est fonction de nature du matériau de la canalisation (=0,030 à 0,1 mm par exemple pour du fibrociment neuf).

Nombre de Reynolds est le produit de la vitesse (m/s) et du rapport diamètre (m) et de la viscosité cinématique (1,31.10⁻⁶ m²/s à 10°C pour l'eau) .

$$Re = V \cdot \frac{D}{\nu}$$

Volume utile du poste de relèvement : exemple de formule (dérivé de SOGREAH) avec Q le débit maximum à pomper en m³/h et f le nombre de démarrages à l'heure, fonction de la puissance de la pompe. Hauteur de marnage : 0,8 à 2m

$$V_u = \frac{Q}{4f}$$

f	P(kW)
4	>30
6	<15
8	<8
10	<4

Nombre de démarrage à l'heure en fonction de la puissance de la pompe



Image 11 Vis d'Archimède réducteur de vitesse.

Les vis d'Archimède sont employées pour pomper les eaux usées non dégrillées. Il s'agit de vis de diamètre compris entre 0,3 et 4 m sans fin en rotation dans un canal semi-circulaire. La capacité de refoulement de 9 à 15 m avec des débits de 5000 l/s selon le diamètre extérieur et la pente. L'unité est habituellement inclinée à 40° par rapport à l'horizontale. Un moteur électrique entraîne la vis à une vitesse lente (20 à 100 t/min) au moyen d'un

Les pompes sont employées pour pomper les eaux usées non dégrillées. Différents types de pompes peuvent être utilisés : centrifuges, radiales, hélico-centrifuges, pompe hélice, pompe tourbillon .

Puissance des pompes :

$$P = HMT \cdot g \cdot \frac{Q}{\eta}$$

avec P la puissance de la pompe en kW, η le rendement de la pompe (hydraulique et électrique) et Q (m³/s) le débit véhiculé en m³/s. L'intensité électrique nominale de la pompe est alors : Avec P la puissance absorbée aux bornes (kW), U, la tension en volt et $\cos \alpha$ variant selon l'installation (0,85)

$$I = \frac{P \cdot 1000}{U \cdot \sqrt{3} \cdot \cos \alpha}$$

ii Le dégrillage



Image 12 Dégrilleur de Limoges

Le dégrillage est réalisé en faisant passer les eaux usées au travers d'une grille caractérisée par l'écartement de ses barreaux, 30 à 100 mm, 10 à 25 mm, 3 à 10 mm pour un dégrillage grossier, moyen ou fin respectivement, l'espacement des barreaux étant choisi en fonction de la qualité du dégrillage désiré et de la quantité de déchets générée

Les modes de nettoyage peuvent être soit manuel soit automatique. Un canal permet de passer l'ouvrage.

- **Manuel** : l'espace entre les barreaux est généralement de 2,5 cm, inclinées de 60 à 80° sur l'horizontale pour faciliter le nettoyage et augmenter la surface de contact. Les déchets sont récupérés dans des paniers perforés relevables (petites stations).
- **Automatique (>2000EH) amont ou aval** : l'asservissement est cyclique (10 à 20 mn). Le colmatage de la grille provoque une montée des eaux dans le canal d'amener, détectée par un flotteur à air ou tout autre système
 - Grilles courbes avec 1 ou deux bras rotatifs équipés de râpeaux (ou brosses) avec éjection automatique des détritiques dans une goulotte de réception (stations de petites et moyenne importance)
 - Grilles droites ou légèrement inclinées (80°) adaptées au dégrillage fin et équipées de râpeaux alternatifs à commande par crémaillère, brosse, grappin, chariot. Monté à l'aval, les grilles sont équipées de peignes montés sur chaînes (débit de 500 à 30 000 m³/h)
 - Les systèmes actuels permettent une collecte automatique des refus et leur compactage au sein d'une vis sans fin.



Vis sans fin

Dimensionnement

La vitesse de l'eau entre les barreaux amener les matières solides jusqu'aux barreaux sans se déposer dans l'ouvrage. Elle est de l'ordre de **0,5 à 1 m/s**, jusqu'à des valeurs de la vitesse maximale admissible de **1,20 à 1,40 m/s** en débit maximal.

$$L(m) = \frac{S}{L_0} = \frac{Q_p}{V.O.C.t} \cdot \sin \alpha$$

avec **Q_p** : débit de pointe en m³/s (ou Q_{max} en m³/h), **v** : la vitesse de l'influent dans le canal (soit 0,6 m/s), **C** : coefficient de colmatage (soit 0,1 à 0,3 pour une grille manuelle, 0,4 à 0,5 pour une grille automatique) et **O**=e/(e+d) (soit par exemple un espacement de 15 mm pour une épaisseur de 10mm soit O = 0,60, **t** : tirant d'eau, **a** : inclinaison de la grille

La perte de charge est donnée par :

$$\Delta H = \beta \left(\frac{S}{e} \right)^{(4/3)} \cdot \frac{V^2}{2g} \cdot \sin \theta$$

Avec **ΔH** : perte de charge, **v** : vitesse de l'influent dans le canal, **S** largeur apparente de barreaux (mm), **β** : facteur de forme (2,42 rectangulaire, 1,67 à 1,83 circulaire), **θ** : angle d'inclinaison.

Les refus sont fonction du type de dégrillage soit environ 4L/an.EH (4 cm) à 10 à 20L/an.EH (<6mm).

Exemple de fonctionnement d'un dégrilleur automatique (celui de Limoges)

iii Le Tamisage

Objectif : retenir les déchets transportés par les eaux – protéger les ouvrages aval. Le tamisage est un dégrillage poussé par filtration des eaux brutes sur toile, treillis ou tôle perforée, à mailles plus ou moins fines

On distingue :

- le **macrotamisage** (mailles > à 0,3 mm) destiné à retenir certaines MES, entre 0,2mm et quelques mm. Une toile métallique ou synthétique est montée sur un cylindre ouvert partiellement immergé en rotation autour d'un axe dans lequel l'eau est injectée (**quelques centaines de litres par seconde à plus de 10m³/s**) et traverse la toile en direction de l'auge de collecte. Les toiles sont lavées et les déchets entraînés vers un réservoir de collecte.
 - Coefficient de surface libre 50-60%
 - Vitesse de filtration 0,4m/s
 - Perte de charge en marche normale 20 cm d'eau
 - Débit d'eau de lavage 0,5 à 1% du débit traité

- Mailles 0,3-3mm
- Diamètre du fil 0,25 à 1mm
- le **microtamissage** (mailles < à 100 mm)



Photo MicroTamissage

Il y a aussi :

- les grilles verticales concaves à auto-nettoyage assisté ($Q = 100$ à $200 \text{ m}^3/\text{h}$),
- les tambours rotatifs pouvant accepter des débits jusqu'à $1500 \text{ m}^3/\text{h}$.
- Les hydrasieves

iv Le Dessablage

Objectifs

Eviter les dépôts de particules (graviers, sable) d'un diamètre supérieur à 200 mm. Protéger des matériels de l'érosion (pompes).

Principe de la séparation

Différence de densité entre les solides à séparer et les matières organiques, plus légères, qui reste en suspension. Fait intervenir le champ de force gravitaire ou éventuellement centrifuge.

Performance

Rétention théorique de l'ordre de 80% des sables de granulométrie supérieure à 250 mm à débit maximum et supérieure à 150 mm à débit minimal.

On distingue

- **Dessableurs couloirs ou canaux (petites stations)** à évacuation manuelle avec poste de refoulement préalable. Le rapport L/H est compris entre 10-15



Dessableurs couloirs ou canaux (petites stations)

- **Déssableurs aérés.** Le sable se dépose tandis que la matière organique est maintenue en suspension par injection d'air. La vitesse de passage peut être inférieure à 30 cm/s. L'air insufflé provoque la rotation du liquide, et une vitesse constante de fond (0,3m/h), perpendiculaire à la vitesse de transit. Le temps de séjour y est de 2 à 5 min). Extraction du mécanique (raclage, pompage). Couplage avec le dégraisage.
- **Déssableurs circulaires, coniques (hydrocyclones), piston ou tangentiel.** L'alimentation tangentielle provoque un mouvement de vortex plaquant les particules denses contre la paroi. La vitesse de balayage de fond créée est maintenue constante. Les sables sont stockés dans une trémie centrale et extraits par pompe ou par émulseur d'air (pompes air lift – beduwyé). (les graisses peuvent être reprises en surface).

Dimensionnement

La loi de STOCKES exprime la vitesse de chute des particules pour un régime laminaire soit :

$$v = \frac{g}{18} \cdot \frac{(r_s - r_l)}{m} \cdot d^2$$

avec **m** : viscosité cinématique du liquide (m²/s) **r_s** : masse volumique du solide, **g** : accélération pesanteur (9,81 m.s⁻²), **r_l** : masse volumique du liquide et **d** le diamètre des particules.

La surface est donnée par l'équation : $S_{des} = Q_p / C_h$

La vitesse de passage supérieure à 30 cm/s (50 m/h) pour éviter la décantation de la matière organique.

Le temps de séjour d'environ 3 à 5 minutes,

La charge hydraulique maximale d'environ 70 m³ d'eau par m² de surface libre et par heure.

Longueur maximale : 30m (décanteur canal)

Le diamètre 3 à 8 m profondeur liquide 3 à 5 m (cylindro-conique)

Puissance installée (décanteur aérée) : 10 à 20W.m⁻³

Le volume de sable extrait représente environ 5 à 15 L/EH.an avec une densité de 1,7 à 2 selon le lavage. Le sable est séparé sur trommel, tapis vibrant, hydrocyclone ; le sable lavé est utilisable en remblais, les déchets ultimes incinérés et les eaux de lavage renvoyées en tête de station

v Le Dégraissage

Objectifs :

séparer les graisses des eaux. Protection des ouvrages aérés (imperméable à l'O₂). Salubrité. La quantité de graisse arrivant en station est estimée à 1 kgMEH/EH.an, 11 À 23 G DE SEC/EH.J soit un volume annuel de 15L/EqH.an

Principe

Séparation liquide solide (flottation) résultant d'un compromis entre une rétention maximale des graisses et un dépôt minimale de boues.

Dimensionnement

Surface : $S = Q_p / Ch$

Volume $V = Q_p / Ts$

Hauteur : $1,25m \leq V/S \leq 2,5 m$ environ.

	Débit moyen (seconde)	Débit de pointe	Débit maximum
Charge (m ³ /m ² .h ou m/h)	6	10	15
Temps séjour (min-1)	20	15	10

Débits (moyen, pointe et maximum)

On distingue



Image 13 Dégraisseur Statique

Dégraisseur statique : cloison siphonide. Le volume de l'ouvrage est calculé sur la base d'un temps de séjour d'environ 3 à 5' et d'une vitesse ascensionnelle de 15m/h à 20m/h pour des débits de 20 à 30 l/s. Rendement 80% des graisses figées



Image 14 Dégraisseur Aéré

Dégraisseur aéré : les bulles d'air s'accrochent facilement aux graisses, on aère par microbulles.

V Vitesse maximale ascensionnelle de 15 - 20 m/h,

Temps de séjour sur le débit moyen est de 10 à 15 mn.

Aération : 15 à 20m³ d'air /l.m²



Image 15 Dégraisseur dessableur aéré

Dégraisseur dessableur aéré : compromis entre la vitesse d'écoulement d'eau relativement élevée et l'insufflation d'air permettant la flottation des graisses et la décantation du sable.

Les dessableur dégraisseur rectangulaire sont des ouvrages équipés des 2 systèmes associés de brassage et aération créant des flux giratoires transversaux indépendant du

débit d'eau. L'insufflation d'air représente une puissance de 20 à 30 W.m⁻³. L'extraction du sable est assurée par raclage vers une fosse de collecte ou par une pompe suceuse ou émulseur à air, monté sur pont mobile et déversant le sable dans une goulotte d'évacuation. Les graisses flottées sont raclées vers l'extrémité par le pont mobile, et extraites soit par raclage sur un plan incliné (voie sèche, récupération en fosse), soit par vanne-déversoir (voie humide, ouvrage de séparation annexe).

Les graisses contiennent essentiellement des lipides (triglycérides..), mais aussi :

- matières organiques non biodégradables (plastiques, filasses)
- eau
- matières dissoutes
- des polluants (hydrocarbures, éléments-traces métalliques)

Origine des graisses

- Huiles végétales et graisses animales contenues dans les eaux de cuisine (68%)
- Lipides des excréments humains, eaux vannes, 6%
- Effluents industriels (agroalimentaire)
- Lessives (acides gras contenus dans les détergents anioniques)

Composition moyenne des graisses raclées (J-P. CANLER, 2001, doc tech FNDAE n°24)

- DCO = 180±70g/L
- MEH = 70±30g/L
- %MV = 87. Elles sont très fermentescibles (problème d'odeurs) ; PCI élevé
- N = 1g/L
- P = 0,5g/L DCO/NK/P = 100/0,6/0,25
- DCO/MV = 2,26
- MEH/MV = 0,86

Elles prennent en masse (boule de graisses qui peuvent obstruer les canalisations de transfert des graisses)

b) Traitement primaire

i Décanteur Primaire

Une particule solide dans un milieu liquide est soumise à plusieurs forces :

- La force de la pesanteur par l'attraction terrestre
- La poussée d'Archimède exercée par le liquide.
- La force de frottement, due au déplacement d'eau entraînée par les particules

La résultante des forces exercée sur la particule permet d'exprimer, en régime laminaire, la vitesse de la particule dans le fluide par la loi de Stokes :

$$v = \frac{d^2}{18 \nu_L} \cdot \left(\frac{\rho_s}{\rho_L} - 1 \right) \cdot K g$$

Les vitesses pour différentes particules sont reportées dans le tableau suivant

Diamètre(mm)	Type	V(stockes(mm/s))	Temps nécessaire pour faire 1 mètre
10	Gravier	1000	1 seconde
1	Sabre grossier	100	10 secondes
0,1	Sable fin	8	2 minutes
0,01	Limon	0,154	2 heures
0,001	Bactérie	0,00154	5 jours

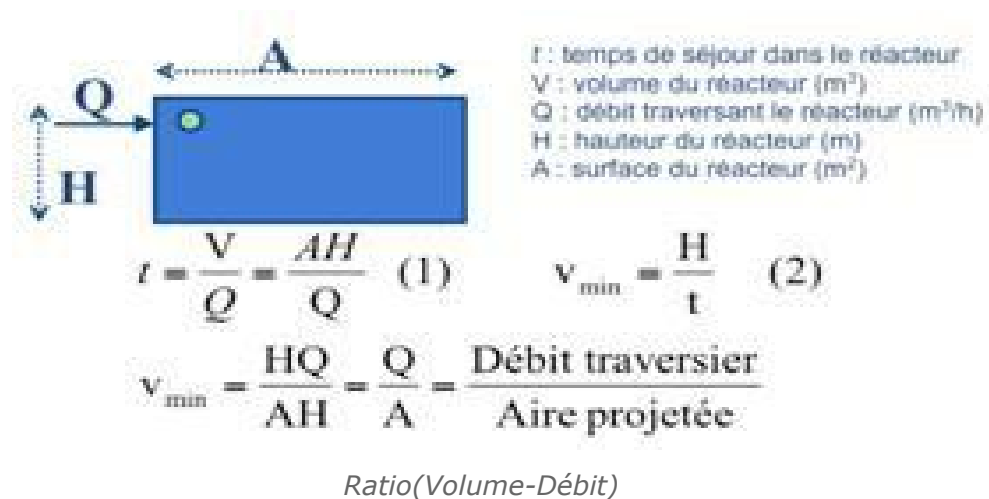
Decanteur Primaire

Ainsi, pour bloquer des particules de type sable fin à limon le temps de séjour de la particule dans l'ouvrage devra être à l'échelle de l'heure : c'est le cas pour le decanteur primaire qui piège les composés particulaires de l'effluent.

Une composante « turbulence » et l'angle de la surface de projection peuvent être incluse dans la formulation de la vitesse.

$$v = \frac{Q}{S} \cdot \frac{H + L \cdot \left(\frac{1}{k} - \tan \alpha \right)}{H - \frac{L}{2} \cdot \tan \alpha} \cdot g$$

Si, dans un volume V, on définit la vitesse de chute de la particule dans un fluide immobile comme le rapport hauteur / temps et le temps nécessaire à la décantation comme le rapport Volume / Débit, alors la vitesse minimum des particules à piéger est le rapport entre le débit traversier et l'aire projetée : Pour tout ouvrage de séparation liquide solide (décantation, dessablage, Flottation), le paramètre géométrique est la surface et non le volume.



Dans un décanteur statique classique, l'alimentation est centrale et par le bas, les boues primaires générées sont raclessées par un pont roulant et éliminées au point bas, tandis que l'eau est évacuée à la périphérie.

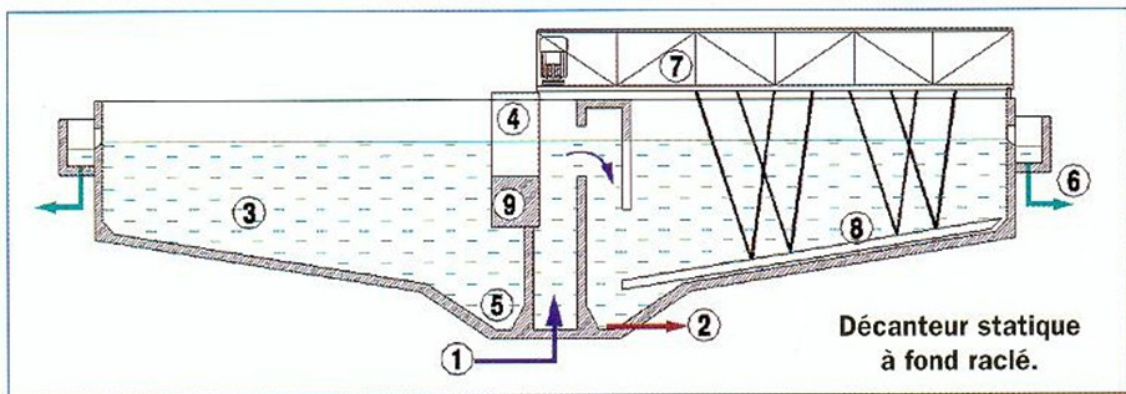
Les décanteurs primaires assurent une réduction de la quantité de MES (50 à 60%), de DCO particulaire (30%), de DBO5 particulaire (25 à 30%), d'azote particulaire (<10%), et de phosphore particulaire (10%).

Les boues générées sont minérales mais très fermentescibles du fait de la matière organique liée aux particules minérales. Elles ont de bonnes propriétés de concentration et sont la plupart du temps, mélangées aux boues secondaires avant épaissement.

Voir aussi *Qualité de boues (cf. Epaissement)* (cf. Caractéristiques p 84)...

Les caractéristiques essentielles d'un décanteur primaire sont :

- le temps de séjour (V/Qh) $q=2h$
- la vitesse ascensionnelle (Qh/S) 1,3 à 1,5 m/h
- Hauteur : 2,5 à 3m



Décanteur Statique

c) Traitement secondaire

i Traitement du carbone et de nitrification

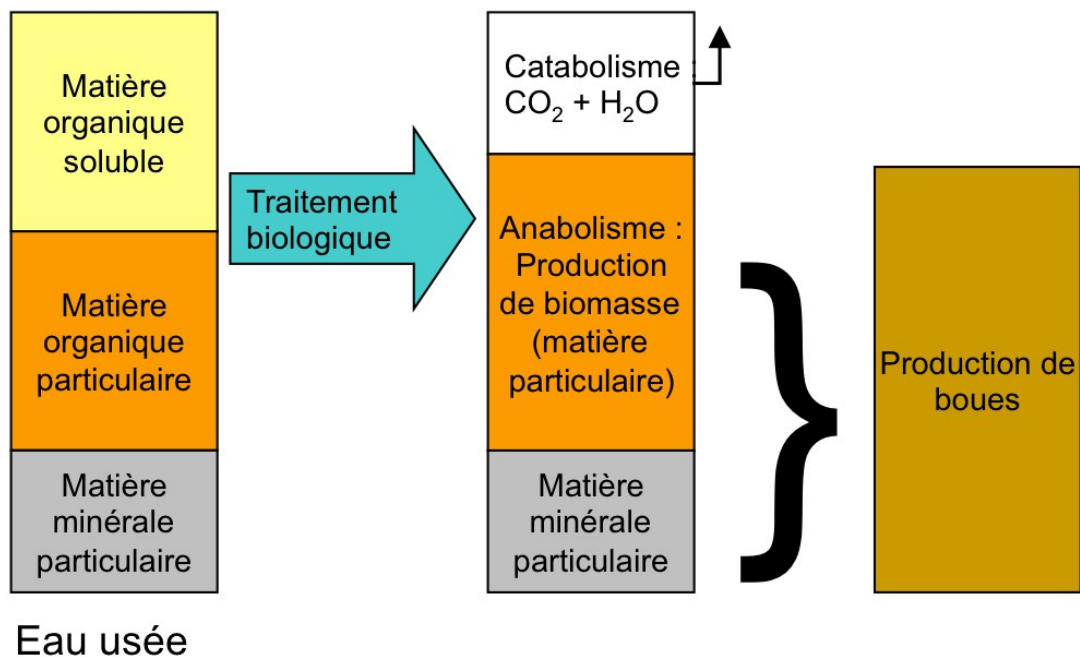
1 Introduction

Traitement du carbone et nitrification (bassin d'aération)

Au sein d'une station d'épuration à boues activées, le traitement de la pollution carbonée ainsi que la nitrification sont réalisés au sein d'un réacteur aéré et agité communément appelé « bassin d'aération ».

Production de boues

La croissance de la biomasse associée à l'oxydation de la pollution organique (utilisée comme substrat par la biomasse) est à l'origine de la production de boues biologiques. A ces boues biologiques viennent s'ajouter la matière minérale particulaire présente dans l'eau usée d'entrée.



