

Traitement des Eaux Usées Urbaines

Les procédés biologiques d'épuration

Hatem Dhaouadi

Université Virtuelle de Tunis

2008

SOMMAIRE

I.	GENERALITES SUR LES TRAITEMENTS BIOLOGIQUES.....	1
II.	EPURATION BIOLOGIQUE AEROBIE	5
A.	CROISSANCE DES MICRO-ORGANISMES EN CULTURE PURE.....	6
1.	<i>Phase d'adaptation</i>	6
2.	<i>Phase de croissance</i>	6
3.	<i>Phase de ralentissement</i>	6
4.	<i>Phase de stabilisation</i>	7
5.	<i>Phase de respiration endogène</i>	7
B.	FORMULATION DE LA CROISSANCE BACTERIENNE	8
1.	<i>PHASE EXPO</i>	8
2.	<i>PHASE DE RALENTISSEMENT</i>	9
3.	<i>PHASE DE DECROISSANCE</i>	9
C.	BESOIN EN ELEMENTS NUTRITIFS	9
D.	EPURATION PAR BOUES ACTIVEES	10
1.	<i>Principe</i>	10
2.	<i>Bassin d'aération</i>	11
3.	<i>Paramètres de fonctionnement</i>	11
a)	Charge massique C_m ou facteur de charge	11
b)	Charge volumique C_v	12
c)	Consommation en oxygène.....	12
d)	Production de boues biologiques	14
e)	Age des boues	15
f)	Indice de MOLHMAN.....	15
4.	<i>Les systèmes d'aération</i>	16
5.	<i>Plages de fonctionnement</i>	18
6.	<i>Décantabilité des boues biologiques</i>	19
E.	LE LAGUNAGE	20
1.	<i>Les différents types de lagunage</i>	20
a)	Le lagunage naturel:.....	20
b)	Le lagunage aéré:	21
c)	Le lagunage anaérobie:	21
F.	EPURATION PAR CULTURE FIXEE.....	22
1.	<i>Principe</i>	22
2.	<i>Lits bactériens</i>	23
3.	<i>Régimes usuels de charge</i>	24
a)	Fonctionnement à "faible" charge.....	24
b)	Fonctionnement à charge "Normale"	25
c)	Fonctionnement à "forte" charge	26
d)	Inconvénients du Lit bactérien.....	26
4.	<i>Lits mobiles immergés: disques biologiques</i>	26
III.	EPURATION BIOLOGIQUE ANAEROBIE.....	28
	CALCUL D'UNE UNITE D'EPURATION PAR BOUES ACTIVEES.....	29

Préambule

La ressource pédagogique multimédia, "Traitement des Eaux Usées Urbaines : les procédés biologiques d'épuration", a été réalisée dans le cadre d'une convention passée entre la faculté des Sciences de Monastir (FSM) et l'Université Virtuelle de Tunis (UVT).

Cette ressource a été spécialement conçue pour l'enseignement du module "Traitement des Eaux Usées Urbaines", dispensé aux étudiants de la deuxième année Techniciens Supérieurs de la spécialité Analyses physico-chimiques et traitement des eaux, enseignement assuré au sein du département de Chimie de la faculté des Sciences de Monastir.

Des boutons d'action en haut de la page vous permettent de naviguer aisément dans cette ressource. En bas à gauche, un bouton, "table des matières", regroupant des renvois automatiques aux sommaire, liste des schémas, photos, animations flash, vidéo et tableaux, vous permettra, en cas de besoin, de mieux vous situer dans la ressource.

I. Généralités sur les traitements biologiques

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.

Son principe est de 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).

Les micro-organismes responsables de l'épuration s'agglomèrent sous forme de flocs 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 1). Une partie des éléments polluants qui n'est pas dégradée biologiquement peut être adsorbée et incorporée aux flocs de boues.

