

Chapitre I : Généralité sur les eaux usées et estimation de la charge polluante

I.1. Définition	1
I.2. Origines des eaux usées	1
I.2.1. Origine industrielle.....	1
I.2.2. Origine domestique	2
I.2.3. Origine agricole.....	3
I.3. Caractéristiques des eaux usées	3
I.3.1. Paramètres physicochimiques	4
La température	4
Le pH :	4
La Conductivité.....	5
Demande biochimique en oxygène (DBO ₅)	5
La demande chimique en oxygène (DCO).....	5
I.3.3 Paramètres bactériologiques.....	5
I.3.4. Paramètres Organoleptiques.....	6
La Turbidité	6
La couleur	7
I.4. Normes des eaux usées	7
I.1. Normes internationale	7
I.2. Normes Algérien	7
I.5. Estimation des débits et des charges polluante	8
I.5.1. Définition d'équivalent- habitant	9
I.5.2. Les débits.....	9
Débit moyen journalier	10
Débit moyen horaire	10
Débit moyen horaire diurne	10
Débit de pointe.....	10
Pointe de temps sec	10
Pointe e de temps de pluie	11
I.5.3. La charge polluante	11
I.6. Les deux principaux types de réseaux : séparatifs ou unitaires	11
Les réseaux unitaires	11

Les réseaux séparatifs	12
Charge en DBO5	12
Charge en MES.....	12

Chapitre II : Les prétraitements physiques

II.1. Introduction	13
II.2. Dégrillage	14
Emplacement.....	15
Dimensionnement	16
Les différents types de dégrilleurs	19
Avantages et inconvénients.....	21
Efficacité	21
II.3. Le micro-tamissage	21
II.4. Dessablage- déhuilage	22
1. Dessableur couloirs.....	22
2. Dessableur circulaire	23
3. Dessableur rectangulaire.....	23
II.4.1.Dimensionnement du dessableur -dégraisseur.....	23
Dessableur seul	24
II.4.2.Quantité de matières éliminées	27
II.5. Sous-produits du dessablage/dégraissage	27
II.5.1 Quantité de sable.....	27
II.5.2.Devenir des sables.....	27
II.5.3.Quantité de graisse	27
II.5.4.Devenir des graisses.....	28
II.6. Degraissage-deshuilage	28
II.7.traitement primaire	28
II.8. Traitement secondaire.....	28

Chapitre III : Généralité sur les traitements biologiques

III.1. Introduction	29
III.2. Principe de l'épuration biologique	29
III.3. Les boues activées	30
III.4. Mode de dégradation	30
Voie aérobie	33
Voie anaérobie	33
III.5. Elimination de la pollution azotée.....	34
III.6. Mécanisme de l'élimination biologique du phosphore	35

Chapitre IV : Procédé d'épuration biologique à boues activée

IV.1. Introduction	37
IV.2. Croissance bactérienne discontinue.....	37
IV.2.1. Etude de la croissance.....	37
IV.3. Évolution d'une culture bactérienne.....	38
Phase d'adaptation	38
Phase de croissance.....	39
Phase de ralentissement	39
Phase de stabilisation	39
Phase de respiration endogène	39
IV.4. Modèle cinétique de la croissance bactérienne	40
IV. 4. Biodégradabilité de la pollution	43
IV. 5. Epuration par boues activées	43
IV.5.1. Principe	43
IV.5.2. paramètres de calcul	44
Charge massique (C_m).....	44
Charge volumique (cv)	44
Temps de séjour	45
<i>Besoin en oxygène</i>	45
Production des boues	47

L'âge des boues.....	48
IV .6. Recirculation-Extraction-Indice de MOLHMAN	49
IV.7.Types et configurations des réacteurs de boues activées	50
IV.7.1. Mélange intégral (ou <i>completely mixed</i>).....	51
1. Mélange intégral avec recyclage.....	51
Bilan massique sur le substrat.....	51
Bilan massique sur la biomasse	51
2. Mélange intégral sans recyclage	52
Bilan massique sur le substrat.....	52
Bilan massique sur la biomasse	52

Chapitre V : L'aération dans les bassins à boues activée

V.1. Introduction	53
V.2. Aérateurs de surface	53
V.2.1. Aérateur à vitesse lente à axe vertical.....	53
V.2.2. Aérateur à vitesse lente à axe horizontal	54
V.2.3. Aérateur à vitesse rapide à axe vertical	55
V.2.4. Aérateur à vitesse rapide à axe horizontal	55
V.2.5. Aérateur par air surpressé	56
V.3. Théorie relative au transfert des gaz.....	57
V.3.1. Vitesse de transfert d'oxygène.....	58
V.3.2.Capacite d'oxygénation	58
V.4. Facteurs affectant le transfert d'oxygène	58
Saturation en oxygène C_s	59
Effet des caractéristiques des eaux usées sur le transfert de l'oxygène	59
La température	59

Chapitre VI : La biofiltration

VI.1. Introduction.....	60
VI.2. Principe de fonctionnement	60
VI.2.Principales caractéristiques techniques	60
VI.2.1. Matériau support.....	60
VI.2.2. Sens de circulation des fluides	61
VI.2.3. Lavage	62
VI.3. Critères de dimensionnement.....	63
VI.3.1. Notion de charge-Production de boues	63
VI.2.2. Aération	64
VI.4. Avantage-Inconvénients.....	65
VI.5. Le biofiltre Biostyr (Filtres à matériau moins dense que l'eau)	65
Principe de fonctionnement du biofiltre	66
Traitement classique d'un biofiltre	66
Traitement de l'azote	67
b. Dénitrification	67

VII : Le Lagunage et l'Épuration Biologique Anaérobie

VII.1. Introduction.....	68
VII.2. Principe de fonctionnement	68
VII.3. Les différents types de lagunage.....	69
VII.3.1 Le lagunage naturel	70
V.II.3.2. Le lagunage aéré	70
VII.3.3. Le lagunage anaérobie	70
VII.3.4. Les lagunes facultatives	71
VII.3.5. Lagunes à haut rendement.....	71
VII.4. Principaux avantages et inconvénients	71
a) Avantages.....	71
b) Inconvénients.....	72
VII.5. Dimensionnement d'une installation de lagunage.....	72
VII.5.2. Volume.....	72

VII.6. Epuration Biologique anaérobie 72

Chapitre VIII : Traitement des boues

VIII.1. Origine des boues 73

VIII.2. Composition des boues..... 73

VIII.3. Procédés de traitement des boues 74

 VIII.3.1. Epaissement 75

 Epaissement gravitaire : la décantation (ou sédimentation) 75

 Epaissement dynamique 75

 Flottation 75

 Centrifugation 76

 Drainage 76

 VIII.3.2. Déshydratation et conditionnement 76

 Les filtres-presses..... 77

 La centrifugeuse 78

 Autres procédés..... 78

 Panier rotatif..... 78

 Le presseur Fournier 79

 Les sacs filtrants..... 79

 VIII.3.3 Séchage 79

 Lit de séchage 79

 Lagune de séchage 81

 Séchage thermique 82

 VIII.3.4. Stabilisation et hygiénisation 82

 Les voies biologiques..... 83

 Les voies chimiques 84

 Les voies physiques : SAT (stabilisation aérobie thermophile)..... 85

Chapitre I : Généralités sur les eaux usées et estimation de la charge polluante

I.1. Définition

Les **eaux usées**, aussi appelées « *effluents liquides* » sont des « *eaux polluées* », constituées de toutes les eaux de nature à contaminer, par des polluants physiques, chimiques ou biologiques, les milieux dans lesquels elles sont déversées

Selon REJSEK, les eaux résiduaires urbaines (ERU), ou eaux usées, sont des eaux chargées de polluants, solubles ou non, provenant essentiellement de l'activité humaine. Une eau usée est généralement un mélange de matières polluantes répondant à ces catégories, dispersées ou dissoutes dans l'eau qui a servi aux besoins domestiques ou industriels. Donc sous la terminologie d'eau résiduaire, on groupe des eaux d'origines très diverses qui ont perdu leurs puretés ; c'est-à-dire leurs propriétés naturelles par l'effet des polluants après avoir été utilisées dans des activités humaines (domestiques, industrielles ou agricoles) [1].

I.2. Origines des eaux usées

On peut classer comme eaux usées, les eaux d'origine urbaines constituées par des eaux ménagères (lavage corporel et du linge, lavage des locaux, eaux de cuisine) et les eaux vannes chargés de fèces et d'urines ; toute cette masse d'effluents est plus ou moins diluée par les eaux de lavage de la voirie et les eaux pluviales. Peuvent s'y ajouter suivant les cas les eaux d'origine industrielle et agricole. Peuvent s'y ajouter suivant les cas les eaux d'origine industrielle et agricole [2].

En plus des eaux de pluies, les eaux résiduaires urbaines sont principalement d'origine domestique mais peuvent contenir des eaux résiduaires d'origine industrielle d'extrême diversité. Donc les eaux résiduaires urbaines (ERU) sont constituées par :

- ✓ Des eaux résiduaires ou eaux usées d'origine domestique, industrielle et/ou agricole
- ✓ Des eaux pluviales ou de ruissellement urbain.

I .2.1.Origine industrielle

Les déchets et les effluents industriels définissent largement la qualité et le taux de pollution de ces eaux usées. Les établissements industriels utilisent une quantité importante

Chapitre I : Généralités sur les eaux usées et estimation de la charge polluante

d'eau qui tout en restant nécessaire à leur bonne marche, n'est réellement consommée qu'en très faible partie le reste est rejeté. On peut néanmoins, faire un classement des principaux rejets industriels suivant la nature des inconvénients qu'ils déversent :

- ✓ Pollution due aux matières en suspension minérales (Lavage de charbon, carrière, tamisage du sable et gravier, industries productrices d'engrais phosphatés....) ;
- ✓ Pollution due aux matières en solution minérales (usine de décapage, galvanisation...)
- ✓ Pollution due aux matières organiques et graisses (industries agroalimentaires, équarrissages, pâte et papier...)
- ✓ Pollution due aux rejets hydrocarbonés et chimiques divers (raffineries de pétrole, porcherie, produits pharmaceutiques.....) ;
- ✓ Pollution due aux rejets toxiques (déchets radioactifs non traités, effluents radioactifs des industries nucléaires....).

Les eaux résiduaires d'origine industrielle ont généralement une composition plus spécifique et directement liée au type d'industrie considérée [2].

I.2.2. Origine domestique

Les effluents domestiques sont un mélange d'eaux contenant des déjections humaines : urines, fèces (eaux vannes) et eaux de toilette et de nettoyage des sols et des aliments (eaux ménagères). Ces eaux sont généralement constituées de matières organiques dégradables et de matières minérales, ces substances sont sous forme dissoute ou en suspension. Elles se composent essentiellement par des eaux de vanne d'évacuation de toilette. Et des eaux ménagères d'évacuation des cuisines, salles de bains [1].

Elles proviennent essentiellement :

- Des eaux de cuisine qui contiennent des matières minérales en suspension provenant du lavage des légumes, des substances alimentaires à base de matières organiques (glucides, lipides, protides) et des produits détergents utilisés pour le lavage de la vaisselle et ayant pour effet la solubilisation des graisses ;
- Des eaux de buanderie contenant principalement des détergents,

Chapitre I : Généralités sur les eaux usées et estimation de la charge polluante

- Des eaux de salle de bain chargées en produits utilisés pour l'hygiène corporelle, généralement des matières grasses hydrocarbonées ;
- Des eaux de vannes qui proviennent des sanitaires (w.c), très chargées en matières organiques hydrocarbonées, en composés azotés, phosphatés et microorganisme.

I.2 .3. Origine agricole

Ce sont des eaux qui ont été polluées par des substances utilisées dans le domaine agricole. Dans le contexte d'une agriculture performante et intensive, l'agriculteur est conduit à utiliser divers produits d'origine industrielle ou agricole dont certains présentent ou peuvent présenter, des risques pour l'environnement et plus particulièrement pour la qualité des eaux [3].

Il s'agit principalement :

- Des fertilisants (engrais minéraux du commerce ou déjections animales produites ou non sur l'exploitation) ;
- Des produits phytosanitaires (herbicides, fongicides, insecticides,...).

I.3. Caractéristiques des eaux usées

La composition des eaux usées est extrêmement variable en fonction de leur origine (industrielle, domestique, etc.). Elles peuvent contenir de nombreuses substances, sous forme solide ou dissoute, ainsi que de nombreux micro-organismes. En fonction de leurs caractéristiques physiques, chimiques, biologiques et du danger sanitaire qu'elles représentent, ces substances peuvent être classées en quatre groupes : les micro-organismes, les matières en suspension, les éléments traces minéraux ou organiques, et les substances nutritives.

I.3.1. Paramètres physicochimiques

La température : Il est primordial de connaître la température d'une eau. En effet, elle joue un rôle très important dans la solubilité des sels et surtout des gaz, et la détermination du pH

Chapitre I : Généralités sur les eaux usées et estimation de la charge polluante

.Donc cette grandeur physique permet de déceler les conditions extrêmes préjudiciables au bon fonctionnement du processus biologique [4].

Le pH : Le pH est la mesure du caractère acide ($1 < \text{pH} < 7$) ou basique ($7 < \text{pH} < 14$) des eaux usées. En général, l'activité biologique se situe entre 6.5 et 8 unités de pH. En dehors de cet intervalle, le pH affecte la vie aquatique et par conséquent influence l'auto-épuration du milieu naturel [5].

La Conductivité : La conductivité est la propriété que possède une eau de favoriser le passage d'un courant électrique. Elle est due à la présence dans le milieu d'ions qui sont mobiles dans un champ électrique. Elle dépend de la nature de ces ions dissous et de leurs concentrations [2].

$$1 \text{ S/m} = 10^4 \mu\text{S/cm} = 10^3 \text{ mS/m}$$

- **Matières en suspension (MES) :** C'est la quantité de pollution organique et minérale non dissoute dans l'eau. Les MES sont responsable d'ensablement et de baisse de pénétration de la lumière dans l'eau, ce qui entraîne une diminution l'activité photosynthétique et une chute de la productivité du phytoplancton [1].

La pollution particulaire est due à la présence de particules de grande taille, supérieure à $10\mu\text{m}$, en suspension dans l'eau, et que l'on peut assimiler aux matières en suspension (MES). En fonction de la taille des particules, on distingue les matières grossières ou décantables (diamètre supérieur à $100 \mu\text{m}$) et les matières en suspension. On peut également prendre en compte une partie des matières colloïdales, de dimension inférieure [1].

-**L'Oxygène Dissous** L'oxygène dissous est un composé essentiel de l'eau car il permet la vie de la faune et il conditionne les réactions biologiques qui ont lieu dans les écosystèmes aquatiques. La solubilité de l'oxygène dans l'eau dépend de différents facteurs, dont la température, la pression et la force ionique du milieu. La concentration en oxygène dissous est exprimée en $\text{mg O}_2/\text{L}$ [1].

Demande biochimique en oxygène (DBO) : Les phénomènes d'auto-épuration dans les eaux superficielles résultent de la dégradation des charges organiques polluantes par les micro-

Chapitre I : Généralités sur les eaux usées et estimation de la charge polluante

organismes. La demande biologique en oxygène est, par définition, la quantité d'oxygène nécessaire aux microorganismes vivants pour assurer l'oxydation et la stabilisation des matières organiques présentes dans l'eau usée. C'est un paramètre qui permet d'évaluer la fraction de la pollution organique biodégradable. Par convention, la DBO₅ est la valeur obtenue après cinq jours d'incubation. La gamme de la DBO₅ des eaux usées urbaines au Maroc est 200-400 mg/L [6].

La demande chimique en oxygène (DCO) : DCO est la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder les matières organiques y compris les matières biodégradables et non biodégradables par voie chimique. Vu la simplicité de mesure de DCO et sa précision, il s'est avéré nécessaire de développer des corrélations entre la DBO₅ et la DCO ainsi le rapport DCO/ DBO₅ des eaux usées urbaines est proche de 2, le rapport DCO/ DBO₅ des effluents domestiques est de 1,9 à 2,5 [6].

- **Les matières azotées :** Les formes de l'azote dans les eaux usées sont l'azote total (NTK), les nitrates (NO₃⁻) et les nitrites (NO₂⁻). En plus de la toxicité de la forme ammoniacale et nitrique l'azote intervient dans le phénomène de l'eutrophisation. Donc, sa caractérisation et sa quantification sont primordiales pour les rejets liquides dans le milieu naturel [7]

- **Matières phosphatées :** c'est la quantité de phosphore total contenu dans l'eau sous diverses formes : polyphosphates, organophosphates et orthophosphates. Le phosphore est aussi responsable de l'eutrophisation du milieu aquatique, d'où l'obligation de sa détermination [7].

I.3.3 Paramètres bactériologiques

Les eaux résiduaires urbaines contiennent de nombreux germes (champignons, amibes, protozoaires, bactéries, virus) dont certains sont pathogènes. La présence de coliformes et de streptocoques témoigne d'une contamination fécale de ces eaux qu'il est impératif de les épurer pour préserver le milieu naturel.

- **Protozoaires :** Ils sont présents dans les eaux usées à l'état de kystes. La principale forme pathogène pour l'homme est *Entamoeba histolytica*, agent responsable de la dysenterie amibienne [1].

Chapitre I : Généralités sur les eaux usées et estimation de la charge polluante

- **Helminthes** : les helminthes sont rencontrés dans les eaux usées sous forme d'oeufs et proviennent des excréta des personnes ou d'animaux infectés et peuvent constituer une source de réinfection par voie orale, respiratoire ou par voie cutanée [1].

- **Virus** : Les virus se trouvent dans les eaux résiduaires à des concentrations de l'ordre de milliers d'unités infectieuses par millilitre d'eau. Parmi les infections virales d'origine hydrique, on trouve la poliomyélite, également on peut citer l'hépatite A [1].

- **Les coliformes totaux et fécaux** : C'est un groupe de bactéries utilisé comme indicateur de contamination fécale. Ils appartiennent à la classe des Enterobacteriaceae. Ce sont des bacilles à gram négatif, asporogènes, oxydase négative, aérobies ou anaérobies facultatifs, capables de se multiplier et de fermenter le lactose et produisent de gaz, d'acide et d'aldéhyde. On les considère comme bons indicateurs de contamination fécale, ils se cultivent à 44°C [1].

Les coliformes totaux se développent à 37°C. Ces derniers peuvent avoir une origine non strictement fécale : Le sol, les insectes et les plantes peuvent les héberger. Les coliformes totaux sont inclus dans les germes témoins de contamination fécale de deuxième ordre.

- **Les streptocoques fécaux** : Ces bactéries appartiennent à la famille des streptococcaceae, sont des cocci généralement disposés en diplocoques ou en courte chaîne, à gram négatif, asporulantes, immobiles, aérobies facultatifs et possédant un métabolisme fermentatif. Ces germes colonisent l'intestin de l'homme et des animaux à sang chaud. Leur présence dans le milieu hydrique prouve une pollution d'origine fécale de l'eau. Cependant, on peut trouver aussi des streptocoques fécaux dans le sol, les plantes et les insectes [1].

I.3.4. Paramètres Organoleptiques

La Turbidité

La turbidité représente l'opacité d'un milieu trouble. C'est la réduction de la transparence d'un liquide due à la présence de matières non dissoutes. Elle est causée, dans les eaux, par la présence de matières en suspension (MES) fines, comme : les argiles, les

Chapitre I : Généralités sur les eaux usées et estimation de la charge polluante

limons, les grains de silice et les microorganismes. Une faible part de la turbidité peut être due également à la présence de matières colloïdales d'origine organique ou minérale [1].

Les unités utilisées pour exprimer la turbidité proviennent de la normalisation ASTM (American Society for Testing Material) qui considère que les trois unités suivantes sont comparables :

Unité JTU (Jackson Turbidity Unit) = unité FTU (Formazine Turbidity Unit) = unité NTU (Nephelometric Turbidity Unit).

La couleur

Une eau pure observée sous une lumière transmise sur une profondeur de plusieurs mètres émet une couleur bleu clair car les longueurs d'ondes courtes sont peu absorbées alors que les grandes longueurs d'onde (rouge) sont absorbées très rapidement. La coloration d'une eau est dite vraie ou réelle lorsqu'elle est due aux seules substances en solution. Elle est dite apparente quand les substances en suspension y ajoutent leur propre coloration [2].

I.4. Normes des eaux usées

1.1. Normes internationale

La norme est représentée par un chiffre qui fixe une limite supérieure à ne pas dépasser ou une limite inférieure à respecter. Un critère donné est rempli lorsque la norme est respectée pour un paramètre donné. Une norme est fixée par une loi, une directive, un décret-loi. Les normes internationales selon l'organisation mondiale de la santé respectives pour les eaux usées sont représentées dans le tableau I.1.

1.2. Normes Algérien

Selon le décret exécutif N° 09-209 du 17 Jomada Ethania 1430 correspondant au 11 juin 2009 fixant les modalités d'octroi de l'autorisation de déversement des eaux usées autres que domestiques dans un réseau public d'assainissement ou dans une station d'épuration, on regroupe dans le tableau I.1 les normes algérien [8].

Chapitre I : Généralités sur les eaux usées et estimation de la charge polluante

Tableau I.1 : Normes des rejets des eaux usées selon OMS et les normes algérien

<i>Caractéristiques</i>	<i>Normes utilisées (OMS)</i>	<i>Valeurs limites maximales</i>
PH	6,5-8,5	6,5-8,5
DBO ₅	<30 mg/L	500 mg/L
DCO	<90 mg/L	100 mg/L
MES	<20 mg/L	600 mg/L
NH ⁺ ₄	<0,5 mg/L	150 mg/L
NO ₂ ⁻	1 mg/L	1 mg/L
NO ₃ ⁻	<1 mg/L	0,1 mg/L
P ₂ O ₅	<2 mg/L	50 mg/L
Température T	<30°C	30°C
Couleur	Incolore	Incolore
Odeur	Inodore	Inodore

I.5. Estimation des débits et des charges polluante

La pollution d'une eau usée urbaine est estimée en fonction de son débit, de sa concentration en matière en suspension, de sa demande biochimique en oxygène et la

Chapitre I : Généralités sur les eaux usées et estimation de la charge polluante

demande chimique en oxygène. On admet que dans une communauté, un habitant pour un pays ou une région donnés, et selon les conditions d'alimentation en eau, de niveau de vie, de mode de raccordement aux égouts, rejette une quantité moyenne de pollution fixe et bien déterminée.