Production de boues lors du traitement de la pollution organique



Bassin d'aération de la station de Fegersheim (67)

Équipements

La fourniture d'oxygène en quantité suffisante via un dispositif d'aération adapté permet *l'oxydation de la matière organique par la biomasse hétérotrophe* (cf. Dégradation de la pollution carbonée p 44) ainsi que *la nitrification via les bactéries autotrophes* (cf. Nitrification p 64) .

Aération (cf. L'aération p 60)

Le brassage assure une homogénéisation des concentrations et la mise en suspension des flocs bactériens (éviter les dépôts, la formation de zones anoxiques...)

Agitation (cf. Agitation p 63)

2 L'aération

L'aération permet de fournir l'oxygène nécessaire à l'oxydation de la pollution par les bactéries (*bilan* (cf. Bilan)). La demande en oxygène liée à l'oxydation et l'activité bactérienne s'évalue par l'OUR (*Oxygen Uptake Rate* (cf. Calcul de l'OUR), *paramètres caractéristiques* (cf. Paramètres et caractéristiques d'aérations) (cf. Paramètres et caractéristiques d'aérations) (cf. Paramètres et caractéristiques d'aérations)). Elle permet dans une certaine mesure le brassage du bassin (agitation). Cet apport d'oxygène est régi par la théorie du transfert de matière à l'interface gaz-liquide (*théorie du transfert* (cf. Transfert de gaz p 47) (cf. Transfert de gaz p 47)). Elle est effectuée par différents dispositifs :

- **Aération de surface** : L'aérateur est en placé en surface du milieu liquide et fournit l'oxygène par transfert d'air dans l'eau. Il peut s'agir de turbines, brosses, etc. Le rendement est faible, la maintenance aisée et permet d'agiter (agitation) en surface le volume de bassin. La figure 4 montre une turbine en fonctionnement.



Turbine

- Diffuseurs : l'air est injecté sous forme de bulles de taille variable (fines, moyennes, grosses bulles) via des diffuseurs positionnés au fond du bassin. Le rendement est fonction de la taille des bulles (voir tableau ci-dessous). Le mélange est alors assuré par des agitateurs.

Le tableau ci-dessous reprend les performances des différents systèmes d'aération :

Système d'aération		Apport Spécifique Brut en kg O ₂ /kWh absorbés	Hauteur d'eau maximale	Coefficient Global de Transfert CGT	Brassage W/m ³	Observations
Aérateurs de surface	Turbines lentes	1,0 à 1,8 (1,5)	2 à 3,5 m	0,7	45	
	Turbines rapides	0,8 à 1,4 (1)	1 à 2,5 m	0,7		
	Brosses avec déflecteurs	0,8 à 2,3 (1,5)	1 à 2 m	0,7	35	Petit diamètre 0,7 à 0,85 m
		0,95 à 1,95 (1,5)	1,5 à 3 m	0,7		Grand diamètre 1 à 1,05 m
Systèmes à injection d'air	Moyenne bulles	0,6 à 2,1 (1,05)	2 à 8 m	0,7	20 à 30 W/m ³ 4,5 à 8 m ³ /m ²	Les meilleurs résultats sont obtenus à grandes profondeurs avec mélangeurs statiques
	Fines bulles	2,0 à 3,35 (2,5)	3 à 8 m	0,55	15 à 25 W/m ³ 3,5 à 5,5 m ³ /m ²	Résultats variables en fonction de la profondeur
	Diffuseurs membranaires	2,8 à 3,2				
Systèmes à base de pompes	Ejecteurs (pompe immergée et prise d'air atmosphérique)	0,5 à 0,65 (0,6)	2 à 3 m			
	Ejecteurs (pompe immergée et prise d'air surpressée)	0,8 à 2,3	3 à 8 m			Le meilleur résultat est obtenu pour une hauteur d'eau de 7 m
	Turbines déprimogènes	0,2 à 0,7 (0,6)	2 à 3 m	0,6 à 0,7	Chenal : 3W/m ³ Bassin : 10W/m ³	

Performances des différents systèmes d'aération

Dimensionnement

Le dimensionnement est effectué en appliquant les lois du transfert de matière et la calcul de la demande en oxygène (cf. Calcul de l'OUR).

Le dimensionnement d'un système d'aération par injection d'air permet de calculer le débit nécessaire à la fourniture des besoins en oxygène de la biomasse :

$$\text{Débit d'air} = \frac{OUR}{\text{Rendement} * CGT * C_{O_2} * H_e}$$

avec :

Débit d'air en Nm³/h

OUR (cf. Calcul de l'OUR) : oxygen uptake rate (renvoi lexique, kg/h)

Rendement : rendement d'oxygénation (%/m) (lien vers les paramètres caractéristiques)

CGT : coefficient global de transfert (sans unité) (voir tableau ci-dessous)

K_{La} : coefficient de transfert mesuré en boues (h⁻¹)

K_{La} : coefficient de transfert mesuré en eau claire (h⁻¹)

C_s : concentration en oxygène à saturation à la température du bassin (mg/L)

C : concentration en oxygène dans le bassin (mg/L)

C_{s,10} : concentration en oxygène à saturation à une température de 10°C (mg/L)

C_{O2} : concentration en oxygène dans l'air (300 g/Nm³)

T : température du bassin (°C)

H_e : hauteur liquide au dessus des diffuseurs (m)

Rendement : voir tableau ci-dessous et lien vers paramètres

Contrôle et automatisation

L'aération constitue un des principaux coûts d'exploitation d'une station d'épuration (jusqu'à 50-70 % des coûts énergétiques). L'asservissement et la régulation de l'aération sont donc des points cruciaux de l'instrumentation, du contrôle et de l'automatisme d'une station d'épuration.

Dans le cas de diffuseurs, les surpresseurs peuvent être couplés à un variateur de fréquence ou non.

Le plus souvent, la mise en route des surpresseurs et/ou le débit d'air sont asservis à la concentration en oxygène dissous et/ou au potentiel rédox mesurés dans le bassin d'aération (attention au positionnement des capteurs, à leur entretien, étalonnage...).

Dans le cas d'un traitement complet de l'azote par aération syncopée, des seuils hauts et bas d'oxygène dissous/potentiel rédox permettent de détecter la fin de nitrification ou de dénitrification et ainsi de définir la durée des périodes aérée et non aérée. Par sécurité, une durée minimale et maximale des phases sont définies dans l'automatisme.

Depuis quelques années, des sondes spécifiques mesurant directement les concentrations en ammonium et en nitrates sont disponibles sur le marché à des prix de plus en plus abordables.

Dysfonctionnements, maintenance

Sous-aération : une sous-aération sera responsable de performances dégradées, en premier lieu concernant la nitrification. Des déséquilibres biologiques pourront également apparaître : bulking filamenteux, etc. Il convient de bien dimensionner les installations, prévoir un brassage et une aération homogènes, optimiser l'asservissement du dispositif d'aération aux informations recueillies par les différents capteurs ou analyses (O₂, rédox, NH₄, NO₃...) ;

Perte de charge des diffuseurs : les diffuseurs ont une durée de vie limitée dans le temps. La perte de charge qu'ils génèrent augmente au cours du temps avec leur

vieillessement et leur colmatage. Afin de maintenir les performances et éviter des problèmes de surchauffe des surpresseurs, il convient de les renouveler (tous les 5 ans environ) ;

Surchauffe des surpresseurs : une surchauffe des surpresseurs, peut provoquer un arrêt intempestif et réduit leur durée de vie. Parmi, les causes possibles, on peut identifier une perte de charge trop importante (voir point précédent) ou une température trop élevée du local des surpresseurs (ventilation de ce dernier à revoir alors).

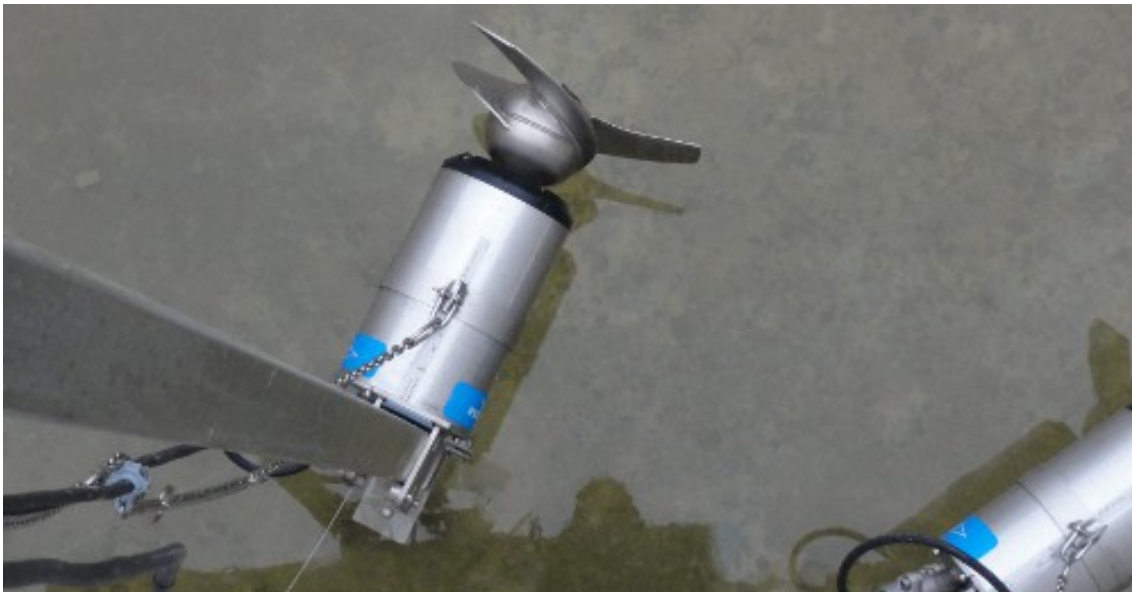
3 Agitation

Agitation/brassage

Afin de maintenir les floes en suspension et assurer la circulation des flux, des dispositifs de brassage sont implantés dans les bassins.

La vitesse minimale à assurer au voisinage du fond du bassin est de 0,15 à 0,2 m/s pour une eau décantée et de 0,25 à 0,30 m/s pour une eau non décantée.

La puissance nécessaire est en moyenne de 30 W/m³ de bassin (turbines), 25 W/m³ (brosses) et 12 à 15 W/m³ (insufflation fines bulles).



Hélice



Helice2

ii Nitrification



Définition

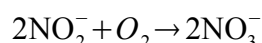
La nitrification correspond au processus durant lequel les ions ammonium sont oxydés en nitrites puis les nitrites oxydés en nitrates.

L'oxydation de l'ammonium est le fait de bactéries autotrophes aérobies qui utilisent l'ammonium ou les nitrites comme source d'énergie. Les réactions d'oxydation sont les suivantes :

Pour la nitritation :



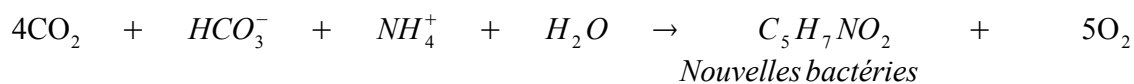
Pour la nitratation :



Pour un bilan :



Dans le même temps, la synthèse de la biomasse autotrophe (anabolisme), consomme également de l'ammonium pour incorporation dans la cellule :



La croissance des bactéries autotrophes impliquées nécessite donc la consommation d'alcalinité, d'une part car c'est leur source de carbone, d'autre part, pour tamponner l'acidité produite lors de l'oxydation.

Les bactéries impliquées dans le processus de nitritation et de nitratation sont usuellement considérées comme étant du genre *Nitrosomonas* et *Nitrobacter* respectivement. Cependant, beaucoup d'autres souches capables de ces réactions ont été découvertes.

iii Traitement de l'azote - Dénitrification

Pour assurer une élimination complète de la charge azotée, il est nécessaire de phaser les deux étapes respectives de nitrification et dénitrification.

En effet, la nitrification nécessite de l'oxygène dissous dans le milieu (processus aérobique) alors que la dénitrification est réalisée en absence d'oxygène moléculaire dans le milieu (anoxie).

Le phasage peut être réalisé dans le temps dans un bassin unique par syncopage de l'aération ou dans deux bassins distincts (zone d'anoxie en tête).

Zone d'anoxie en tête

Principe

Dans cette configuration, la dénitrification est réalisée dans un bassin distinct, non aéré, placé en amont du bassin d'aération. L'apport de nitrates est assuré par la boucle de recirculation des boues depuis le clarificateur ainsi que par une boucle de recirculation dite « de la liqueur mixte » allant du bassin d'aération vers la zone d'anoxie.

L'apport de carbone organique nécessaire à la dénitrification est assuré par les eaux usées prétraitées entrant dans la zone d'anoxie.

Dimensionnement

Le dimensionnement du volume total (aération + anoxie) est le même que dans le cas du syncopage en bassin unique.

Le volume de la zone d'anoxie est calculé pour assurer un temps de séjour de 1 à 2h de manière à assurer les conditions anoxie sans prolonger de manière trop importante l'absence d'oxygène. On considère usuellement un volume égal à deux fois le volume horaire de pointe.

Syncopage de l'aération

Principe

Dans cette configuration, l'alternance des conditions aérobie et anoxique est assurée par un fonctionnement discontinu du dispositif d'aération (une dizaine de cycles par jour environ). La nitrification se déroule pendant les phases aérobies et la dénitrification pendant les phases anoxiques.

Le réglage de la durée des cycles peut être réalisé selon différentes stratégies :
programmation fixe sur horloge ;

- asservissement par rapport à des seuils d'oxygène dissous ;
- asservissement par rapport à des seuils de potentiel rédox ;
- asservissement par rapport à des seuils d'oxygène dissous et de potentiel rédox ;
- asservissement par rapport à des seuils de concentration en ammonium et nitrates.

Dimensionnement

La nitrification est usuellement réalisée dans le bassin d'aération utilisé pour la dégradation de la pollution carbonée. Le dimensionnement doit alors prendre en compte une charge massique suffisamment faible et donc un âge de boues suffisant pour assurer un développement suffisant de la biomasse autotrophe (bactéries à taux de croissance faible). Usuellement, une charge massique inférieure à 0,1 kg DBO5/kg MVS/j (très faible charge) associée à un âge de boues supérieur à 16 jours sont suffisants (valeurs dépendantes du type de réseau unitaire/séparatif et de la température).



Bassin d'aération de Limoges (87)

iv Clarification

Principe

A la suite des réactions biologiques ayant eu lieu dans le bassin d'aération, il est nécessaire d'assurer une étape de clarification de l'eau afin de séparer la biomasse produite (sous forme de floccs) de l'eau épurée.

La biomasse récupérée, mélangée aux fractions particulaires minérale et organique non traitées, va constituer les boues secondaires dont une partie sera recirculée dans le bassin d'aération afin de maintenir une concentration constante dans le bassin d'aération et l'autre partie sera purgée du système vers les filières de déshydratation et de traitement des boues. Ces boues biologiques sont essentiellement composées de la biomasse (flocs bactériens) épuratoire et présentent un pouvoir fermentescible variable en fonction des conditions du procédé (âge de boue).

L'étape de clarification repose usuellement sur une décantation au sein d'un ouvrage appelé « décanteur secondaire » ou encore « clarificateur secondaire ». Le régime de décantation à l'œuvre dans cet ouvrage est une sédimentation de *type piston* (cf. Sédimentation par piston p 33)

Dimensionnement

Le paramètre essentiel du dimensionnement d'un tel ouvrage est la surface de clarification, elle même fondée sur l'estimation d'une *vitesse superficielle* (cf. Calcul de la surface d'un Décanteur p 36)

Fonctions d'un clarificateur

On peut résumer les fonctions d'un clarificateur au travers de trois rôles distincts :

- clarifier : séparer la biomasse de l'eau traitée et assurer un rejet minimal de matières en suspension dans le milieu ;
- épaissir : l'augmentation de concentration de la boue au fond de l'ouvrage permet alors une recirculation efficace de la biomasse vers le réacteur biologique (bassin d'aération). Cette recirculation est fondamentale pour assurer le maintien d'une quantité suffisante de biomasse au sein du système ;
- stocker : en cas de surcharge hydraulique (par exemple lors d'un événement pluvieux important sur un réseau unitaire), une part significative de la boue activée est transférée du bassin d'aération vers le clarificateur. Il est alors important que ce dernier puisse maintenir cette quantité supplémentaire de matière sans pertes de boues. Une hauteur suffisante de l'ouvrage est alors recommandée.

Conception et équipement

La géométrie la plus courante d'un clarificateur est une forme cylindro-conique. La boue activée issue du bassin d'aération est amenée gravitairement via une canalisation verticale débouchant au centre de l'ouvrage à la surface. Une jupe de répartition permet de dissiper l'énergie hydraulique et diriger le flux vers le bas afin de favoriser une bonne sédimentation. La boue épaissie en fond d'ouvrage est amenée vers un puit à boues depuis lequel elle est soit recirculée vers le bassin d'aération, soit extraite du système vers la filière de traitement des boues (lien vers la filière boues).

Un pont racleur permet d'amener les boues décantées depuis la périphérie de l'ouvrage vers son centre et de « fluidiser » les boues épaissies, qui auraient sans cela tendance à rester « collées » au fond de l'ouvrage.

Le surnageant (eau traitée) peut alors être rejeté au milieu naturel ou subir une étape de *traitement tertiaire* (cf. Traitement de l'azote - Dénitrification p 65) si cela est requis.

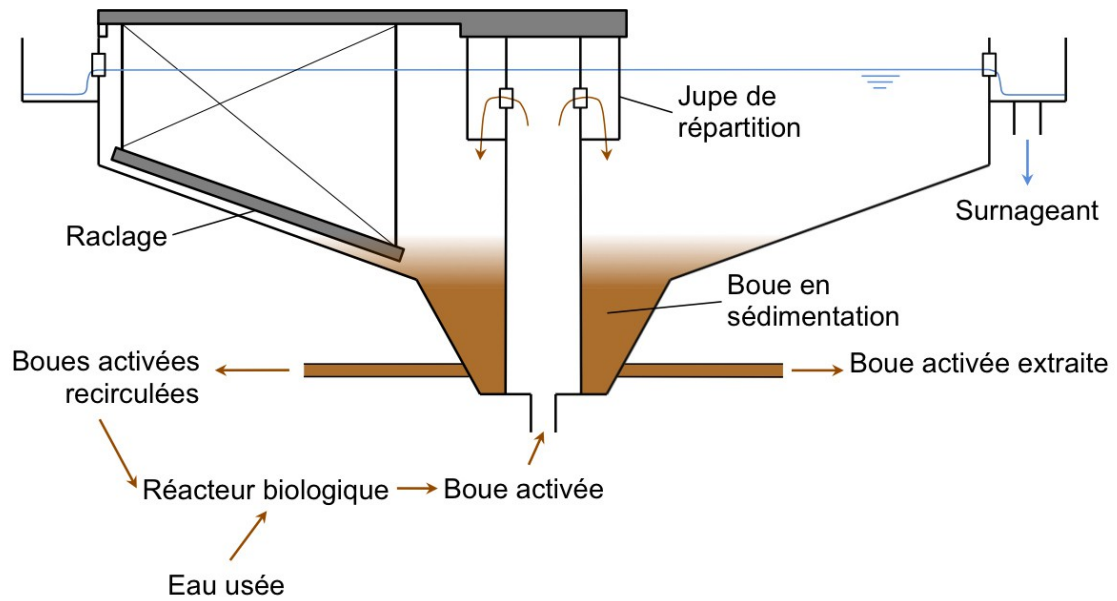


Schéma d'un clarificateur cylindroconique



Jupe de répartition d'un clarificateur secondaire - Station de Meistratzheim (67)

Dans le cas de clarificateurs de grande taille (diamètre supérieur à 24 m), le dispositif de raclage classique est remplacé par un dispositif suceur ou une combinaison des deux. On distingue dès lors 3 types de clarificateurs :

- clarificateur raclé ;
- clarificateur raclé-sucé ;
- clarificateur sucé.



Pont racleur-suceur sur un clarificateur secondaire - Station de Meistratzheim (67)

v Dégazage

Principe

En sortie du bassin d'aération, les flocs de boues activées sont susceptibles de contenir des bulles d'air enchâssées au sein de leur structure. Afin de favoriser une bonne décantation, il est nécessaire de chasser ces bulles d'air, c'est le rôle de l'ouvrage de dégazage.

Le principe est de provoquer dans un premier temps une agitation forte en sortie du bassin afin de chasser les bulles de la structure des flocs. Dans un second temps, des conditions hydrodynamiques plus calmes vont permettre aux bulles libérées des flocs de remonter à la surface.

Dimensionnement

=> calculs valables pour une hauteur liquide dans le bassin d'aération inférieure ou égale à 6 m.

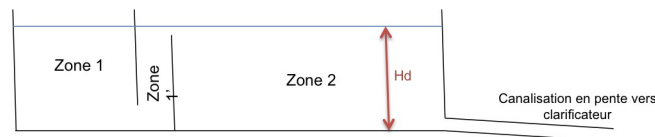


Schéma d'un dégazeur

Zone 1 - Zone agitée

- 1/ Agitation par le biais d'une chute depuis le bassin d'aération de 0,75 à 1,50 m
- 2/ Temps de séjour hydraulique de 1 minute
- 3/ Calcul du volume

$$V = (Q_{\text{pointe}} + Q_{r_{\text{pointe}}}) * TSH$$

avec :

- V = volume en m³
- Q_{max} : débit de pointe en entrée (m³/h)
- Q_{r pointe} : débit de recirculation en pointe (m³/h)
- TSH : temps de séjour hydraulique (h)

4/ Calcul de la surface

$$S_{\text{Zone 1}} = \frac{(Q_{\text{pointe}} + Q_{r_{\text{pointe}}}) * TSH}{H_d}$$

avec :

- H_d : hauteur d'eau dans le clarificateur (m)

Zone 1'

1/ Calcul de la surface

$$S_{\text{Zone 1}'} = \frac{Q_{\text{pointe}} + Q_{r_{\text{pointe}}}}{V h_{1'}}$$

avec :

V_{h1} : vitesse ascensionnelle dans la zone 1' (1 m/s soit 3600 m/h)

Zone 2 – Zone calme

1/ Temps de séjour hydraulique de 4 minutes

2/ Calcul du volume

$$V = (Q_{\text{pointe}} + Q_{r_{\text{pointe}}}) * TSH$$

avec :

V = volume en m³

Q_{max} : débit de pointe en entrée (m³/h)

Q_{r pointe} : débit de recirculation en pointe (m³/h)

TSH : temps de séjour hydraulique (h)

3/ Calcul de la surface

$$S_{\text{Zone2}} = \frac{V}{H_d}$$

4/ Vérifier que la vitesse ascensionnelle résultante en zone calme est de 2,5 cm/s maximum

$$V_{h2} = \frac{(Q_{\text{pointe}} + Q_{r_{\text{pointe}}})}{S_{\text{Zone}_2}}$$

avec :

S_{Zone2} : surface de la zone 2 (m²)

V_{h2} : vitesse ascensionnelle dans la zone 2 (m/h)

d) Traitement tertiaire - Finition

i Traitement de l'azote - Dénitrification

Pour assurer une élimination complète de la charge azotée, il est nécessaire de phaser les deux étapes respectives de nitrification et dénitrification.