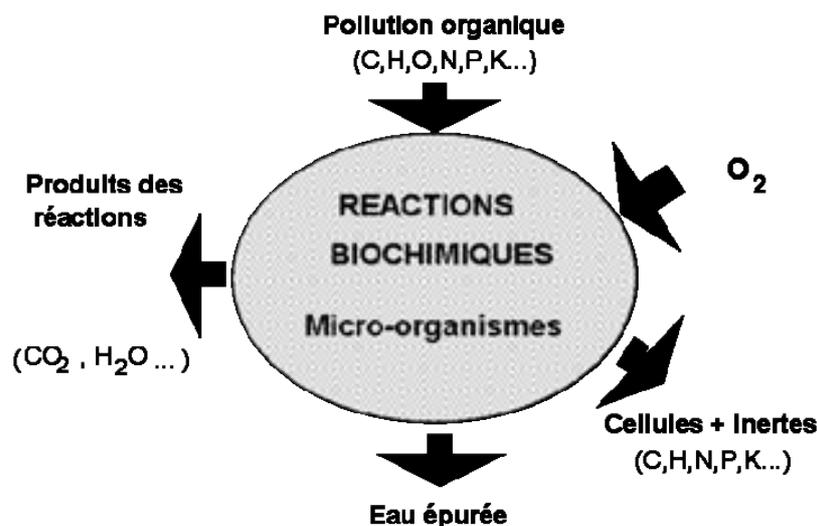


Figure 1: Epuration biologique aérobie

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).

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 extra-cellulaires 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.

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, 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.

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

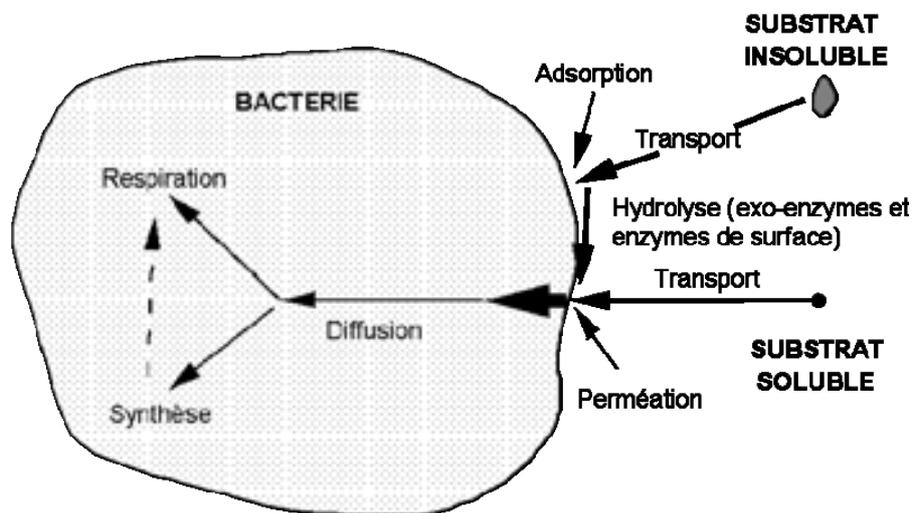


Figure 2: Schéma de principe de la nutrition bactérienne

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.

Pour juger des chances de réussite de l'épuration d'eaux résiduaires par un procédé biologique, on se sert généralement du rapport DBO_5/DCO .

Des valeurs de ce rapport supérieures à 0.5 montrent que par un procédé biologique les polluants peuvent être éliminés dans une large mesure. Pour des valeurs inférieures à 0.5, il est possible que l'on ait affaire à des composés peu ou difficilement biodégradables ou même toxiques, à un manque de sels minéraux ou encore à une mauvaise adaptation des micro-organismes.

Ainsi sur la base de ce rapport, on peut établir le classement suivant:

- $DCO/DBO_5 < 1.66$: eaux résiduaires susceptibles d'être facilement traitées biologiquement.
- $1.66 < DCO/DBO_5 < 2.5$: eaux résiduaires susceptibles de subir un traitement biologique.
- $2.5 < DCO/DBO_5 < 5$: 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 CO_2 , H_2O , NH_3 ou NO_3 alors que dans les processus anaérobies les produits sont le CO_2 , CH_4 et acides gras.

Les enzymes, catalyseurs organiques sécrétés par les micro-organismes, sont, dans les processus aérobies ou anaérobies, à l'origine de la décomposition des substances organiques. 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.

Les différents procédés biologiques d'épuration seront étudiés en détail par la suite. Nous nous contenterons ici de les mentionner:

- les boues activées
- les lits bactériens
- le lagunage
- la digestion anaérobie

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 (Figure 3)