I.5.1. Définition d'équivalent- habitant

L'équivalent-habitant (EH) est une unité conventionnelle de mesure de la pollution moyenne rejetée par habitant et par jour. La charge polluante rejetée par les ménages, les industries, les artisans est exprimée en EH [9].

I.5.2. Les débits : Les débits d'eau résiduaire urbaine (ERU) transitant dans un réseau d'assainissement peuvent être estimés sur la base environ 150 L par jour et par EH (137 L actuellement) d'eau domestique. Le débit d'eau est variable selon la journée, le mois, la saison, l'activité... Il peut être représenté par la courbe suivante [10] :

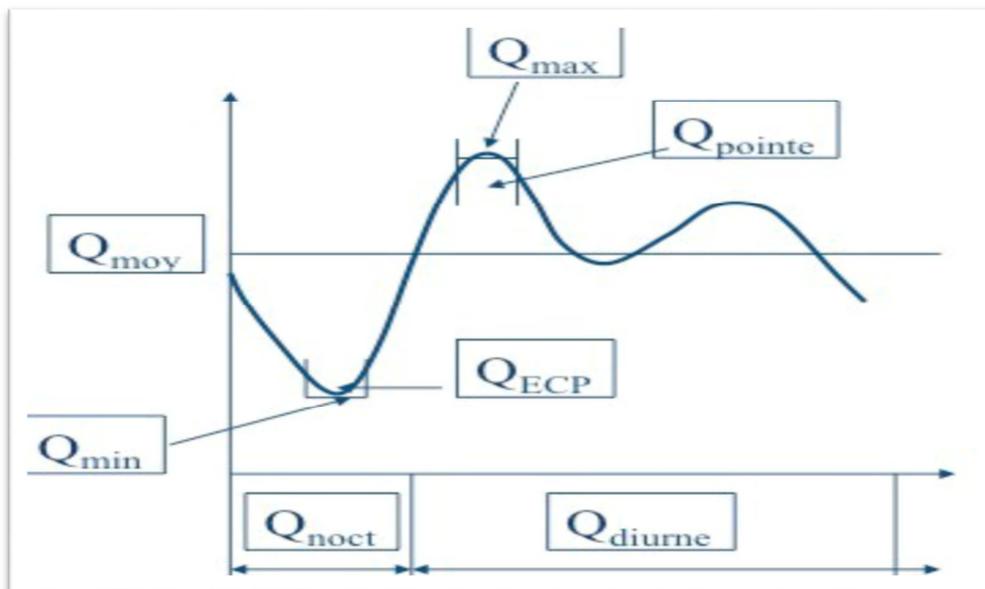


Figure I.1 : Courbe du débit d'eau.

Avec :

Q_{max} : Débit maximum (m^3/s),

Chapitre I : Généralités sur les eaux usées et estimation de la charge polluante

Q_{\min} : Débit minimum (m^3/h),

Q_{ECPP} : Débit d'eau claire parasite permanente avec $K= 0,7$ à $0,8$

$$Q_{ECPP} = Q_{\min} \times K$$

Q_{noct} : Débit moyen sur la période nocturne (8h),

Q_{diurne} : Débit moyen sur la période diurne (14h),

Q_{moyen} : Moyenne du débit journalier (m^3/j),

Q_{Pointe} : débit horaire maximum (m^3/h).

- **Débit moyen journalier** : Il s'agit du rapport entre le volume écoulé, durant une journée complète (de 0 à 24 h), et la durée correspondante. Ce volume est calculé à partir de la chronique des débits instantanés. Si le débit est exprimé en m^3/s , le volume est calculé en m^3 et la durée est en second. le débit journalier moyen d'habitants est donné par la relation suivante [10]:

$$Q_{jm} = D * N * R. (m^3 /j)$$

Avec :

D : Dotation L/hab/J,

N : Nombre d'habitant,

R : Coefficient de rejet ($R=0,8$ à 1).

- **Débit moyen horaire** : Le débit moyen horaire est donné par la relation :

$$Q_m = \frac{Q_{\text{journalier}}}{24} \left(\frac{m^3}{h} \right)$$

Rmq : le débit moyen n'a donc qu'une signification pratique limitée.

- **Débit moyen horaire diurne** : Le débit diurne correspond à la période diurne de 14 heures consécutives au cours de laquelle la station reçoit le plus grand volume d'eau usée, soit [10]:

$$Q_d = \frac{Q_{\text{journalier}}}{14} \left(\frac{m^3}{h} \right)$$

Chapitre I : Généralités sur les eaux usées et estimation de la charge polluante

- **Débit de pointe** : C'est le débit maximum dans la journée caractérisé par un coefficient de pointe [10].

Pointe de temps sec : Peut être calculée par la formule suivante

$$Q_{ps} = C_p * Q_m \quad \text{avec } Q_m \left(\frac{L}{s}\right) \quad C_p=3 \text{ pour } Q_m < 2,82 \text{ L/s}$$

$$C_p = 1,5 + \frac{2,5}{\sqrt{Q_m}} \quad \text{Pour } Q_m > 2,82 \text{ L/s}$$

Pointe e de temps de pluie

Le débit horaire de pointe par temps de pluie est le débit horaire que le système de traitement d'eaux usées peut traiter dans une utilisation maximale de l'installation par temps de pluie. Le débit horaire de pointe est le débit moyen maximum constaté sur une période d'une heure. Une période de temps de pluie est une période de temps pendant laquelle, l'influence des pluies ou de la fonte de neige est non négligeable en termes de débit [10].

Donc la pointe de temps de pluie est admise en générale entre **3** et **5** fois le débit moyen journalier (Q_mj).

1.5.3. La charge polluante

La charge polluante d'une unité industrielle est définie comme étant la quantité de DBO₅, DCO ou MES véhiculé en une journée. Elle est exprimée en Kg/j et déterminée par la relation [11] :

$$\text{Charge polluante (Kg/j)} = Q_{\text{rejet}} \times C_i$$

Q_{rejet} : le débit d'eaux usées rejetées en (m^3/j).

C_i : concentration de l'un des paramètres DCO, DBO₅, MES en (mg/L).

1.6. Les deux principaux types de réseaux : séparatifs ou unitaires

S'il est relativement facile de prévoir et de contrôler les volumes d'eaux usées domestiques, il en va tout autrement des eaux pluviales. Il existe deux types de réseaux de collecte [12] :

Chapitre I : Généralités sur les eaux usées et estimation de la charge polluante

- **Les réseaux unitaires** qui évacuent dans les mêmes canalisations les eaux usées domestiques et les eaux pluviales. Ils cumulent les avantages de l'économie (un seul réseau à construire et à gérer) et de la simplicité (toute erreur de branchement est exclue, par définition) ; mais nécessitent de tenir compte des brutales variations de débit des eaux pluviales dans la conception et le dimensionnement des collecteurs et des ouvrages de traitement [12].
- **Les réseaux séparatifs** qui collectent les eaux domestiques dans un réseau et les eaux pluviales dans un autre. Ce système a l'avantage d'éviter le risque de débordement d'eaux usées dans le milieu naturel lorsqu'il pleut. Il permet de mieux maîtriser le flux et sa concentration en pollution et de mieux adapter la capacité des stations d'épuration [12].
- **Charge en DBO₅** : Elle correspond à la charge de pollution organique contenue dans les eaux usées produites par les populations et activités économiques rassemblées dans l'agglomération d'assainissement, c'est-à-dire par l'ensemble des zones comprises dans le périmètre de l'agglomération d'assainissement. Ils sont exprimés en Equivalent-Habitant ou en kg de DBO₅ par jour. La charge en DBO₅ est estimée comme suit [13] :

Réseau séparatif..... 60 à 70g

Réseau unitaire.....70 à 80g

La concentration en DBO₅ varie durant la journée

- **Charge en MES** : Les charges en matières solides apportées par les eaux brutes, par jour et par habitant, sont généralement estimées comme suit [13]:

Réseau séparatif..... 70 g dont 70% de matières volatiles

Réseau unitaire..... 80 g dont 66% de matières volatiles

Chapitre II : Les prétraitements physiques

II.1. Introduction

Les eaux usées doivent être traitées dans des stations d'épuration avant d'être rejetées dans le milieu naturel : rivières, fleuves, mer. Le prétraitement physique consiste une série d'opération susceptible d'alléger les eaux brutes des matières les plus grossières d'un part et de celles pouvant gêner le processus du traitement ultérieur. Les opérations sont :

Dégrillage, dessablage, dégraissage, déshuilage, tamisage et décantation primaire. La figure (II.1) illustre les différentes étapes de fonctionnement d'une station de traitement des eaux usées.

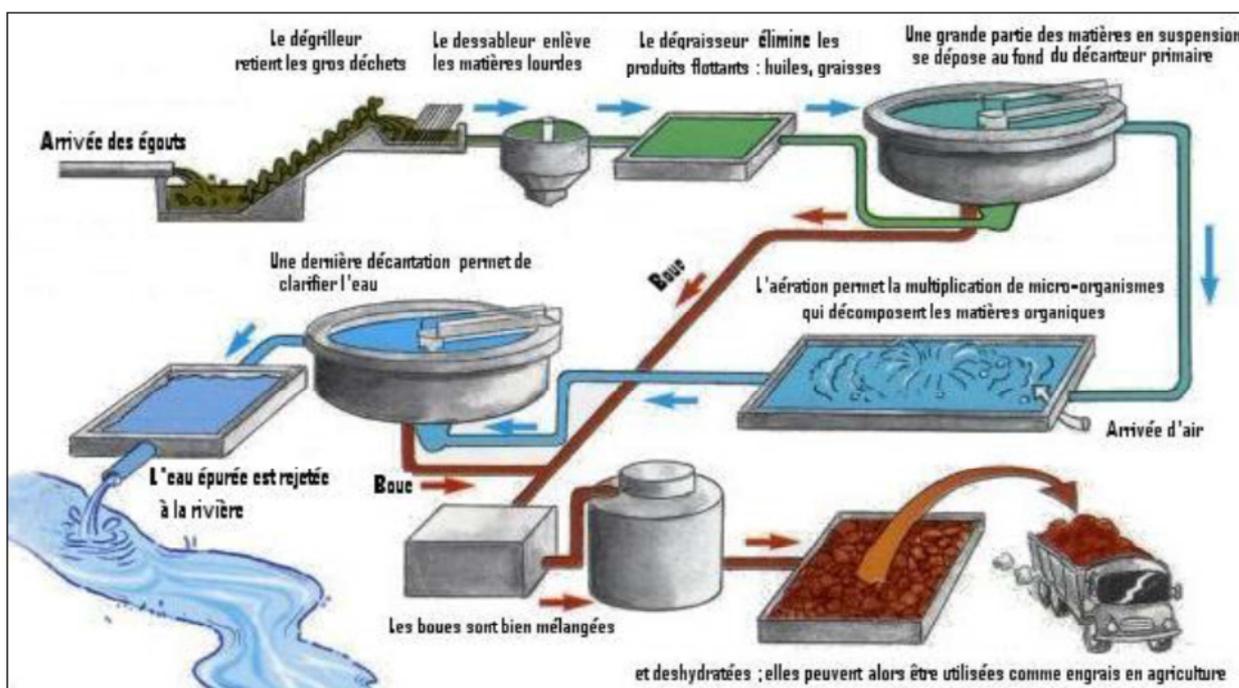


Figure II.1 : Schéma de fonctionnement d'une station d'épuration des eaux usées [14].

1. Arrivée des eaux usées dans la station

L'eau est recueillie par les égouts et dirigée vers une station d'épuration.

2. Relevage – dégrillage

Les eaux usées s'écoulent dans les canalisations du réseau de collecte. Elles arrivent parfois à la station à de grandes profondeurs. Dans ce cas, elles doivent être remontées à la surface à l'entrée de la station d'épuration. Une première solution est d'utiliser une vis d'Archimède. En tournant sur elle-même, elle entraîne l'eau vers le haut. Une autre option est d'employer une pompe. C'est ce qu'on appelle le **relevage** [14].

Chapitre II : Les prétraitements physiques

L'eau passe ensuite à travers une grille qui retient les déchets les plus gros comme les branches, les canettes mais aussi les cotons tiges. Ces déchets, qui n'ont rien à faire dans les eaux usées, pourraient endommager les autres mécanismes de la station d'épuration. C'est le **dégrillage**.

3. Dessablage

Durant le **dessablage** le sable ou les graviers, plus lourds que l'eau, tombent dans le fond du dessableur. (Cela évite d'endommager les éléments constitutifs de l'installation d'épuration et principalement les pompes).

4. Déshuilage

Dans le même temps, le **déshuilage** consiste à récupérer les graisses et les huiles, plus légères que l'eau, qui se rassemblent à la surface des eaux usées [14].

II.2. Dégrillage

Les déchets grossiers et les particules non désirables sont séparés de l'eau usée avant traitement dans la station d'épuration. Cela diminue le risque d'encrassement et de dommage envers la tuyauterie et les vannes. La charge envoyée à la STEP est alors également réduite. Le placement des grilles empêche l'endommagement des rotors et des pompes par les déchets grossiers. Les grilles sont composées de barres verticales contre lesquelles les branches, chiffons, canettes, papiers, plastiques et déchets de jardins sont retenus [14].

- Le dégrilleur permet de protéger les ouvrages en aval contre l'arrivée de gros objets susceptibles de provoquer des bouchages [15].
- De séparer et évacuer facilement les matières volumineuses charriées par l'eau brute, qui pourraient nuire l'efficacité du traitement [15].

Les eaux usées passent par deux types de dégrillage:

- ✓ Le dégrillage dit grossier qui épure l'eau avec des grilles espacées calibrées pour retirer les déchets dont le diamètre est supérieur à 2 ou 3 cm.
- ✓ Le dégrillage fin, constitué de grilles encore moins espacées, va éliminer les déchets d'un diamètre supérieur à 1 cm. Les dégrilleurs sont équipés d'un dispositif de relevage et d'éjection automatique des déchets.

Chapitre II : Les prétraitements physiques

Différents types de dégrillage sont définis selon l'espace des barreaux.

Tableau II.1 : Les différents types de dégrillage [15].

Type de dégrillage	Espacement des barreaux
Dégrillage fin	< 10 mm
Dégrillage moyen	10 –30 mm
Pré -dégrillage	30 –100 mm

Plusieurs dégrillage peuvent être associés en série pour les eaux de ruissellement, il s'agira en pratique dans la grande majorité des cas de pré dégrillage suivi parfois de dégrillage moyen

a. Emplacement

Les dégrilleurs sont généralement installés [16]:

- ✓ En amont des bassins de retenue



Dégrilleur destiné à retenir les objets
Flottants avant l'entrée d'un étang



Exemple de flottants retenus par un dégrilleur

- ✓ En amont des ouvrages de traitement au fil de l'eau (dessableurs, déshuileurs...) notamment en zone urbanisée où les déchets sont en abondance dans les eaux recueillies [16].

Chapitre II : Les prétraitements physiques



b. Dimensionnement

Lorsque les eaux brutes fortement chargées le colmatage accéléré peut provoquer un débordement. Le dégrilleur devra permettre le passage de l'eau par débordement en cas de colmatage.

Une grille génère une *perte de charge hydraulique* qui est en fonction de la forme des barreaux, Les pertes de charges à travers la grille sont données par l'équation de Kirschmer [17] :

$$\Delta H = \beta * \left(\frac{l}{b}\right)^{4/3} * \left(\frac{v^2}{2g}\right) * \sin \theta \quad (II.1)$$

Avec :

β : Coefficient de forme des barreaux $\beta = d/d+e$

d : Epaisseur des barreau,

θ : Angle d'inclinaison de la grille par rapport à l'horizontal,

b=e : Espace libre entre les barreaux (m), (écartement),

v : Vitesse moyenne d'arrivée de l'eau (m/s),

l : Largeur max des barreaux,

ΔH : Perte de charge (m).

Le tableau (II.2) suivant regroupe les facteurs de forme β pour différents types de barreaux

Chapitre II : Les prétraitements physiques

Tableau II.2 : Facteurs de forme pour différents types de barreaux [17].

Type de barreaux	β
Section rectangulaire	2,42
circulaire	1,8
oblongue	1,7
avoide avec une grande largeur	0,76

La vitesse de traversé de la grille ne doit pas être inférieure à 0,6 m/s afin d'obtenir l'application des matières sur la grille et d'éviter les dépôts de sable. La vitesse doit osciller entre 0,8 et 0,9 m/s en débit de pointe [16].

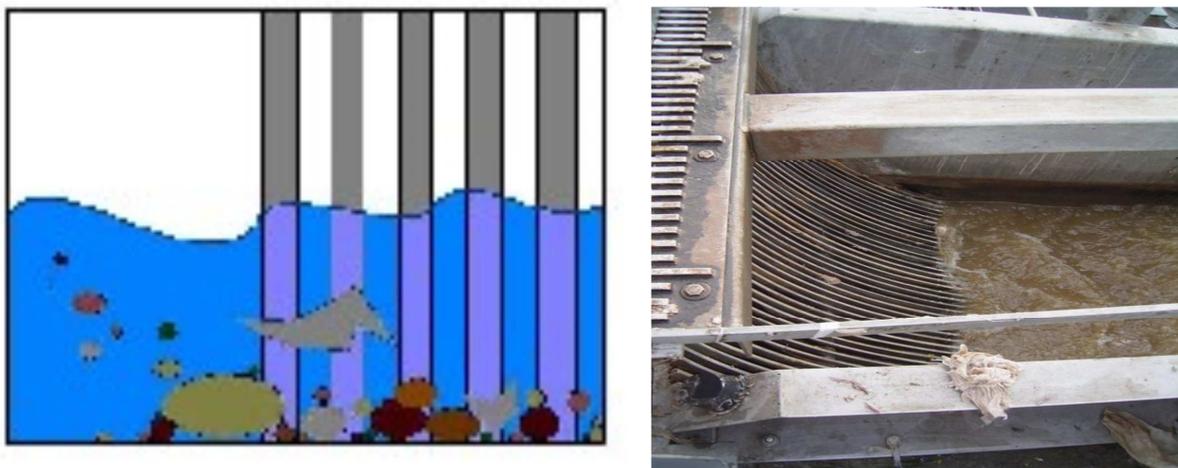


Figure II.2 : Vitesse de traversé de la grille

- **Pour une grille droite verticale**, la largeur de la grille est donnée par la formule suivante :

$$l = \frac{d + e}{e} * \frac{Q_p}{(1 - \beta)v_e h_{max}} \quad (II.2)$$

Avec :

l : Largeur de la grille,

h_{max} : Hauteur d'eau pour une grille,

Q_p : Débit de pointe,

Chapitre II : Les prétraitements physiques

V_e : Vitesse de l'écoulement,

- La hauteur de la grille est donnée par la formule suivante [15]:

$$\text{hauteur de la grille} = \frac{\text{superficie ouverte}}{\text{la largeur de la grille}} \quad (\text{II.3})$$

- La superficie ouverte ou surface immergée (surface verticale) de la grille est donnée par la formule (II.4) [15].

$$S = \frac{Q_{\text{pointe}}}{v * a * c} \quad (\text{II.4})$$

Avec :

Q : Débit de pointe maximal à travers la grille.

v : Vitesse de l'écoulement à travers la grille.

a : Coefficient de passage libre donné par la relation suivante:

$$a = \frac{\text{diamètre des barreaux}}{\text{diamètre des barreaux} + \text{espacement entre les barreaux}} \quad (\text{II.5})$$

c : Coefficient de colmatage dépendant de la qualité de l'eau et du système de reprise des résidus.

Généralement : $0,1 < C < 0,3$ pour une grille manuelle.

$0,4 < C < 0,5$ pour une grille

- Calcule de nombre des barreaux [15]

La largeur de la grille égale à $L = N_e.e + N_b.b$

Avec :

- N_b : Nombre des barreaux,
- N_e : Nombre d'espacement,
- e : Espacement entre les barreaux,
- b : Diamètre des barreaux.

Or $N_e = N_b + 1$

$$N_b = \frac{\text{largeur de la grille} - \text{espacement des barreaux}}{\text{diamètre des barreaux} + \text{espacement}} \quad (\text{II.6})$$

Chapitre II : Les prétraitements physiques

- Pour une grille droite inclinée, une relation permet de déterminer la section de la grille S

$$S = h_{max} * \frac{l}{\sin \alpha} * (1 - \beta) * \delta \quad (II.7)$$

Avec :

S : Section de la grille ou surface de passage,

α : Angle d'inclinaison de la grille,

δ : Coefficient de colmatage de la grille.

La quantité de refus de dégrillage peut être variable selon la période de l'année et le secteur considéré au sein d'une même commune

- Largeur mouillée de la grille inclinée

$$\text{longueur mouillée} = \frac{t}{\sin \alpha} = L_0 \quad (II.8) \quad \text{avec } l = \frac{S}{L_0}$$

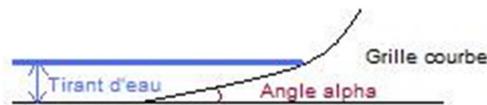


Schéma tirant d'eau

Avec :

L_0 : Longueur mouillée (m),

t : Tirant d'eau en amont (m),

α : Angle d'inclinaison ($^{\circ}$),

L : Largeur de la grille (m).

c- Les différents types de dégrilleurs

Le classement des dégrilleurs peut s'effectuer selon leur système d'évacuation des déchets:

- **les grilles manuelles** : Les grilles à nettoyage manuel sont droites, composées de barreaux ronds ou rectangulaires. Elles peuvent être montées verticalement ou inclinées (60° à 80° sur l'horizontale) pour faciliter le relevage des refus. Elles sont parfois mobiles (sur glissières), ou pivotantes pour autoriser le nettoyage du canal aval si ce dernier est couvert. Leur inconvénient doivent être nettoyées à la main très régulièrement [16];

Chapitre II : Les prétraitements physiques



Figure II.3 : Grille manuelle.