En effet, la nitrification nécessite de l'oxygène dissous dans le milieu (processus aérobie) alors que la dénitrification est réalisée en absence d'oxygène moléculaire dans le milieu (anoxie).

Le phasage peut être réalisé dans le temps dans un bassin unique par syncopage de l'aération ou dans deux bassins distincts (zone d'anoxie en tête).

Zone d'anoxie en tête

Principe

Dans cette configuration, la dénitrification est réalisée dans un bassin distinct, non aéré, placé en amont du bassin d'aération. L'apport de nitrates est assuré par la boucle de recirculation des boues depuis le clarificateur ainsi que par une boucle de recirculation dite « de la liqueur mixte » allant du bassin d'aération vers la zone

d'anoxie.

L'apport de carbone organique nécessaire à la dénitrification est assuré par les eaux usées prétraitées entrant dans la zone d'anoxie.

Dimensionnement

Le dimensionnement du volume total (aération + anoxie) est le même que dans le cas du syncopage en bassin unique.

Le volume de la zone d'anoxie est calculé pour assurer un temps de séjour de 1 à 2h de manière à assurer les conditions anoxie sans prolonger de manière trop importante l'absence d'oxygène. On considère usuellement un volume égal à deux fois le volume horaire de pointe.

Syncopage de l'aération

Principe

Dans cette configuration, l'alternance des conditions aérobie et anoxique est assurée par un fonctionnement discontinu du dispositif d'aération (une dizaine de cycles par jour environ). La nitrification se déroule pendant les phases aérobies et la dénitrification pendant les phases anoxiques.

Le réglage de la durée des cycles peut être réalisé selon différentes stratégies :
programmation fixe sur horloge ;

- asservissement par rapport à des seuils d'oxygène dissous ;
- asservissement par rapport à des seuils de potentiel rédox ;
- asservissement par rapport à des seuils d'oxygène dissous et de potentiel rédox ;
- asservissement par rapport à des seuils de concentration en ammonium et nitrates.

Dimensionnement

La nitrification est usuellement réalisée dans le bassin d'aération utilisé pour la dégradation de la pollution carbonée. Le dimensionnement doit alors prendre en compte une charge massique suffisamment faible et donc un âge de boues suffisant pour assurer un développement suffisant de la biomasse autotrophe (bactéries à taux de croissance faible). Usuellement, une charge massique inférieure à 0,1 kg DBO5/kg MVS/j (très faible charge) associée à un âge de boues supérieur à 16 jours sont suffisants (valeurs dépendantes du type de réseau unitaire/séparatif et de la température).



Bassin d'aération de Limoges (87)

ii Déphosphatation

1 Déphosphatation biologique

Principe

Au sein du bassin d'aération, l'assimilation bactérienne liée au *traitement du carbone* (cf. Dégradation de la pollution carbonée p 44) représente un abattement de la quantité de phosphore total correspondant à environ 1 % de la DBO5 éliminée.

Le principe d'une déphosphatation biologique est de maximiser cette assimilation en provoquant une sur-accumulation de phosphore par le biais de bactéries spécifiques appelée « *Phosphorus Accumulating Organisms* ». Ce phénomène est généré par l'alternance de conditions *anaérobies et aérobie* (cf. Dégradation de la pollution phosphorée p 45)s (cf. Dégradation de la pollution phosphorée p 45) .

Dimensionnement

La déphosphatation biologique nécessite dès lors une zone anaérobie placée en amont du bassin d'aération et de l'éventuelle zone d'anoxie en tête.

Le volume de ce réacteur sera calculé sur un temps de séjour de 2 à 3h (en prenant en compte l'ensemble des débits y transitant) selon les caractéristiques de l'eau brute (dilution, rapport DCO/P). Le volume se calcule alors comme suit :

$$V = TSH * (Q_{mTS} + Q_r)$$

avec :

V : volume de la zone anaérobie (m³)

TSH: temps de séjour hydraulique dans la zone anaérobie (h)

Q_{mTS} : débit moyen de temps sec en entrée (m^3/h)

Q_r : débit de recirculation (m^3/h)

2 Déphosphatation physico-chimique

L'injection d'un sel métallique (communément le chlorure ferrique $FeCl_3$) permet la précipitation du phosphore soluble. Cela génère une production de boues supplémentaire, d'autant que des précipités d'hydroxyde de fer sont également formés

Dégradation de la pollution phosphorée (cf. *Dégradation de la pollution phosphorée* p 45)

Ces boues devront donc être séparées de l'effluent traité, au même titre que les boues biologiques.

Selon le positionnement de l'injection du réactif, on distingue : (cf. *Dégradation de la pollution phosphorée* p 45)

- la pré-précipitation : injection du réactif dans le décanteur primaire ;
- la précipitation simultanée : ajout dans le réacteur biologique ;
- la post-précipitation : injection au sein d'une étape de traitement dédiée (traitement tertiaire) après la clarification. Dans ce cas, un décanteur supplémentaire est à prévoir. Ce mode de traitement permet également un abattement significatif des Matières en Suspension résiduelles après clarification, via le mécanisme de coagulation-floculation.

Le traitement physico-chimique le plus répandu est la précipitation simultanée. Il nécessite simplement un stock de réactif et une pompe doseuse. Les boues formées sont récupérées au même titre que les boues biologiques dans le clarificateur secondaire.

Le principal enjeu de ce type de traitement est l'estimation et l'asservissement de la dose de réactif à injecter.

iii Odeurs



Fondamental

La nécessité du traitement des odeurs à pris corps avec :

- l'intégration des STEP aux sites
- la sécurité d'exploitation
- l'absence de désagréments la non-génération de nuisances pour l'environnement.

La réglementation figure dans le cahier des clauses techniques générales applicables pour la construction d'installations d'épuration des eaux usées (fascicule 81 du 18 avril 1990)) qui stipule dans son article 6

"l'installation est conçue et construite de façon à assurer le traitement des eaux usées ainsi que des boues et autres sous-produits en limitant au maximum les nuisances telles que les bruits, les odeurs, les émissions de poussières, les vibrations et les perturbations radio-électriques ou électromagnétiques en tenant compte de l'occupation des terrains environnants".

I - Origine et sources des odeurs

Les principales causes d'odeurs sont la présence dans les effluents de matières organiques dissoutes, soufrées ammoniacales et/ou phosphorées susceptibles de subir des fermentations anaérobies. De plus la prise de conscience des odeurs liées aux STEP est due :

- à l'urbanisation : rapprochement des zones habitables des STEP
- à la sensibilisation des populations aux nuisances
- à l'augmentation de la longueur des réseaux
- aux surcharges de pollutions liées aux sous dimensionnement des STEP.

Le dégagement des odeurs est lié :

- à la désorption de gaz due par exemple à une augmentation de la température, à des contacteurs gaz/liquide importants,
- à la décomposition de boues lors de conditionnements chimiques
- à la variation de la composition physico-chimique : l'augmentation du pH provoque une fuite de NH_3 , la baisse du pH une fuite de H_2S .
- à la fermentation anaérobie liée aux bactéries sulfato-réductrices
- à la réduction de composés azotés en NH_3 .

Sur une unité d'épuration, les opérations unitaires sources d'odeurs sont principalement :

- le poste de relèvement (stagnation et fermentation)
- les prétraitements : polluants strippés + stagnations des refus
- le dépotage des matières de vidanges
- le traitement des boues : puits à boues, traitements thermiques, déshydratation...
- les lits bactériens
- les bassins anoxiques (dénitrification) mal dimensionnés

II - Les catégories d'odeurs

On distingue principalement :

les composés soufrés : EXPLICATION principalement H_2S et les mercaptans à seuils de détection olfactives très bas, provenant de la réduction des sulfates par les bactéries sulfato-réductrices ou par rupture de molécules organiques contenant du soufre.

les composés azotés : EXPLICATION ammoniacale, amines, indole, scatole, azote organique...Le dégazage de NH_3 du à la présence d'azote organique dans les étapes d'épaississement et de deshydratation des boues est lié à l'ajout de chaux provoquant une montée du pH,

les composés carboxylés : EXPLICATION acides organiques, aldéhydes, cétones, AGV révélés par les traitements thermiques et la digestion anaérobie,

les Composés Organiques Volatils : EXPLICATION COV provenant des produits utilisés pour le traitement des eaux et les rejets illégaux.

Tableau I : exemples de concentrations rencontrées.

C	NTK mgN/L	NH ₄ mgN/L	NO ₂ mgN/L	S ²⁻ mg/L	pH	E _H mV	T °C
Moyenne	57,4	44,4	13,2	0,99	7,6	104	22,9
Maximum	80,5	60	20,5	3,9	8,15	353	26
Minimum	48,8	31	9	0,03	7,2	-260	17,0

Tableau : exemple de concentrations

Un pH supérieur à 7 couplé à une augmentation de la température et à une baisse du potentiel redox provoque une augmentation de la teneur en H₂S.

Classe du composé	Composé	Masse moléculaire (g)	Formule chimique	Caractéristique de l'odeur	Seuil olfactif (mg/Nm ³ air)
Soufrés	Hydrogène sulfuré	31,4	H ₂ S	Oeuf pourri	0,0001 à 0,03
	Méthylmercaptan	48,1	CH ₃ SH	Choux ail	0,0005 à 0,08
	Ethylmercaptan	62,1	CH ₃ SH	Choux en décomposition	0,025 à 0,03
	Diméthylsulfure	62,13	2(CH ₃)-S	Légumes en décomposition	0,0025 à 0,65
	Diéthylsulfure	90,2	2(C ₂ H ₅)-S	Ethéré	0,0045 à 0,31
	Diméthyldisulfure	94,2	2(CH ₃)-2S	Putride	0,03 à 0,014
Azotés	Ammoniac	17	NH ₃	Très piquant irritant	0,5 à 37
	Méthylamine	31,05	CH ₃ -NH ₂	Poisson en décomposition	0,021
	Ethylamine	45,08	C ₂ H ₅ -NH ₂	Piquant ammoniacale	0,05 à 0,83
	Diméthylamine	45,08	2(CH ₃)-NH	Poisson avarié	0,047 à 0,016
	Indole	117,5	C ₈ H ₆ -NH	Fécal nauséabond	0,0006
	Scatole	131,5	C ₉ H ₈ -NH	Fécal nauséabond	0,0008 à 1,3
	Cadaverine	102,18	NH ₂ -(CH ₂) ₅ -NH ₂	Viande en décomposition	
Acides	Acétique	60,05	CH ₃ -COOH	Vinaigre	0,025 à 6,5
	Butyrique	88,1	C ₃ H ₇ -COOH	Beurre rance	0,0004 à 3
	Valérique	102,13	C ₄ H ₉ -COOH	Sueur transpiration	0,0008 à 1,3
Aldéhydes	Formaldéhyde	30,03	H-CHO	Acre suffocant	0,033 à 12
	Acétaldéhyde	44,05	CH ₃ -CHO	Fruit pomme	0,04 à 1,8
	Butyraldéhyde	72,1	C ₃ H ₇ -CHO	Rance	0,013 à 15
	Isovaléraldéhyde	86,13	2(CH ₃)CHCH ₂ CHO	Fruit pomme	0,072
Cétones	Acétone	58,08	CH ₃ -CO-CH ₃	Fruit doux	1,1 à 240
Alcools	Ethanol	46	CH ₃ -CH ₂ -OH		0,2
	Butanol	74	C ₃ H ₇ -CH ₂ -OH		0,006 à 0,13
	Phénol	94	C ₆ H ₅ -OH		0,0002 à 0,004
	Crésol	108	C ₆ H ₄ -CH ₃ -OH		0,00001

Caractéristiques des principaux composés olfactifs

III- Mesure des odeurs

La quantification des odeurs est effectuée par :

- CPG ou CPL afin d'estimer concentrations et flux

- analyses olfactométriques par un jury d'odeur. L'intensité odorante est évaluée par rapport à un référentiel (point 0 nécessaire avant l'installation de toute nouvelle usine) ainsi que la concentration au seuil de perception (soit la distance de perception) :
- AFNOR NFX43 101 du 12/86 quant au seuil de perception
- AFNOR NFX 43104 du 07/95 quant aux méthodes de prélèvements
- AFNOR NFX 43103 du 06/96 quant aux mesures de l'odeur

IV- Réduction des odeurs

Il s'agit de prendre des mesures préventives :

- STEP au centre des terrains
- Temps de séjour liquide et de stockage des boues courts
- Aérobiose fines bulles et haut rendement
- Limitations des lieux de dégazages (chutes...)
- Traitement des liquides à l'eau de javel, la chaux, l'eau oxygénée...
- Le confinement dans des locaux en dépression légère et ventilée dans lequel les gaz sont traités.



Odeur

V - Traitement des gaz

On distingue principalement trois méthodes :

- le lavage^{Le lavage} ou l'absorption par voie humide applicable au fort débit
- la neutralisation^{La neutralisation}
- la combustion où la masse d'air est chauffée, applicable au faible débit (100m³/h) dans le cas de l'alimentation en air d'une chaudière (coût élevé)
- la biodésodorisation^{Biodésodorisation}
- l'adsorption^{Adsorption sur Charbon Actif} sur charbon actif applicable à des débits peu pollués (3000 m³/h).

e) dimensionnement

Exemple simplifié de dimensionnement du procédé à boues activées

Le paramètre caractérisant le bassin d'aération est son volume.

Celui-ci est fonction de la charge massique ou du temps de séjour défini en fonction des performances épuratoires attendues.

On définit pour les procédés à boues activées trois domaines de fonctionnement :

- faible charge
- moyenne charge
- forte charge

Faible Charge		Moyenne Charge	Forté Charge
Cm (Kg DBO/kg MVS.J)	0,05 - 0,2	0,2 - 0,5	0,5 à 1/5
Cv (kg DBO/m3.J)	0,4	0,6 - 1,5	1 - 5
Rendement(%)	95	90	80
Temps de séjour (h)	24	4 à 8	<1 heure
Conso d'O₂ Boue formée en kgO₂/kg DBO₅	0,8 - 1,5	0,6 - 1,0	0,3 - 0,1
Concentration boue (g/L)	0,5 kg / kg DBO5 éliminée	0,8 à 1 kg / kg DBO5	>1 kg / kg DBO5 éliminée
Agés des boues (Jour)	4 - 6	3 - 5	2 - 3
Recirculation(%)	20 - 30	8 - 18	1 - 2
MVS/MES	100 - 120	80 - 100	0 - 80
Nitrification	0,63 - 0,66 ++	0,66 - 0,68 +	0,68 - 0,69/0,72 -
Application	Petites collectivités	Collectivités importantes	Eaux industrielles à forte concentration.

Paramètres d'entrée spécifiques

Capacité de la station : nombre d'équivalent-habitant (EH)

Calcul des charges polluantes (C, N, MES) : cf. définition de l'EH

Débit journalier

Débit de pointe : ex. 3*Qmoyen (m3/h)

Paramètres fixés :

Charge massique en fonction des performances attendues (cf. tableau)

Vitesse superficielle au niveau du clarificateur : v=0,6 m/h par exemple

Hauteur du clarificateur : h=3m

Temps de séjour des boues dans le clarificateur : TSB=90 min

Taux de recirculation : cf. tableau

Age de boues A : cf. tableau

Estimation de la production de boues :

$$P_{\text{boues}} = \frac{MES + DBO_5}{2}$$

avec :

P_{boues} : production journalière de boues (kg MS/j)

MES : flux de MES en entrée (kg/j)

DBO5 : flux de DBO5 en entrée (kg/j)

Dimensionnement du clarificateur :

$$S = \frac{Q_{\text{pointe}}}{v}$$

avec :

S = surface (m²)

Q_{pointe} : débit de pointe en m³/h

v = vitesse superficielle fixée (ex. 0,6 m/h)

Estimation de l'indice de Mohlman :

$$IM = 80 + 227 * \sqrt{Cm}$$

avec :

IM : indice de Mohlman en mL/g MES

Cm : charge massique (kg DBO/kg MVS/j)

Estimation de la concentration des boues recyclées :

$$X_R = 326 * \frac{TSB^{\pi/10}}{IM}$$

avec :

X_R : concentration des boues recyclées (kg/m³)

TSB : temps de séjour des boues dans le clarificateur (min)

IM : indice de Mohlman en mL/g MES

Estimation de la concentration des boues dans le bassin d'aération :

$$X_A = \frac{\frac{\alpha}{100} \times Q \times X_R}{Q(1 + \alpha Q)}$$

avec :

α = taux de recirculation (%) =

$$\alpha = \frac{Q_R}{Q} \times 100$$

X_r : concentration des boues recyclées (kg/m³)

X_a : concentration des boues dans le bassin (kg/m³)

Q : débit d'entrée (m³/h)

Q_r : débit de recirculation (m³/h)

Estimation de la masse de boues dans le clarificateur en moyenne :

$$M_{\text{boues clarif}} = Q_R \times X_R \times TSB$$

avec :

M_{boues clarif} : masse de boues dans le décanteur (kg MS)

Q_r : débit de recirculation : Q*(m³/h)

X_r : concentration des boues recyclées (kg/m³)

TSB : temps de séjour des boues dans le clarificateur (h)

Calcul de la masse de boues dans le système (bassin + clarificateur) :

$$M_{\text{boues bassin}} = M_{\text{boues système}} - M_{\text{boues clarif}}$$

avec :

M_{boues système} : masse de boues dans le système (kg MS)

A : âge de boues (j)

P_{boues} : production journalière de boues (kg MS/j)

Calcul de la masse de boues dans le bassin d'aération :

$$M_{\text{boues système}} = A \times P_{\text{boues}}$$

avec :

M_{boues bassin} : masse de boues dans le bassin biologique (kg MS)

M_{boues système} : masse de boues dans le système (kg MS)

M_{boues clarif} : masse de boues dans le décanteur (kg MS)

Déduction du volume :

$$V = \frac{M_{\text{boues bassin}}}{X_A}$$

avec :

M_{boues bassin} : masse de boues dans le bassin biologique (kg MS)

X_a : concentration des boues dans le bassin (kg/m³)

V : volume du bassin (m³)

Recalcule de la charge massique effective :

$$Cm_e = \frac{Q \times [DBO_5]}{V \times X_A \times \frac{MVS}{MES}}$$

Cm_e : charge massique (kg DBO/kg MVS/j)

Q : débit d'entrée (m³/j)

V : volume du bassin (m³)

X_A : concentration des boues dans le bassin (kg/m³)

MVS/MES : taux de MVS par rapport aux MES des boues (ratio sans unité)

Rebouclage sur la charge massique :

introduire la nouvelle valeur de Cm dans le calcul de l'indice de Mohlmann et minimiser la différence en Cm et Cm_e par itérations successives

Calcul du débit d'extraction des boues

$$Q_{extr} = \frac{P_{boues}}{X_R}$$

ou

$$Q_{extr} = \frac{M_{boues\ système}}{A \times X_R}$$



Simulateur

Calculette⁷ de dimensionnement : vérifier la validité de vos calculs

3. Filière Boue

a) Qualité des boues

Les boues d'épuration sont les principaux déchets issus du traitement biologique des eaux usées et sont constituées de matière organique plus ou moins minéralisée, de matière minérale issue de l'effluent, de bactéries et de leurs résidus.

On distingue les boues primaires issues d'une décantation primaire et les boues dites biologiques issues de la décantation secondaire.

7 - <http://www-imfs.u-strasbg.fr/uved/dimensionnement/>

Type de boues	Boues Primaires	Boues Biologiques
MS(g/l)	40-50	5-15
Composition grossière	Matière organique hydrocarbures, lourds, cellulose, amibes, bactéries, virus	Matière organique majoritaire Débris de cellule, colloïdes organiques Enveloppes bactériennes
Fermentation	Très fermentescible	Début de fermentation
Couleur	Grise	Brune
Odeur	Anaérobie	Humus

Type de boues

Les destinations des boues traitées sont l'épandage, l'incinération, la valorisation agricole.

Le traitement des boues consiste en la réduction de leur volume (déshydratation), la réduction de leur caractère fermentescible (minéralisation) et de leur hygiénisation (réduction du nombre de microorganismes). Les différentes étapes sont :

- L'épaississement
- Le conditionnement
- Le déshydratation
- Le séchage

Organigramme des différentes étapes du traitement des boues (cf. Différentes étapes du traitement des boues p 127)

i Calcul de la concentration MES et le % de MVS

A partir des données ci-dessous calculer la concentration en MES et le % de MVS des boues (1), puis le % de MVS et la siccité des boues (2) et (3). Au vu de ces résultats d'analyse, indiquer quelle peut être l'origine de ces boues.