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

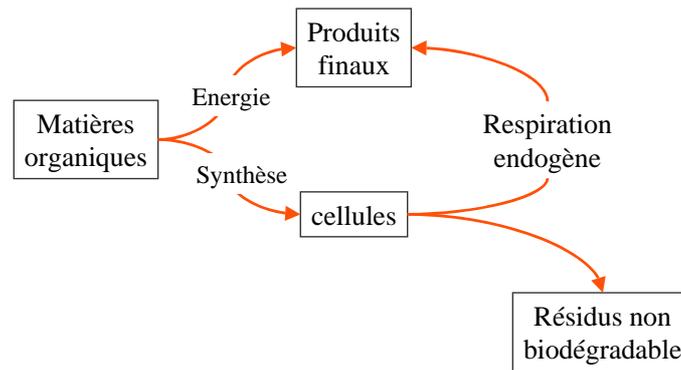


Figure 3 : Mécanisme de l'oxydation biologique aérobie

Voie anaérobie (Figure 4)

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,

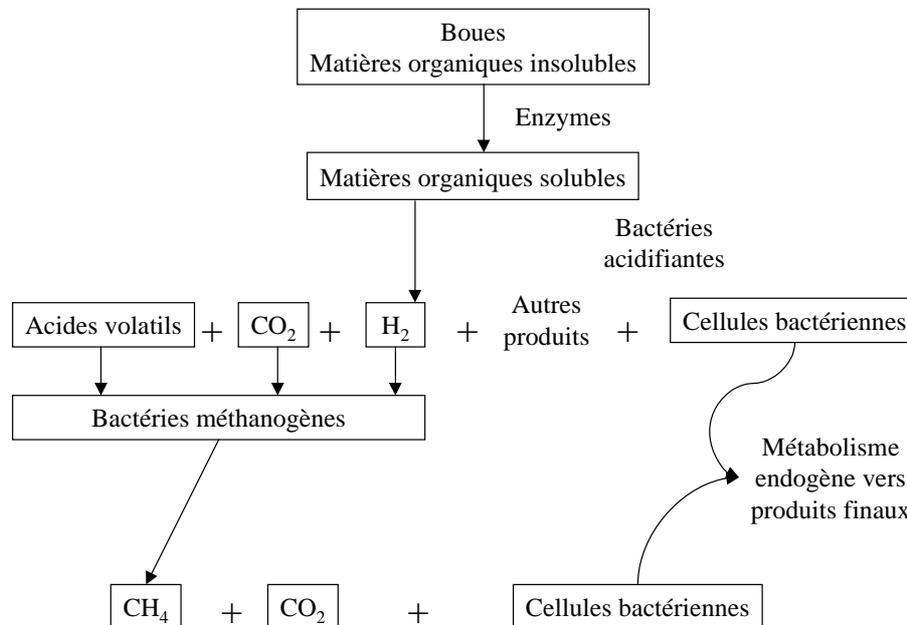


Figure 4 : Mécanisme de la digestion anaérobie des boues

Les traitements aérobie 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.

Élimination de la pollution azotée

L'élimination de la pollution azotée est assurée biologiquement par la nitrification-dénitrification

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 nitritation, qui est la transformation de l'ammonium en nitrite, est essentiellement liée aux Nitrosobactéries (genre *Nitrosomonas* - Photo 1) alors que la nitratation, au cours de laquelle les nitrites sont oxydés en

nitrites, 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).