Elles sont réservées aux très petites installations le nettoyage est effectué à l'aide d'un râteau et les débris sont recueillis dans un bac récepteur percé goulotte d'égouttage ou panier perforé

- *Les grilles mécaniques* : qui sont équipées d'appareils assurant leur nettoyage automatique, il existe plusieurs types

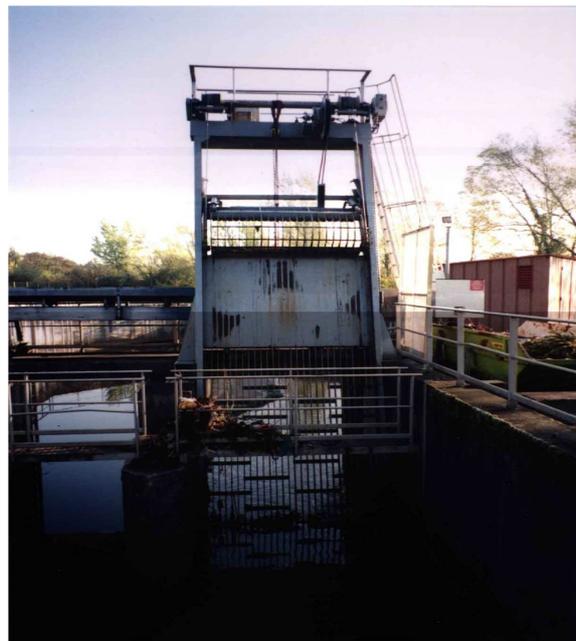


Figure II.4 : Grille mécanique

- Grilles droite à nettoyage par l'amont : Ce sont les plus employés mais ils sont toutefois réservés à des profondeurs d'eau moyennes d'environ 2 mètre
- Grille droite à nettoyage par l'aval : ils sont utilisables pour les grandes profondeurs et pour des débits pouvant aller jusqu'au 30000 L/s

Chapitre II : Les prétraitements physiques

- Les grilles courbées : Les grilles courbes, avec un ou deux bras diamétraux rotatifs de nettoyage, sont équipées de peignes (éventuellement de brosses pour des grilles fines), avec éjection automatique des détritres dans une goulotte de réception. Ces grilles, qui sont prévues pour des canaux ayant une profondeur inférieure à deux mètres, sont adaptées aux stations de petite à moyenne capacité. Le débit d'eaux usées à traiter varie de 10 à 5000 m³ /h [18].

d- Avantages et inconvénients

	<i>Avantages</i>	<i>inconvénients</i>
Dégrilleurs à grille manuel	<ul style="list-style-type: none">- Faible cout- Pas d'apport d'énergie	<ul style="list-style-type: none">- Entretien pénible et fréquent
Dégrilleurs à grille automatique	<ul style="list-style-type: none">- Efficacité- Peu d'entretien	<ul style="list-style-type: none">- Contrôle régulier de fonctionnement (sinon pannes assurées)

e- Efficacité

L'efficacité du dégrillage dépend de 3 facteurs :

- La position du dispositif par rapport au reste du réseau,
- La vitesse de passage de l'eau dans l'ouvrage (qui conditionne le colmatage,
- La fréquence d'entretien.

II.3. Le micro-tamissage

Ce procédé consiste en un filtrage plus fin de l'eau à travers une toile de fils ou de fibre à travers une membrane poreuse. Les particules organiques, minérales et plancton sont interceptés si leur taille est supérieure à celle des ouvertures du micotamis. Celui-ci n'améliore, ni la turbidité causée par de fines particules, ni la couleur de l'eau, les argiles, les substances dissoutes, les éléments colloïdaux et organiques ne se trouvant arrêter.

Chapitre II : Les prétraitements physiques

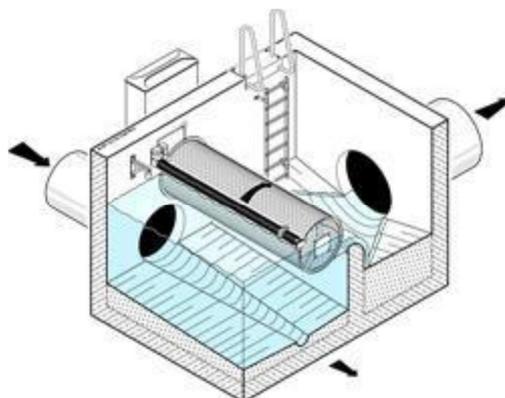


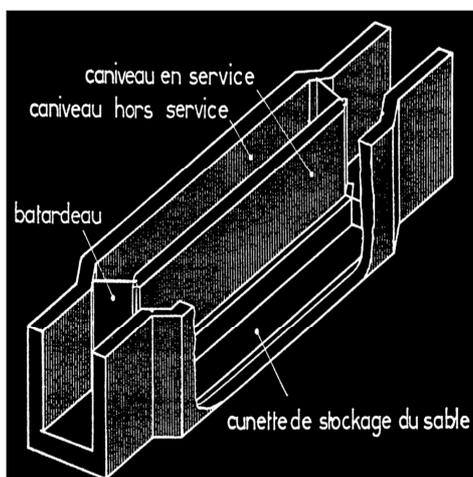
Figure II.5 : Tamis rotatif.

II.4. Désablage- déhuilage

Le dessableur est un ouvrage dans lequel les particules denses, dont la vitesse d'écoulement est inférieure à 0,3 m/s se déposent. Il s'agit principalement des sables, gravier.... Il est en effet souhaitables de les récupérer en amont de la station plutôt que les laisser s'accumuler en certains points (bassin d'aération). Par ailleurs, ils limitent la durée de vie des pièces métalliques des corps de pompe ou d'autres appareillages (effet abrasif) et colmatent les canalisations. Le dégraisseur est généralement combiné avec l'étape de dessablage. Les sables (plus lourds) sont piégés par décantation au fond du bassin. Les graisses remontent à la surface et sont récupérées par raclage.

Les ouvrages à prévoir pour obtenir une vitesse d'écoulement de 0,3 m/s sont par ordre d'importance :

1. **Déssableur couloirs** : Ils sont constitués de chenaux profilés. La vitesse d'écoulement varie avec le débit. Le sable est extrait de façon manuelle d'une rigole longitudinale. Leur utilisation est limitée aux petites installations [19].



Chapitre II : Les prétraitements physiques

Figure II.6 : Dessableur couloirs.

2. **Dessableur circulaire** : De forme cylindro-conique, la vitesse de balayage du radier est maintenue constante grâce à une alimentation tangentielle de l'eau ou bien par un brassage mécanique. Les particules denses vont pouvoir se plaquer sur les parois de l'appareil par effet centrifuge, et seront recueillies dans le fond conique de l'ouvrage [19].



Figure II.7 : Dessableur circulaire

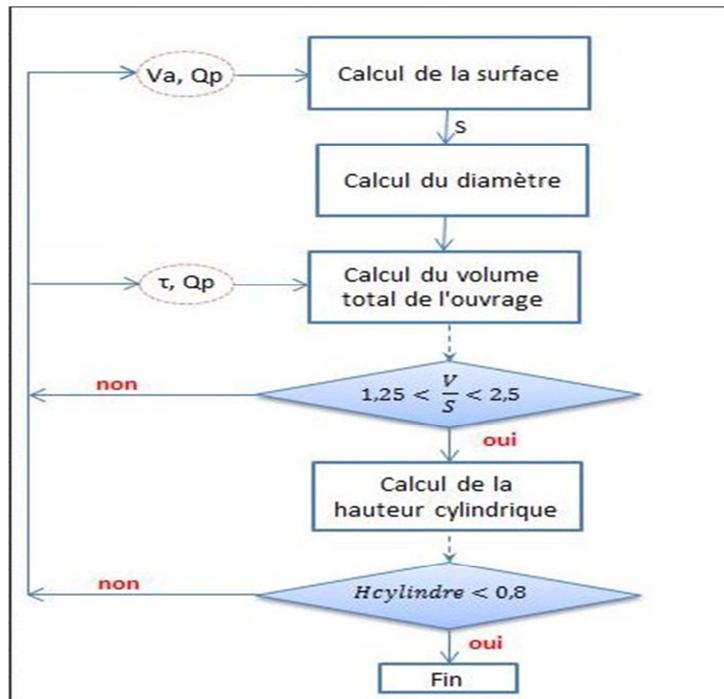
3. **Dessableur rectangulaire** : ces ouvrages permettent de traiter des débits importants pouvant aller jusqu'à 15000 m³/h. Un système d'insufflation peut être installé sur toute la longueur de l'ouvrage. L'air insufflé permet une séparation des matières organiques déposées sur les particules de sables et permet également une séparation des matières flottantes. L'extraction du sable s'effectue de plusieurs façons: par raclage ou par pompe suceuse [19].

II.4.1. Dimensionnement du dessableur -dégraisseur

L'objectif du dimensionnement est de déterminer la surface, la hauteur cylindrique et le volume total de l'ouvrage. Le temps de séjour nécessaire à l'ascension des graisses (de l'ordre de 10 minutes) étant supérieur au temps de séjour nécessaire à la décantation des sables (de l'ordre de 3 à 5 minutes), c'est le dégraissage qui conditionne le dimensionnement de l'unité de dessablage-dégraissage [20].

Les étapes de calcul sont présentées sur la figure suivante :

Chapitre II : Les prétraitements physiques



Organigramme de dimensionnement du dessableur -dégraisseur

❖ *Dessableur seul*

Le dimensionnement de l'ouvrage repose sur la charge hydraulique (Ch), encore appelée vitesse ascensionnelle (V_a) exprimée en $m^3/m^2/h$ soit des m/h . Le temps de séjour (T_S) est un paramètre important qui nous permettra de déterminer le volume du dessableur. Le tableau ci-dessous présente les valeurs couramment rencontrées pour des dessableurs circulaires [17].

✓ La surface

La surface du dessableur est déterminée de la manière suivante:

$$\text{surface du dessableur} = \frac{Q_p}{Ch} \quad (m^2) \quad (II.9)$$

S : La surface du dessableur,

Q_p : Débit de pointe (m^3/h),

Ch : Charge hydraulique (m/h).

Chapitre II : Les prétraitements physiques

Il est courant d'utiliser une charge hydraulique de $50 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{h}$ pour un dessableur, lorsqu'il est dimensionné pour un débit maximum.

✓ Le volume

Nous utiliserons la formule suivante pour calculer le volume du dessableur:

$$V = Q_p * T_s \quad (\text{m}^3) \quad (\text{II.10})$$

On

T_s : Temps de passage (temps de séjour)

✓ Le diamètre

Le diamètre du dessableur est égal à

$$D = \sqrt{\frac{4 * S}{\pi}} = \sqrt{\frac{4 * V}{\pi * h}} \quad (\text{II.11})$$

Avec :

V : Volume du dessableur (m^3),

h : La hauteur (m).

✓ Le débit

Le débit peut être calculé par la relation suivante :

$$Q = k * l * h^{3/2} \quad (\text{II.12})$$

Avec :

K : Coefficient de l'étranglement $k=1,93$.

l : Largeur de l'étranglement.

h : Hauteur d'eau en amont de l'étranglement.

✓ Débit volumique d'air injecté

La quantité d'air à injecter est donnée par la relation :

$$Q_{air} = Q_p * V \quad (\text{II.13})$$

Chapitre II : Les prétraitements physiques

Avec V : volume d'air à injecter (m^3 / m^3).

✓ Hauteur de dessableur

Le volume calculé correspond au volume total soit la somme des volumes de la partie cylindrique et de la partie conique [19].

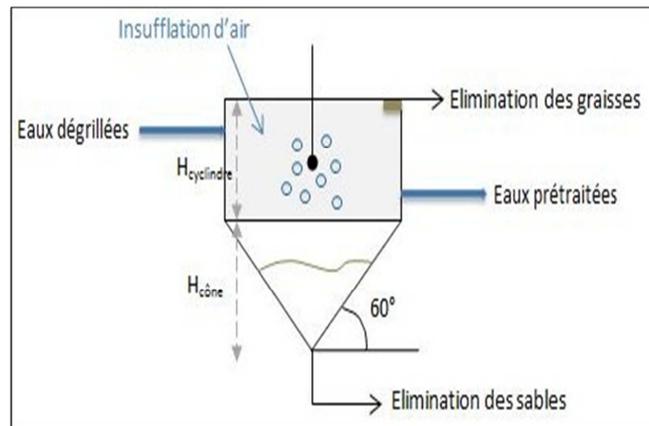


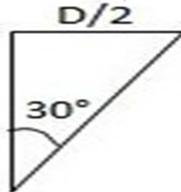
Figure II.8 : Schéma dessableur- Dégraisseur.

$$V = V_{cylindrique} + V_{conique}$$

$$V = H_{cylindre} * S + \frac{\pi * D^2 * H_{con}}{12}$$

On peut facilement déterminer la hauteur du cône par des considérations géométriques.

$$H_{con} = \frac{D}{2 * (\tan(30^\circ))}$$



Hauteur du dessableur rectangulaire

$$h = \frac{4 * V^2 * L^2}{9 * k^2 * l^2}$$

Chapitre II : Les prétraitements physiques

II.4.2. Quantité de matières éliminées

Le dessableur élimine 80% de la matière minérale existant dans les eaux usées. La matière minérale représente 20% de la charge en matière en suspension (MES), les 80% restants, représentent les matières volatiles en suspension (MVS) [15].

Partant de ces hypothèses, s'ensuit :

1. Les matières minérales totales (MMT)=Charges en MES*0,2,
2. Les matières minérales éliminées par le dessableur ($MM_{\text{éliminées}}$)= MMT*0,80,
3. Les matières minérales restantes (MMR)=MMT- $MM_{\text{éliminées}}$
4. MES sortant du dessableur=0,80*charges en MES+ MMR.

II.5. Sous-produits du dessablage/dégraissage

II.5.1 Quantité de sable

Le terme "sable" correspond à un ensemble hétéroclite d'une multitude de composés tels que des noyaux et des pépins de fruits, des matières plastiques, ou encore des produits issus de la dégradation de la chaussée ou des chantiers urbains. Théoriquement, le dessablage élimine 90% des particules de taille supérieure ou égale à 200 μm . Cependant, il est difficile d'évaluer la production et la composition exacte du sable car elles sont très dépendantes du type de réseau [19].

II.5.2. Devenir des sables

Les sables peuvent contenir des éléments polluants comme des métaux lourds issus notamment des réseaux pluviaux et ils sont souvent carencés en azote ce qui exclue leur valorisation agricole. Ils peuvent cependant être utilisés en tant que sables de remblais [19].

II.5.3. Quantité de graisse

Les teneurs en graisses sont évaluées par la mesure des MEH (Matières Extractibles à l'Hexane). En général, la quantité de graisse arrivant en station est estimée à 16 g MEH/EH/jour. On peut noter que les graisses présentes dans les eaux usées constituent entre 30 et 35% de la DCO en tête de station. On a 1 g de graisse \approx 2,5 g DCO [19].

Chapitre II : Les prétraitements physiques

II.5.4. Devenir des graisses

On constate que la revalorisation des sous-produits gras est quasiment inexistante, et que l'épandage agricole est peu recommandé car la valeur nutritive des graisses est relativement faible (3 kg N/tonne). La plupart du temps, elles sont incinérées or ce n'est pas possible. L'hydrolyse par traitement biologique aéré est de plus en plus utilisée [19].

II.6. Degraissage-deshuilage

L'opération de graissage-deshuilage consiste à séparer de l'effluent brut, les huiles et les graisses par flottation. Souvent ces opérations sont combinées dans un même ouvrage ou la réduction de vitesse dépose les sables et laisse flotter les graisses. On enlève ainsi de l'eau les éléments grossiers et les sables de dimension supérieure à 200 microns ainsi que 80 à 90 % des graisses et matières flottantes (soit 30 à 40 % des graisses totales) [21].

II.7. traitement primaire

Le traitement primaire consiste à réaliser l'étape de décantation qui élimine jusqu'à 60 % des matières en suspension (MES), et environ le tiers de la DBO₅ entrante. Les boues produites sont fortement organiques et fermentescibles et sont acheminées vers l'unité de traitement des boues. La phase aqueuse résultante, non-conforme aux seuils de rejet, est acheminée vers le traitement secondaire [22]. Si le traitement secondaire n'existe pas, comme c'est le cas dans de nombreuses villes côtières ou riveraines d'un grand fleuve, la décantation est optimisée par ajout de coagulant et de floculant qui améliorent notablement l'épuration. La décantation a lieu dans des décanteurs circulaires à racles ou dans des décanteurs lamellaires. Le traitement primaire est une étape facultative. Dans de nombreuses stations, le flux prétraite est directement envoyé vers la phase de traitement secondaire.

II.8. Traitement secondaire

À l'issue des traitements précédents, la majorité des polluants est présente à l'état dissous. Le traitement secondaire de nature biologique a pour but d'éliminer la pollution carbone, azote et phosphore. Il utilise la capacité auto-épuratrice de microorganismes dédiés dont l'activité est améliorée en les plaçant dans des conditions optimales [22].

Chapitre III : Généralités sur les traitements biologiques

III.1. Introduction

Le traitement biologique des eaux usées est le procédé qui permet la dégradation des polluants grâce à l'action de micro-organismes. Ce processus existe spontanément dans les milieux naturels tels que les eaux superficielles suffisamment aérées. Une multitude d'organismes est associée à cette dégradation selon différents cycles de transformation. Parmi ces organismes, on trouve généralement des bactéries, des algues, des champignons et des protozoaires. Cette microflore, extrêmement riche, peut s'adapter à divers types de polluants qu'elle consomme sous forme de nourriture (substrats). Il est ainsi possible d'utiliser systématiquement cette microflore dans un processus contrôlé pour réaliser l'épuration des eaux résiduaires.

La pollution des eaux résiduaires urbaines et industrielles peut se caractériser selon son état (solide, colloïdal ou en suspension) et sa nature (minérale ou organique).

L'élimination de la pollution organique sous forme finement colloïdale ou en solution, est essentiellement le fait de procédés d'épuration biologiques. Dans l'état actuel de nos connaissances, la voie biologique constitue, en raison de son efficacité et de sa rusticité, le mode le plus utilisé d'épuration secondaire des eaux résiduaires urbaines et de certaines eaux industrielles.

III.3. Principe de l'épuration biologique

L'épuration biologique consiste à provoquer en présence ou non d'oxygène une prolifération plus ou moins contrôlée de micro-organismes capables de dégrader les matières organiques apportées par l'effluent. Il s'agit en fait d'un véritable transfert d'une forme non accessible de la pollution (matières colloïdales et dissoutes) en une forme manipulable (suspension de micro-organismes) [17].

Les micro-organismes responsables de l'épuration s'agglomèrent sous forme de floccs et se développent en utilisant la pollution comme substrat nécessaire à la production d'énergie vitale et à la synthèse de nouvelles cellules vivantes (Figure III.1). Une partie des éléments polluants qui n'est pas dégradée biologiquement peut être adsorbée et incorporée aux floccs de boues [17].

Chapitre III : Généralités sur les traitements biologiques

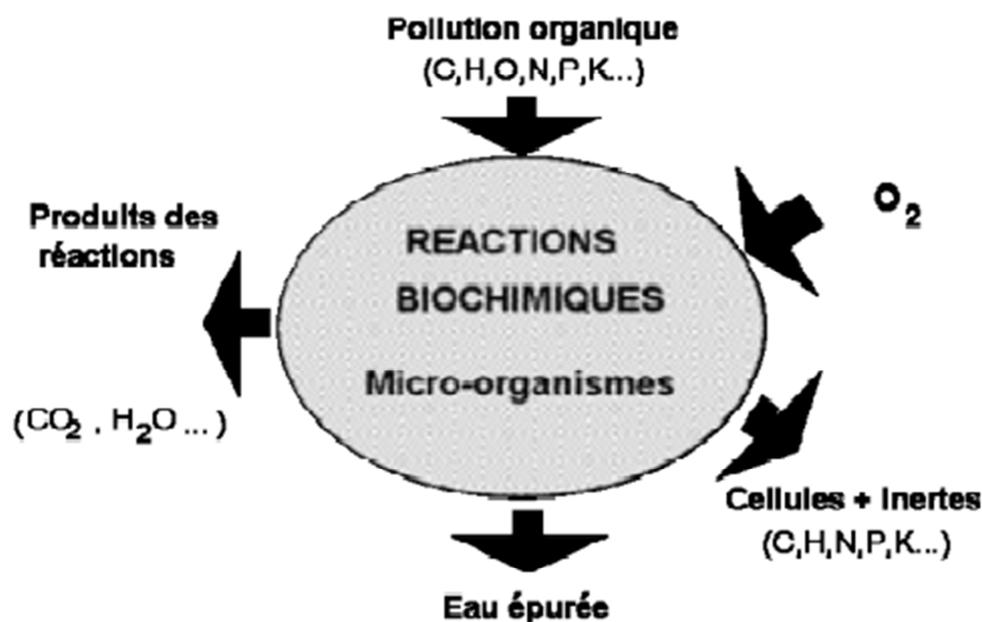


Figure III.1 : Principe de l'épuration biologique aérobie

III.4. Les boues activées

Les boues activées sont principalement une suspension d'agrégats biologiques. De nombreux micro-organismes ayant différentes vitesses de croissance, tels que les bactéries, les algues, les champignons et les protozoaires sont associés à ce processus de dégradation. Les bactéries restent cependant les micro-organismes les plus impliqués dans ce processus (environ 95 % des micro-organismes présents dans une boue activée) [17].