Boues	Capsule vide	Masse capsule + boues humides	Masse après séchage à 105°C	Masse après calcination à 550°C
(1) – 100mL	0,9969		1,7737	1,2615
(2)	0,9875	55,6587	13,9876	5,4196
(3)	0,9918	59,876	17,7895	7,9979

Tableau avec valeurs MES et MVS

ii Caractéristiques

	Boue liquide	Boue pâteuse	Boue solide	Boue sèche
Siccité	1 à 10 %	10 à 30 %	30 à 90 %	Plus de 90 %
Caractéristique	Boue non ou faiblement déshydratée	Boue déshydratée, s'affaissant. Angle du tas faible à nul	Boue gerbable et émottable. Forme en tas un angle de 45°.	Pulvérulente ou granulée

Ref : OTV

Caractéristiques

Les caractéristiques sont définies par les paramètres suivants :

- Siccité (cf. Évaluation de la siccité p 126) : indice représentant le pourcentage massique de matière sèche.
- Matières sèches (M.S.) : masse de boues à traiter
- Matières volatiles (M.V.) : 70 % pour les boues urbaines
- Matières Minérales (M.M.) obtenues après combustion à 550°C
- Indice de boue (cf. Indice de Boue et de Mohlman p 126) (I.B.) et de Mohlman (I.M) (cf. Indice de Boue et de Mohlman p 126) : volume occupé par un gramme de boue avec ou sans dissolution
- Taux de Boue (cf. Taux de Boue p 127): volume de boue décanté dans un litre de liqueur mixte avec ou sans dissolution
- Vd30 : Volume décanté en 30 mn
- DCO, DBO, NK, Pt : influe sur les retours en tête.
- Pouvoir calorifique inférieur (P.C.I.- kWh/kgMS) $P.C.I. = 0,048 \cdot \text{masse MVS} + 1,032$
- Paramètres de contrôle : AGV, TA, TAC, pH, température, potentiel d'oxydo-réduction pour piloter certaines étapes de traitement ; Éléments traces métalliques (épandage) ; Éléments pathogènes

Plusieurs grandes familles de composés sont représentées dans les boues par :

- Les polysaccharides (35% - 15%)
- Les protéines (25% - 50%)
- Les lipides (25% - 5%)
- La lignine (15%)
- Les polyhydroxyaromatiques

iii Quantité produite

En masse

Une installation moyenne produit environ 40 – 60 g de MS/EH.

Décantation primaire : 10 à 14 kg MS / EH / an

Traitement biologique : Carbone (DBO5) 22 kg MS / EH / an

Elimination de l'Azote 0 kg MS / EH / an

Déphosphatation 2 à 5 kg MS/ EH / an

Conditionnement Minéral : 0 à 10 Kg MS / EH / an

En volume

Liquide ligne traitement d'Eau : 2 à 3 m3 / EH / an

Liquide après Épaississement : 0,4 à 1 m3 / EH / an

Pâteuse après déshydratation : 0,1 à 0,15 m3 / EH / an

Solide après séchage : 0,025 à 0,035 m3 / EH / an

Estimation de la production

Méthode d'estimation : $S = (MES + DBO5)/2$

La formule d'ECKENFELDER, élaborée en 1956 se présente sous la forme

$S = S_{min} + S_{dur} + (a_m \cdot Le) - (b \cdot SV) - Seff$

La formule de FAYOUX, T.S.M. (1994)).

$S = S_{min} + S_{dur} + ((0,83 + 0,2 \cdot \log(C_m)) \cdot Le) - Seff$

b) Législation

Texte réglementaire

Décret du 8/12/97 et arrêté du 8/01/98 Fixe les prescriptions techniques applicables aux épandages de boues

Arrêté du 2 février 1998 (JO du 12 février) Abroge l'application obligatoire de la norme NF U 44-041 (arrêté du 29/8/88) relative aux matières fertilisantes

Loi n° 2006-1772 du 30/12/2006 sur la mise en place d'un fonds de garantie des risques liés à l'épandage des boues urbaines et industrielles, introduit dans le Code des Assurances (Art. L.425-1)

Principaux points de la réglementation

Bilan agronomique (Ouvrage > 120 kg DBO5)

- Bilan quantitatif et qualitatif des boues
- Analyse de leur apport en fertilisant
- Résultats de l'analyse de sols
- Bilan de fumure
- Conseils

Stockage

- Entreposage dans des ouvrages
- Dépôt temporaire sur parcelles

Quantité des boues épandues et qualité des boues

- Boues solides (déshydratées),

- Boues stabilisées (fermentation achevées),
- Boues hygiénisées.
- Niveau pour les éléments traces métalliques et organiques
 - Flux maximum cumulés
 - Distances d'épandage
 - Traçabilité

Fertilité des sols + besoin nutritionnels des plantes

- < 3 kg MS/ m² sur une période de 10 ans

Surveillance : sols et boues

- Auto surveillance à la charge des producteurs : registre
- Surveillance par un tiers
- Contrôle de l'administration : déclaration (3 à 800 t MS) ou autorisation (>800 tMS)

Eléments traces	Valeur limite dans les boues (mg/kgMS)			Flux maximum cumulé apporté par les boues sur 10 ans (g/m ²)	
Cadmium	20	15*	10**	0.03	0.015*
Chrome		1000			1.5
Cuivre		1000			1.5
Mercure		10			0.015
Nickel		200			0.3
Plomb		800			1.5
Zinc		3000			4.5
Chrome+cuivre+nickel+zinc		4000			6

Composés traces	Valeur limite dans les boues (mg/kgMS)	Flux maximum cumulé apporté par les boues sur 10 ans (g/m ²)
Total des 7 principaux PCB	0.8	1.2
Fluoranthène	5	7.5
Benzol (b) fluoranthène	2.5	4
Benzo (a) pyrène	2	3

Normes Boues

c) Épaississement

i Épaississement statique

L'épaississeur statique est un ouvrage dans lequel les boues issues du clarificateur (purge de boue) sont mises à épaissir sous un hersage lent. Il s'agit d'un ouvrage circulaire dont le radier à une pente de 10 à 20% et muni d'une herse et d'un racleur diamétral permettant le transfert des boues de la périphérie vers le centre (racleur) et facilitant l'évacuation de l'eau interstitielle. L'arrivée des boues est effectuée par le haut à l'intérieur jupe de répartition (1 à 2 m sous le niveau liquide) et le soutirage des boues épaissies au centre du radier par pompage extérieur.

Souvent mise en place sur les anciennes filières, il est positionné en amont d'une déshydratation avec bêche intermédiaire brassée et aérée de stockage des boues épaissies.

Dimensionnement

La représentation de l'évolution de la concentration en fonction du flux (courbe de

Kynch) permet de déterminer une charge massique limite.

La surface S de l'épaississeur est donnée, avec L la charge applicable et phi la charge massique

$$S_{(m2)} = \frac{\phi_{MS} \cdot e (kgMS/j)}{L_{(kgMS/m2j)}}$$

La hauteur de boue dans l'ouvrage est d'environ 1m et la hauteur de clair de 2 à 2,5m.

Le temps de séjour doit être limité à 10-24 heures (risque de fermentation au delà)

IMPORTANT : 24h en trop équivaut à 50% de polymère en plus pour la déshydratation et 2 points de siccité en moins.

La charge appliquée et siccité finale dépend du ratio boue primaire / boue secondaire

% Boues Primaires	100%	80%	70%	60%	50%	40%	30%	20%	0%
% Boues Activées	0%	20%	30%	40%	50%	60%	70%	80%	100%
Charge	70 à 100	60 à 70	50 à 60	45 à 60	40 à 45	35	30	25	20
MS finale (g/l)	70 à 90	60 à 70	50 à 60	45 à 60	40 à 45	35	30	25	20

Ratio primaire et secondaire en épaisseur

ii La centrifugation

La centrifugation est utilisée en épaisseur permet d'atteindre des concentrations finales en boue de 50g/L sans polymère et de 60 à 90 g/L avec ajout de polymères (1 à 2 kg/T MS) pour des taux de capture respectivement de 70 à 90 %.

Ceux sont des systèmes énergivores (150 à 300 kW/t MS)



Remarque

Les concentrations obtenues sont trop importantes pour la digestion anaérobie

iii Flottation

Le principe d'un flottateur est de faire monter la boue biologique à la surface d'un ouvrage cylindro-conique par pressurisation d'un fluide à 3 à 6 bars en utilisant de fines bulles d'air (réduction de la masse volumique apparente de la boue) et de récupérer la boue flottée par raclage de surface.

Il existe deux types de flottation :

directe : la boue est mise sous pression et détendue dans le flottateur (bulles de 30 à 80 µm). Dans ce cas l'épaississement est meilleur mais la clarification moins bonne.

indirecte : de l'eau exogène (eau de procès) est préalablement pressurisée et détendue dans le flottateur (bulles de 15 à 45 µm). Dans ce cas la clarification est

meilleure mais l'épaississement moins bon.

Les avantages par rapport à l'épaississement gravitaire sont une réduction de surface d'un facteur 3, de volume d'un facteur 6 et un meilleur piégeage des colloïdes.

Dimensionnement

Charge massique

3 à 5 kg MS/m².heure.

6 à 8 kg MS/m².heure pour boues floculées

La charge hydraulique est inférieure à 2m/h pour une alimentation de 4 à 6g/L de boue au maximum et une injection de polymère, si nécessaire de 1,5 à 2,5 kg/t MS

La concentration finale obtenue est de l'ordre de 40g/L

La surface est donnée, avec L la charge applicable dans le temps de fonctionnement et la charge massique par :

La hauteur est entre 2 et 4 m. et la vitesse de raclage surface < 1cm.s⁻¹

iv L'égouttage



Grille d'égouttage

L'égouttage est effectué par des tables d'égouttage. La boue préalablement conditionnée (4 à 8 kg/t MS) avec un floculent est placée sur une grille au travers de laquelle l'eau va être évacuée tandis que les boues vont avancer sur la grille. Un système de râteau et une injection d'eau de procédé améliorent la séparation. Les siccités obtenues sont de l'ordre de 5 à 6%.

La table d'égouttage accepte des boues d'alimentation peu concentrées pour un **taux de capture élevé** (> 95 %).

Si son exploitation est simple, les concentrations en boues épaissies élevées avec un épaississement approprié à chaque type de boue, les frais d'exploitation et d'investissements sont plus élevés à court terme.

Le dimensionnement de la table se fait sur la base du débit d'alimentation (10

m³/h/m linéaire de grille) et/ou du débit maximum de sortie de boue (1,3 m³/h/ml grille),

$$L_{(kgMS/m/h)} = \text{Min}(Q_a \lim x C_{\text{entrée}} \times 0,95; Q_{\text{max}} \text{sédi} \times C_{\text{sortie}})$$

$$\text{Largeur}_{(m)} = \frac{\Phi_{MS, e} (kgMS/semaine)}{L_{(kgMS/m/h)} \times \text{Tps exploitation} (h/semaine)}$$

d) Stabilisation

La stabilisation consiste à assurer une qualité constante des boues, sans reprise incontrôlée de fermentation en minéralisant la matière organique résiduelle et complexe.

On distingue :

- la stabilisation aérobie qui consiste apporter de l'oxygène aux boues par l'intermédiaire de turbines ou d'insufflateurs type vibrair afin de favoriser l'oxydation de la matière organique constitutive des boues
- la stabilisation anaérobie, ou fermentation méthanique, où les boues fermentent à l'abri de molécules oxydées (condition anaérobie) en générant du biogaz (CO₂ + CH₄)

i Stabilisation anaérobie

1 Principe de la méthanisation

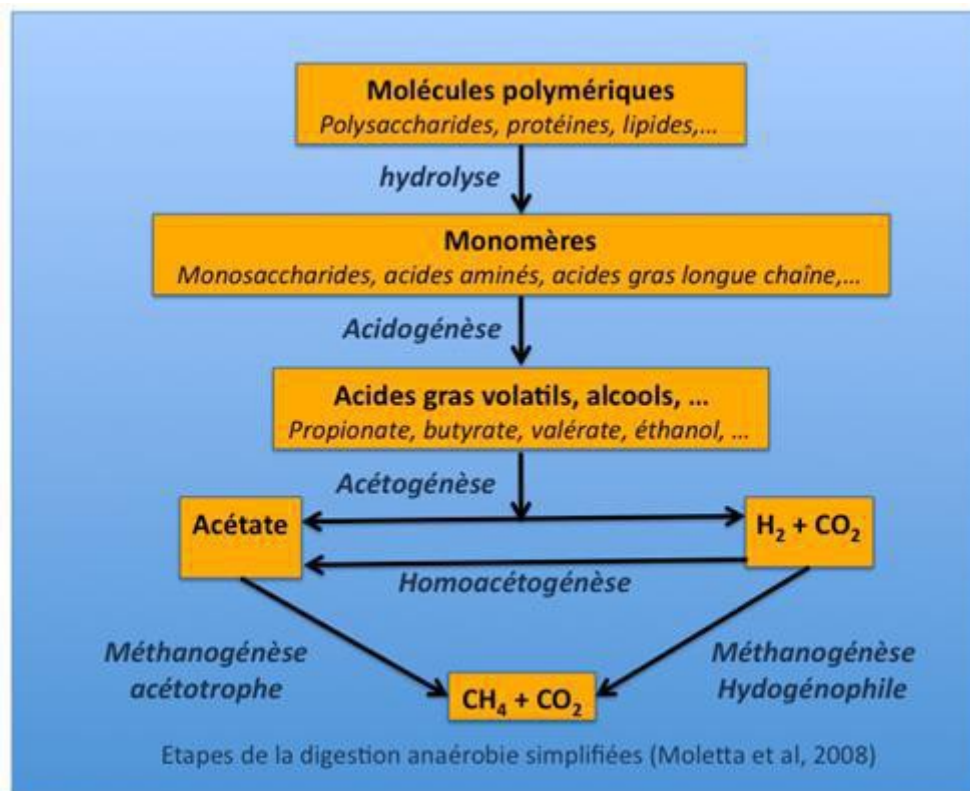


Définition

La méthanisation est un procédé de réduction de la production de boues. Procédé biologique se déroulant en absence d'oxydant (oxygène, azote ou soufre oxydés) au cours duquel la matière organique, généralement complexe et polymérisé dans le cas des boues), est convertie en biogaz (composé principalement de méthane, CH₄, et de dioxyde de carbone, CO₂) et en un résidu (digestat). Entre 40 et 50% des matières volatiles sont dégradées). Le biogaz peut être valorisé énergétiquement par cogénération sous forme d'électricité et de chaleur.

La minéralisation de la matière organique est assurée par un consortium bactérien, bactéries et archaë, micro-organismes proches des bactéries n'ayant pas les fonctions métaboliques permettant de tirer carbone et énergie à partir de molécules complexes ; elles ne peuvent utiliser que l'acétate ou le carbone minéral.

Chaque groupe réalise une partie de la décomposition, résumé par quatre étapes de transformation : l'hydrolyse, l'acidogénèse, l'acétogénèse et la méthanogénèse acétoclaste ou hydrogénophile.



Etapes de la digestion anaérobie

L'étape d'hydrolyse est liée à la synthèse d'enzymes par des bactéries anaérobies facultatives catalysant l'hydrolyse des polymères et conduit à la production de monomères comme les monosaccharides, les acides aminés et les acides à gras longue chaîne dont la nature dépend de celle de la molécule hydrolysée.

L'acidogénèse est la métabolisation par des bactéries anaérobies facultatives des produits d'hydrolyse en acides gras volatils (AGV), alcools, dihydrogène, dioxyde de carbone, ammoniac et de eau.

L'acétogénèse regroupe l'ensemble des réactions conduisant à la production d'acétate par d'une part des bactéries **homoacétogènes**, convertissant l'H₂ et le CO₂ en acétate et d'autre part des bactéries acétogènes productrices obligées d'hydrogène (OPHA) qui convertissent les AGV en acétate, H₂ et CO₂.

L'acétogénèse est thermodynamiquement possible à faible concentration d'H₂ (Transfert interspécifique d'hydrogène entre les archées méthanogènes, qui consomment l'H₂ produit par les bactéries acétogènes

La méthanogénèse

Deux voies sont principalement permises la production du CH₄ et du CO₂ :

- La méthanogénèse hydrogénotrophe due aux bactéries hydrogénotrophes est la réduction du dioxyde de carbone avec l'hydrogène pour former du méthane et de l'eau et représente environ 30 % du méthane produit. Cette réaction est en général plus rapide que la voie acétotrophe du fait d'une enthalpie libre de réaction plus fortement négative ($G^\circ = -136 \text{ kJ.mol}^{-1}$).
- La méthanogénèse acétotrophe est la conversion de l'acétate en méthane et dioxyde de carbone réalisée par deux genres d'archées différents : Methanosaeta et Methanosarcina. Cette voie représente en moyenne 70% du méthane produit. ($G^\circ = -31 \text{ kJ.mol}^{-1}$)

2 Procédés

Paramètres de fonctionnement de la méthanisation

Acides Gras Volatils	100 < AGV < 500 mgCH ₃ COOH /L
Titre Alcalimétrique Complet	1500 < TAC < 6000 mgCaCO ₃ /L
AV/TAC	< 0,2
pH	6,6 à 7,5
Température	30 – 37 °C
Charge massique	< 0,13 kgMV/kgMV.j
Temps de séjour hydraulique	> 20 jours
Concentration en MS et MV	30 – 80 g/L à 60 – 80% MV
Biogaz produit	65 à 70 % CH ₄ à 30 à 35 % CO ₂ 800 à 1000 L/kg MV éliminée 0,35 Nm ³ CH ₄ /kg DCO éliminée 10,2 kWh par Nm ³ CH ₄ 0,35 kWh électrique 0,5 kWh thermique/kWh
Ratio C/N/P	400/7/1 (risque de dépassement alcalin)
Pouvoir Calorifique Inférieur	PCI = 9,42 kWh/m ³ à 15°C
Production boue	40-50gMES/kgDCO éliminée
Coût	

Paramètres de fonctionnement

Paramètres de dimensionnement

Concentration moyenne en DCO

Débit moyen et de pointe

Charge organique

$$V = \frac{CO_{\text{pointe}}}{C_{VA}} \times s$$

V : volume du réacteur (m³)

CO_{pointe} : charge (kgDCO/J)

C_{va} : Charge applicable (kgDCO/m³/J)

S : coefficient de surdimensionnement (fonction de la technologie et du mode de suivi)

Type de technologie	C _{va} : Charge applicable (kgDCO/m ³ /J)
Réacteur mélangé	1 à 5 kg DCO/(m ³ · j)
Lit de boue et lagune	0,5 à 2 kg DCO/(m ³ · j)
UASB	5 à 20 kg DCO/(m ³ · j)
IC réacteur	15 à 30 kg DCO/(m ³ · j)
Lit Fixe	5 à 15 kg DCO/(m ³ · j)
Lit fluidisé	15 à 30 kg DCO/(m ³ · j)

Paramètres de Dimensionnement

ii Stabilisation Aérobie

Le chaulage

Le chaulage (ajout de chaux) est un traitement de stabilisation et d'hygiénisation des boues. En effet, l'ajout de chaux induit une augmentation du pH jusqu'à pH 12 et provoque une augmentation de la température (chaux vive), inactivant les microorganismes (sur long stockage phénomène de reviviscence).

Le chaulage est également une technique pour obtenir des siccités finales de 30 à 40% en fonction du rapport CaO/MS (Voir tableau). Les taux de traitement sont de 30 à 60 % MS pour un temps de stockage de 2 à 10 mois.

Les inconvénients (notamment en application sur boues liquides) sont une certaine resolubilisation et une perte en azote ammoniacal (zones sensibles...).