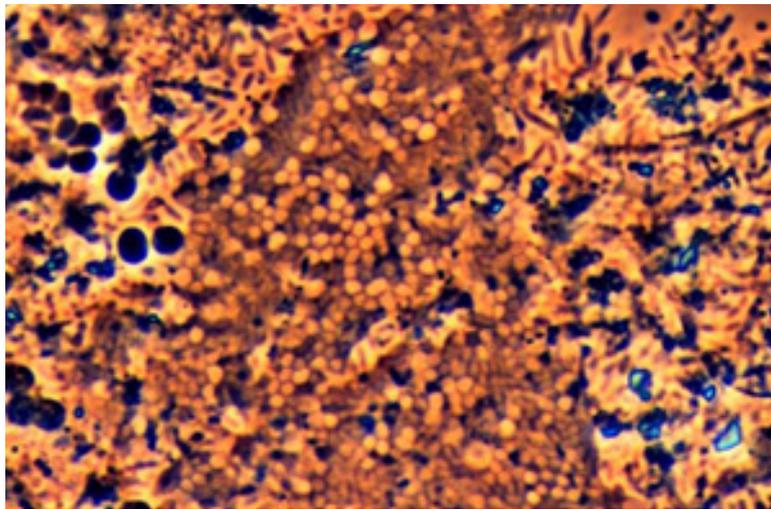


Photo 1 : Nitrosomonas 1000x

Dénitrification

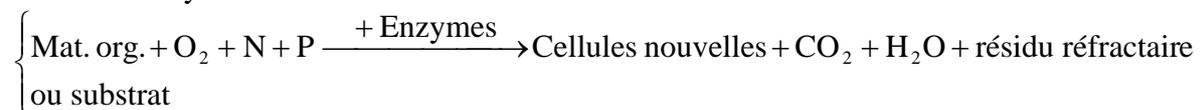
C'est le processus de réduction de l'azote nitrique à un degré d'oxydation plus faible. Certains micro-organismes, généralement hétérotrophes, sont en fait capables, en période d'anoxie, d'utiliser les ions nitrites et nitrates au lieu de l'oxygène dissous dans leur chaîne respiratoire et donc de réaliser cette transformation de l'azote nitrique. On estime que 25 à 40% de la biomasse d'une boue activée est dénitrifiante facultative.

II. Epuration Biologique aérobie

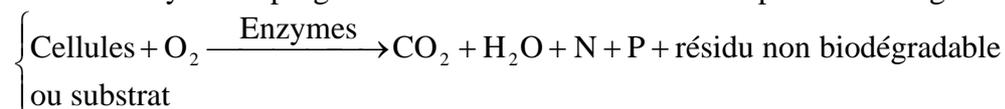
Pour la dégradation aérobie de la matière organique, deux processus consommateurs d'oxygène se développent parallèlement. Ce sont:

- Oxydation de la matière organique : Cette opération fournit l'énergie aux micro-organismes (catabolisme), énergie nécessaire à la synthèse cellulaire et à la multiplication des micro-organismes (anabolisme), le processus d'oxydation aboutit à un accroissement de la masse cellulaire totale.

Réaction de synthèse de la biomasse:



- Auto-oxydation progressive de la masse cellulaire: respiration endogène



Le bilan global de l'épuration se traduit par:



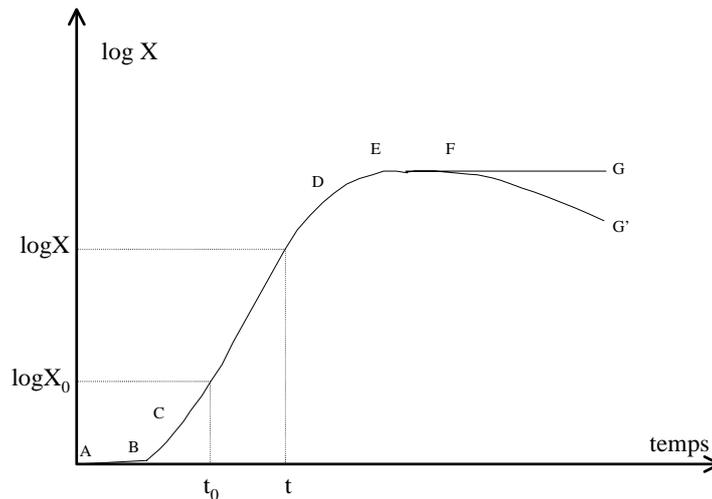


Figure 5 : Courbe type de croissance des micro-organismes

A. Croissance des micro-organismes en culture pure

Dans un fermenteur, on procède à l'ensemencement d'une certaine quantité de milieu de culture, préalablement stérilisé. Ainsi on peut suivre le développement des micro-organismes présents (biomasse) jusqu'à épuisement du substrat principal. Cette culture discontinue est appelée croissance en "batch". Dans ce cas, on observe les phases successives suivantes (Figure 5):

1. Phase d'adaptation

Cette période "AB" est dite phase d'adaptation ou de latence ; elle sépare le moment d'inoculation du moment où la croissance devient perceptible. Cette durée d'adaptation dépend:

- du type de micro-organismes
- du nombre de germes inoculés
- de l'état physiologique de ces germes
- de la température du milieu de culture
- des différences de compositions et concentrations entre l'ancien et le nouveau milieu de culture
- s'il s'agit d'algues, de l'intensité lumineuse et de la longueur d'onde des radiations éclairant le fermenteur.

2. Phase de croissance

Après une courte période de démarrage BC, d'allure très variable, on constate que $\log X$ (X étant la teneur en biomasse) varie linéairement en fonction du temps. Cette phase de croissance à vitesse constante est appelée phase de croissance exponentielle. La vitesse observée est égale à la vitesse de synthèse, le phénomène de respiration endogène étant négligeable. Les besoins en oxygène des cellules durant cette phase sont assez variables selon les espèces.