III.5. Mode de dégradation

Certaines molécules en suspension diffusent directement à travers les membranes cellulaires. D'autres, plus grosses ou plus complexes, doivent subir un traitement préalable d'hydrolyse par des enzymes extracellulaires sécrétées dans ce but par les bactéries. Les produits ayant diffusés à l'intérieur de la cellule sont transformés par d'autres réactions métaboliques. Tous ces processus biochimiques nécessitent la présence et l'utilisation de catalyseurs très spécifiques : les enzymes [11].

Une phase de transport permet d'amener les polluants (solubles et insolubles) du sein du liquide à la surface de la bactérie. Le substrat soluble diffuse facilement à travers la membrane, alors que les matières insolubles (particules, colloïdes et grosses molécules) sont,

Chapitre III : Généralités sur les traitements biologiques

après leur adsorption à la surface de la bactérie, hydrolysées par des exo-enzymes avant d'être à leurs tours facilement assimilables. C'est au sein de la cellule que s'effectue la métabolisation des polluants.

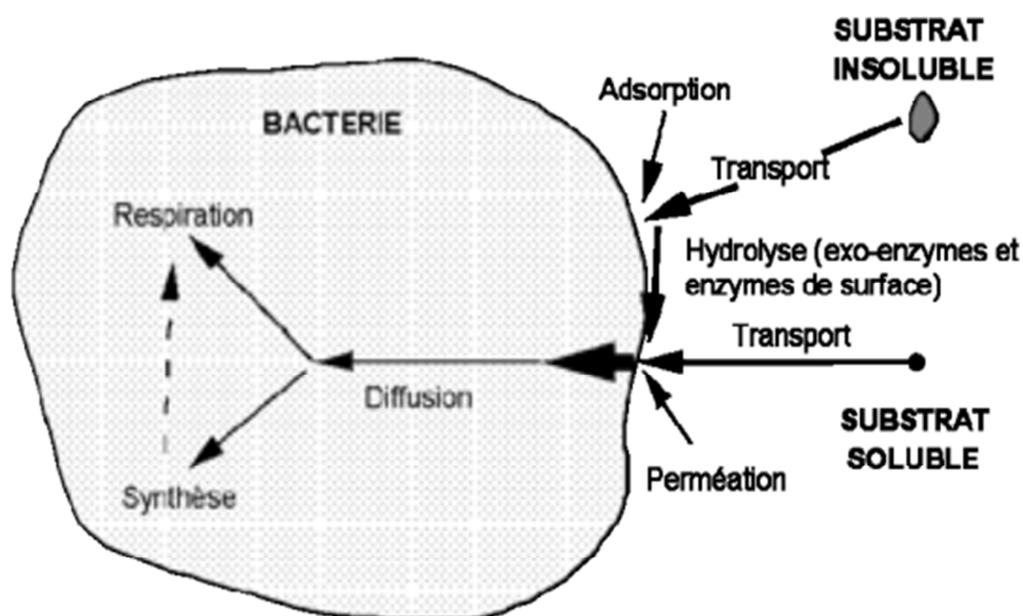


Figure III.2 : Schéma de principe de la nutrition bactérienne

Cette étape, beaucoup plus lente que les précédentes, se divise en trois parties (Figure III.2):

- ✓ L'assimilation (ou anabolisme) qui est l'utilisation des matières polluantes pour la synthèse de nouvelles cellules
- ✓ La respiration (ou catabolisme) qui permet la combustion des substrats afin de libérer l'énergie nécessaire aux micro-organismes pour assurer leurs fonctions vitales
- ✓ La respiration endogène au cours de laquelle les micro-organismes utilisent leur propre matière en guise de substrat.

L'adaptation ou l'acclimatation des micro-organismes à divers types de substrats est possible mais elle a toutefois ses limites. C'est pourquoi la qualité des eaux résiduaires doit être contrôlée en laboratoire dans le but de décider si ces eaux peuvent être soumises à un procédé de traitement biologique [11].

Chapitre III : Généralités sur les traitements biologiques

Pour juger des chances de réussite de l'épuration d'eaux résiduaires par un procédé biologique, on se sert généralement du rapport DCO/DBO₅. Ainsi sur la base de ce rapport, on peut établir le classement suivant:

1. DCO/DBO₅ < 1,66: Eaux résiduaires susceptibles d'être facilement traitées biologiquement.
2. 1,66 < DCO/DBO₅ < 2,5: Eaux résiduaires susceptibles de subir un traitement biologique.
3. 2,5 < DCO/DBO₅ < 5: Eaux résiduaires non susceptibles de subir un traitement biologique ou nécessitant une acclimatation préalable des micro-organismes impliqués.

L'acclimatation doit se faire sur des eaux diluées. En outre, le pH, la température, les substances minérales et les substances inhibitrices et toxiques sont les paramètres les plus importantes à maîtriser pour l'utilisation des procédés biologiques. Pour les procédés aérobies, la plage de pH se situe en général entre 6,5 et 8.

Selon que l'oxydation se produit en présence d'oxygène dissous dans l'eau (processus aérobie) ou qu'au contraire il y a transfert de l'hydrogène du combustible brûlé à un accepteur d'hydrogène autre que l'oxygène moléculaire (processus anaérobie), la nature des produits de l'oxydation sera différente. Dans les processus aérobies les produits sont CO₂, H₂O, NH₃ ou NO₃ alors que dans les processus anaérobies les produits sont le CO₂, CH₄ et acides gras.

Ainsi, on distingue les enzymes extracellulaires qui provoquent la destruction des structures moléculaires trop complexes pour pénétrer au sein de la cellule et les enzymes intracellulaires qui assurent l'assimilation et sont par conséquent, à l'origine de la prolifération des cellules [11].

Il existe deux catégories de traitement biologiques [11] :

1- Culture libre :

- Les boues activées
- Le lagunage
- La digestion anaérobie

2- Culture fixe

- Les lits bactériens.

Chapitre III : Généralités sur les traitements biologiques

- Filtre biologique
- Disque biologique

L'épuration biologique peut s'effectuer par voie aérobie ou anaérobie. Dans les deux cas ce sont des micro-organismes adaptés au procédé qui se multiplient en absorbant la pollution organique (bactéries hétérotrophes assimilant les matières organiques).

Voie aérobie

Au cours de la croissance aérobie, l'énergie prélevée de la transformation du carbone organique, devient une énergie disponible pour la synthèse

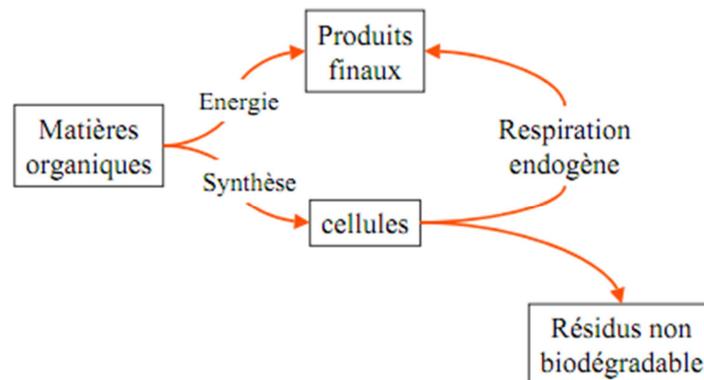


Figure III.3 : Mécanisme de l'oxydation biologique aérobie [11].

Voie anaérobie

La conversion anaérobie des matières solides organiques en sous-produits inoffensifs est très complexe et résulte de multiples réactions comme cela est indiqué sur le schéma ci-dessous,

Chapitre III : Généralités sur les traitements biologiques

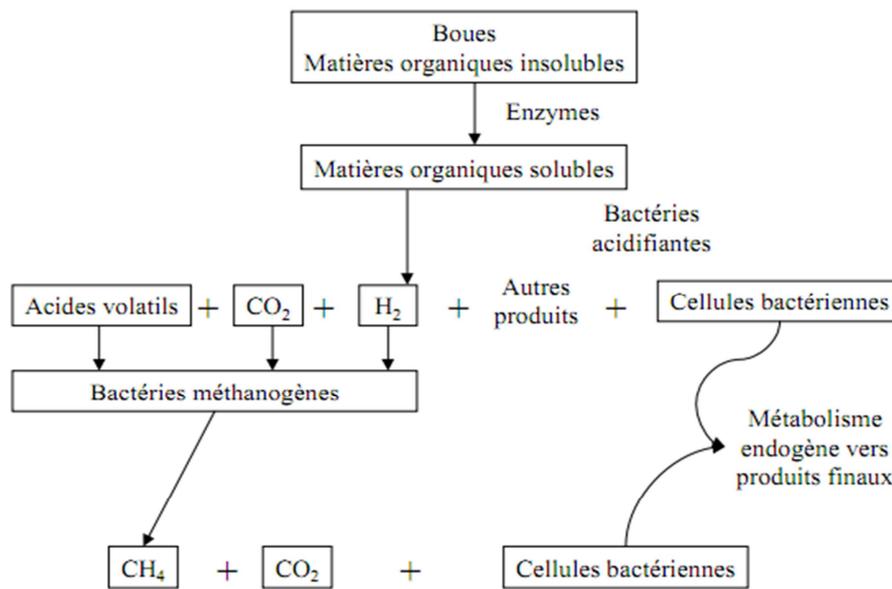


Figure III.4 : Mécanisme de la digestion anaérobie des boues [11].

Les traitements aérobies sont les plus répandus, les traitements anaérobies restant réservés, aux cas de pollution fortement concentrée pour laquelle l'apport d'O₂ en quantité suffisante pose un problème.

III.6. Elimination de la pollution azotée

La dégradation bactérienne de la pollution azotée s'effectue en plusieurs étapes représentées sur la figure III.5 [23].

a) L'ammonification : Il s'agit de la transformation de l'azote organique (c'est-à-dire lié à un radical carbone) en azote ammoniacal, réalisée par des réactions de type hydrolyse, désamination oxydative et désamination réductive.

b) L'assimilation : Il s'agit de l'utilisation d'une partie de l'azote ammoniacal pour la synthèse cellulaire, c'est-à-dire comme élément constitutif de la biomasse.

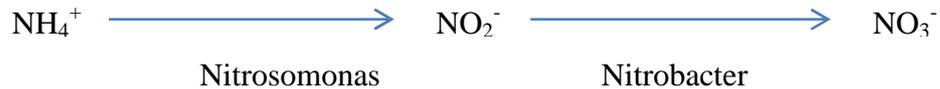
c) Nitrification

C'est la transformation de l'azote ammoniacal en nitrate. Cette oxydation biologique s'effectue en deux phases sous l'action de micro-organismes autotrophes qui utilisent l'énergie de la réaction pour réduire le CO₂ et ainsi incorporer le carbone.

La nitrification, qui est la transformation de l'ammonium en nitrite, est essentiellement liée aux Nitrosobactéries (genre Nitrosomonas) alors que la nitrification, au cours de laquelle

Chapitre III : Généralités sur les traitements biologiques

les nitrites sont oxydés en nitrates, est principalement l'œuvre des Nitrobactéries (genre Nitrobacter). Ces bactéries nitrifiantes, du fait de leur très faible taux de croissance se trouvent en large minorité au sein des boues activées (de 0.1 à 5% de la biomasse totale d'une boue activée).



b) Dénitrification

Consiste en la réduction des nitrates formes en azote gazeux par des bactéries hétérotrophes placées dans un milieu pauvre en oxygène. L'oxygène combine des nitrates sert à dégrader le carbone organique nécessaire a la croissance de ces bactéries [24]. On estime que 25 à 40% de la biomasse d'une boue activée est dénitrifiant facultative.

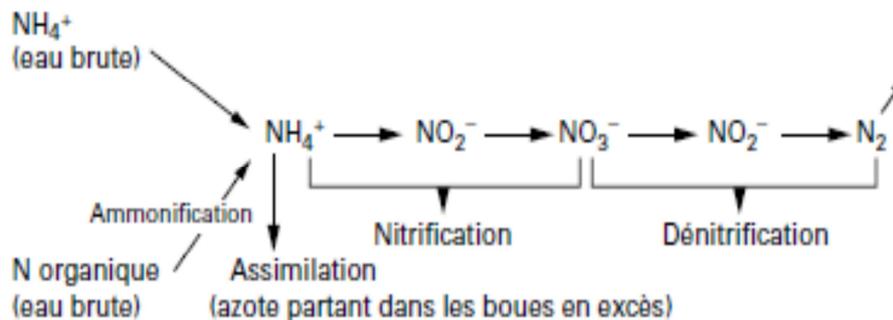


Figure III.5 : Les différentes étapes de la métabolisation de la pollution azotée [6sahtout].

III.7. Mécanisme de l'élimination biologique du phosphore

Le principe de la déphosphatation biologique consiste en une suraccumulation de phosphore dans une biomasse. Si des teneurs de 2 à 3 % en phosphore dans les boues sont obtenues sous des conditions normales de dégradation d'un substrat organique, le mécanisme de suraccumulation nécessite de placer la biomasse alternativement en phase anaérobie (sans oxygène même lié à un composé chimique) et aérobie [21]. En globalité, une biomasse déphosphatante, dans laquelle bien entendu existent d'autres bactéries, pourra stocker jusqu'à 6 % de son poids sec en phosphore. Les réactions intervenant dans chaque zone peuvent être résumées ainsi (figure III.6) :

Chapitre III : Généralités sur les traitements biologiques

a) **zone anaérobie** : Synthèse de réserves de polyhydroxybutyrate (PHB) via les ions acétate produits à partir du substrat organique de l'eau à traiter, relargage par les micro-organismes dephosphatants du phosphore intracellulaire [25, 21].

b) **zone aérobie** : Suraccumulation du phosphore sous forme de granules de polyphosphate, consommation des réserves de PHB. Ces phénomènes, indispensables au processus de dephosphatation biologique, vont conditionner la conception des filières de traitement [21]. Le schéma de base devra comporter au moins une zone anaérobie où se produira le relargage du phosphore et au moins une zone aérée où les réactions de surassimilation se réaliseront.

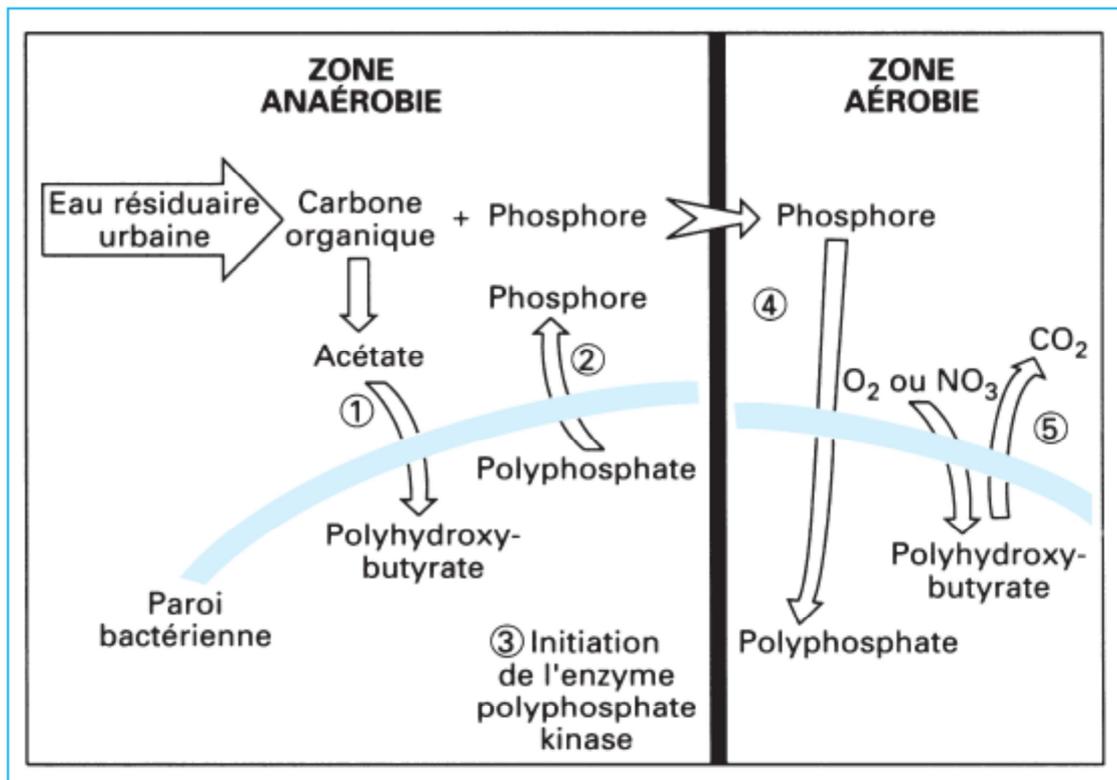


Figure III.6: Principales étapes de la déphosphatation biologique [26].

Chapitre V : L'aération dans les bassins à boues activées

V.1. Introduction

Le développement important des procédés d'épuration biologique par boues activées, dès l'origine, posait le problème de l'apport de l'oxygène nécessaire à la vie bactérienne en suspension. Les systèmes d'aération équipant un bassin d'épuration biologique ont un double but [11, 30,31] :

1. Apporter aux micro-organismes aérobies l'oxygène, généralement emprunté à l'air, dont ils ont besoin ;
2. Induire une homogénéisation et un brassage suffisants de façon à assurer un contact intime entre le milieu vivant, les éléments polluants et l'eau ainsi oxygénée.

Ces systèmes sont constitués le plus souvent d'un appareil ou d'un ensemble d'appareils placés dans un bassin de volume et de forme déterminés, réalisant simultanément ces deux fonctions.

V.2. Aérateurs de surface

Les aérateurs de surface se divisent en deux groupes :

- Les aérateurs à vitesse lente.
- Les aérateurs à vitesse rapide.

Ces systèmes peuvent être fixes ou bien flottants et présenter un montage à axe vertical ou bien à axe horizontal.

V.2.1. Aérateur à vitesse lente à axe vertical

Les aérateurs de cette catégorie, la plus ancienne, génèrent un écoulement axial ascendant dans les bassins. L'eau est aspirée depuis le fond du bassin puis est projetée latéralement dans l'air. Ils créent donc un flux de renouvellement du liquide aussi élevé que possible à l'interface air-liquide [11,32].

Ces aérateurs ont une grande capacité de mise en circulation du liquide et un bon taux de transfert de l'oxygène, mais souffrent de coûts d'achat et de maintenance élevés. Ces systèmes génèrent également un certain risque de nuisances (aérosols, bruits, odeurs nauséabondes).

Chapitre V : L'aération dans les bassins à boues activées

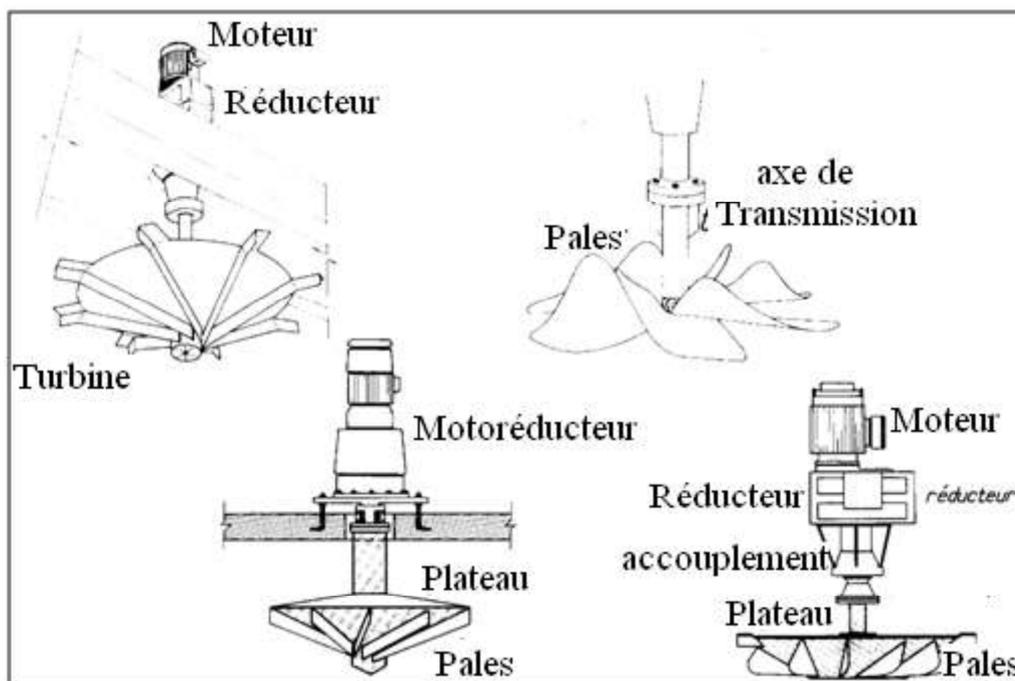


Figure V.1: Turbine lentes ouvertes.

V.2.2. Aérateur à vitesse lente à axe horizontal

Ces appareils sont similaires aux aérateurs à axe vertical du fait de leurs fonctions simultanées d'oxygénation par projection aérienne et de brassage par mise en mouvement de la masse liquide. Ils sont destinés à des bassins d'aération en boucle fermée (chenaux) de profondeur modérée, dans lesquels ils induisent un flux horizontal. Pour ces aérateurs, les mobiles d'agitation sont des cylindres horizontaux (appelés aussi brosses) sur lesquels sont soudées des pales de formes diverses (Figure V.2) [30, 31, 32].



Figure V.2 : Aérateur de brosse.

Chapitre V : L'aération dans les bassins à boues activées

Les avantages de ces systèmes résident dans une bonne capacité de mélange et dans un bon taux de transfert de l'oxygène, mais leur cout d'achat reste élevé.