CHAULAGE DES BOUES A LA CHAUX ETEINTE

$$\text{Ca(OH)}_2/\text{MS} = (\text{SI}/\text{So}) - 1 / (1 - \text{SI})$$

		SICCITE INITIALE																											
		10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25												
SICCITE FINALE	15	58,8	42,8	29,4	18,1	8,4	0,0																						
	16	71,4	54,1	39,7	27,5	17,0	7,9	0,0																					
	17	84,3	65,7	50,2	37,1	25,8	16,1	7,5	0,0																				
	18	97,6	77,6	61,0	46,9	34,8	24,4	15,2	7,2	0,0																			
	19	111,1	89,8	72,0	57,0	44,1	32,9	23,1	14,5	6,9	0,0																		
	20	125,0	102,3	83,3	67,3	53,6	41,7	31,3	22,1	13,9	6,6	0,0																	
	21	139,2	115,1	94,9	77,9	63,3	50,6	39,6	29,8	21,1	13,3	6,3	0,0																
	22	153,8	128,2	106,8	88,8	73,3	59,8	48,1	37,7	28,5	20,2	12,8	6,1	0,0															
	23	168,8	141,7	119,0	99,9	83,5	69,3	56,8	45,8	36,1	27,3	19,5	12,4	5,9	0,0														
	24	184,2	155,5	131,6	111,3	94,0	78,9	65,8	54,2	43,9	34,6	26,3	18,8	12,0	5,7	0,0													
	25	200,0	169,7	144,4	123,1	104,8	88,9	75,0	62,7	51,9	42,1	33,3	25,4	18,2	11,6	5,6	0,0												
	26	216,2	184,3	157,7	135,1	115,8	99,1	84,5	71,5	60,1	49,8	40,5	32,2	24,6	17,6	11,3	5,4												
	27	232,9	199,3	171,2	147,5	127,2	109,6	94,2	80,6	68,5	57,7	47,9	39,1	31,1	23,8	17,1	11,0												
	28	250,0	214,6	185,2	160,3	138,9	120,4	104,2	89,9	77,2	65,8	55,6	46,3	37,9	30,2	23,1	16,7												
	29	267,6	230,5	199,5	173,3	150,9	131,5	114,4	99,4	86,1	74,1	63,4	53,7	44,8	36,7	29,3	22,5												
	30	285,7	246,8	214,3	186,8	163,3	142,9	125,0	109,2	95,2	82,7	71,4	61,2	51,9	43,5	35,7	28,6												
	31	304,3	263,5	229,5	200,7	176,0	154,6	135,9	119,4	104,7	91,5	79,7	69,0	59,3	50,4	42,3	34,8												
	32	323,5	280,7	245,1	214,9	189,1	166,7	147,1	129,8	114,4	100,6	88,2	77,0	66,8	57,5	49,0	41,2												
	33	343,3	298,5	261,2	229,6	202,6	179,1	158,6	140,5	124,4	110,0	97,0	85,3	74,6	64,9	56,0	47,8												
	34	363,6	316,8	277,8	244,8	216,5	191,9	170,5	151,5	134,7	119,6	106,1	93,8	82,6	72,5	63,1	54,5												
	35	384,6	335,7	294,9	260,4	230,8	205,1	182,7	162,9	145,3	129,6	115,4	102,6	90,9	80,3	70,5	61,5												
	36	406,3	355,1	312,5	276,4	245,5	218,8	195,3	174,6	156,3	139,8	125,0	111,6	99,4	88,3	78,1	68,8												
	37	428,6	375,2	330,7	293,0	260,8	232,8	208,3	186,7	167,5	150,4	134,9	120,9	108,2	96,6	86,0	76,2												
	38	451,6	395,9	349,5	310,2	276,5	247,3	221,8	199,2	179,2	161,3	145,2	130,6	117,3	105,2	94,1	83,9												
	39	475,4	417,3	368,9	327,9	292,7	262,3	235,7	212,2	191,3	172,6	155,7	140,5	126,7	114,0	102,5	91,8												
	40	500,0	439,4	388,9	346,2	309,5	277,8	250,0	225,5	203,7	184,2	166,7	150,8	136,4	123,2	111,1	100,0												
	41	525,4	462,2	409,6	365,1	326,9	293,8	264,8	239,3	216,6	196,3	178,0	161,4	146,4	132,6	120,1	108,5												
	42	551,7	485,9	431,0	384,6	344,8	310,3	280,2	253,5	229,9	208,7	189,7	172,4	156,7	142,4	129,3	117,2												
	43	578,9	510,4	453,2	404,9	363,4	327,5	296,1	268,3	243,7	221,6	201,8	183,8	167,5	152,6	138,9	126,3												
	44	607,1	535,7	476,2	425,8	382,7	345,2	312,5	283,6	257,9	235,0	214,3	195,6	178,6	163,0	148,8	135,7												
	45	636,4	562,0	500,0	447,6	402,6	363,6	329,5	299,5	272,7	248,8	227,3	207,8	190,1	173,9	159,1	145,5												
	46	666,7	589,2	524,7	470,1	423,3	382,7	347,2	315,9	288,1	263,2	240,7	220,5	202,0	185,2	169,8	155,6												
	47	698,1	617,5	550,3	493,5	444,7	402,5	365,6	333,0	304,0	278,1	254,7	233,6	214,4	196,9	180,8	166,0												
	48	730,8	646,9	576,9	517,8	467,0	423,1	384,6	350,7	320,5	293,5	269,2	247,3	227,3	209,0	192,3	176,9												
	49	764,7	677,4	604,6	543,0	490,2	444,4	404,4	369,1	337,7	309,6	284,3	261,4	240,6	221,7	204,2	188,2												
	50	800,0	709,1	633,3	569,2	514,3	466,7	425,0	388,2	355,6	326,3	300,0	276,2	254,5	234,8	216,7	200,0												

Chaulage des boues à la chaux éteinte

Le traitement des eaux urbaines

TAUX DE CHAULAGE DES BOUES A LA CHAUX VIVE (en %)																														
Pureté de la chaux		%																												
		92																												
		SICCITE DE LA BOUE AVANT MELANGE (en %)																												
		10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30								
SICCITE	15	90,1	22,6	15,9	10,0	4,7	0,0																							
	16	36,3	28,3	21,3	15,1	9,5	4,5	0,0																						
	17	42,5	34,2	26,8	20,2	14,4	9,1	4,3	0,0																					
	18	48,8	40,0	32,3	25,4	19,3	13,7	8,7	4,2	0,0																				
APRES	19	55,1	45,9	37,9	30,7	24,2	18,4	13,2	8,4	4,0	0,0																			
	20	61,5	51,9	43,5	35,9	29,2	23,1	17,6	12,6	8,1	3,9	0,0																		
	21	67,9	57,9	49,1	41,3	34,3	27,9	22,2	17,0	12,2	7,8	3,7	0,0																	
	22	74,4	64,0	54,8	46,7	39,4	32,7	26,8	21,3	16,3	11,7	7,5	3,6	0,0																
MELANGE	23	81,0	70,2	60,6	52,1	44,5	37,6	31,4	25,7	20,5	15,8	11,4	7,3	3,5	0,0															
	24	87,5	76,3	66,4	57,6	49,7	42,6	36,1	30,2	24,8	19,8	15,2	11,0	7,1	3,4	0,0														
	25	94,2	82,6	72,3	63,2	54,9	47,5	40,8	34,7	29,1	23,9	19,2	14,8	10,7	6,9	3,3	0,0													
	26	100,9	88,9	78,2	68,8	60,3	52,6	45,6	39,2	33,4	28,1	23,1	18,6	14,3	10,4	6,7	3,2	0,0												
ET	27	107,7	95,2	84,2	74,4	65,6	57,7	50,4	43,9	37,8	32,3	27,2	22,4	18,0	13,9	10,1	6,5	3,2	0,0											
	28	114,5	101,6	90,3	80,1	71,0	62,8	55,3	48,5	42,3	36,5	31,2	26,3	21,8	17,5	13,5	9,8	6,4	3,1	0,0										
	29	121,3	108,1	96,4	85,9	76,5	68,0	60,3	53,2	46,8	40,8	35,3	30,3	25,5	21,2	17,0	13,2	9,6	6,2	3,0	0,0									
	30	128,3	114,6	102,5	91,7	82,0	73,2	65,3	58,0	51,3	45,2	39,5	34,3	29,4	24,8	20,6	16,6	12,9	9,4	6,1	2,9	0,0								
DE	31	135,2	121,2	108,7	97,6	87,6	78,6	70,3	62,8	55,9	49,6	43,7	38,3	33,3	28,6	24,2	20,1	16,2	12,6	9,2	5,9	2,9								
	32	142,3	127,8	115,0	103,5	93,2	83,9	75,4	67,7	60,6	54,1	48,0	42,4	37,2	32,4	27,8	23,6	19,6	15,8	12,3	9,0	5,8								
	33	149,4	134,5	121,3	109,5	98,9	89,3	80,6	72,6	65,3	58,6	52,4	46,6	41,2	36,2	31,5	27,1	23,0	19,2	15,5	12,1	8,8								
	34	156,5	141,2	127,7	115,6	104,7	94,8	85,6	77,6	70,1	63,2	56,7	50,8	45,3	40,1	35,3	30,8	26,5	22,5	18,7	15,2	11,8								
CONTACT	35	163,7	148,0	134,1	121,7	110,5	100,3	91,1	82,7	74,9	67,8	61,2	55,1	49,4	44,0	39,1	34,4	30,0	25,9	22,0	18,4	14,9								
	36	171,0	154,9	140,6	127,8	116,3	105,9	96,4	87,8	79,8	72,5	65,7	59,4	53,5	48,0	42,9	38,1	33,6	29,4	25,4	21,6	18,0								
	37	178,3	161,8	147,2	134,1	122,3	111,6	101,8	92,9	84,8	77,2	70,2	63,7	57,7	52,1	46,8	41,9	37,2	32,9	28,7	24,8	21,2								
	38	185,7	168,8	153,8	140,4	128,3	117,3	107,3	98,2	89,8	82,0	74,8	68,2	62,0	56,2	50,8	45,7	40,9	36,4	32,2	28,2	24,4								
(%)	39	193,1	175,8	160,5	146,7	134,3	123,1	112,8	103,4	94,8	86,9	79,5	72,7	66,3	60,3	54,8	49,6	44,6	40,0	35,7	31,5	27,6								
	40	200,6	182,9	167,2	153,1	140,4	128,9	118,4	108,8	99,9	91,8	84,2	77,2	70,7	64,6	58,8	53,5	48,4	43,7	39,2	35,0	30,9								

Taux de chaulage des boues à la chaux vive (en %)

Le procédé saphyr est une stabilisation acide (pH <2 pendant 2H) aux nitrites

applicable à des boues de siccité entre 15 et 25%
Le séchage permet également la stabilisation des boues

e) Hygiénisation



Définition

L'hygiénisation est un traitement qui réduit à un niveau non détectable les agents pathogènes présent dans la boue (*Arrêté du 8 janvier 1998* (cf. Législation p 85)). Une boue hygiénisée à des teneurs en salmonelles inférieures à 8 NPP/10gMS, en entérovirus inférieures à 3 NPPUC/10GMS, et en œufs d'*helminthes pathogènes viables ingérieures* à 3/10gMS (cf. L'épandage des boues p 111)

NPP : nombre le plus probable

NPPUC : nombre le plus probable d'Unités Cytopathiques.

Les traitements d'hygiénisation résultent souvent de traitement de stabilisation tels que le chaulage, le compostage ou le séchage thermique.

f) Conditionnement

Le conditionnement a pour objectif de préparer les boues à la déshydratation (cf. ci après). En conséquence, il en est indissociable. Cette opération permet la floculation des boues en cassant la stabilité colloïdale et facilite ainsi l'évacuation de l'eau libre ainsi que la diminution de la résistance spécifique et l'augmentation du coefficient de compressibilité.

L'efficacité du conditionnement est fonction :

- de la concentration en biocolloïdes et biopolymères anioniques,
- de l'alcalinité et du pH,
- du temps de stockage des boues (septicité),
- de l'augmentation de l'âge des boues,
- du mélange des boues entre-elles et entre boue et réactif.

Il existe trois types de conditionnement :

- Minéral
- Organique
- Thermique

Conditionnement organique

Les réactifs organiques sont majoritairement des polymères cationiques, en poudre ou sous forme liquide (réticulé sous la forme de solution à 50% - concentration de matière active de 1 à 2g.l⁻¹ après dilution eau).

Ils sont utilisés notamment pour les tables d'égouttage, les filtres à bandes, les centrifugeuses ou en flottation.

La solution de polymère doit être préparée de manière précise : dispersion de la poudre par trémie d'alimentation dans un bac pour les phases d'hydratation /dissolution, de maturation, et de stockage court (24h)

La dose de traitement de 3 à 15 kg/t MS.

Conditionnement minéral

Les réactifs minéraux sont les sels de fer (chlorure ferrique ou chloro-sulfate de fer) qui permettent la coagulation de la fraction colloïdale (effets charges sels de fer) et

une amélioration de la filtrabilité par précipitation de sels de Calcium.

Le conditionnement minéral est principalement utilisé pour les filtres sous vide, et les filtres presses

Les problèmes du conditionnement sont une certaine augmentation de la masse de boues à évacuer (20 à 40 %) et la difficulté en cas d'incinération des boues (génération de chaux vive). Par contre, la chaux peut augmenter l'intérêt agronomique des boues lors d'épandage sur terrain acide.

La dose de traitement est de 100 à 250 kg/t MS.

Type de boues	FeCl ₃ (% MS)	Ca(OH) ₂ (% MS)
Primaire	2 - 3	10 - 15
Mixte	4 - 6	18 - 25
Stabilisée	6 - 8	25 - 30

Conditionnement des boues

Conditionnement thermique

Les boues sont chauffées de 150 à 300 °C pendant 30 à 60 mn afin de détruire les gels colloïdaux et augmenter les performances de avant déshydratation (40 à 50 % de siccité) sans ajouts de produits chimiques.

En raison des coûts, des odeurs générées, des retours en tête chargés (10 à 25% de DBO5 généré), ce type de conditionnement est moins utilisés.

g) Déshydratation

i Filtre Presse

Le filtre-presse est une technique permettant de séparer un mélange solide-liquide. Le liquide est injecté dans un système constitué de plateaux et cadres, recouvert d'une toile et formant des chambres serrées avec une presse. Le filtre fonctionne sous pression (quelques bars) par injection du liquide chargé sous pression (environ 15 bars). On récupère après filtration d'une boue, conditionnée préalablement au chlorure ferrique et à la chaux (ex : 10% et 30% respectivement), un gâteau avec une siccité voisine de 30%, en fonction de l'hydrodynamique (couche limite au dessus du support filtrant) et des propriétés structurales de la boue. Le filtrat est renvoyé en tête de station pour y être traité. Le système est discontinu et nécessite le débatissage du système pour récupérer les gâteaux. La durée des cycles est de 2 à 4 h. Certains systèmes proposent un débatissage automatique. La consommation énergétique est d'environ 20 à 40 kW/ t MS

La filtration par filtre presse est une filtration en profondeur. Le fluide chargé est injecté sous pression et circule à travers les ouvertures centrales des plateaux tandis que les particules sont arrêtées. Les particules forment alors un second milieu filtrant et les particules nouvellement injectées sont retenues et forment un gâteau dont l'épaisseur et la concentration augmentent à mesure de l'écoulement de la suspension. Un filtrat clair est récupéré après passage à travers les ouvertures des toiles, par des orifices aux extrémités des plaques. Lorsque l'espace entre deux plaques est rempli par les particules, le débit du filtrat devient très faible à nul. Le filtre est colmaté, le vérin maintenant les plaques est desserré et gâteau est évacué (débatissage)

La filtration a pour objectif de séparer un mélange liquide solide par passage à travers un milieu filtrant. Dans le cas d'un filtre presse, il s'agit d'une filtration sous pression réduite où le mélange est soumis d'un côté du filtre à la pression atmosphérique et de l'autre à la pression exercée par la pompe, soit à pression constante, où c'est la vitesse de filtration (débit de filtrat) qui va diminuer du fait de l'épaisseur du gâteau, soit à débit constant où l'on augmentera le débit. La perte de charge au travers du filtre est le paramètre de fonctionnement.

La perte de charge s'exprime par la loi de Darcy

$$\Delta P = \frac{u(e_G + e_s) \cdot \mu}{\text{perméabilité}}$$

avec

u la vitesse du fluide soit le rapport du débit volumique de filtrat sur la section totale S de gâteau,

$$u = \frac{dV/dt}{S}$$

μ la viscosité dynamique du liquide

e_G l'épaisseur du gâteau

e_s l'épaisseur de gâteau équivalent

La perméabilité dépend du diamètre des particules, de leur forme et de la porosité du gâteau ϵ .

La masse de gâteau est donnée par :

$$W.V = \rho_s(1 - \epsilon) \cdot S \cdot e_G$$

avec ρ_s la masse volumique du gâteau.

Le réaménagement des équations aboutit à la relation linéaire entre le rapport du temps sur le volume de filtrat en fonction du volume de filtrat et de déterminer par intégration entre l'instant t et t0 et le volume de filtrat produit, la résistance spécifique du support

$$\frac{e_s}{\text{perméabilité}}$$

et la résistance due au gâteau

$$\frac{1}{\text{perméabilité} \cdot \rho_s \cdot (1 - \epsilon)}$$

$$\frac{dt}{\Delta \cdot P} = \frac{1}{\text{perméabilité} \cdot \rho_s \cdot (1 - \epsilon)} \cdot \frac{\mu \cdot W}{S^2 \cdot \Delta P} \cdot V + \frac{e_s}{\text{perméabilité}} \cdot \frac{\mu}{S \cdot \Delta \cdot P}$$

Le ratio h entre la masse totale de gâteau avec ρ_s et ρ_l les masses volumiques du

solide et de la suspension est

$$h = 1 + \frac{\varepsilon \cdot \rho_i}{(1 - \varepsilon) \cdot \rho_s}$$

Le taux de capture correspond à la quantité de matière dans le filtrat sur la quantité de matière retenue dans le gâteau.

Dimensionnement⁸

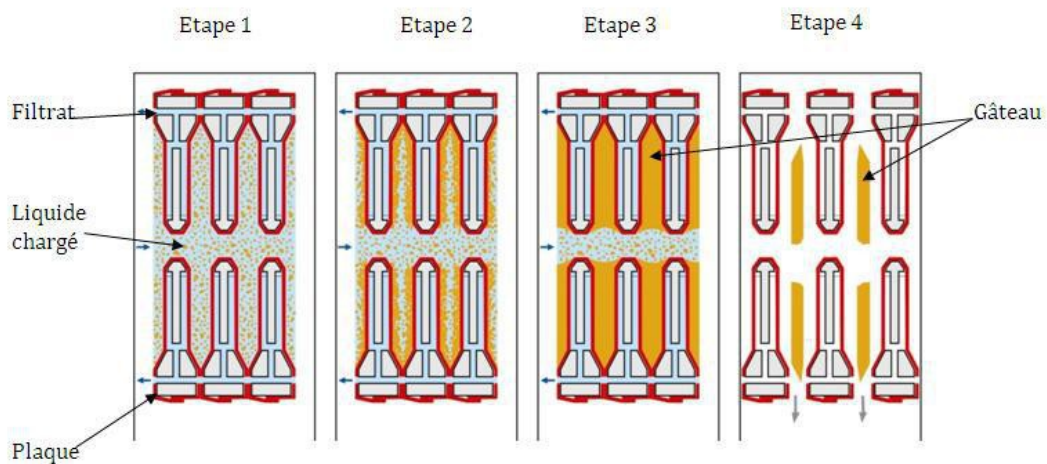


Schéma du Filtre Presse

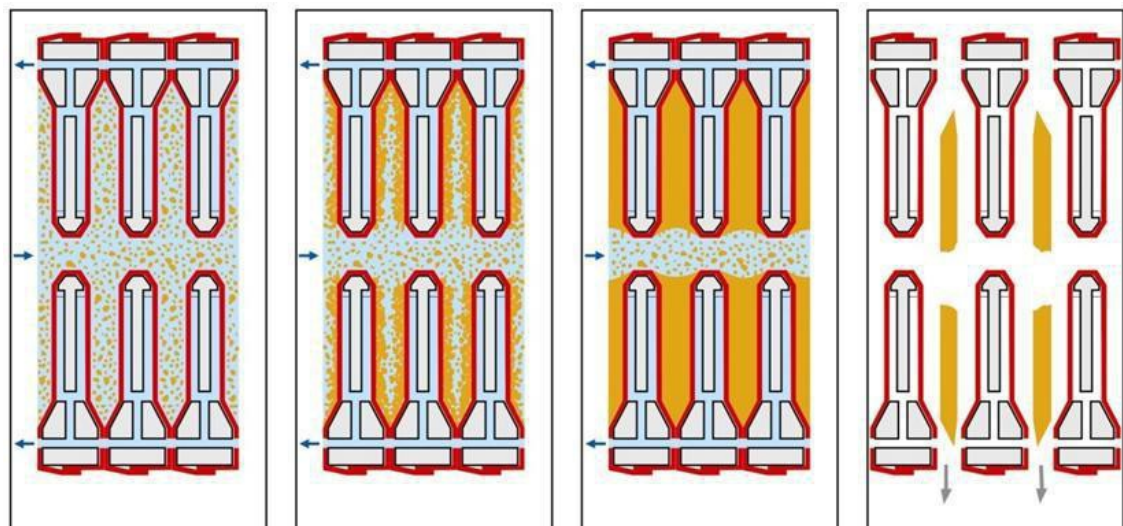


Schéma de fonctionnement d'un filtre presse

8 - http://www.faureequip.com/FILTRES_PRESSE/HTML/dimensionnement.htm#filtre



Filtre Presse de la station de Limoges (87)

ii La centrifugation

La centrifugation est utilisée en épaissement permet d'atteindre des concentrations finales en boue de 50g/L sans polymère et de 60 à 90 g/L avec ajout de polymères (1 à 2 kg/T MS) pour des taux de capture respectivement de 70 à 90 %.

Ceux sont des systèmes énergivores (150 à 300 kW/t MS)



Remarque

Les concentrations obtenues sont trop importantes pour la digestion anaérobie

iii Filtre à bande

Le filtre à bande est une ouvrage conçu pour la déshydratation continue des boues, notamment celles issues de station de petites tailles. Le gâteau obtenu après conditionnement est de l'ordre de 17 à 25-30%, en fonction de la qualité et de la concentration des boues entrantes (notamment le mélange boue primaire et secondaire et leur organicité).

Le filtre à bande est composé d'une toile ou bande de filtration circulant entre différents rouleaux de pressage. L'opération se déroule en plusieurs étapes : floculation des boues, égouttage gravitaire, pré-pressage, pressage avec cisaillement.

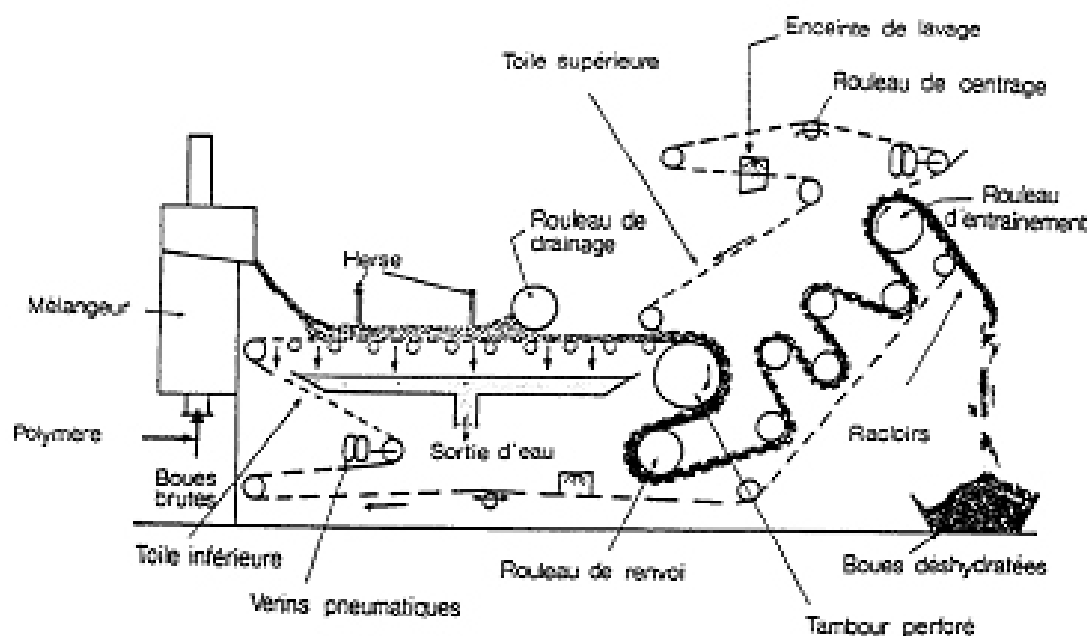


Schéma filtre à bande



Filtre à Bande

Suite au conditionnement (chaux, chlorure ferrique), le mélange est déversé sur la bande d'égouttage ou des bobines permettent une pré filtration et un pré épaissement. L'étape de pressage consiste à prendre cette boue pré-épaissie entre 2 bandes de pressage circulant entre deux rouleaux de grosses tailles puis une série d'une 10aine de rouleaux, compressant et cisailant les boues, et disposés en 2 étages afin d'augmenter la longueur de bande (6m environ). La boue déshydratée est

raclée et évacuée par convoyage. Les bandes sont lavées en continu. Eau extraite et eau de lavage retournent en tête de station. La puissance totale est d'une 10aine de kW.