V.2.3. Aérateur à vitesse rapide à axe vertical

Ces aérateurs sont entrainés directement par un moteur électrique a 750 ou $1\,500\text{ min}^{-1}$ sans réducteur intermédiaire [25,33]. Une hélice de petit diamètre est généralement placée à l'intérieur d'une courte cheminée. L'ensemble mécanique est fréquemment supporté par un ou plusieurs flotteurs [32]. Les deux avantages de ces systèmes sont leur prix modéré et une grande flexibilité d'emploi. Mais ils sont gourmands en énergie, ont une faible capacité d'agitation et le transfert d'oxygène est peu élevé. Ils sont mieux adaptés au lagunage qu'aux bassins à boues activées, ou les dépôts sont à éviter. Leur conception est totalement analogue à celle présentée sur la Figure V.3.



Figure V.3: Turbine de surface à vitesse rapide.

V.2.4. Aérateur à vitesse rapide à axe horizontal

Ils sont constitués d'une hélice située sous l'eau (et non à l'interface air-eau) et attachée à un arbre plein ou creux. L'autre extrémité de l'arbre est hors de l'eau et fixée au moteur électrique. Quand l'hélice tourne à grande vitesse, entre $1\,800$ et $3\,600\text{ tr.min}^{-1}$, une

Chapitre V : L'aération dans les bassins à boues activées

dépression se forme autour d'elle. Ainsi l'air est aspire, mélange a l'eau et évacue. Les avantages de ces systèmes sont l'absence de projection d'eau et de limitation de taille des bassins, un faible cout d'achat et une bonne capacité de mélange [11,25 ,32].

De plus, ils sont portables et génèrent moins de bruit que les autres systèmes [25, 31]. Les inconvénients sont la mauvaise aptitude à transférer l'oxygène et les difficultés liées à la conception mécanique.

V.2.5. Aérateur par air surpressé

L'aération par air surpressé consiste à insuffler de l'air dans la masse liquide à des profondeurs variant de 1 à plus de 10 m dans certains cas. Les systèmes utilisés se divisent en trois grandes familles en fonction de la dimension des bulles générées [25, 32, 34]

- a) Grosses bulles ($d > 6$ mm) : cannes verticales, diffuseurs à larges orifices.
- b) Moyennes bulles (4 mm $< d < 6$ mm) : divers diffuseurs permettent de réduire la dimension des bulles libérées : clapets, petits orifices...etc.
- c) Fines bulles : diffusion d'air à travers des corps poreux ou des membranes élastiques finement perforées.

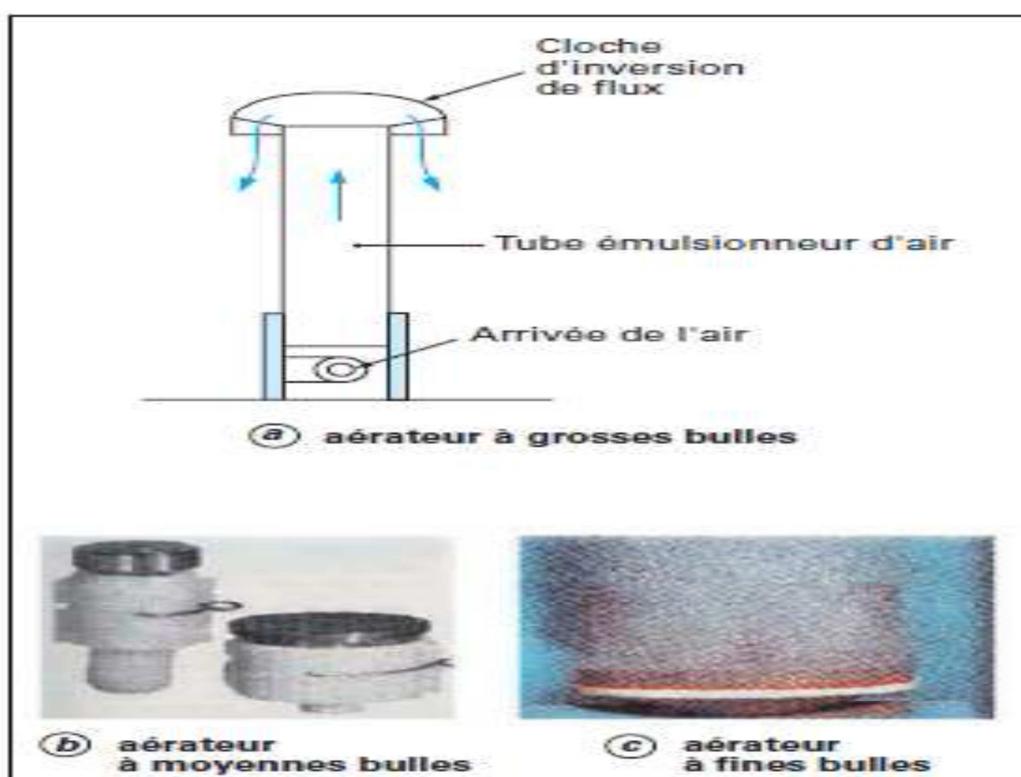


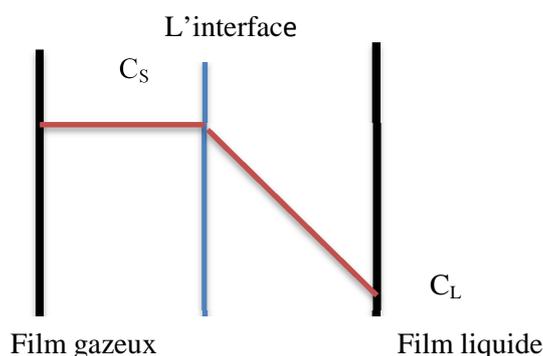
Figure V.4 : Systèmes d'aération par air surpressé [25].

Chapitre V : L'aération dans les bassins à boues activées

Les aérateurs à grosses bulles ont l'avantage de ne pas se colmater, de maintenir la température du liquide et d'avoir des couts de maintenance faible. Mais le taux de transfert de l'oxygène reste faible. Les aérateurs à fines bulles ont l'avantage d'une grande flexibilité et d'une bonne capacité de mélange et de maintien de la température. Leur inconvénient principal est leur cout d'achat et d'entretien élevé, car ils nécessitent des filtres et des équipements auxiliaires pour ne pas se colmater [32].

V.3. Théorie relative au transfert des gaz

Cette théorie vise à expliqués le transfert d'un gaz de la phase gazeuse à la phase liquide en considérant les deux barrières qui constituent les deux films gazeux et liquide à l'interface. La concentration en O_2 qui passe de la phase gazeuse à la phase liquide s'exprime comme suit et obéit à la loi de Fick



Bilan matière sur l'oxygène en phase liquide (loi de Fick)

$$\frac{-dC}{dt} = K_L A (C_s - C_L)$$

Avec :

dC/dt : Gradient de concentration en oxygène en fonction du temps

C_s : Concentration de saturation du gaz à l'interface.

C_L : Concentration en oxygène dans le liquide.

A : Surface à laquelle se fait la diffusion.

Chapitre V : L'aération dans les bassins à boues activées

K_L : Coefficient de transfert gaz-liquide.

On pose $K_L.A=K$ coefficient global de transfert (h^{-1})

Après intégration entre C_0 et C_L

$$\ln \frac{C_s - C_0}{C_s - C_L}$$

V.3.1. Vitesse de transfert d'oxygène

Le transfert d'oxygène se fait par transfert vers la surface du liquide (saturation), transfert du film par diffusion moléculaire et transfert dans la masse du liquide par diffusion et convection. La vitesse de transfert en oxygène peut être exprimée selon la loi suivante [17] :

$$N = K_L A (C_s - C_L)$$

V.3.2. Capacité d'oxygénation

Dans l'évaluation d'un aérateur, la quantité d'oxygène transféré est estimée dans des conditions standards, correspondant à une température de 20° C et sous la pression atmosphérique normale. Le taux d'oxygène transféré par l'aérateur est caractérisé par sa capacité d'oxygénation (CO) qui est définie comme le taux de transfert d'oxygène dC/dt pour une concentration en oxygène initiale $C_L = 0$ et dans les conditions de température et de pression standard [23, 32, 34].

On exprime CO (quantité d'O₂/h) par la relation suivante :

$$CO = \frac{dC}{dt} = K_L a C_s V$$

Avec V est le volume du bassin d'aération

V.4. Facteurs affectant le transfert d'oxygène

Les paramètres qui gouvernant le transfert d'oxygène (C_s et $K_L a$) sont rectifiés lorsque les appareils d'aération sont utilisés dans les conditions réelles [17].

Chapitre V : L'aération dans les bassins à boues activées

Saturation en oxygène C_s

- La concentration de saturation en O_2 dans l'eau est reliée à la pression partielle de l'oxygène. Elle s'écrit :

$$C_s = H \cdot P$$

Avec :

H : Constante de Henry.

P : pression partielle d' O_2 (pour l'air 0,209 la pression totale).

- L'effet de la température peut être exprimé par la relation suivante

$$C_s = \frac{483,7}{32,71 + T} \quad C_s \text{ en } \frac{mg}{L} \text{ et } T \text{ en } ^\circ C$$

Effet des caractéristiques des eaux usées sur le transfert de l'oxygène

Lorsque l'oxygène est fourni pour le traitement biologique aérobie d'eaux usées, il est nécessaire de définir un facteur de correction qui établit un rapport entre le transfert d'oxygène et la nature des déchets. Ce facteur de correction établit le rapport entre le coefficient de transfert de masse globale (K_{La}) pour les eaux usées et celui de l'eau du robinet défini précédemment

Aucune entrée de table des matières n'a été trouvée.

$$\alpha = K_{La} (\text{eaux usées}) / K_{La} (\text{eau du robinet})$$

La valeur de α dépend de plusieurs variables :

1. La température de la liqueur mixte,
2. La nature des constituants dissous, organiques et minéraux,
3. Le niveau de l'agitation du bassin d'aération, généralement exprime en termes de HP pour 1000 gallons de volume du bassin,
4. Les caractéristiques de l'équipement d'aération,
5. La profondeur du liquide et la géométrie du bassin d'aération.

La température

$$K_L a.T = K_L \cdot a_{20^\circ} \cdot \theta^{T-20}$$

θ égale 1,016 à 1,037 [17].

VI.1. Introduction

La biofiltration (filtre biologique) est une technique biologique ayant fait l'objet de nombreuses applications industrielles pour la dépollution des gaz ou de l'eau. Cette technique consiste à forcer le passage du gaz ou de l'effluent à traiter au travers un matériau granulaire sur lequel sont fixés les micro-organismes épurateurs. L'installation est appelée biofiltre.

Pour le traitement des eaux usées, les systèmes biologiques immergés à cultures fixées inspirés des filtres de production de l'eau potable, sont apparus en France il y a environ 20 ans. Les biofiltres permettent selon leur configuration d'éliminer la pollution carbonée et/ou azotée par Nitrification-Dénitrification.

VI.2. Principe de fonctionnement

Le principe de la biofiltration repose sur l'utilisation d'un matériau filtrant de type granulaire colonisé par une biomasse épuratrice et à travers lequel transite l'effluent à traiter. Les procédés techniques de biofiltration, développés par les différents constructeurs, se distinguent par leurs modes de fonctionnement. Ainsi, le système d'alimentation en eau peut être placé en bas ou en haut du biofiltre; les flux d'eau étant alors ascendants ou descendants [20].

VI.2.Principales caractéristiques techniques

VI.2.1. Matériau support

Les matériaux utilisés doivent présenter les caractéristiques suivantes [20]:

1. Capacité de rétention importante,
2. Doit être insoluble,
3. Inattaquable par les solides retenues,
4. La fixation et le développement du biofilm doit être rapide et facile.

Le choix de la granulométrie du matériau résulte d'un compromis entre les deux exigences contradictoires suivantes [35] :

1. Une faible granulométrie pour accroître la surface de fixation de la biomasse et améliorer la filtration,
2. Une forte granulométrie pour éviter un colmatage trop rapide et pour réduire les contraintes de lavage.

Les caractéristiques du matériaux sont généralement les suivantes :

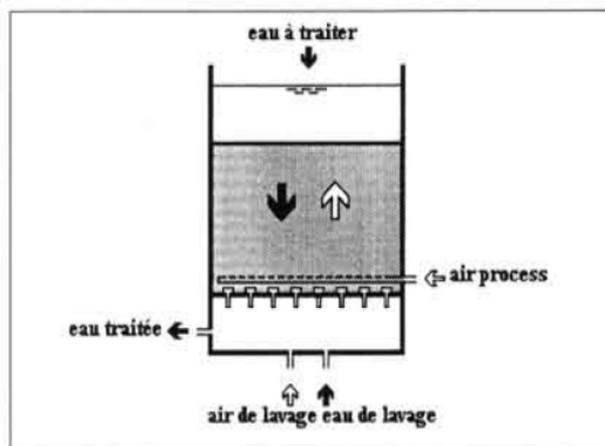
- ✓ Granulométrie comprise entre 2 et 6mm, fonction de la charge en matières en suspension de l'eau à traiter ;
- ✓ Densité apparente de l'ordre de 1 à 1,5 ; des valeurs supérieures impliquant des puissances énergétiques élevées lors du détassage afin de mettre en expansion l'ensemble du matériau ;
- ✓ Homogénéité des grains pour limiter les risques de colmatage par les fines particules ;
- ✓ Bonne résistance à l'attrition : le support doit conserver dans le temps ses caractéristiques de forme et de diamètre.

La nature même des matériaux ne semble pas avoir un rôle majeur sur l'épuration d'après les expérimentations. Pour le traitement des eaux urbaines, les matériaux les plus utilisés font appel à des argiles ou schistes.

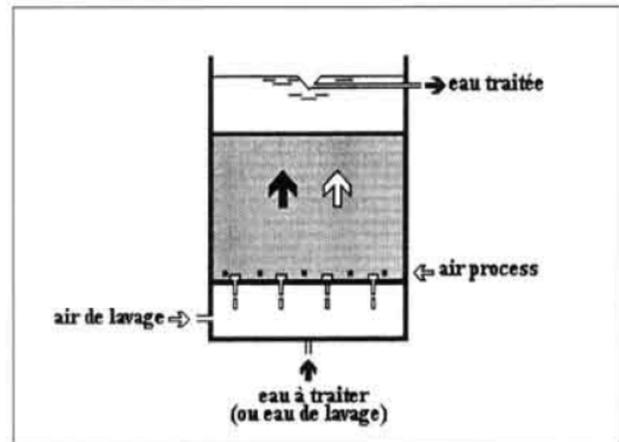
VI.2.2. Sens de circulation des fluides

Le sens d'écoulement des fluides caractérise les différents types de biofiltre. On distingue :

- 1- Les réacteurs à flux ascendant (co-courant) ou l'eau et l'air circulent dans le même sens, exemple procédé Biofor.
- 2- Les réacteurs à flux d'eau descendant (ou contre-courant) dans lesquels l'eau et l'air circulent en sens inverses, exemple procédé Biocarbone.



Procédé Biocarbone contre-courant



procédé Biofor co-courant

Figure VI.1 : Sens de circulation eau/air dans un biofiltre.

Le mode d'alimentation à co-courant faciliterait la circulation et la répartition des fluides, alors que le mode à contre-courant optimiserait le transfert de l'oxygène dans le réacteur.

Les avantages et inconvénients de chacun des procédés sont difficiles à cerner. Les informations sont données sous toute réserve car chaque constructeur défend avec acharnement sa réalisation. Néanmoins, on peut lister ces paramètres.

Tableau VI.1 : Avantages et inconvénient des sens de circulation des fluides [20].

<i>Flux co-courant ou ascendant</i>	<i>Flux contre-courant ou descendant</i>
Colmatage très fréquent	Peu de colmatage
Matériau ne se tasse pas Rétention homogène des MES Forte capacité de stockage des MES Lavage nécessite peu d'énergie	Matériau se tasse Capacité de rétention limitée Forte énergie en début de lavage
Rendement oxygénation élevé	Bonne dissolution de l'oxygène
Meilleur aspect esthétique car l'eau traitée en surface à la vue de tous	Aspect esthétique laissant à désirer car l'eau brute en surface à la vue de tous
Bonne répartition des fluides sans passages préférentiels	Colmatage en haut du filtre et dans le sens du filtre lors du lavage. Les MES sont éliminées en premier

VI.2.3. Lavage

La rétention des MES et le développement de la biomasse à l'intérieur des espaces interstitiels entraînent un colmatage progressif de la masse filtrante. Un biofiltre est lavé en moyenne une fois par jours, généralement la nuit. Sauf en cas de problème particulier de colmatage.

Une séquence de lavage d'une durée de 20 à 30 minutes s'organise comme suit :

1. Détassage du matériau par insufflation d'air à un débit d'environ $50 \text{ Nm}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$,
2. Lavage à l'eau et à l'air pour décrocher la fraction de biomasse en excès,
3. Rinçage complet d'un débit de $50 \text{ Nm}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$ et évacuation des eaux sales.

Un lavage complet d'un biofiltre exige 6 séquences décrites ci-dessus. Le temps nécessaire et compris entre 1 h 20 et 2 heures en moyenne. Il existe aussi des miniséquences. L'eau perdue lors de chaque lavage est de l'ordre de 3 fois le volume du matériau.

La charge hydraulique superficielle peut atteindre des valeurs de 15 à 40 m/h. Pour éviter tout problème de décantation, une bêche d'eau sale de lavage s'impose. Une période de redémarrage du biofiltre est nécessaire. Celui-ci retrouve son rendement initial au bout de 5 minutes.

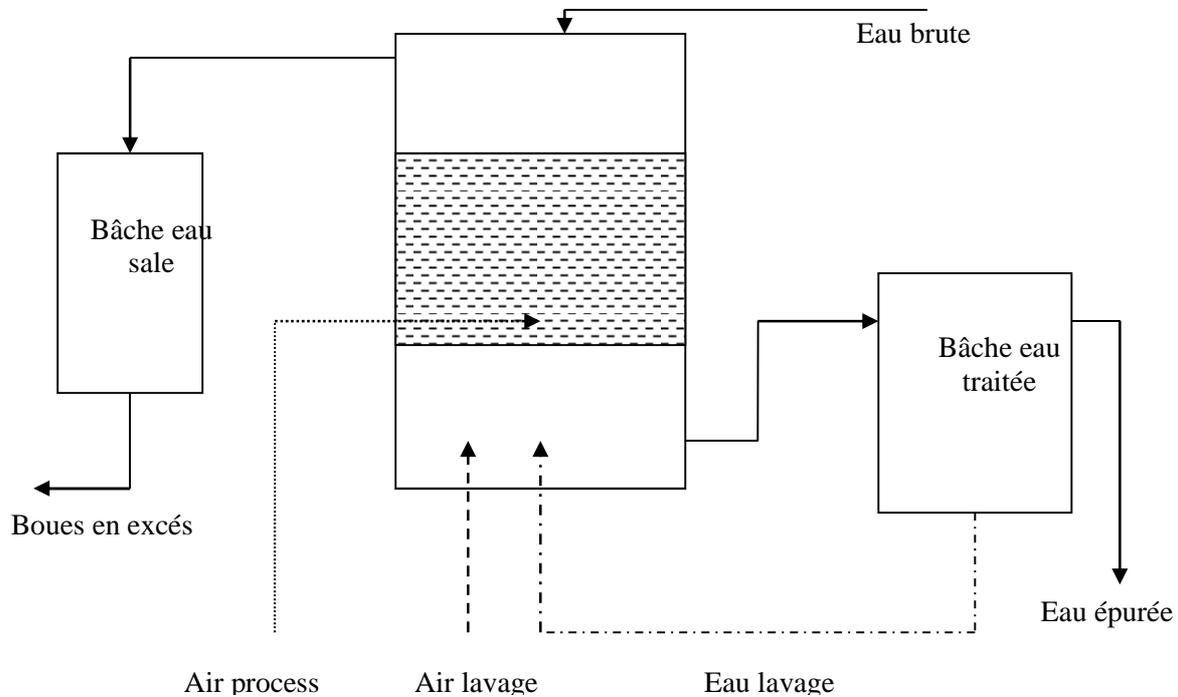


Figure VI.2 : Installation de lavage d'un biofiltre.

VI.3. Critères de dimensionnement

VI.3.1. Notion de charge-Production de boues

La charge hydraulique correspond au débit admissible par m^2 de filtre et par heure. Elle est définie par le rapport Q/S .

La fourchette la plus large possible, donnée par les constructeurs, se situe entre 4 et 10 m/h. Cette dernière valeur est réservée aux effluents très dilués. En pratique, on conseille des valeurs comprises entre 2 à 4 m/h.

La charge organique est le flux de pollution exprimé en DCO ou MES admis par m^3 de matériau filtrant et par jours. Dans le cas des biofiltres, on préfère utiliser la notion de charge volumique moyenne en $kg/m^3.j$. En général, la charge est 5 à 6 fois celle d'un bassin de boues activées. Les chiffres moyens sont de 3 à 8 kg de DCO m^3/j et de 1,7 $kg/m^3.j$ de MES.

La production de boues biologiques en excès a été évaluée dans deux cas différents. Si le biofiltre est employé en tant que traitement secondaire, les paramètres les plus importants

sont les MES et la pollution carbonée évaluée en DCO soluble (DCO_s) car seul cette fraction est éliminée par les bactéries. En effet, les phénomènes d'hydrolyse sont très faibles du fait du temps de contact excessivement court [20].

La production de boues biologiques se quantifie en kg/j par l'expression

$$P = 0,8 \text{ kg de MES/j} + 0,2 \text{ kg de } DCO_s/\text{j} + 0,2 \text{ kg de } N_N/\text{j}$$

- N_N représente la quantité d'azote à nitrifier. Cette quantité peut éventuellement être négligée si la fonction principale du biofiltre est d'éliminer la pollution carbonée.

VI.2.2. Aération

L'air indispensable aux processus biochimique de dégradation de la pollution par les bactéries épuratrices est dénommé air procédé ou air process. Sa répartition doit être uniforme à la base du massif filtrant.

Ce système présente des déperditions importantes. En effet, seulement 10 % de l'air injecté se retrouvent sous l'état dissous disponibles pour la biomasse. Au niveau biochimique, la respiration bactérienne en utilise 7/10 et le reste permet l'assimilation de la pollution. Des études ont montré que les besoins en oxygène étaient de 2,5 à 5 kg/kg DCO ce qui correspond à 5 Nm^3 d'air. L'apport doit être de 50 Nm^3 . En général, il est nécessaire de disposer respectivement de 50 et 250 Nm^3 par kg de DCO et Kg de NH_4^+ (1 Nm^3 = 1 normomètre cube indique une mesure établie à la pression atmosphérique normale de $1,013 \cdot 10^5 \text{ Pa} = 1 \text{ bar}$ et 0°C de température) [20].

Les besoins journaliers en Nm^3 par jours sont donnés par l'équation expérimentale ;

$$\text{besoin en } \frac{Nm^3}{j} = \frac{1,5}{h - 0,3} (37,5 DCO_s + 10 DCO_p)$$

Avec

DCO_s : DCO soluble éliminée en kg/j,

DCO_p : DCO particulaire = $DCO_{\text{totale}} - DCO_s$ en kg/j,

h : hauteur du matériau en m.

D'autre constructeur utilise l'expression

$$Q_m = 0,83 (35 DCO + 13 MES)$$

Le débit d'air maximal est de $40 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{j}$

VI.4. Avantage-Inconvénients

Le procédé boue activée est très efficace en termes de rendement épuratoires et de fiabilité. Il donne néanmoins un terrain d'une superficie suffisante. Une capacité épuratoire limitée à environ $1 \text{ kg}/\text{m}^3\text{j}$ en DBO_5 , une concentration en boues maximale admissible de l'ordre de 6 g/L et des problèmes de dilatabilité au niveau du clarificateur avec une possible sortie du lit de boue, sont quelques-uns des problèmes d'exploitation de ce type d'installation.

La concentration des MES dans l'eau traitée est de l'ordre de 5 mg/L ce qui permet, lors d'une désinfection en aval, de traiter à un taux inférieur de 30% par rapport à celui mis en place sur le rejet d'une boue activée [20].

La concentration de la pollution en entrée est limitée. Les maxima admissibles sont de 200 mg/L pour les MES et de 400 en ce qui concerne la DCO. Or, un effluent urbain moyen présente des taux de 300 et de 800 mg/L pour les mêmes paramètres. Un traitement primaire poussé s'impose. En générale, il s'agit d'un tamisage et d'une coagulation-décantation.

VI.5. Le biofiltre Biostyr (Filtres à matériau moins dense que l'eau)

Le biofiltre BIOSTYR, commercialisé par OTV, permet non seulement un abattement de la pollution organique et des matières en suspension mais aussi l'élimination des composés azotés par nitrification et dénitrification. Ce procédé est utilisé soit en traitement tertiaire, soit en traitement secondaire complet [35].

A. Principe de fonctionnement du biofiltre

Le biofiltre associe en un seul ouvrage un réacteur biologique à culture fixée et un séparateur de phases.

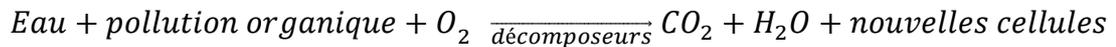
L'ouvrage est constitué de trois parties distinctes : (de la base au sommet)

- ✓ Une zone d'injection de l'effluent à traiter,
- ✓ Une zone contenant le matériau filtrant (BIOSTYRENE),

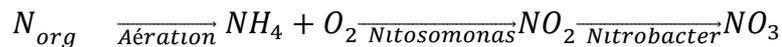
- ✓ Une zone de récupération de l'effluent filtré séparée de la zone précédente par un plancher crépiné [35].

Traitement classique d'un biofiltre

1. Abattement de la pollution carboné par transformation du carbone organique en carbone minéral par les micro-organismes.



2. Elimination de l'azote organique par nitrification, c'est-à-dire transformation de l'azote organique en nitrates.



3. Transformation de nitrate en azote gazeux par dénitrification. Ainsi, par dégazage, l'azote est éliminé.

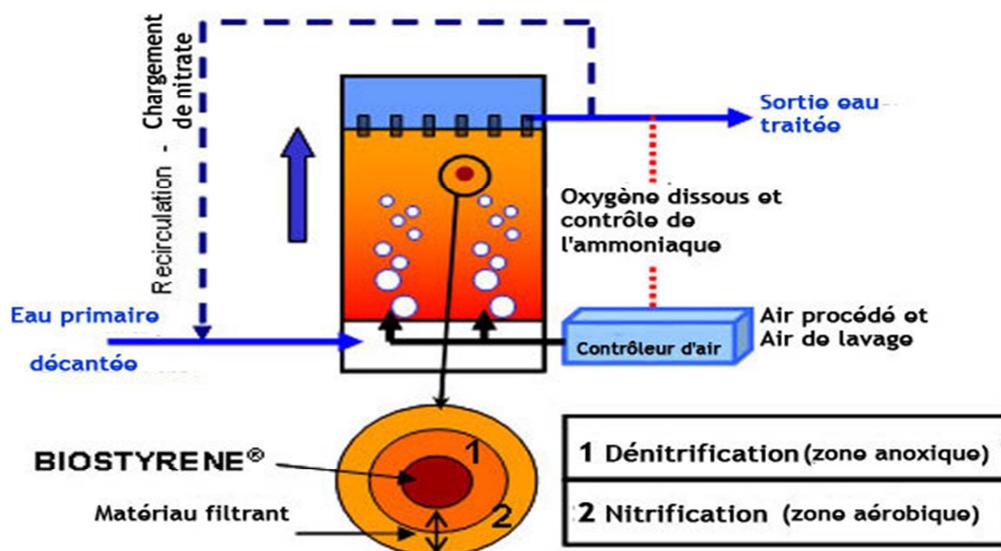


Figure VI.3 : Schéma d'un biostyr.

B. Cycle de filtration

L'ouvrage fonctionne en courant ascendant. L'air nécessaire à la croissance des micro-organismes de l'épuration est insufflé au sein du matériau et circule dans le même sens que l'eau : le système est co-courant. L'eau épurée est recueillie à la surface du procédé et le matériel filtrant doit être régénéré périodiquement [35].

C. . Cycle de régénération du garnissage

Le lavage s'effectue à contre-courant. L'injection d'eau épurée entraîne les matières en suspension, celles-ci se déposant au fond du biofiltre gravitairement. Les boues sont alors récupérées et évacuées à la base de l'ouvrage. Un cycle de lavage dure environ 12 minutes mais il faut tenir compte du temps de vidange du réservoir de stockage des eaux sales représentant 45 minutes.

Traitement de l'azote

Le traitement de l'azote est rendu possible du fait de :

- L'emplacement du processus d'aération est au cœur du matériau filtrant. Cette particularité permet la scission du médium filtrant en une partie aérobie où s'effectue la nitrification et une partie anoxique permettant la dénitrification de l'effluent.
- La re-circulation de l'effluent dans l'ouvrage. Lors de son premier passage, l'effluent est nitrifié dans la zone aérée. Lors des autres passages dans le biofiltre, l'effluent est dénitrifié en zone anaérobie. L'élimination de l'azote est due aux processus de nitrification / dénitrification (77 %) mais aussi à l'assimilation par les bactéries (16 %) et à la perte d'une partie de la matière lors des lavages (7 %) [35].

a. Nitrification

La nitrification de l'effluent s'effectue dans la zone aérée du matériau filtrant. L'efficacité de la nitrification peut être limitée par une forte DCO soluble à l'entrée de l'ouvrage. Les rendements d'élimination de $N-NH_4^+$ sont de 87 % pour une charge d'entrée de 0.7 kg de NH_4^+ (en sortie de traitement primaire) par m³ de matériau aéré par jour.

b. Dénitrification

Elle s'effectue dans la partie basse du médium filtrant en zone anoxique. La teneur en dioxygène de l'air de process peut constituer un facteur limitant au processus de dénitrification, les bactéries dénitrifiantes étant anaérobies strictes. D'autre part, l'efficacité de cette réaction de dénitrification dépend du rendement de la nitrification et donc du taux de recirculation établi et de la teneur en matières organiques solubles de l'effluent à l'entrée du biofiltre. Le rendement optimal de 100 % est obtenu pour un taux de recirculation de 230 % et pour un rapport DCO soluble/ NO_3 égal à 8. Le procédé biostyr ne peut donc être utilisé que pour des effluents de faible DCO [35].

Chapitre VII : Le Lagunage et l'Épuration Biologique Anaérobie

VII.1. Introduction

La station d'épuration traditionnelle, à boues activées, s'impose souvent à l'esprit lorsqu'il s'agit d'épuration des eaux usées. Pourtant, d'autres modes épuratoires existent. Ils s'appuient sur des processus d'autoépuration, se déroulent spontanément dans les étendues d'eau, dans lesquelles les microorganismes dégradent la matière organique et la transforment en éléments minéraux. C'est le cas du procédé de lagunage.

Le lagunage est simple, écologique, rustique, fiable et peu onéreux du fait de son fonctionnement non mécanisé, avec des résultats hautement satisfaisants en matière de décontamination. C'est en fait une forme naturelle et souple du traitement biologique des eaux usées.

VII.2. Principe de fonctionnement

Le traitement par lagunage est constitué d'une série de bassin artificiels, ou étangs, formés de digues, imperméabilisé, dans lesquels les eaux usées sont déversées et passent successivement et naturellement d'un bassin à l'autre, par gravitation [36], pendant un long temps de séjour. Différents assemblages de ces bassins sont possible en fonction de divers paramètres, tels que les conditions locales, les exigences sur la qualité de l'effluent final et le débit à traiter. Ces bassins fonctionnent comme des écosystème avec des relations de symbiose entre les différentes population composées de bactéries, de champignons, de protozoaires, de métazoaires, d'algues, de poissons, de plantes, etc. ces différents organismes interviennent afin d'éliminer la charge polluante contenue dans l'eau usée.

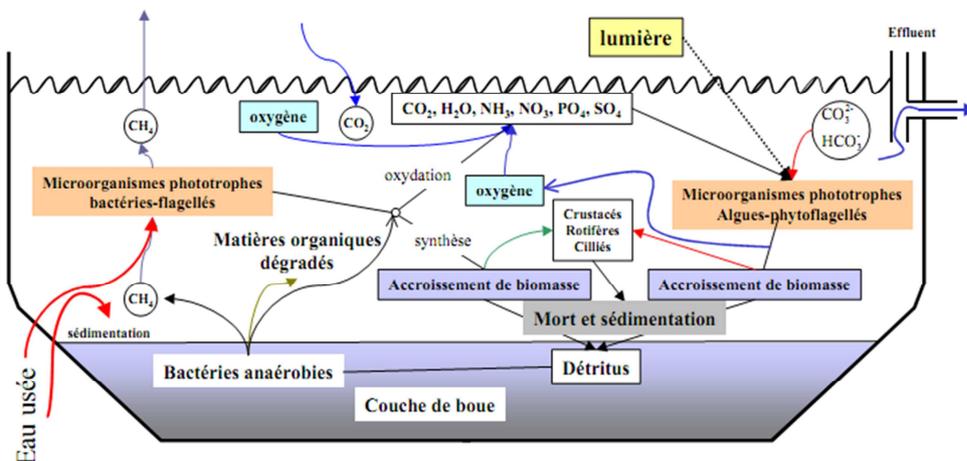


Figure VII.1 : Cycles Biologiques d'une lagune.

Chapitre VII : Le Lagunage et l'Épuration Biologique Anaérobie

De façon générale, le mécanisme, sur lequel repose le lagunage, est la photosynthèse. La tranche d'eau supérieure des bassins est exposée à la lumière. Ceci permet l'existence d'algues qui produisent l'oxygène nécessaire au développement et maintien des bactéries aérobies. Ces bactéries sont responsables de la dégradation de la matière organique. Le gaz carbonique formé par les bactéries, ainsi que les sels minéraux contenus dans les eaux usées, permettent aux algues de se multiplier. Il y'a ainsi prolifération de deux populations indépendantes : les bactéries et les algues planctoniques, également dénommées plantes microphytes. Ce cycle s'auto-entretient tant que le système reçoit de l'énergie solaire et de la matière organique.

En fond de bassin, où la lumière ne pénètre pas, ce sont des bactéries anaérobies qui dégradent les sédiments issus de la décantation de la matière organique. Un dégagement de gaz carbonique et de méthane se produit à ce niveau [37].

L'épuration des eaux usées dans un système de lagunage résulte donc d'une combinaison complexe de processus physiques, chimiques et biologiques, qui sont influencés par les conditions météorologiques, le type et la configuration des bassins, et la conception du système [38].

VII.3. Les différents types de lagunage

Il existe quatre types de lagunes :

1. Les lagunes anaérobies
2. Les lagunes dites « facultatives »
3. Les lagunes aérobies (ou de maturation)
4. Les lagunes à haut rendement

VII.3.1 *Le lagunage naturel:*

D'une profondeur de 1,2 à 1,5 m au maximum et de 0,8 m au minimum (afin d'éviter le développement de macrophytes), avec un temps de séjour de l'ordre du mois, ces bassins fonctionnent naturellement grâce à l'énergie solaire. On peut obtenir un rendement d'épuration de 90 %. Ces procédés sont très sensibles à la température et sont peu applicables aux régions froides.

Chapitre VII : Le Lagunage et l'Épuration Biologique Anaérobie

Leur dimensionnement est généralement basé, pour un climat tempéré, sur une charge journalière de 50 kg de DBO₅/ha.j, soit environ 10 m² par habitant.

La teneur en matière en suspension dans l'effluent traité reste élevée (de 50 à 150 mg/L). Aussi la DBO₅ en sortie est souvent supérieure à 50 mg/L [37].

V.II.3.2. Le lagunage aéré

En fournissant l'oxygène par un moyen mécanique, on réduit les volumes nécessaires et on peut accroître la profondeur de la lagune. La concentration en bactéries est plus importante qu'en lagunage naturel. Le temps de séjour est de l'ordre de 1 semaine et la profondeur de 1 à 4 m. Le rendement peut être 80 % et il n'y a pas de recyclage de boues. L'homogénéisation doit être satisfaisante pour éviter les dépôts.

Certains rejets industriels sont traités par ce procédé qui reste valable pour les produits organiques très lentement biodégradables. Ces rejets sont caractérisés par de faibles teneurs en MS et avec des DBO₅ dans la gamme 300-1500 ppm (Conserverie, Industrie Chimique (Phénols)). Le brassage est effectué par des turbines fixées sur des flotteurs amarrés au centre du bassin [37].

VII.3.3. Le lagunage anaérobie

Il n'est applicable que sur des effluents très concentrés et, le plus souvent comme prétraitement avant un étage aérobie. La couverture de ces lagunes et le traitement des gaz produits sont nécessaires vu les risques de nuisances élevés (odeurs).

Les temps de séjour sont souvent supérieurs à 50 jours. Les charges organiques appliquées sont de l'ordre de 0,01 de DBO₅ kg/m³.j. Une profondeur importante (5 à 6 m) est en principe un élément favorable au processus.

Dans la réalité, la classification aéro-anaérobie des lagunes n'est pas superflue, car dans les zones amont ou profondes des lagunes aérobies, on observe souvent un fort déficit en oxygène. Un curage des bassins tous les 10 ans est nécessaire du fait de la production des boues [36].

VII.3.4. Les lagunes facultatives

Sont moins profondes (1,2 m à 2,4 m). La dégradation « aérobie » s'effectue dans les zones proches de la surface et la dégradation « anaérobie » dans celles plus profondes, d'où le nom « facultative ».

Chapitre VII : Le Lagunage et l'Épuration Biologique Anaérobie

VII.3.5. Lagunes à haut rendement

Elles sont constituées de bassins de 30 cm à 60 cm de profondeur seulement. L'eau y est agitée lentement par des roues à aubes, ce qui entraîne une production intensive d'algues et d'oxygène. Ainsi, la surface nécessaire pour les bassins de ce type peut être jusqu'à 5 fois plus petite que celle des autres types de bassins. Elles nécessitent cependant des conditions minimales de rayonnement solaire et de température [39].

VII.4. Principaux avantages et inconvénients

a) Avantages

1. Coûts de réalisation modérés dépendant surtout du prix du foncier et de la nature du sol.
2. Coûts de fonctionnement et de maintenance faibles. Pas de coût d'énergie.
3. Construction génératrice de nombreux emplois,
4. Durée de vie de 15 à 20 ans. Efficacité élevée.
5. Moindres quantités de boues produites et plus forte réduction des germes pathogènes que dans une station classique,
6. Entretien et opération faciles,
7. Bonne intégration dans l'environnement,
8. Possibilité de réutilisation des eaux traitées pour divers besoins comme l'irrigation.

b) Inconvénients

1. Grandes surfaces de terrain nécessaires pour les bassins. Il faut compter au moins 5 m²/habitant et le plus souvent de 10 à 15 m² par habitant.
2. Lenteur du processus d'épuration.
3. Nécessité de faire appel à des spécialistes pour leur conception et leur suivi, indispensable.
4. Sensibilité aux variations de température, efficacité réduite pendant l'hiver,
5. Risque d'odeurs désagréables et de présence d'insectes si la station est mal conçue ou mal entretenue.
6. Des difficultés d'extraction des boues
7. Une élimination de l'azote et de phosphores incomplète [39]

Chapitre VII : Le Lagunage et l'Épuration Biologique Anaérobie

VII.5. Dimensionnement d'une installation de lagunage

VII.5.2. Volume

L'équation permettant de calculer le volume d'eau d'un étang peut s'écrire de différentes façons, selon qu'elle est exprimée par rapport aux dimensions au niveau du plan d'eau ou celles au fond de l'étang. S'écrit de la façon suivante [40] :

$$V=[L.W+(L-2.s.d).(W-2s.d)+4(L-s.d)(W-s.d)]d/6$$

Avec :

V = volume d'eau, m³

L = Longueur au plan d'eau, m

W = Largeur au plan d'eau, m

d = Profondeur d'eau, m

s = Pente des berges (s = 3 pour 3 H:1 V)

Le temps de rétention minimal se calcule de la façon suivante :

Temps de rétention minimal = Volume liquide total des étangs x 0,85/Q_C

Q_C : Débit de conception moyen 10 ans

V.3. Épuration Biologique anaérobie

Ce traitement est en général réservé à la réduction de la teneur en M.O. fermentescibles des boues résiduelles (digestion) par des bactéries vivant dans des conditions anaérobies (absence d'oxygène).

Il peut être utilisé dans le cas où les rejets sont à très haute concentration de pollution.

C'est le Les eaux usées sont envoyées dans un digesteur puis ressortent épurées pour être séparées des boues par décantation, ces dernières étant renvoyées dans le digesteur pour maintenir l'ensemencement.

Les rendements sont de 90 % environ mais comme les eaux sont très chargées au départ, il est nécessaire de faire un traitement complémentaire pour affiner l'épuration, le plus souvent en aérobiose.

La conduite de ce procédé est difficile et délicate. Ce type de traitement est abordé normalement en détail dans le module traitement des boues résiduelles [20].

VIII.1. Origine des boues

Généralement, le traitement des eaux usées au sein d'une station d'épuration comporte quatre étapes successives [41]:

1. Les prétraitements : ils consistent à éliminer les éléments grossiers (dégrillage), à enlever le sable (dessablage) ainsi que les graisses (désuilage).
2. La décantation primaire : elle permet la capture des éléments en suspension.
3. La digestion aérobie ou traitement biologique : réduction de la charge en matière organique de l'eau usée par des micro-organismes regroupés en « floccs » et production de boues dites « activées ». Cette phase nécessite une aération conséquente.
4. La clarification : elle permet la séparation du « floc » bactérien de la phase aqueuse. L'eau traitée est alors rejetée dans le milieu naturel, tandis que les boues résiduelles sont collectées puis traitées en vue de leur valorisation ou de leur élimination.

On peut classer les boues comme suit :

- Les boues primaires qui proviennent du traitement primaire des eaux usées par décantation,
- Les boues biologiques, biomasse en excès provenant du traitement biologique secondaire. Elles sont aussi appelées boues secondaires ou boues activées.
- Les boues mixtes, mélange de boues primaires et de boues biologiques. Elles proviennent de la totalité de la station.
- Les boues physico-chimiques, provenant de la décantation après traitement avec un réactif.

VIII.2. Composition des boues

L'épuration des eaux résiduaires consiste à réduire la charge en matières organiques et minérales qui est intimement liées. La fraction minérale est essentiellement composée de particules et de cations multivalents comme les silicates, les oxydes de fer ou le phosphate de calcium.

Chapitre VIII : Traitement des boues

La fraction organique est plutôt composée de gros polymères (cellulose, lignine), de macromolécules, de biomolécules (protéines, sucres), d'acide humiques et d'une fraction lipidique.

Des éléments indésirables se trouvent également dans les boues de STEP :

- Des ETM (éléments traces métalliques). Les 7 métaux les plus souvent retrouvés sont : Cadmium (Cd), Chrome (Cr), Cuivre (Cu), Mercure (Hg), Nickel (Ni), Plomb (Pb) et Zinc (Zn). Certains de ces éléments occupent une place essentielle à faible concentration dans l'organisme (oligo-éléments), mais deviennent généralement toxiques au-delà d'une certaine concentration.
- Des micropolluants organiques : les substances les plus fréquemment considérées sont les HAP (Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques) et les CTO (Composés Traces Organiques). Parmi les CTO présents dans les boues, PCB (Polychlorobiphényles) (somme des 7 PCB), Fluoranthène, Benzo(b) fluo-ranthène et Benzo(a)pyrène figurent dans l'arrêté du 8 janvier 1998 qui impose leur analyse avant l'épandage.
- Les boues peuvent également contenir des pesticides, des phtalates, des nitrates, ...
- Des micro-organismes pathogènes : virus, bactéries, protozoaires, vers parasites et champignons. Ils sont présents dans les matières fécales rejetées dans les réseaux d'eaux usées et se trouvent dans les boues brutes.
- Des substances à visée thérapeutique, y compris les hormones et en particulier les substances contraceptives, les résidus de traitement cancéreux... [41].