Nature et origine de la boue	Concentration (g/l)	Capacité (kg MS/m/h)	Siccité (%)	Polymère (kg/ t MS)
Urbaine primaire digérée MV < 50 % MES	60-90	400-700	28-35	1,5-3
Boue mixte % prim. > 65 % MES	50-60	250-500	23-30	3,5-5,5
Boue mixte % prim. = % MES	35-45	150-400	18-26	4 - 6
Mixte dig. anaérobie % prim. = 50 % MES	20-30	120-300	17-24	5 - 6
Boue aération prolongée	18-25	100-150	16-21	4 - 7
Boue physico-chimique	60-80	300-700	26-35	2 - 4

Tableau - Nature et origine de la boue

Dimensionnement

On dimensionne en premier lieu la largeur de la toile

Débit d'alimentation max des boues : 12 m³/h/m linéaire de toile

$$L = \min \{ Q_{alim} \times C_e ; 0,9 \cdot L_{théorique} \}$$

avec L, la charge en kgMS/m.linéaire et par h) et C_e la concentration d'entrée

$$l = \frac{\Phi}{L \cdot t}$$

avec

l : la largeur de bande en m

φ : kgMS/semaine

t : temps d'exploitation en h/semaine

iv Séchage sur lits plantés de roseaux

Principe

L'ouvrage est composé d'un massif filtrant constitué de couches de sable de granulométries différentes reposant sur un radier. Des roseaux de type Phragmites sont plantés dans le massif et le colonisent. Le développement des rhizomes (racines) permet de favoriser le drainage.

Les boues provenant de la filière eau sont épandues à la surface du massif selon une alternance définie de périodes d'alimentation et de repos.

L'eau interstitielle des boues épandues s'écoule le long des rhizomes. En plus de cette évacuation gravitaire, les roseaux vont accélérer la déshydratation des boues via l'évapotranspiration.

La minéralisation de la matière organique (processus similaire au compostage) et la stabilisation résultante permettent une diminution supplémentaire du volume de boues.

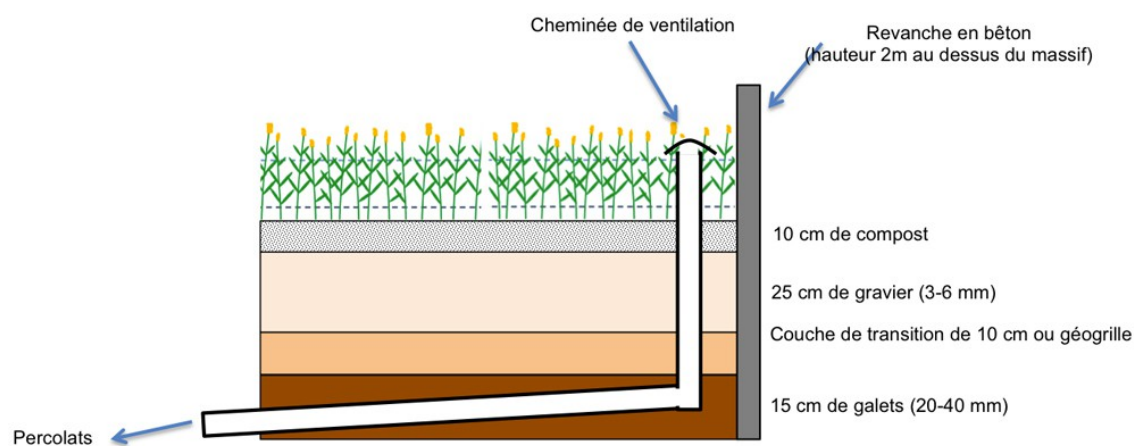
Les lits de séchage plantés doivent être curés généralement tous les 5 ans.



Lit de séchage planté - Station de Vieux-Frerrette (68)

Conception et dimensionnement

La conception d'un lit de séchage planté avec construction en béton est illustrée sur la figure suivante :



Conception d'un lit de séchage planté

La surface globale des lits est calculée sur la base d'un charge surfacique en matières sèches généralement de 150 g MS/m²/j. Il est nécessaire d'avoir au minimum 3 lits fonctionnant en parallèle pour pouvoir assurer les périodes de repos.

v Séchage solaire

Principe

Ce procédé consiste en un ensemble de serres qui, en piégeant le rayonnement solaire, permettent d'augmenter la température des boues et d'en évaporer plus facilement l'eau interstitielle. En hiver, lorsque l'ensoleillement est faible, les serres permettent de stocker les boues à l'abri des événements climatiques (pluie et froid), préjudiciables à leur séchage.

Plusieurs systèmes présents dans les serres permettent d'améliorer le taux d'évaporation :

- la ventilation forcée de la serre à un débit élevé (taux de renouvellement de 10 V.V-1.h-1 minimum) afin de favoriser le transfert de l'eau interstitielle dans l'atmosphère et d'évacuer l'air humide et vicié vers une unité de désodorisation
- le retournement automatisé des boues. Ce qui doit permettre un brassage régulier et uniforme pour renouveler les surfaces d'évaporation, et une aération des boues afin de limiter les réactions de fermentation anaérobie, sources d'importantes nuisances olfactives
- le chauffage de l'air ambiant ou du radier en vue de réduire les surfaces de séchage à mettre en œuvre. Ce type de dispositif n'est généralement proposé que pour les très grandes installations, qui ont la possibilité de recycler les énergies issues d'autres procédés épuratoires comme sources de chauffage de la production de boues.

Conception et dimensionnement

Il n'existe pas de règles générales de conception du procédé. Chaque concepteur dispose de sa technologie.

La serre est constituée en général de parois en matière plastique transparente, ou en verre.

Bien qu'il n'existe pas de règles générales,

on peut retenir que la surface utile de séchage est calculée sur la base de la capacité d'évaporation des boues, de paramètres dépendant essentiellement de la saison et de la localisation géographique. En valeur guide, il peut être retenu une capacité évaporatoire de l'ordre d'une tonne d'eau par mètre carré de serres et par an (580 kg/m²/an dans le Bas-Rhin).

Le calcul de la surface S (m²) fait intervenir la siccité initiale des boues (%) et la siccité désirée (finale, %) (lien vers la définition de la siccité) ainsi que la masse de boues produites hebdomadaire exprimée en kg matières sèches (M_{boues} , kg MS/semaine) :

$$S = M_{\text{boues}} \frac{\frac{52}{\text{Siccité}_{\text{initiale}}/100} - \frac{52}{\text{Siccité}_{\text{finale}}/100}}{\text{Capacité évaporatoire}}$$

Le sol de la serre doit être imperméabilisé, et drainé: en général il s'agit d'une couche de béton ou d'asphalte. La largeur standard des serres, est comprise entre 8 et 13 m.

Les boues sont soit stockées sur de faibles hauteurs, quelques dizaines de centimètres (entre 20 et 50 cm) compatibles avec la taille des retourneurs ou alors disposées en andains.

La hauteur de la serre doit être conçue afin de permettre l'entrée et la circulation aisée d'un chargeur.

Il existe 2 types de serre dont le choix dépend des conditions d'installation et des garanties demandées:

- la serre ouverte où la gestion de l'atmosphère est assurée par convection naturelle ;
- la serre fermée où la gestion de l'atmosphère est le plus souvent gérée par des ventilateurs.

Le retournement automatisé est effectué selon les constructeurs via différentes technologies :

- *robot scarificateur*⁹;
- *retourneur d'andain*¹⁰;
- *système « Ternois »*¹¹;
- *Cochon électrique*¹²;



Serre ouverte de séchage solaire de la station de Brumath (67)

9 - <http://www.degremont.fr/fr/savoir-faire/eaux-municipales/traitement-des-boues/sechage-solaire-heliantis/>

10 - <http://www.veoliawaterst.com/solia/fr/>

11 - <http://www.huber.fr/fr/produits/traitement-des-boues/sechage/huber-secheur-solaire-combine-srt.html>

12 - <http://www.thermo-system.com/produkte/solare-klaerschlammtrocknung/das-elektrische-schwein/verfahrensbeschreibung/>



– Retournement des boues par robot scarificateur

h) Séchage thermique

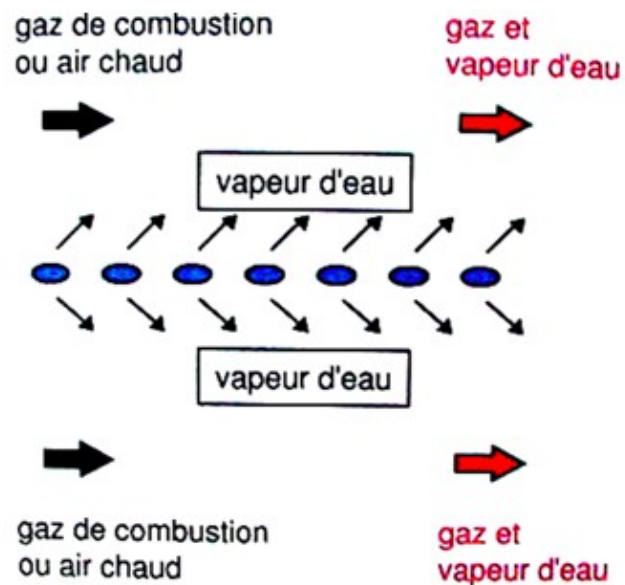
Le séchage thermique est développé pour

- éliminer l'eau interstitielle,
- améliorer la structure des boues
- augmenter la capacité calorifique
- stabiliser et hygiéniser

On obtient par séchage des siccités variant en séchage partielle (désydratation) entre 35 – 45% et de 60 à 90% en séchage poussé.

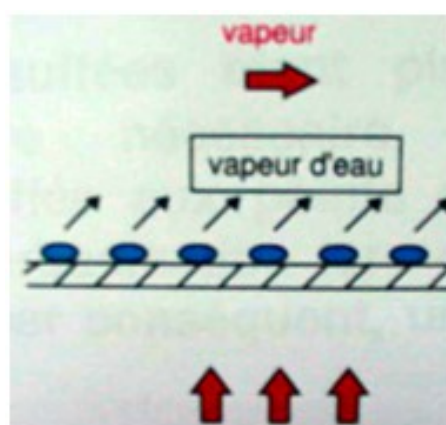
Deux principes de sècheurs sont développer afin de contrôler l'humidité et la viscosité des boues :

le séchage par convection : La boue est directement séchée par le gaz de combustion ou l'air chaud en libérant l'humidité. L'air chaud sert de transport pneumatique à travers le sécheur. La température de séchage < 85 °C



Séchage par convection

le séchage par contact : la boue est indirectement séchée par le gaz de combustion ou l'air chaud (contact avec surface). Le transport de la boue par déplacement «mécanique». La température de séchage > 85 °C (fluide à 200 °C)



Séchage par contact

Le coût énergétique est de l'ordre de 800 à 1200 kWh/T d'eau évaporée. A partir d'une boue à 25 %, il faut 30 kWh/T MS d'électricité pour obtenir une siccité de 35 % (séchage partiel) et de 50 kWh/T MS pour obtenir une siccité de 95 % (séchage total) (www.memoireonline.com¹³/)

	Avantages	Inconvénients
Séchage direct	- technologie simple - bonne granulation - vitesse de séchage	- équipements périphériques - sensibilité aux variations de qualité de boue
Séchage indirect	- équip. périphériques simples - meilleure sécurité d'utilisation - effluent résiduaire gazeux faible	- technique complexe - capacité réduite - vitesse de séchage lente - réglementation spécifique

Avantages inconvénients des modes de séchage

Des mesures de sécurité sont nécessaires lors de la mise en place de sècheurs notamment contre les risques de feu et d'explosion. La concentration en poussière doit être inférieure à 60g/Nm³, la concentration en O₂ inférieure à 12% et la température des granulés inférieure à 100°C.

13 - <http://www.memoireonline.com>

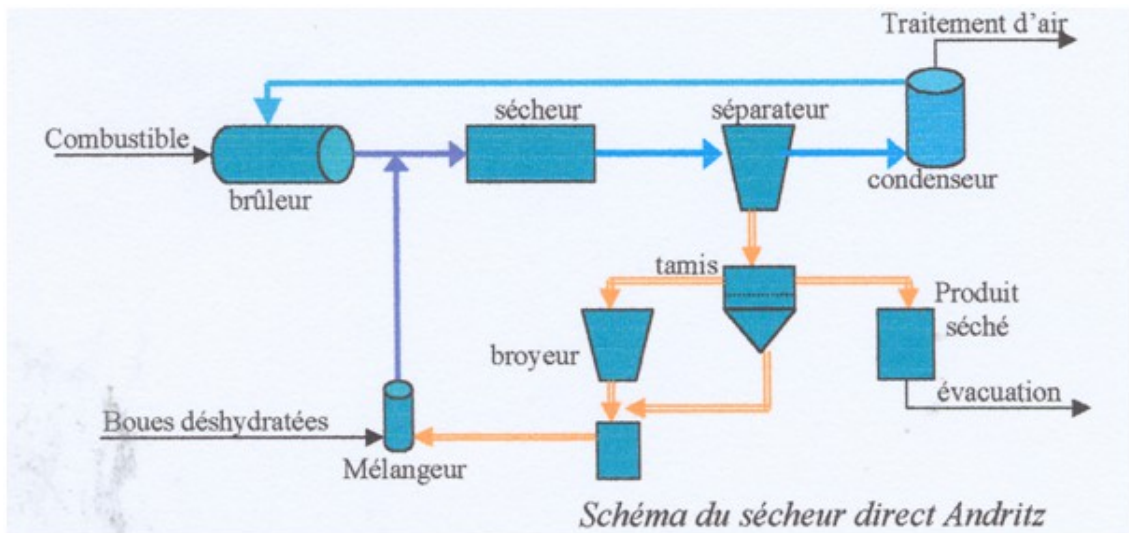


Schéma du sécheur direct Andritz

i) Compostage

i Principes



Définition

Le compostage est un procédé naturel de transformation de la matière organique. Les objectifs sont d'aboutir à une stabilisation, une hygiénisation et une réduction du volume.

Le processus de compostage résulte de deux phénomènes successifs. Le premier est une dégradation aérobie intense souvent appelée, par abus de langage, phase de fermentation. Il s'agit essentiellement de la décomposition de la matière organique fraîche sous l'action de bactéries. La respiration de ces dernières provoque une augmentation de température jusqu'à 50 à 70°C.

Le deuxième phénomène consiste en une dégradation moins soutenue. Ce phénomène de maturation, qui se passe à température plus basse (35 à 45°C)

conduit à la formation de composés humiques.



Compost

ii Technologies

1ère phase : mélange

En raison de leur composition (richesse en azote notamment), les boues ne peuvent

être compostées seules. Il est nécessaire de les mélanger avec des co-produits. Ces co-produits seront une source de carbone et joueront le rôle d'agent structurant afin de créer des conditions favorables à la circulation de l'air. Ces co-produits sont par exemple de la paille, des déchets verts, des écorces, de la sciure...

2ème phase : dégradation aérobie, « fermentation »

Le mélange boues/co-produit est alors disposé sous forme de tas de forme triangulaire appelés « andains ». Ce mélange doit être aéré afin de favoriser le développement de microorganismes aérobies qui vont dégrader la matière organique. L'aération est assurée soit par aspiration de l'air au travers du mélange (aération forcée), soit par retournement, soit par les deux simultanément. Le métabolisme des microorganismes provoque une montée en température (jusqu'à 70°C) favorisant l'hygiénisation du compost (destruction des germes pathogènes) ainsi qu'une diminution de volume par évaporation d'eau.

3ème phase : maturation

Lorsque la quantité de matière facilement utilisable par les microorganismes diminue, la biosynthèse de composés humiques devient prédominante. On parle alors de la phase de maturation qui peut durer plusieurs mois.

4ème étape : criblage

Après la maturation, le compost est prêt pour être évacué. Il peut être éventuellement criblé pour éliminer les particules les plus grossières.

Devenir du compost

Le compost issu des boues d'épuration peut selon les cas être considéré comme déchet ou produit.

Par défaut, il est considéré comme déchet. La réglementation s'y appliquant est donc la même que celle concernant les boues initiales. Il doit le cas échéant obéir à un plan d'épandage et donner toutes les garanties pour sa traçabilité.

Sous réserve d'une homologation ou d'une normalisation (norme NF U 44-095) obéissant à des critères très stricts concernant la qualité agronomique et les concentrations en polluants, le compost devient un produit, permettant une diversification des débouchés.

Photos : site de compostage – Station d'épuration du Rosenmeer (67)



site de compostage – Station d'épuration du Rosenmeer (67)



Station de compostage

j) Evacuation

i L'épandage des boues

Une des voies d'élimination des boues produites lors du traitement biologique des eaux (estimées à environ 1,3 MT (MS) est leur valorisation agricole par épandage sur terre agricole. Le retour aux sols représente, selon les années, entre 57 % et 73 % des boues produites dont environ 30% pour les boues pâteuses chaulées et 2% des déchets épandus en agriculture, les boues compostées ne représentant que quelques %, pour une surface d'environ 240 000 ha, soit 0,8 % de la SAU française soit un taux moyen d'apport de boues à l'hectare de 2,5 T MS/ha/an (limité à 30 tonnes de MS/ha pour une période de 10 ans par la réglementation ^{réglementation} ).

Les travaux, évolutions ou ajustements en cours actuellement concernant cette problématique sont notamment la mise en place du fonds de garantie des risques liés à l'épandage agricole des boues d'épuration urbaines ou industrielles prévu par la dernière loi sur l'eau (rapport DGALN)

L'intérêt de l'épandage est de restituer aux sols des éléments nutritifs constitutifs des boues d'épuration. La teneur en élément nutritif est proche d'un lisier de porc pauvre en K pour les boues liquides et équivalent à un engrais organo-minéral pour une boue sèche. Les boues des stations d'épuration sont constituées d'une fraction minérale (argiles, carbonates, silicates, phosphates...) et d'une fraction organique provenant des débris organiques, de la biomasse morte et de ses résidus. Sa minéralisation a augmenté proportionnellement le taux de nutriment et, la disponibilité du phosphore, de l'azote, et du taux de matière organique des boues est conditionnée par le procédé de traitement utilisé dans la station.

La teneur en azote varie entre 4 et 6%, sous forme organique ou minérale.

La teneur en phosphore varie de 3 à 6 % de P₂O₅. Et environ quatre fois plus lorsque il y a déphosphatation sur la file eau.

Composition des boues (cf. Composition en nutriment des boues (données de l'ADEME) p 128) (données ADEME)

Les caractéristiques agronomiques et environnementales de chacune des cultures permettent de définir un type de boue conseillée

Cultures	Avant le semis	Sur culture en place
Céréales d'hiver (blé, orge)	Boue compostée	Boue liquide fin hiver
Cultures de printemps (maïs, sorgho, tournesol, pomme de terre)	Tous les types de boues	Boues liquide en localisation
Colza d'hiver semé tôt	Tous les types de boues	Boues liquide en localisation
Prairies	Tous les types de boues	Boue liquide ou composté
Légumineuses (pois, soja...)	Apport déconseillé	Apport déconseillé

Type de boue en fonction de la culture (données de l'ADEME)

Selon les filières de traitement, la valeur agronomique des boues peut agir soit par concentration des éléments fertilisants ou par apport direct de matière ou d'éléments.

- la déshydratation augmente la richesse en éléments par tonne ; la déshydratation mécanique réduit les erreurs en éléments solubles (K, NH₄) et concentre les éléments non solubles (P, N organique)
- la digestion anaérobie modifie les formes de l'azote et le rend plus assimilable.

S'il y a déshydratation postérieure, la teneur finale en N est moins biodisponible

- le chaulage permet un amendement basique
- le compostage, mélangé à un autre déchet vert, permet un amendement organique.
- le compostage modifie

Cependant les boues sont susceptibles d'accumuler des éléments traces métalliques (cf. Teneur en éléments traces (données de l'ADEME) p 128) (cf. REGLEMENTATION), notamment du cuivre et du zinc, ainsi que des organismes pathogènes et des oeufs de parasites ou des kystes de protozoaires (cf. Charge en microorganismes (données de l'ADEME) p 128).

Dimensionnement

La quantité de boue potentiellement à épandre est fonction de la qualité des boues, de sa localisation de production, de la culture et de la qualité des sols. On choisira la dose minimale satisfaisant les besoins d'un élément.

Quantité de boue (m³/ha) = min (besoins(ET)/MS.(%ET/boue).(%biodisponibilité))

EH	TMS/an	Ha	Km
5000	90	30 à 60	Local
20000	360	120 à 250	10 à 15
50000	900	300 à 2000	20 à 25
150000	2700	900 à 2000	35 à 45

Quantité de boue et distance par rapport au lieu de production

ii Exercice

Exercice sur l'épandage

Calculez la quantité de matière sèche à apporter et la fumure minérale en complément.

Besoins totaux en fertilisant	
N (après prise en compte des reliquats)	180 kg/ha
P	90 kg/ha (P205)
Potasse	60 kg/ha (K2O)
Teneur dans la boue à 6%	
N	7% MS et biodisponibilité 40%
P	5,8% MS et biodisponibilité 70%
Potasse	0,9% MS et biodisponibilité 100%

Données d'épuration sur un maïs grain irrigué produisant 90 q/a (ADEME)

iii Incinération



Définition : L'incinération

L'incinération est une oxydation poussée haute température de la matière organique volatile en un mélange gazeux (CO₂ + H₂O + AOx + COx + SOx) et en eau. La

matière minérale peut faire l'objet d'une oxydation mais reste minérale (cendres).

La faculté d'incinération des boues est fonction de leur teneur en matière organique, et de leur siccité, caractéristiques qui déterminent la valeur du Pouvoir Calorifique Inférieur ou PCI★ et influent sur le traitement des boues en aval (déshydratation poussée).

Incinération spécifique

Les conditions d'incinération des boues sont :

- Température :
 - bonne combustion des MV et éviter formation de composés réduits il faut au minimum 800°C**REGLEMENTATION : 850°C**
- Oxygène :
 - Conséquence sur la quantité de cendres : peu d'O₂ - pyrolyse - partie réduite - carbone fixé.
 - lié à la technologie :

2% combustion type gaz-gaz et fonction du mélange ;

12 % combustion solide dispersé dans air (augmentation qté O₂)

REGLEMENTATION : 6% en volume

- Temps contact (exprimé sur les fumées) : **REGLEMENTATION : 3 secondes**

Les boues sont généralement incinérées dans des fours à lit fluidisé, enceinte verticale fermée contenant un lit de sable chaud (750-850°C) maintenu en suspension par un courant d'air ascendant (1-2 m/s) injecté au travers d'une grille de répartition. Les boues sont injectées dans le lit (vis ou pompe gavageuse) ou introduite en tête. La production de cendres volantes est rejetée avec les gaz et incinérée en post combustion. L'autocombustibilité des boues est atteinte à 40% MS . Elle peut nécessiter un combustible d'appoint.



Définition : Autocombustibilité

Atteinte lorsque la chaleur dégagée par la combustion est suffisante pour maintenir le gaz de combustion à 850 - 900°C

Ce procédé à l'avantage d'être un four statique sans partie mobile, de permettre une désodorisation totale des fumées.

Ce procédé est plus adapté aux stations à partir de 150 000 EH

Four à lit de sable fluidisé

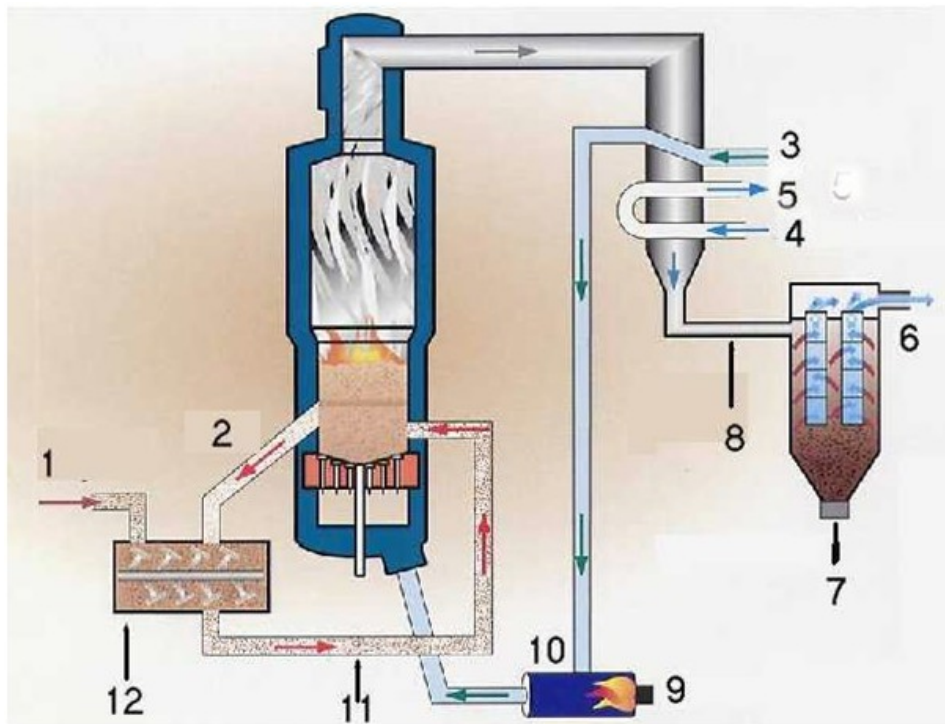


Figure incinération

- 1 - Boues déshydratées
- 2 - Sable
- 3 - Air de fluidisation
- 4 - Air de refroidissement
- 5 - Sortie air de refroidissement
- 6 - Sortie atmosphère
- 7 - Sortie des cendres
- 8 - Chaux ou Bicarbonate
- 9 - Combustible
- 10 - Air de préchauffage
- 11 - Sable et boues
- 12 - Mélangeur

Aqualingua¹⁴ (2003) - Source OTV

Co-incinération avec les ordures ménagères

Sur une installation existante, le rapport massique boues brutes / ordures ménagères est compris entre 10 et 20 % (Foyers à grille, à rouleaux ou oscillants).

Dans le cas de boues pâteuses (jusqu'à 35 % de siccité), la quantité de boues dépend de la quantité d'excès d'air disponible (si l'on souhaite maintenir la capacité thermique du four).

Ce procédé est plus adapté aux stations entre 50000 et 300000 EH

- PCI OM 1800 - 2000 kcal/kg : pas d'apport d'énergie
- Boue pâteuse (15 - 40% - MO 40%) : injecteur proportion : 15 à 20 % boue brute

14 - <http://scripts.oieau.fr/aqualingua/index.php3>

- Boue séchée (65% à >) : projection de poudre fluidisée ou en mélange proportion : 5 à 8 %
- Les résidus minéraux doivent être dans les mâchefers et le taux d'imbrûlés < 5%
 - Injection par extrusion (boudin de 20 mm)
 - Injection par pulvérisation

Les mâchefers (Base du four), qui sont la fraction imcombustible (verre, ferraille, inertes) produit lors de l'incinération des ordures ménagères peuvent être valorisés en routier ou considérés comme des déchets ultimes.

2 techniques sont possibles :

- un mélange préalable avec les ordures ménagères (siccité de 15 à 25%), valable pour de petites stations, sans solution alternative
- l'injection de boues pâteuses directement dans le four d'incinération (siccité de 20 à 40%) Le mélange est entre 10 et 20 % du tonnage d'OM incinéré en fonction de la siccité et de la teneur en matière organique des boues). La température de four est de 850°C.

Avantages	Inconvénients
- Encombrement réduit - Adaptatif - Fonctionnement simple et automatisé - Injection simple et maîtrisée - Application à tout type de boue	- Resitution en concentration des métaux lourds dans les cendres - Traitement des cendres (vitrification, solidification, CET) ==> coût - Traitement des fumées (hydrocyclones, électrofiltres, laveurs humides) ==> coût - Coût d'exploitation et d'investissement

Avantages /Inconvénients

Visitez la station d'épuration de limoges



A. Diaporama

**B. Présentation du synoptique du prétraitement à
Limoges (PartI)**

**C. Présentation du synoptique du prétraitement à
Limoges (PartII)**

D. Visite Virtuelle

Modéliser et Simuler votre STEP

A. Tutoriel

La page web correspondante présente un tableau avec 5 colonnes correspondant chacune à des durées successives de simulation avec des paramètres donnés.

Pour chaque période, vous devez entrer les paramètres suivants :

- Durée de la période en jours
- Débit d'alimentation en eaux usées en m³/j
- Concentrations en polluants : DCO, DBO₅, MES et NTK en mg/L
- Taux de recirculation des boues du clarificateur vers le bassin d'aération en %
- Débit d'extraction/de soutirage des boues en excès depuis le fond du clarificateur
- Volume du bassin d'aération
- Coefficient de transfert d'oxygène en j⁻¹

La configuration qui est modélisée est la suivante :

- 1 réacteur biologique aéré considéré parfaitement agité
- 1 clarificateur supposé assurer une séparation parfaite des fractions dissoute et particulaire à l'exception d'une fraction non décantable de particules

Pour chaque exercice, vous devrez configurer au minimum une période de début d'une durée d'au moins 70 jours et vous assurez d'avoir atteint à l'issue de cette période le régime dit permanent (plus aucune variation des concentrations en sortie et dans le réacteur). A partir de ce régime permanent, vous pourrez alors définir des variations des paramètres opératoires pour les 4 périodes restantes.

B. Outil de simulation

Dans cet exercice, vous utiliserez un outil de simulation dynamique du fonctionnement du procédé à boues activées. Celui-ci est fondé sur les équations du modèle ASM1 (Activated Sludge Model #1, Henze et al. 1987).

Tutoriel (cf. Tutoriel p 119)

*Outil de modélisation*¹⁵

Exercices (cf. Exercices p 120)

C. Exercices

Exercice 1

Vérifier que le dimensionnement et les paramètres opératoires que vous avez calculé ou ceux proposés par défaut par l'outil permettent de répondre aux objectifs en termes d'abattement de la pollution. Dans ce dernier cas, laisser toutes les valeurs par défaut sauf la durée de la période 1 à définir à 70 jours.

Les concentrations en sortie en espèces azotées, pollution carbonée, MES pour les derniers jours de simulations sont-elles conformes aux objectifs définis ?

Si oui, passer à l'exercice suivant sinon revoir le volume du réacteur, le coefficient de transfert d'oxygène, les débits de recirculation et d'extraction

Exercice 2

En laissant la période 1 identique à l'exercice précédent, augmenter le débit d'extraction (multiplication par 5 par exemple) à la période 2 pendant quelques jours avant de revenir à la valeur initiale durant une durée équivalente pour les périodes 3, 4 et 5.

Commenter l'évolution des concentrations de sortie (notamment les espèces azotées). Mettre en regard des concentrations en biomasse et en boues dans le réacteur.

Corrigé : l'augmentation du débit d'extraction implique un soutirage plus important de la biomasse du système et donc un âge de boues plus faible. On observe ainsi une diminution de la concentration en biomasse dans le réacteur. Lorsque l'âge de boues devient trop bas, la croissance des microorganismes ne parvient plus à contrebalancer la perte de biomasse via l'extraction et on observe un lessivage de la biomasse. Les premières populations touchées sont les autotrophes (bactéries nitrifiantes) dont la croissance est très lente : la perte de nitrification engendrée entraîne un abattement de l'azote ammoniacal décroissant voire nul.

Exercice 3

Revenir aux paramètres initiaux concernant le débit d'extraction.

En laissant la période 1 identique à l'exercice précédent, diminuer le coefficient de transfert d'oxygène (mettre une valeur de 50 j⁻¹ par exemple) à la période 2 pendant quelques jours avant de revenir à la valeur initiale durant une durée équivalente pour les périodes 3, 4 et 5.

Commenter l'évolution des concentrations de sortie (notamment les espèces azotées) et en biomasse. Mettre en regard de la concentration en oxygène dans le réacteur.

Corrigé : le coefficient de transfert exprime la capacité d'oxygénation du réacteur biologique. Lorsqu'il est trop faible, l'apport d'oxygène devient insuffisant au regard de la demande en oxygène nécessaire à la dégradation de la pollution carbonée et à la nitrification. Ce sont les bactéries autotrophes (nitrifiantes) qui sont les plus sensibles à la diminution de la concentration en oxygène.

15 - <http://www-imfs.u-strasbg.fr:8008>



A. Les Paramètres de pollution (2)

Lors d'un bilan 24h (prélèvement des effluents d'entrée et de sortie pendant 24h), les résultats d'analyses obtenus sont donnés dans le tableau ci-dessous.

1. Déterminer les concentrations en NGL en entrée et en sortie
2. Les eaux usées brutes ont-elles les caractéristiques d'eaux usées urbaines ?
3. Les eaux usées brutes sont-elles biodégradables ?
4. La station respecte t'elle la réglementation ?
5. Déterminer les charges massiques et volumiques de l'installation lors de ce bilan.

(Enoncé de V.DELUCHAT - Cnam 2007)

	Entrée	Sortie
Débit (m ³ /j)	41 500	41 400
Débit pointe (m ³ /h)	3 800	
	concentration (mg/L)	concentration (mg/L)
DBO ₅	310	10
DCO	590	75
MES	430	20
NGL		
NTK	45	4,8
NO ₃ ⁻	19	7
NO ₂ ⁻	0,5	0,7
PT	11,9	0,6

Tableau des prélèvements des effluents d'entrée et de sortie pendant 24H

B. Les paramètres de pollution

1. Quelle charge de pollution correspond à 285 000 EH
2. Quels dispositifs d'autosurveillance devront est mis en place sur la station de traitement des eaux usées qui traite cette pollution ?
3. Quelles normes de rejet cette installation devra-t-elle respecter, sachant que le rejet s'effectue en zone sensible ? Quelle sera la fréquence des contrôles

pour chaque paramètre ? Quel sera le nombre de non-conformités tolérées, pour chaque paramètre ?
(Enoncé de V.DELUCHAT - Cnam 2007)

C. Exercice

Exercice sur l'épandage

Calculez la quantité de matière sèche à apporter et la fumure minérale en complément.

Besoins totaux en fertilisant	
N (après prise en compte des reliquats)	180 kg/ha
P	90 kg/ha (P205)
Potasse	60 kg/ha (K2O)
Teneur dans la boue à 6%	
N	7% MS et biodisponibilité 40%
P	5,8% MS et biodisponibilité 70%
Potasse	0,9% MS et biodisponibilité 100%

Données d'épuration sur un maïs grain irrigué produisant 90 q/a (ADEME)

D. Calcul de la concentration MES et le % de MVS

A partir des données ci-dessous calculer la concentration en MES et le % de MVS des boues (1), puis le % de MVS et la siccité des boues (2) et (3). Au vu de ces résultats d'analyse, indiquer quelle peut être l'origine de ces boues.

Boues	Capsule vide	Masse capsule + boues humides	Masse après séchage à 105°C	Masse après calcination à 550°C
(1) – 100mL	0,9969		1,7737	1,2615
(2)	0,9875	55,6587	13,9876	5,4196
(3)	0,9918	59,876	17,7895	7,9979

Tableau avec valeurs MES et MVS

E. Exercice

A l'aide de la vidéo, tracer la courbe de décantation pour trouver les valeurs correspondantes aux courbes théoriques vues ci-dessus.

F. Paramètres d'exploitation d'une station d'épuration

La Charge Massique Charge Massique 

$$C_m = \frac{Qx[DBO_5]}{Vx[MVS]}$$

avec Q : débit (m³/J), V : Volume du bassin d'aération (m³).

La Charge Volumique La Charge Volumique ↕

$$C_v = \frac{Qx[DBO_5]}{V}$$

L'indice de Molhmann L'indice de Molhmann ↕

$$I_m = \frac{V}{M}$$

Temps de séjour (h). Temps de séjour (h) ↕

$$T_s = \frac{V}{Q}$$

Le temps de séjour moyen peut être obtenu par le calcul du moment d'ordre 1 de la distribution des temps de séjour.

Âges des boues (jour). Âges des boues (jour) ↕

$$A = \frac{[MVS]_{PrésenteBA} \times V}{[MVS]_{Produite}} = \frac{[MVS]_{PrésenteBA} \times V}{[MVS]_{Recirculée} \times Q_p} = \frac{1}{\mu_{app}}$$

La consommation d'O₂ La consommation d'O₂ (OUR : oxygen Uptake Rate) ↕ (OUR : oxygen Uptake Rate)

$$OUR = a.L_e + b[MVS].V$$

La vitesse ascensionnelle La vitesse ascensionnelle ↕

$$v_{asc} = \frac{Q}{S}$$

La vitesse d'autocurage est de 1m.h et de lessivage de 2,5m/h en lit bactérien

G. Calcul de la surface d'un Décanteur

Méthode Graphique (cf. Méthode Graphique)

Méthode des Flux (cf. Méthode des Flux)

H. Mesure du KLA

Le coefficient de transfert peut être mesuré en eau claire ou en boues.

- *mesure en eau claire* (cf. Méthode en eau claire)

- *mesure en boues* (cf. Méthode dynamique en boues)

I. Bibliographie

Webographique

ADEME [ADEME]

Bibliographique

ADEME [ADEME]

Eckenfelder W.W [Eckenfelder W.W.]

Edeline F. [Edeline F.]

Metclaf & Eddy WASTEWATER [METCLAF & EDDY]

DEGREMONT [DEGREMONT]

Droste R.L [Droste R. L.]

Bourrier R. [Bourrier R., Satin M. Selmi B]

Ressources annexes

- Les différentes performances

	Paramètre	Concentration maximale	Charge brute de pollution organique ¹ reçue en kg par jour :	Rendement minimum
Zone non sensible	DBO ₅	25 mg/l	120 à 600 > 600	70 % 80 %
	DCO	125 mg/l	Toutes charges	75 %
	MES	35 mg/l (*)	Toutes charges	90 %
Zone sensible à l'azote	NGL	15 mg/l 10 mg/l	600 à 6 000 > 6 000	70 %
Zone sensible au phosphore	PT	2 mg/l 1 mg/l	600 à 6 000 > 6 000	80 %

- Les seuils de tolérance

Paramètre	Concentration maximale
DBO ₅	50 mg.L ⁻¹
DCO	250 mg.L ⁻¹
MES	85 mg.L ⁻¹

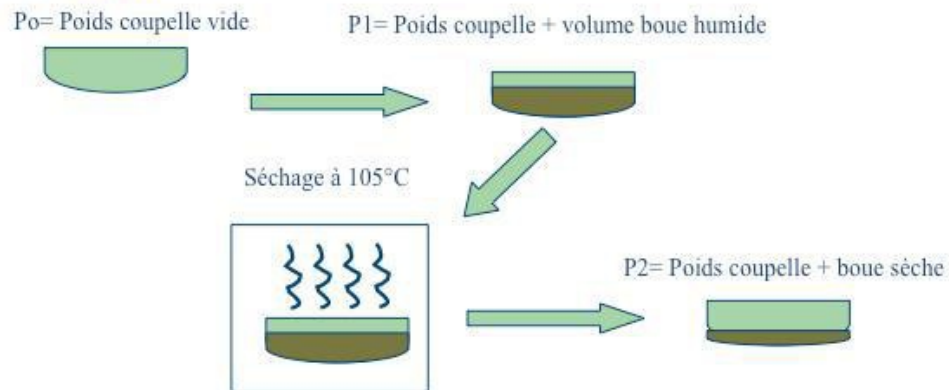
- Nouvelles Performances

Paramètre	Concentration maximale	Rendement minimum
DBO ₅	35 mg.L ⁻¹	60%
DCO		60%
MES		50%

Pour les lagunages, les mesures sont effectués sur la DCO, échantillons non filtrés.

- Évaluation de la siccité

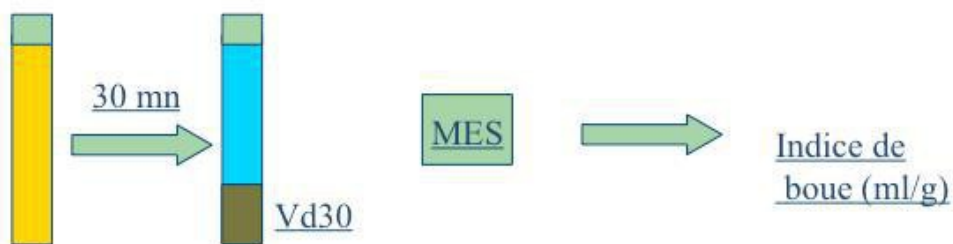
✓ **Siccité :**



$$Siccité = \frac{P_2 - P_0}{P_1 - P_0}$$

- **Indice de Boue et de Mohlman**

✓ **Indice de boue :**

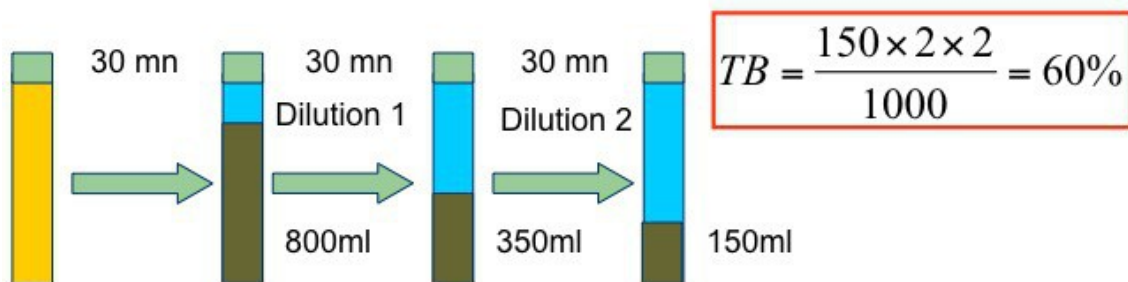
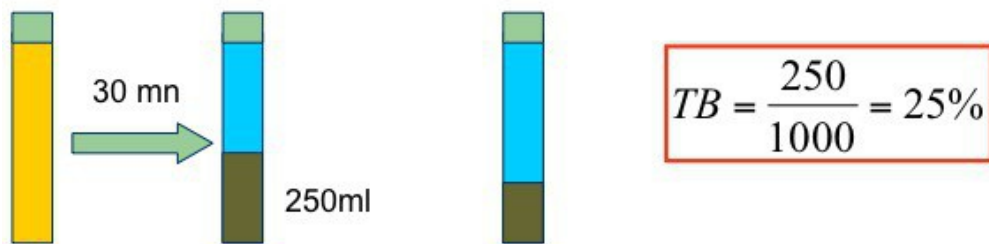