VIII.3. Procédés de traitement des boues

À la sortie des filières de traitement des eaux, les boues contiennent environ 95-99% d'eau. Cette dernière se présente normalement sous deux formes :

- ✓ Eau libre : faiblement absorbée, peut être éliminée par déshydratation mécanique,
- ✓ Eau liée : attachée avec des bactéries ou d'autres particules, peut être éliminée par séchage thermique (>105°C).

Le traitement des boues consiste donc tout d'abord à diminuer leur teneur en eau et à réduire de manière efficace leur charge polluante et fermentescible. Il s'agit de les préparer à une étape ultime de valorisation ou d'élimination. Il existe quatre principales techniques qui peuvent être complémentaires : l'épaississement, la stabilisation (souvent associée à une hygiénisation), la déshydratation et le séchage [41].

VIII.3.1. Epaissement

L'épaissement est généralement la première étape du traitement des boues. C'est un procédé simple, consommant peu d'énergie. Il sert principalement à réduire le volume des boues brutes et constitue une étape préalable aux traitements suivants. Le taux de siccité obtenu peut atteindre jusqu'à 10% de MS. Quelle que soit la technique utilisée, l'eau récupérée doit être recyclée en tête de station. Diverses méthodes sont utilisées pour épaisser les boues [41] :

- a) Epaissement gravitaire : la décantation (ou sédimentation).
- b) Epaissement dynamique : - la flottation, - la centrifugation - un système de drainage (gilles et table d'égouttage)

A. Epaissement gravitaire : la décantation (ou sédimentation)

Cette technique est la plus utilisée pour la concentration des boues. Elle est très répandue dans les grandes stations (10 000-100 000 EH). Une hauteur de 3,5 à 4m est préconisée pour le bassin de décantation, en tenant compte du volume de stockage, afin de faciliter le tassement de la boue. La siccité des boues à la sortie de ce procédé varie de 2 à 10% selon la nature des boues traitées.

Ce procédé est peu coûteux et d'exploitation simple mais de faible performance sur les boues biologiques (boues très fermentescibles). De plus, la mise en place de l'ouvrage nécessite une surface et un volume très importants. Le temps de séjour des boues dans l'épaisseur est d'environ 48h. La performance est variable selon la nature des boues [41]:

Exemple : Pour les boues primaire, 40-80kg de MS/m² /jour, et pour les boues biologiques : 25kg de MS/m² /jour.

B. Epaissement dynamique

Flottation

Bien adaptée aux boues biologiques, la flottation a l'avantage d'être un procédé rapide par rapport à la décantation et réalisé dans des installations compactes surtout avec les matières en suspension (MES) de faible décantabilité. Le procédé est basé sur une séparation de phases provoquée par une remontée à la surface des boues sous l'effet de la pression de fines bulles d'air. Les principaux inconvénients de cette technique sont les coûts

d'exploitation élevés à cause d'une forte consommation énergétique et son fonctionnement délicat. Ce procédé est donc réservé principalement aux grandes stations (10 000 à 100 000 EH) [41].

Centrifugation

Cette technique consiste en une séparation, sous l'effet de la force centrifuge, des phases liquide et solide en ajoutant aux boues un polymère en faible dose, permettant d'obtenir un bon compactage (siccité de 4-6%). Il s'agit d'un procédé rapide (il traite 66 à 100 m³ de boues par heure) et compact, mais très consommateur d'énergie et très sensible à la qualité des boues.

Drainage

La boue, préalablement floculée par traitement physico-chimique, est épandue sur un support filtrant qui est raclé en permanence par des lames en caoutchouc. Il existe des technologies variées. Les tables, grilles et tambours d'égouttage sont des techniques simples, efficaces et financièrement abordables alors que les bennes filtrantes, bien adaptées aux petites stations et de fonctionnement très simple, ont des coûts plus élevés et nécessitent une assistance technique importante.

L'épaississement par drainage est donc la technique la plus performante, elle produit des boues avec une siccité assez élevée en consommant moins d'énergie.

VIII.3.2. Déshydratation et conditionnement

La déshydratation constitue la seconde étape de réduction du volume des boues sur les boues épaissies, stabilisées ou non, afin d'obtenir une siccité des boues plus poussée (en moyenne comprise entre 20 et 30 % selon la nature des boues). La déshydratation présente plusieurs avantages : elle facilite le stockage et réduit donc le coût du transport, elle améliore la stabilisation (temps de séjour augmenté) et facilite une utilisation en agriculture. Il existe plusieurs techniques de déshydratation mécanique [42]:

- ✓ Filtres presses
- Filtre à plateaux
- Filtre à plateaux membranes

- Filtre à bande
- Presse à vis
 - ✓ Centrifugeuse
 - ✓ Autres procédés
- Panier rotatif
- Pressoir Fournier
- Sacs filtrants

Les filtres-presses

Le filtre-presse (Figure VIII.1) est une technique de déshydratation qui consiste à exercer mécaniquement une forte pression sur la boue. Cette dernière libère l'eau interstitielle au travers d'un filtre. Il se forme alors, avec les solides retenus, un « gâteau » plus ou moins sec.



Figure VIII.1 : Exemple de filtre – presse [42].

Des réactifs de coagulation / floculation sont utilisés, leur fonction principale étant d'augmenter l'agglomération des particules. Cela permet de faciliter la filtration de ces particules. Le chlorure ferrique et la chaux sont les conditionnements les plus souvent choisis, mais il est aussi possible d'utiliser des électrolytes polymères. L'emploi de polymères et de toiles spécifiques facilite la dépose du gâteau, étape cruciale de la déshydratation.

Il faut ensuite effectuer un lavage des toiles : plus la boue est « biologique », plus le lavage doit être puissant. Ce lavage génère d'ailleurs d'importantes quantités d'eaux chargées en

MES, qui sont réintroduites en amont de traitement. La dilution des boues qui en résulte doit être prise en compte afin de déterminer la capacité de l'installation [42].

La centrifugeuse

La centrifugeuse est le matériel qui a le plus évolué ces dernières années, ce qui lui a permis de se rapprocher et parfois d'égaliser les performances des filtres presses. Il s'agit d'une séparation des phases liquide et solide, du fait de leur densité, par accélération centrifuge dans un bol dans lequel tourne une vis. Cette vis racle et évacue la phase solide. En général, la conception de la vis est adaptée à un type de boue précis. La compacité de cette technologie permet de développer des unités mobiles de déshydratation, ce qui assure une certaine flexibilité du procédé [43].

Elle présente de nombreux avantages par rapport au filtre-pressé :

1. elle est adaptable aux boues difficiles à traiter : pour les boues urbaines huileuses, la séparation des insolubles est quasi totale,
2. la déshydratation peut fonctionner en continu,
3. l'automatisation du procédé est totale,
4. le procédé est fermé, plus compact qu'un filtre-pressé.

Le principal atout des centrifugeuses résidait dans leur adaptation aux petites stations d'épuration, secteur que commencent à investir les promoteurs de filtres presses.

Trois types de conditionnement peuvent être effectués avant la déshydratation :

1. **Le conditionnement minéral**, avec utilisation de chaux et d'un coagulant (chlore ou sulfate ferrique). Il permet une forte augmentation de la siccité et une stabilisation des boues. Ce type de conditionnement est utilisé surtout quand les boues traitées sont destinées à l'épandage agricole ou au stockage.
2. **Le conditionnement organique** au polymère. Il peut être réalisé après un ajout de coagulant éventuel.
3. **Le conditionnement thermique**, qui permet de dépasser 50% de siccité. Il est employé avec des boues digérées sur de grosses installations [43].

Autres procédés

➤ **Panier rotatif**

Ce système, inspiré des centrifugeuses, fonctionne avec une vis remuante et à séparation essentiellement gravitaire. Les principaux avantages résident dans une plus grande économie d'espace et une étanchéité plus poussée. Le panier rotatif peut faire partie d'une unité mobile.

➤ **Le presseur Fournier**

Le pressoir Fournier consiste en un système rotatif qui dépense moins d'énergie que la centrifugeuse et ne nécessite pas de grande pression pour l'alimentation des boues. Après injection, celles-ci suivent un mouvement rotatif dans un canal, à la périphérie d'une roue. Une force centrifuge de compression est alors exercée. Les boues sont essorées et l'eau est évacuée latéralement à travers des tamis. Selon les boues, la siccité peut atteindre 35% [42].

➤ *Les sacs filtrants*

Ce procédé, à base de sacs filtrants à usage unique, est préférentiellement utilisé par les industriels, mais il peut aussi bien s'adapter aux boues urbaines. La boue préalablement floculée est introduite sous pression pour subir une évaporation. La siccité obtenue peut aller jusqu'à 25%. Ce procédé est essentiellement destiné aux petites stations et nécessite des conditions de stockage contraignantes.

VIII.3.3 Séchage

Le séchage est une opération unitaire du traitement des boues consistant à évaporer de l'eau libre et liée. Plusieurs techniques de séchage sont envisageables [44] :

1. Lit de séchage

- Séchage solaire
- Lit de sable
- Lagune de séchage
- Lit planté des macrophytes

2. Séchage thermique

- Séchage direct
- Séchage indirect

Le séchage thermique vient obligatoirement après une étape de déshydratation mécanique.

1. Lit de séchage

Le principe du lit de séchage est d'épandre des boues liquides sur une grande surface avec un lit constitué de graviers et de sable. Il se pratique soit à l'air libre soit en bâtiment fermé avec une ventilation mécanique. Cette technique présente l'inconvénient d'être tributaire du climat, les temps de séchage sont relativement longs et les coûts de main d'œuvre élevés. Elle ne peut s'adapter qu'aux grandes stations en raison des surfaces nécessaires [41].

a) Séchage solaire

La profondeur de boue lors du remplissage peut varier de 10cm à 50cm selon la nature des boues. Ce lit de séchage se trouve sous serre (Figure VII.2), ce qui permet de garder la chaleur, d'avoir une température de l'air et des boues plus élevée, mais également d'accélérer le séchage par les rayons du soleil. Afin de diminuer le temps de séjour des boues et d'augmenter la siccité, des ventilateurs sont souvent installés dans les serres. De plus, le dimensionnement du lit doit prendre en compte le climat, le bilan hydrique et la siccité des boues en entrée [42].

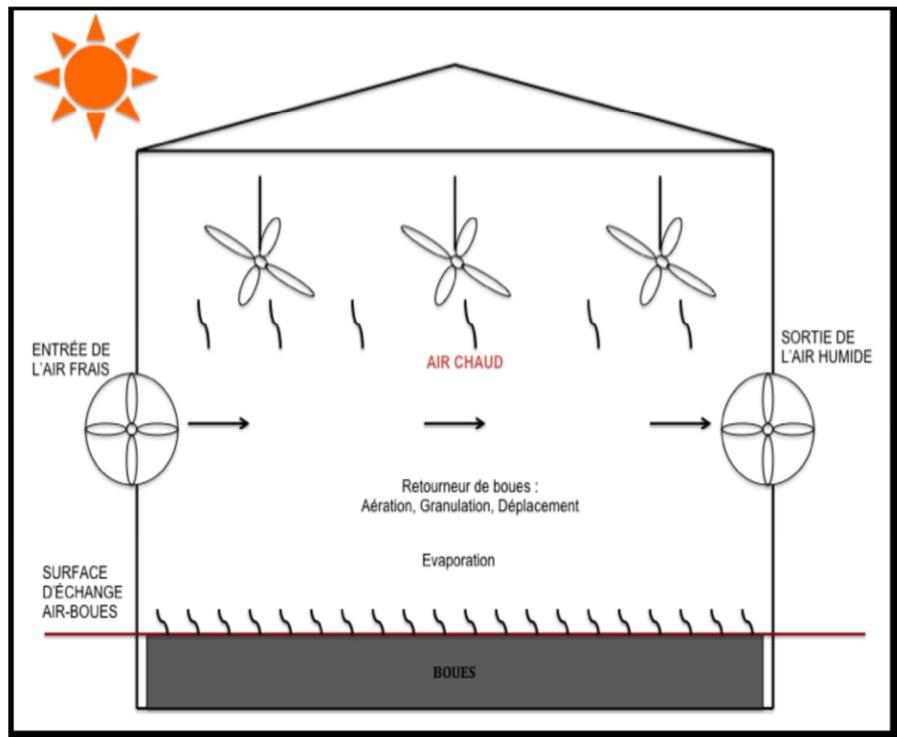


Figure VIII.2: Schéma du fonctionnement d'une serre à séchage solaire.

Cette technique est très avantageuse car elle utilise une source d'énergie renouvelable, le soleil.

b) Lit de sable

Ce procédé est basé sur la simple propriété filtrante des sables. Pour éviter toute contamination des sols, le lieu et les modalités d'épandage des boues sur ces lits font l'objet d'une surveillance rigoureuse. Le procédé consiste à épandre les boues (d'environ 30cm d'épaisseur) sur un lit de sable (étalé sur des couches de granulométrie plus importante comportant un réseau de drainage) (Figure VII.3) pour permettre l'absorption de l'eau interstitielle par le sable. Ensuite intervient une évaporation qui augmente la siccité des boues, jusqu'à 60% dans les conditions les plus favorables [42].

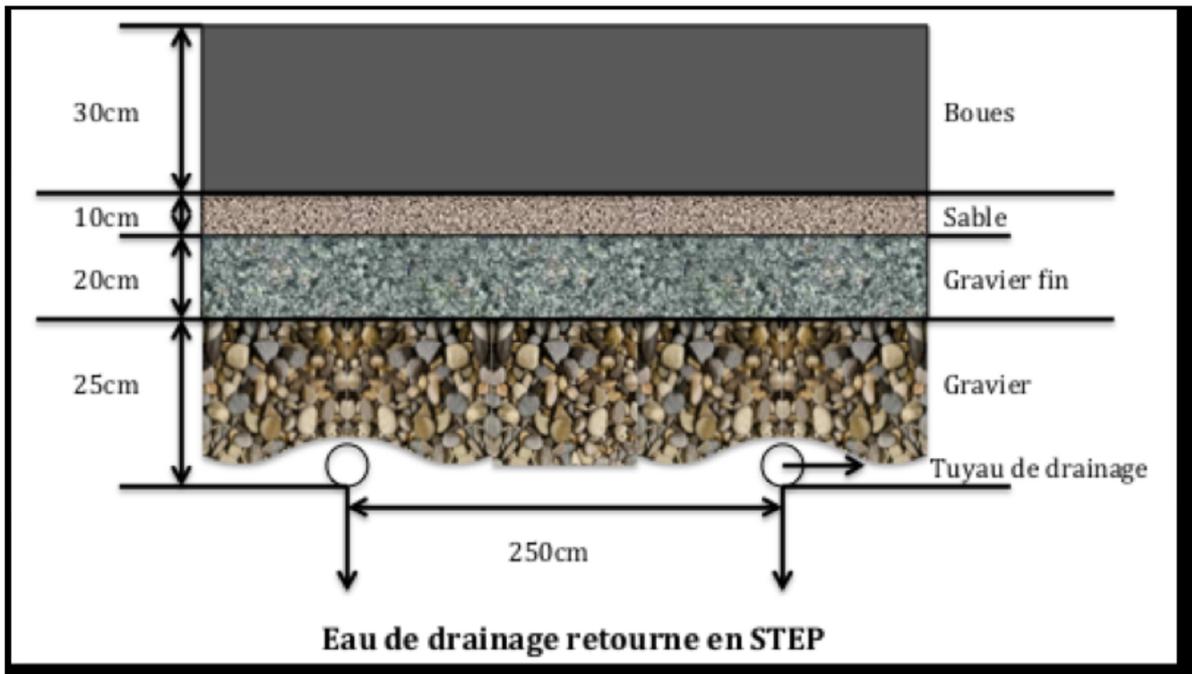


Figure VIII.3 : Schéma de la composition principale du lit de sable [42].

c) Lagune de séchage

Le principe de cette technique est quasiment le même que pour le séchage sur lit de sable en absence de percolation. Par contre, la profondeur de boue est 3 à 4 fois plus importante (0,7-1,4 m) et le temps de séjour est d'environ 1 à 3 ans avant curage. La qualité du sol doit être prise en compte avant installation d'une lagune, afin d'éviter la contamination de la nappe. A savoir que les boues préalablement digérées peuvent améliorer la siccité du produit à la sortie [43].

d) Lit planté des macrophytes

Les plantes les plus souvent choisies sont les roseaux en raison de leur fort indice foliaire qui favorise l'évapo-transpiration et de leur croissance rapide ayant des besoins importants en eau. Ce sont des conditions très avantageuses pour le séchage des boues. Les boues à traiter sont prélevées directement du bassin d'aération et déposées sur le bassin planté de roseaux. Celui-ci est constitué d'une granulométrie croissante de la surface vers le fond et drainé. Le passage de l'eau interstitielle de la boue activée est assuré par un anneau libre qui est présent

en permanence autour de chaque tige de roseau, alors que les MES sont retenues en surface et s'accumulent progressivement.

Le bon fonctionnement du procédé repose donc sur un développement dense des roseaux de manière à ce que l'eau puisse être évacuée en tous points dans les lits. La partie aérienne des roseaux se développe du printemps à l'automne et elle reste en place durant l'hiver. Pendant cette période de froid, les racines conservent leur rôle [43].

Cependant, ce type de séchage nécessite un pilotage délicat que ce soit pour l'aération des couches épandues ou pour l'alimentation en boues. Il est souvent couplé à un épandage agricole d'une partie des boues déposées sur les lits de plantes. Ce procédé requiert l'utilisation d'un additif qui permet aux boues de préserver un caractère fertilisant et de réduire les odeurs.

2. Séchage thermique

Ce type de séchage repose sur deux méthodes :

- **Le séchage direct**, c'est à dire que les boues sont au contact de la source chaude et que l'air est injecté directement pour permettre leur combustion. Il nécessite ensuite un traitement spécifique de cet air, chargé en polluants de toutes sortes. Les sécheurs directs ne peuvent généralement pas produire des boues de siccité supérieure à 70 % à cause de risques d'inflammation ou d'explosion.
- **Le séchage indirect**, qui est un séchage total. Les boues sont chauffées par un fluide caloporteur circulant dans des tuyaux parfaitement isolés. Les sécheurs indirects peuvent former, sans aucun danger, des boues de siccité supérieure à 90 % et parfois même à 95 %.

Tous les types de sécheurs nécessitent, néanmoins, une surveillance attentive continue par un personnel qualifié, du fait du risque d'endommagement des installations, causé par le durcissement des boues de siccité supérieure à 60 % [43].

VIII.3.4. Stabilisation et hygiénisation

Bien que la stabilisation et l'hygiénisation présentent chacune une finalité différente, on peut les regrouper au sein d'une seule étape visant à réduire au maximum toutes les nuisances de natures biologiques que peuvent produire les boues déshydratées. Ces deux traitements sont souvent assurés par un même procédé.

La stabilisation consiste à réduire au maximum l'activité biologique de dégradation des boues et plus particulièrement leur fermentation. Elle réduit fortement la nuisance

olfactive, les émissions de méthane, les risques de lixiviation, les populations bactériennes et la Demande Biologique en Oxygène (DBO₅).

L'hygiénisation est, quant à elle, destinée à réduire la présence d'agents pathogènes dans les boues afin d'éviter une contamination éventuelle dans le cas d'une utilisation pour la valorisation d'un écosystème (épandage ou revégétalisation par exemple). Ces deux étapes peuvent être assurées de manière biologique, chimique ou physique [42].

a) Les voies biologiques

1. Digestion aérobie : le compostage

Le compostage est une dégradation par voie aérobie des éléments organiques fermentescibles des boues. Ce procédé conduit à la formation d'un produit, appelé compost, riche en matières humiques, mais également à des dégagements de gaz carbonique, d'ammoniaque, d'eau, d'azote et de chaleur. Il nécessite un apport en oxygène, en eau et en matières organiques, sources de carbone et d'azote, pour assurer une croissance suffisante des bactéries aérobies. Les matières organiques sont dégradées en phases successives, ce qui permet de déterminer le degré de maturation du produit [41].

Quelle que soit la technique utilisée, la plupart des composts obtenus sont relativement de bonne qualité : taux de matière sèche compris entre 35 et 70%, charge polluante organique très réduite, pH neutre, produit stable et qualité agronomique. Il est également plus facile à transporter et à stocker que des boues brutes ou stabilisées chimiquement. Le compostage permet de stabiliser et d'hygiéniser efficacement les boues en vue d'une valorisation.

2. Digestion anaérobie : la méthanisation

Contrairement au compostage, la méthanisation est une fermentation de la matière organique des boues en l'absence d'oxygène. Il existe trois types de fermentations liées à la température ambiante :

- **La fermentation psychrophile** (entre 15 et 20°C) : digestion froide et lente (plusieurs semaines) mais ne nécessitant pas de chauffage.
- **La fermentation mésophile** (entre 30 et 35°C) : procédé reposant sur l'activité des entérobactéries (bactéries de l'intestin).
- **La fermentation thermophile** (entre 50 et 60°C) : seules les bactéries thermophiles et les actinomycètes subsistent. Le temps de séjour est court, mais l'exploitation s'avère délicate [42].

C'est la digestion mésophile qui est la plus répandue. La méthanisation correspond donc essentiellement à une technique de stabilisation plus que d'hygiénisation (les principaux micro-organismes pathogènes des boues étant des germes fécaux, les températures atteintes n'ont aucun effet sur eux). Cette technique permet une réduction supplémentaire (jusqu'à la moitié) du volume des boues, ce qui rend le stockage et le transport plus aisés et moins onéreux. La digestion anaérobie produit d'une part un digestat pouvant être valorisé en agriculture et, d'autre part, du biogaz principalement constitué de méthane (environ 65 %) et de dioxyde de carbone (environ 35%).