✓ **Indice de mohlman:**

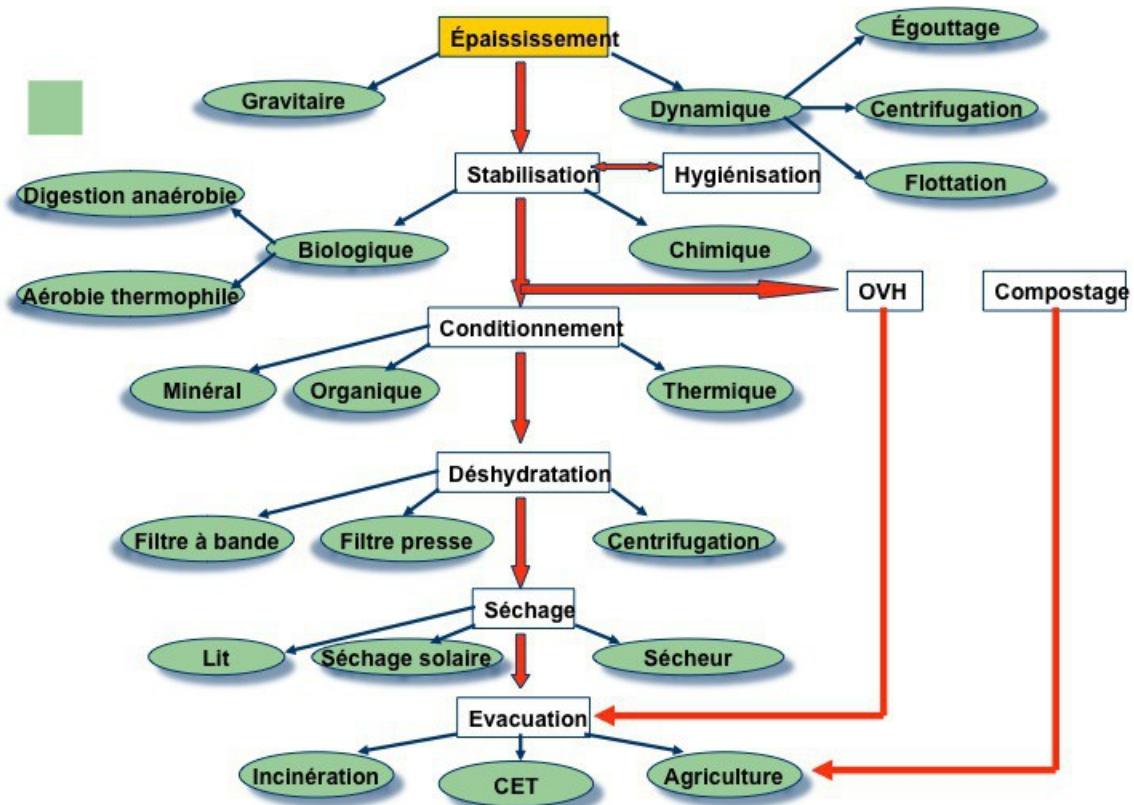
$$IM = \frac{Vd30(ml / L)}{MES(g / L)}$$

- **Taux de Boue**

✓ Taux de boue :



- Différentes étapes du traitement des boues



- Composition en nitriment des boues (données de l'ADEME)

Boue →	Liquide	Pâteuse	Sèche	Chaulée	Compostée
Matière sèche (siccité)	2 à 7	16 à 22	90 à 95	25 à 40	40 à 60
Matière organique (% MS)	65 à 70	50 à 70	50 à 70	30 à 50	80 à 90
Matière minérale (% MS)	30 à 35	30 à 50	30 à 50	50 à 70	10 à 20
pH	6,5 à 7	7 à 8	6 à 8	9 à 12	6 à 7
Azote KgN/T	2 à 4	8 à 12	30 à 50	6 à 9	5 à 9
Potasse kgK ₂ O/T	0,9	0,8	5	1	1 à 2
Magnésie (kgMgO/T)	0,5	1 à 2	5	1 à 2	1 à 2
Chaux kg CaO(T)	1 à 3	5 à 15	40 à 60	60 à 90	10 à 30
Carbone azote (C/N)	4 à 5	5 à 6	4 à 6	8 à 11	15
Apport	50 à 70 m ³ /ha tous les ans ou tous les 2 ans	15 à 25 tonnes/ha tous les 2, 3, 4 ans	2 à 4 T/ha tous les ans ou tous les 2, 3 ans	20 à 30 tonnes/ha tous les 3, 4 ans	15 à 25 tonnes/ha tous les 2, ou 4 ans

- Teneur en éléments traces (données de l'ADEME)

ET considéré	Teneur moyenne (g/T MS)	Valeur limite (g/TMS)	% de la valeur limite
Cadmium	2,5	10	25
Chrome	50	1000	5
Cuivre	330	1000	33
Mercure	2,3	10	23
Nickel	40	200	20
Plomb	90	800	11
Sélénium	10	/	/
zinc	800	3000	2,7

- Charge en microorganismes (données de l'ADEME)

Œufs d'helminthes	Boues primaires	10^3 - 10^4 /kg
	Boues digérées	10^2 - 10^3 /kg
	Boues semi-déshydratées	10^1 - 10^3 /kg
Kystes de protozoaires (gardia)	Boues primaires	$7.7 \cdot 10^3$ - 3.10^6 /kg
	Boues digérées	3.10^4 - 1.10^3 /kg
	Boues déshydratées	7.10^1 - 10^2 /kg
Entérovirus	Boues primaires	Nd - 10^3 NPPUC/10g
	Boues activées	Nd - 270 NPPUC/10g
	Boues épaissies	Nd - 72NPPUC/10g
Bactéries Salmonelles	Boues primaires	10^2 - 10^3 /g
	Boues secondaires	9.10^2 /g
Coliformes fécaux	Boues primaires	10^7 - 10^8 /g
	Boues secondaires	10^6 /g
	Boues digérées	10^2 - 10^6 /g



Solution des exercices

> Solution n°1 (exercice p. 20)

☒	Représentent les matières volatiles particulières
☒	Représentent la biomasse épuratoire
☒	Représentent la fraction organique des boues
☐	Représentent les matières vivantes du substrat

> Solution n°2 (exercice p. 26)

☐	La demande biologique en oxygène sur 5 jours
☒	La demande biochimique en oxygène sur 5 jours
☐	La demande biologique en oxydant sur 5 jours
☐	La demande biochimique en oxydant sur 5 jours



Glossaire

Autres Codes

Code de l'environnement Art. R.211-1 à R.218-15 - « Eau et milieux aquatiques »
Art. L.210-1 à L.216-14 - Art L.431-1 à L.436-17 (pêche)

Code de la santé publique Art. L.1331-1 à 1331-31 - « Salubrité des immeubles »
Art. R.1337-1

Code général des collectivités territoriales Art. L.2224-7 à L.2224-1-5 - « Services
d'assainissement » Art. R.2224-6 à R.2224-17

Code civil : servitudes d'écoulement et de passage

Code de l'urbanisme

Code de la construction et de l'habitation

Arrêté du 19 juillet 1960 "Raccordement des immeubles aux égouts

Autres lois

Le Décret n° 2009-550 du 18 mai 2009 relatif à l'indemnisation des risques liés à l'épandage des boues d'épuration urbaines ou industrielles. Ce fonds de garantie est destiné à indemniser les exploitants agricoles en cas de problème suite à un épandage de boues de stations d'épuration sur leurs parcelles. Ce fonds ne s'applique pas à l'épandage de tout autre « produit » (compost de boues par exemple) qui n'ait pas le statut « déchet »

La Loi n° 92-646 du 13/07/92 est relative à l'élimination des déchets ainsi qu'aux ICPE (art. L 541- 24 du CE) et intègre l'élimination des boues par enfouissement : seuls les déchets ultimes sont admis en Centre d'Enfouissement Technique (CET) de classe II depuis le 01/07/2000 tandis que l'Arrêté du 09/09/97 modifié le 19/01/06 relatif aux installations de stockage de déchets non dangereux : catégorie D. autorisé les boues à l'enfouissement en CET de classe II si elles contiennent au moins 30 % de matière sèche.

Les boues incinérées sont gérées par l'arrêté du 20/09/02 relatif aux installations d'incinération et de co-incinération de déchets non dangereux et l'Art. R 511-9 du CE : nomenclature des installations classées rubrique 322-B-4.

L'arrêté du 07/01/02 est applicable aux installations de compostage selon les prescriptions générales applicables aux installations classées soumises à déclaration sous la rubrique n°2170 « engrais et supports de culture (fabrication des) à partir de matières organiques » et mettant en œuvre un procédé de transformation biologique aérobie des matières organiques (n°2170-1 autorisation, n°2170-2 déclaration). Les installations de compostage ou de stabilisation biologique aérobie soumises à autorisation en application du titre Ier du livre V du CE doivent satisfaire aux règles techniques stipulées dans l'arrêté du 22 avril 2008. L'arrêté du 18/03/04 sur les amendements organiques rendant obligatoire la norme NF U 44-095 sur les composts contenant des matières d'intérêt agronomique issues du traitement des eaux (Miate) a été adoptée en mai 2002.

Décret du 8 décembre 1997

...et imposent une étude préalable (bilan quantitatif et qualitatif des boues, analyse de leur apport en fertilisant, résultats de l'analyse de sols, bilan de fumure, conseils), un plan d'épandage (< 3 kg MS/ m² sur une période de 10 ans), renforcent les exigences en terme de micropolluants, exigent la traçabilité des boues, les durée de stockage (entreposage dans des ouvrages, dépôts temporaire sur parcelles), la définition d'une alternative à l'épandage et l'hygiénisation des boues et l'autosurveillance et la surveillance des épandages (registre, surveillance par un tiers, contrôle de l'administration : déclaration (3 à 800 t MS) ou autorisation (>800 tMS)).

Elle définit les boues comme un déchet (règlementation déchet) et sont réglementées par les textes suivants : Loi du 15/07/75 modifiée par la loi du 13/07/92 (art. L 541-1 à L 541-50 du CE) relative à l'élimination des déchets et à la récupération des matériaux, Décret n° 2002-540 du 18/04/02 (art. R 541-7 à R 541-11 du CE) relatif à la classification des déchets : au code 19 08 05 figurent les boues provenant du traitement des eaux usées urbaines. Art. L 2224-8 du CGCT : l'élimination des boues produites dans les stations d'épuration des eaux usées domestiques fait partie des missions du service public d'assainissement et relève de la responsabilité des communes. Art. L 1331-10 du CSP : les communes autorisent ou non le déversement des eaux industrielles dans les réseaux publics, en principe interdit. Loi de programmation relative à la mise en œuvre du Grenelle de l'environnement, dite Grenelle 1, du 23/07/09. Selon son article 46, « Parallèlement, les quantités de déchets partant en incinération ou en stockage seront globalement réduites avec pour objectif, afin de préserver les ressources et de prévenir les pollutions, une diminution de 15 % d'ici à 2012 »

Les sous-produits de traitement assainissement sont des déchets banals (O.M.) à l'exception des graisses : déchets dangereux filière d'élimination distinctes. Tout transport fait l'objet d'un bordereau de suivi, et l'entreprise de transport doit disposer d'un récépissé de déclaration spécifique à compter du 01/01/1999 (sauf application du règlement pour le transport des matières dangereuses par route)

Dir91-271

Elle impose aux états membres la collecte et le traitement des eaux usées urbaines. Les niveaux de traitement sont indiqués en fonction de la taille de l'agglomération et la sensibilité du milieu récepteur. Un échéancier est précisé chronologiquement depuis les plus grosses collectivités en milieu sensible jusqu'au plus petites collectivités. Ces échéances sont actuellement dépassées.

Les niveaux de traitement sont : les traitements adaptés : rejets respectant les objectifs de qualité et les usages, les traitements secondaires, procédés incluant un procédé biologique et une décantation – ou procédé équivalent-, les traitements rigoureux particulièrement pour les zones sensibles avec un traitement des nutriments (azote, phosphore)

Directive Cadre sur l'Eau 2000-60

Les grands principes de la DCE sont : une gestion par bassin versant ; la fixation d'objectifs par « masse d'eau » ; une planification et une programmation avec une méthode de travail spécifique et des échéances ; une analyse économique des modalités de tarification de l'eau et une intégration des coûts environnementaux ; une consultation du public dans le but de renforcer la transparence de la politique de l'eau. Les directives filles sont : la directive 2006/118/CE du 12 décembre 2006 sur la protection des eaux souterraines contre la pollution et la détérioration, la directive 2008/105/CE du 16 décembre 2008 établissant des normes de qualité environnementale dans le domaine de l'eau, la directive Inondations 2007/60/CE et la directive cadre Stratégie pour le milieu marin (DCSMM) 2008/56/CE.

Loi sur l'eau 92.3

Ses objectifs sont la préservation des écosystèmes aquatiques, des zones humides. La loi rationalise les approches de gestion de l'eau, crée les Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SAGE) et les Schémas Directeurs d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SDAGE).

Le SDAGE est réalisé par le comité de bassin, sous l'autorité du préfet coordonnateur de bassin.

Le SAGE est l'outil de gestion et de planification des ressources en eau et de leur préservation à l'échelle du sous-bassin, territoire s'appuyant sur des critères de cohérence hydrographique (bassin versant), écosystémique, hydrogéologique et socio-économique. La Commission Locale de l'Eau (CLE) en est la cheville ouvrière. Les collectivités territoriales y sont représentées de façon majoritaire.

Loi sur l'eau et les milieux aquatiques

Ses objectifs sont d'une part la protection de la qualité des eaux mais également le développement de la ressource et sa valorisation comme ressource économique. Elle fixe les objectifs pour satisfaire l'alimentation en eau potable en garantissant la santé et la salubrité, pour assurer le libre écoulement des eaux, l'assurance de la continuité écologique, l'obligation d'un débit minimum pour les ouvrages hydrauliques, la protection contre les inondations, pour permettre les différents usages de l'eau. Elle réforme les institutions (création de l'Onéma, réforme des redevances, rôle des comités de bassin)



Signification des abréviations



- **PCI** pouvoir calorifique inférieur (kcal/kg) : quantité de chaleur produite par la combustion complète d'une unité de masse de substance dans les conditions telles que la température des réactifs et des produits de la réaction est égale à 20°C, et que l'eau dégagée par la combustion se trouve à l'état de vapeur (eau non condensée) PCI boue sèche : 5000 kcal/kg de MVPCI fuel : 10 000 kcal/kg, Charbon : 8-9000 kcal/kg PCI OM : 1800 à 2000 kcal/kg



Références

[Adsorption sur Charbon Actif]

Le principe est de faire traverser au gaz un lit de charbon actif sur lequel le composé s'adsorbe d'autant plus facilement que son point d'ébullition est plus élevé. Les charbons actifs non imprégnés n'adsorbent pas les corps polaires et les composés légers (H_2S , mercaptans) qui sont désorbés par les molécules organiques plus lourdes. L'imprégnation du charbon lui permet d'être support de l'oxydation catalytique du H_2S en soufre et sulfate et des mercaptans en disulfure.

Les charbons actifs ont un coût important. A partir de 10 000 m³/h, le système est viable si les C.A. peuvent être régénérés à la soude. De plus leur encombrement est trois fois supérieur au système de lavage classique. Par contre les COV peuvent être adsorbés par cette méthode.

[Ages des boues (jour)]

L'âge des boues représente le rapport entre les boues présentes dans le bassin d'aération et la production de boue biologique. Il s'exprime comme le produit entre la masse de MVS en m³ et l'estimation de la production de boues en kgMVS/J, résultante de la croissance bactérienne et de son auto-oxydation, et contrôlé par le taux de purge (quantité de boue extraite du système).

Il représente également le temps de séjour solide et est inversement proportionnel à la charge massique et au temps de séjour hydraulique. Paramètre d'exploitation, il représente, d'un point de vue biologique, l'inverse du taux de croissance apparent des micro-organismes de l'écosystème. Un âge de boue supérieur à 12 jours permet la croissance de germes autotrophes, responsables des phénomènes de nitrification. Sa valeur en moyenne charge est d'une dizaine de jours. Il est d'environ de 24 heures en forte charge jusqu'à une trentaine de jours en très faible charge.

[Biodésodorisation]

Le principe consiste à dégrader les composés odorants après transfert des molécules en phase liquide ou biofiltration sur support solide. Dans le premier cas on effectue un lavage en colonne de contact à contre-courant ou on injecte de l'air dans les bassins de boues activées. Dans le second cas on utilise les sites d'adsorption de matériaux naturels : compost, tourbe, écorces, charbons. L'épaisseur du lit est d'environ 1 m., les temps de séjour entre 20 et 40 s, il est nécessaire de faire un apport nutritionnel (N, P, C) et d'humidifier le matériau.

Les rendements sont supérieurs à 93%, les coûts de fonctionnement 5 fois inférieurs au lavage. Les charges superficielles sont comprises entre 100 et 200 m³/m².h

[Charge Massique]

(Cm) représente le rapport de la quantité de matière organique journalière (en termes de DBO5 par jour) ramenée à la masse totale de boue (MVS). Une exploitation en faible charge (inférieur à 0,1 kgDBO5 par kg de MVS et par jour) consiste à fournir peu d'élément nutritif à un écosystème épurateur concentré, tandis que c'est l'inverse en forte charge (supérieure à 1 kg/kg.J), qui limite la concentration en bactérie mais augmente leur vitesse d'oxydation ; Un fonctionnement en moyenne charge est un compromis entre les deux modes de fonctionnement (0,2 à 0,5 kg/kg.J)

[Floculation]

Phénomène d'interaction entre les particules qui se lient de manière plus ou moins étroite en agglomérats ou flocons. La floculation est fonction de la probabilité de rencontre entre les particules. A un instant donné la diminution relative du nombre de particules libres est proportionnelle au carré de leur concentration et le nombre de particules libres décroît exponentiellement avec le temps

[L'indice de Molhmann]

(IM) représentant l'aptitude qu'ont les boues à décantation est le volume V en ml occupé par 1 g de MVS (M) après une décantation d'1/2 h. Avec une bonne décantation, les bactéries occupent un faible volume. L'indice est faible. Les plages de fonctionnement en fonction de l'indice sont

- 50 - 100 Très bonne décantation
- 150 : Bonne décantation,
- 200-250 : problème de séparation eau/Bactéries,
- supérieur à 400 pas de décantation

[La Charge Volumique]

(Cv) est la quantité de matière organique journalière ramenée au volume unitaire de bassin. C'est un paramètre dimensionnel. Elle s'exprime en kg DBO5/m3 de bassin

[La consommation d'O2 (OUR : oxygen Uptake Rate)]

Elle résulte de l'oxydation directe des matières organiques, de l'oxydation indirecte (respiration endogène) et de l'oxydation de l'ammoniaque. Elle correspond environ à 0,6 kg d'O2/kg DBO5 entrant. La consommation endogène varie de 0,1 à 0,9 kg d'O2/kg DBO5 selon l'âge des boues tandis la troisième source de consommation n'a lieu que pour les procédés où l'âge des boues est suffisant.

[La neutralisation]

La neutralisation consiste en l'addition de produits à base d'aldéhydes ou d'huiles essentielles. Il existe plusieurs techniques :

- l'air est traité par pulvérisation à la source
- les effluents sont traités en entrées par incorporation directe de produits (destruction dans la masse)
- des produits spécifiques sont mélangés aux boues

Des techniques de masquage d'odeur utilisent l'acide undécylénique (extrait de l'huile de ricin), masquant universel.

[La vitesse ascensionnelle]

Elle correspond au rapport entre la vitesse de chute d'une particule dans un fluide rapporté à la surface projetée du réacteur. Elle est de 0,6 m/h en décantation secondaire.

[Le lavage]

Les flux à traiter passent à travers des colonnes de lavage garnies ou à pulvérisation dans chacune desquelles est introduite une liqueur spécifique en fonction du type d'odeur à traiter. Dans le premier cas, un garnissage en PVC assure les turbulences et améliore le contact gaz/liquide à contre-courant. Dans le second cas, on pulvérise à contre-courant.

Les réactifs sont choisis pour augmenter la solubilité des polluants (équilibre acide/base, rédox), ou pour dégrader ce polluant.

Le système est généralement constitué de 4 colonnes :

1. Neutralisation avec une base pour les acides organiques et un acide H_2SO_4 pour les composés basiques (azotés). On obtient des sels stables ; le contrôle du process est assuré par pHmétrie.
2. Oxydation des produits soufrés et organiques par de l'eau de javel (Hypochlorite de sodium $NaOCl$) en présence de catalyseurs (Ni). L'eau de javel peut être produit par électrolyse. On produit des sels. Le suivi est assuré par rHmétrie pour l'oxydation alcaline et ampérométrie/spectrophotométrie (teneur en oxydant libre)
3. Réduction par action d'un réducteur puissant agissant sur les aldéhydes et les cétones.
4. Des opérations de finition sont optionnelles :
5. Ringage au thiosulfate pour la réduction des produits ammoniacés et chlorés
6. Passage d'eau ozonée en phase acide avant l'eau de javel.

Les rendements de traitement sont de l'ordre de 99%. Les coûts proviennent de l'énergie électrique et de l'utilisation de réactifs (peu coûteux) en grande quantité.

[réglementation]

Les pratiques d'épandage sont réglementées par la loi sur l'eau qui impose une déclaration systématique au Préfet, la fourniture d'étude d'incidence et de plans de gestion ainsi que la réalisation d'une traçabilité à la parcelle des épandages. Les concentrations en polluants (7 métaux, 3 HAP et somme des 7 principaux PCB) contenues dans les boues épandues sont réglementées, suivies et limitées. Des flux limites apportés aux sols en 10 ans sont prévus. Les boues ne peuvent être épandues que lorsque les sols possèdent certaines caractéristiques. Les prescriptions nationales relatives à ces pratiques vont au delà des exigences de la directive 86/278 relative à la protection de l'environnement, et notamment des sols, lors de l'utilisation des boues d'épuration en agriculture ;

[Temps de séjour (h)]

Le temps de séjour hydraulique représente le rapport entre le volume d'un réacteur et le débit traversier. C'est un paramètre de dimensionnement à mettre en regard des vitesses de réaction.



Bibliographie

- [ADEME] Les boues d'épuration municipales et leur utilisation en agriculture – Dossier documentaire.
- [Bourrier R., Satin M. Selmi B] Guide technique de l'assainissement. Ed Le moniteur 4ème Ed. 2010
- [DEGREMONT] Memento Technique de l'Eau 9ème Ed. 1989
- [Droste R. L.] Theory and practice of water and wastewater treatment JohnWiley & Son Ed. 1997
- [Eckenfelder W.W.] Gestion des eaux usées urbaines et industrielles TEC et DOC Lavoisier, 1982
- [Edeline F.] L'épuration biologique des eaux résiduaires, Tec et Doc Lavoisier, 1988
- [METCLAF & EDDY] Wastewater Engineering, McGraw-Hill Ed. 3rd Ed. 1991



Webographie

[ADEME] www.ademe.fr