L'avantage principal de la méthanisation est donc la valorisation du biogaz [42].

b) Les voies chimiques

1. Chaulage

Comme le compostage et la méthanisation, le chaulage permet de stabiliser les boues en même temps qu'il les hygiénise. Ce procédé intervient après la déshydratation et consiste à déverser de la chaux vive (CaO) ou éteinte (Ca(OH)_2) sur les boues, initiant une réaction chimique exothermique. Il permet également une augmentation du pH des boues (supérieur à 12). Le chaulage est une opération totalement maîtrisable avec un coût d'investissement modeste. Toutefois, il est moins efficace que d'autres techniques en ce qui concerne l'abattement des bactéries sporulées et les oeufs d'helminthes [42].

2. Stabilisation aux sels de nitrite

Le traitement aux sels de nitrite est bien adapté, techniquement et économiquement, aux petites stations d'épuration. Il assure une stabilisation assez performante par oxydation des composés malodorants, une inhibition de l'activité fermentative, ainsi qu'une hygiénisation (il élimine la plupart des germes fécaux). L'opération ne dure que deux heures environ.

Ce procédé permet aussi d'augmenter la siccité des boues (2 à 5% de plus) ainsi que leur qualité fertilisante, ce qui se révèle particulièrement intéressant en vue d'une utilisation agricole. Il pourrait être une solution alternative au chaulage. A la différence de ce dernier, la stabilisation au nitrite est réalisée en phase liquide, avec des boues épaissies, sans augmenter la masse sèche à évacuer.

c) Les voies physiques : SAT (stabilisation aérobie thermophile)

La stabilisation aérobie thermophile sert de pré-digestion et d'hygiénisation en amont de la digestion anaérobie sans aucune action extérieure. Cette technique a pour but de dégrader la Matière Organique (MO) partiellement oxydée et adsorbée sur les floccs en présence d'oxygène.

La réaction d'oxydation est naturellement exothermique, la chaleur étant produite par échauffement spontané. Elle permet, par l'utilisation de réacteurs clos isolés thermiquement et alimentés en air surpressé, de maintenir une température de l'ordre de 50-60°C, des rendements de destruction de la MO de 50% et une élimination importante des mauvaises odeurs. Un temps de séjour minimum d'environ 6 jours est nécessaire pour obtenir une siccité d'au moins 25 à 35 %, selon la nature des boues entrantes [42].

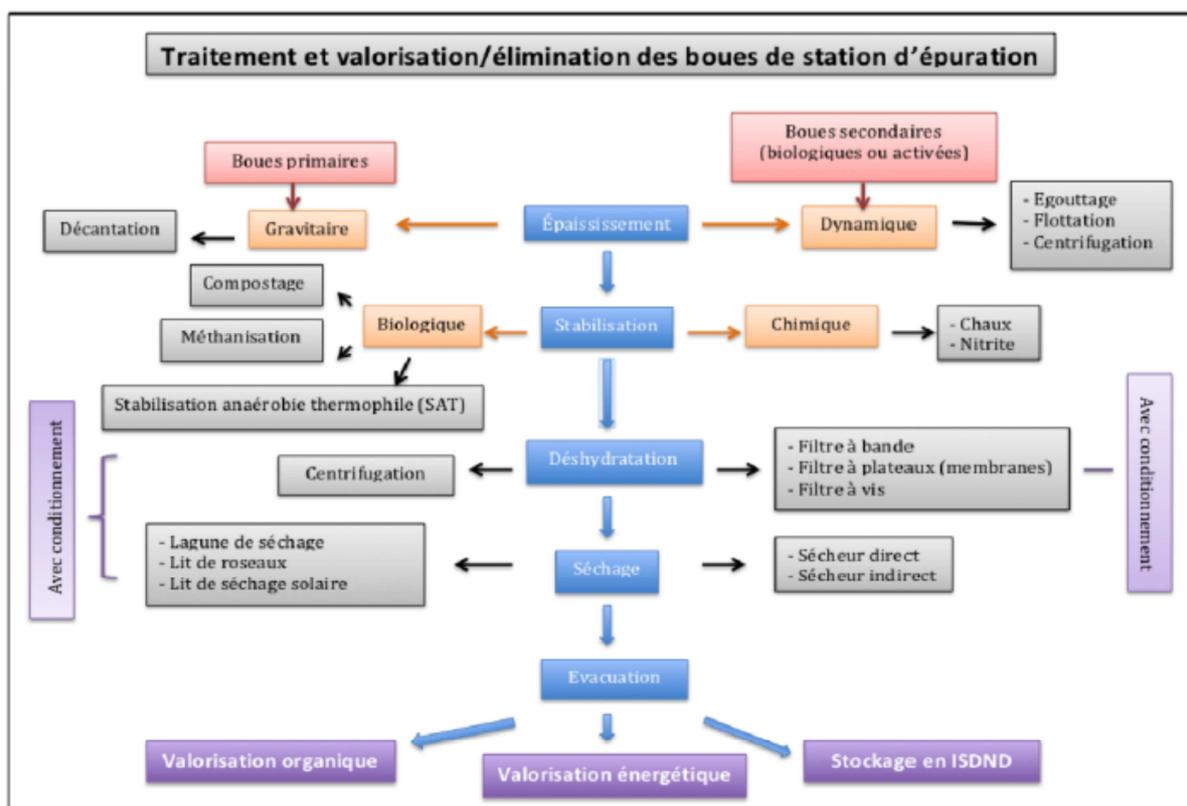


Figure VIII.4: Techniques de traitement des boues et leurs destinations.

- [1] **Franck Rejsek**, Analyse des eaux. Aspects réglementaires et techniques, science et techniques de l'environnement CANOPÉ - CRDP DE BORDEAUX 2002.
- [2] **Jean Rodier et Coll**, L'Analyse de l'eau, eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer, 8^e édition Dunod, 2005.
- [3] **Gérard Gros Claude**, L'eau - Tome 2, Usages et polluants Collectif QUAE ÉDITIONS 1999.
- [4] **Jean Rodier et coll**, Analyse de l'eau, 8^{ème} édition Dunod ISBN environnement et sécurité 2005
- [5] **Mathieu, C. and Pielain, F.** Analyse chimique des sols méthodes choisies. Editions Tec et Doc, Lavoisier, Paris, P408. 2003
- [6] **Edeline, Francis**, L'épuration physico-chimique des eaux, édition CEBEDOC liège 1985.
- [7] **Degrément**: Mémento technique de l'eau, Tome I, Deuxièmes Edition Lavoisier 1989.
- [8] Journal officiel de république algérienne N°36 alg 92157.
- [9] Définition et calcul des équivalents-habitants, Service de l'environnement Sen, Section protection des eaux février 2017
- [10] **Christophe Dagot, Julien Laurent**, Module d'enseignement ASTEP 2014.
- [11] **Degremont-suez**. Memento technique de l'eau tomes 1 et 2. 10 édition. Ed. Degremont Suez, 2006
- [12] **Y.Libes** Techniques physicochimiques applicables dans la production de l'eau.
- [13] www.sandre.eaufrance.fr.
- [14] <http://www.trevi-env.com>.
- [15] **R. Salghi**, Dimensionnement d'une station d'épuration par boues activées, notes théoriques école nationale des sciences appliqués d'Agadir Maroc.
- [16] **Bensedik Madani**, Cours de Traitement et épuration de l'eau, Université de Tlemcen.
- [17] **Benalia Ounouki**, Traitement des eaux usées, Gestion de l'environnement, édition Copyright Eurl pages Bleues internationales, 2014
- [18] **Ronan Lehyaric**, Caractérisation, Traitabilité et valorisation des refus de dégrillage des stations d'épuration, Thèse de doctorat Lyon, 2009.
- [19] <http://hmf.enseeiht.fr>.
- [20] **C.Cardot**, Génie de l'environnement: Les traitements de l'eau pour l'ingénieur, Ellipses, 2010.

- [21] **Ladjet, Farid**. Exploitation d'une station à boue activée, Centre de formation aux Metiers de l'assainissement CFMA, Office national de l'assainissement (ONA), Boumerdes, 2006.
- [22] **Belhani, Mahdi, BOURGOIS, Jacques et PONS, Marie-Noelle**. Analyse du cycle de Vie : Epuration des eaux usées urbaines. Revue technique de l'ingénieur, 2008.
<http://www.techniques-ingenieur.fr/res/pdf/encyclopedia/42442210-g5820.pdf>.
- [23] **Boeglin, Jean-Claude**. Traitement biologique des eaux résiduaires. Revue technique de l'ingénieur, 10 Décembre 1998.
- [24] **Edeline, Francis**. L'épuration biologique des eaux résiduaires. Théorie et technique, Edition CEBEDOC, 1980
- .
- [25] **Berland, Jean-Marc, DEPLAT, Laurent, Malrieu, Jacques et Pronost, Joseph**. Stations d'épuration : Dispositions constructives pour améliorer leur Fonctionnement et faciliter leur exploitation. Paris, 1^{ère} édition coordonnée par le Cemagref, 2002
- [26] **Abdelkader Gaid**, Traitement des eaux résiduaires ; Technique de l'ingénieur, édition TI C5220V2.
- [27] **Satin, Marc, Selmi, Bechir**. Guide technique de l'assainissement. Paris, le Moniteur, ISBN 2-281-11239-X, 2006.
- [28] **Deronzier, Gaele, Shetrite, Sylvie et al**. Traitement de l'azote dans les stations D'épuration biologique des petites collectives. Edition Cemagref, 2001.
<<http://www.fndae.fr/documentation/PDF/Fndae25.pdf>>. ISBN 2-85362-555-9.
- [29] **F. Edeline**, l'épuration biologique des eaux, théorie & technologie Des réacteurs, 4e édition, éditions cebedoc sprl, liège, 1997.
- [30] **Boeglin, Jean-Claude**. L'épuration biologique des eaux résiduaires industrielles. cours: Effectues en Maitrise de biochimie (Faculte des sciences de Metz), en Formation continue (IPI « Environnement Industriel de Colmar »).
- [31] Centre National de Formation aux Metiers de l'Eau, office international de l'eau : Conception et dimensionnement : l'aération, 2005.
- [32] **Sardeing, Rodolphe, Poux, Martine et Xuereb, Catherine**. Procédé d'oxygénation et de brassage pour le traitement biologique des eaux usées. Revue technique de l'ingénieur, 10 juillet 2005. <http://www.techniques-ingenieur.fr/res/pdf/encyclopedia/42438210-in44.pdf>.
- [33] **Chabi Moncef**. Optimisation des systèmes d'aération pour l'épuration des eaux usées .Memoire de Magister, Universite Badji Mokhtar, Annaba 2007.

- [34] **Duchene, Philippe, Cotteux, Eric.** Insufflation d'air fin bulle pour les boues activées en petites collectivités : influence de la forme du bassin et de la répartition des diffuseurs sur l'efficacité du transfert d'oxygène. Cemagref Edition, 2002. <http://www.oieau.org/cnfme>.
- [35] **J.P.Cauler,** L'épuration par biofiltration, synthèse des résultats de suivi de 12 installations. <http://technomaps.veoliawatertechnologies.com/biostyr>.
- [36] **Ardam.** L'épuration des eaux usées : le lagunage naturel, cas de la station de Mèze-Loupian, 2007.
- [37] Eau en couleur, Introduction au lagunage naturel, 2006, www.eauencouleurs.org/IMG/pdf/introduction_au_lagunage_naturel.pdf.
- [38] **CNRC,** Optimisation du lagunage- une règle de l'art du guide national pour infrastructures municipales durables ISBN 1-897094-67-1.
- [39] **A21** - les techniques de lagunage <http://www.wikiwater.fr/a21-les-techniques-de-lagunage.html>.
- [40] **AXOR Experts-Conseils.** Détermination des paramètres biocinétiques pour la conception d'étangs aérés complètement mélangés, rapport préparé pour la Municipalité de Rigaud et le ministère des Affaires municipales, des Régions et de l'Occupation du territoire, 220 p. + annexes, www.mamrot.gouv.qc.ca/infrastructures/documentation-et-liens. Guide pour l'étude des technologies conventionnelles du traitement des eaux usées d'origine domestique.
- [41] **Abdelkader GAÏD,** Traitement des boues Technique de l'ingénieur, édition TI C 5 221.
- [42] **AMORCE :** Boues de station d'épuration : technique, valorisation et élimination – DT 51
- [43] **Guibelin É.,** Lutte contre la pollution des eaux - Traitement des boues d'épuration, 1999, p11 Hocquet C. et Golla G., Bilan 2008 de l'assainissement en France, 2010, p3, 13, [en ligne] disponible sur <http://www.eaufrance.fr/spip.php?rubrique188&id_article=854>,>
- [44] **Boeglin JC.,** *Traitements et destinations finales des boues résiduelles*, 2000, [en ligne] disponible sur <<http://www.techniques-ingenieur.fr/base-documentaire/procedes-chimie-bioagro-th2/genie-des-procedes-et-protection-de-l-environnement-42327210/traitements-et-destinations-finales-des-boues-residuelles-j3944/>>,>

Travaux dirigée: L'estimation des débits et des charges polluantes

Exercice 1

Estimez les débits et la charge polluante d'une population de 1,5 millions d'habitats pour un réseau séparatif (grande ville) avec une dotation de 150 L/hab/J

Exercice 2

On envisage de traiter les eaux usées d'une agglomération de 13000 habitants. Les caractéristiques de l'effluent sont les suivantes :

70 L habt/j

70 g DBO5 hab/j

60 g MES hab/j

Déterminer :

- 1- Le volume journalier des rejets
- 2- La charge polluante
- 3- Les concentrations entrant dans la station.

Exercice 3

Soit une ville de 1,5 million dotée d'un réseau séparatif (150 l/habj) et une petite ville de 800 habitants dotée d'un réseau unitaire (80 l/habj).

Déterminer les débits qui arrivent à la station d'épuration et les quantités de matière minérale à évacuer et de matière organique à dégrader.

Travaux dirigée : Les prétraitements physiques

Exercice 1

Pour un espacement de barreaux de 2 cm et une épaisseur de barreaux de 1 cm, calculer la largeur de la grille à adapter pour un débit $Q_p = 200 \text{ m}^3/\text{h}$ et une vitesse de passage $V_p = 1 \text{ m/s}$, sachant que la hauteur maximale $h_{\max} = 0,15 \text{ m}$

- 1) Dans le cas d'une grille verticale
- 2) Dans le cas d'une grille inclinée à 60° ($\delta = 0,5$)
- 3) Le volume des refus par an de la grille.

Exercice 2

Soit un débit $Q_{\max} = 0,5 \text{ m}^3/\text{s}$ que l'on veut prétraiter dans un déssableur à profil parabolique avec $h_{\max} = 100 \text{ cm}$. La vitesse de l'écoulement est de $0,3 \text{ m/s}$ et la vitesse de chute des particules est de $0,02 \text{ m/s}$.

Dimensionnez le déssableur, largeur de l'étranglement, longueur du déssableur.

Exercice 3

Dimensionnez un déssableur dégrilleur pour 20000 habitants :

L_0 (DBO_5) = 60 g/hab/j , $\text{MES} = 70 \text{ g/hab/j}$, Dotation $Q = 150 \text{ L/hab/j}$

Calculez les dimensions des ateliers :

- a) Degrillage : grilles manuelles
Largeur des barreaux = $0,8 \text{ cm}$
Espace libre = $2,5 \text{ cm}$
Vitesse de passage = $0,6 \text{ m/s}$, $h = 100 \text{ cm}$, $\delta = 0,3$, $\alpha = 60^\circ$
- b) Dessablage : déssableur rectangulaire à profil parabolique $V_p = 0,3 \text{ m/s}$, $V_c = 0,02 \text{ m/s}$,
 $h = 0,5 \text{ m}$

Exercice 4

Dimensionnez les ouvrages suivants pour une ville de 50000 habitants et une zone industrielle de 5000 EH

a) Degrillage :

Largeur des barreaux 15 mm ; Espacement entre barreaux 20 mm

Vitesse de passage $0,8 \text{ m/s}$; Profondeur d'eau 100 cm ; Degré d'encrassement $0,2$

Calculez le volume des refus par an de la grille.

b) Dessablage- déshuilage : déssableur rectangulaire $V_p = 0,3 \text{ m/s}$; $V_c = 0,02 \text{ m/s}$, $h = 50 \text{ cm}$.

Calculez le volume de sable et des graisses à évacuer par an.

c) Décanteur: La charge superficielle est de 6 m/h

Calculez la quantité de boues primaires décantées.

Calculez la quantité de DBO_5 éliminée par la décantation primaire.

Travaux dirigée : Traitement par les Boues activées

Exercice 1

Les principales caractéristiques du rejet liquide d'une sucrerie sont présentées dans le tableau suivant :

Paramètre	Unités	Valeurs
Température	°C	30
pH	-	8.6
DCO	mg O ₂ .L ⁻¹	820
DBO ₅	mg O ₂ .L ⁻¹	412
MES	mg . L ⁻¹	480
NH ₄ ⁺	mg . L ⁻¹	70
PO ₄ ³⁻	mg . L ⁻¹	45

- 1- Peut-on rejeter cette eau dans l'environnement?
- 2- Déterminez la quantité de matières oxydables.
- 3- Que proposeriez-vous pour le traitement de cette eau ?

Exercice 2

Une station équipée d'un bassin d'aération de 5150 m³ avec une concentration en boues activées de 4,3 g/L et un taux de MVS (matière organique= matière actives des boues) de 75 % reçoit une charge polluante de 1000 kg DBO₅/j.

Calculer la charge massique et volumique

Exercice 3

Des essais au laboratoire pour la détermination de a_m ont été réalisés, en suivant l'évolution parallèle des MVS et de la DBO les résultats obtenus sont donnés dans le tableau suivant :

Temps d'aération (h)	DBO (mg/L)	MVS (mg/L)
0	1500	2000
1	1140	2058
2	900	2108
3	660	2153
4	500	2183
5	350	2196
6	260	2158
7	190	2158

- 1- Déterminer le rendement cellulaire a_m ,
- 2- Déterminer le taux de croissance cellulaire.

Exercice 4

Une station est équipée d'un bassin d'aération de 5015 m^3 et présentant les caractéristiques suivantes :

- ✓ La concentration des boues activées 3 g/L
- ✓ La concentration des boues en excès 6 g/L
- ✓ Le débit d'extraction $100 \text{ m}^3/\text{j}$

Calculer l'âge des boues et le débit de recirculation

Exercice 5 :

La capacité d'une usine de dépollution est de $20\,000 \text{ EH}$.

Calculer le volume du bassin d'aération et les temps de séjour en supposant la station en forte charge puis en faible charge.

Données : $1 \text{ EH} = 200 \text{ L} \cdot \text{hb}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$ et $60 \text{ g de DBO}_5 \cdot \text{m}^{-3}$

Exercice 6 :

Calculer la production de boues à partir de la formule d'ECKENFELDER dans le cas d'une station moyenne charge urbaine de capacité $50\,000 \text{ EH}$.

Données : - $\text{MES} = 60 \text{ g/hb.j}$ - $\text{DBO}_5 = 60 \text{ g/hb.j}$ - $Q_{\text{hb}} = 150 \text{ L/hb.j}$ - $C_v = 1$ - $a = 0,5$

- $b = 0,07$ - $[\text{MES}]_{\text{ET}} = 35 \text{ mg/L}$ - $[\text{MS}]_{\text{BA}} = 4 \text{ g/L}$ - $\text{MVS/MS} = 60 \%$

A partir de l'exercice 5, calculer la quantité et le volume de boues à extraire.

Données :

Dimensionnement nominal : $\text{IB} = 120 \text{ mL/g}$.

Mesures réelles $V_{30} = 150 \text{ mL}$ dilution au $1/4$.

On considère que $[\text{MS}]_{\text{extraites}} = 2 [\text{MS}]_{\text{BA}}$

Travaux dirigée : La biofiltration

Exercice N°1

Un biofiltre fonctionne selon les paramètres suivants :

- $Q_m = 100 \text{ m}^3/\text{h}$,
- Vitesse de filtration : $v = 4 \text{ m/h}$,
- Temps de contact : $t = 45 \text{ min}$.

Calculer :

- la surface de l'ouvrage,
- la hauteur nécessaire de matériau.

Exercice N°2

La dépollution sur un biofiltre est quantifiée par les rendements suivants :

	MES	DCO	DBO ₅	NKT
Teneur de l'eau décantée	180	350	140	70
Rendement en %	78	40	68	12

Les faibles rendements de dépollution des matières carbonées montrent une insuffisance de l'oxygénation dont l'apport est fixé à $60 \text{ kg O}_2/\text{h}$

- Calculer le débit horaire d'air nécessaire à une épuration correcte.
- Calculer la quantité d' O_2 alors apportée.

Données : - Hauteur de matériau = 2 m

- $\text{DCO}_s = 0,4 \text{ DCO}_T$

- $Q_{EB} = 125 \text{ m}^3/\text{h}$

- $\text{FCG} = 0,5$

Exercice N°3 :

Un bilan d'un biofiltre donne les résultats suivants (*Les concentrations sont données en mg/L et les débits en m^3/h*).

	MES	DBO ₅	DCO	NKT	N-NO ₃	Q
Eau à traiter	150	125	300	80	0	75
Eau traitée	20	25	122	60	15	75

- Calculer la production de boues biologiques dans le cas du traitement du seul carbone, puis du carbone et l'azote.

Exercice N°4

Un effluent arrive sur une station avec un débit de $2500 \text{ m}^3/\text{h}$. On décide de mettre en place des biofiltres

Calculer le nombre d'ouvrages à installer.

On donne :

Vitesse de filtration = 5 m/h

Surface unitaire = 50 m^2