3. Phase de ralentissement

Cette phase "DE" est dite phase de ralentissement et correspond à une perturbation du milieu de culture par la croissance exponentielle des micro-organismes. Le passage en phase

de ralentissement correspond à une diminution de la concentration du substrat et de la vitesse de croissance.

4. Phase de stabilisation

La phase de ralentissement se termine toujours par une inactivation totale de la culture dont le nombre d'individus n'augmente plus et on atteint ainsi la phase de stabilisation. Au cours de cette phase, il n'y a plus de substrat et le taux de croissance est nul.

5. Phase de respiration endogène

La stabilisation de la culture conduit rapidement au décès des micro-organismes et s'accompagne d'une lyse des cellules libérant des produits divers. Durant cette période, les besoins en oxygène sont limités aux besoins respiratoires d'entretien des cellules; c'est une phase de décroissance dite phase de respiration endogène.

En réalité, le phénomène de croissance bactérienne est plus complexe car, dans le cas d'une eau usée, le substrat est complexe et l'ensemencement sauvage (plusieurs souches). De plus, l'épuration n'est pas réalisée de façon discontinue mais elle a lieu dans un aérateur en continu où un débit d'eau usée est mis en contact avec la population microbienne (l'illustration graphique utilisée jusqu'ici est relative à une souche bactérienne pure se développant grâce à un substrat unique, le glucose).

Suivant le temps de contact et la masse de micro-organismes, on se trouve dans l'une des phases qui viennent d'être décrites.

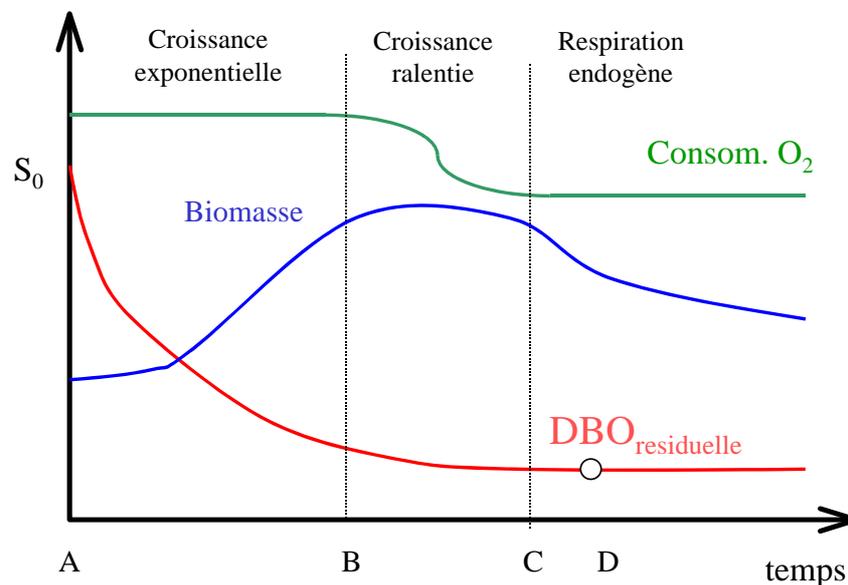


Figure 6: Représentation schématique de l'épuration, la croissance et l'oxydation de la boue

Durant les différentes phases de la croissance bactérienne, les principaux paramètres de contrôle (DBO, concentration de la biomasse et concentration en Azote) évoluent différemment.

Le plus important de la DBO est éliminée durant la phase de croissance exponentielle qui voit en même temps augmenter la teneur en biomasse et en Azote. Durant la phase de ralentissement l'élimination de la DBO fléchit alors que les teneurs en Azote et en biomasse

subissent des fléchissements pour décroître après durant la phase de respiration endogène, phase au cours de laquelle la DBO se stabilise à la valeur de DBO résiduelle (voir Figure 6).

B. Formulation de la croissance bactérienne

La formulation la plus classique est celle de Monod. Nous devons cependant souligner que la relation est empirique et est valable pour une culture pure, un substrat pur et un réacteur fermé.

$$\mu = \frac{r_X}{X} = \frac{1}{X} \frac{dX}{dt} = \mu_{\max} \frac{S}{K_S + S}$$

C'est historiquement le modèle le plus ancien. C'est aussi le plus connu et sans doute le plus utilisé. Il permet de donner, en première approximation, une bonne description de la plupart des fermentations.

$\frac{r_X}{X} = \mu$ = taux de croissance $[T^{-1}]$ ou vitesse spécifique de croissance

μ_{\max} = taux de croissance maximum $[T^{-1}]$

S = Concentration en substrat limitant $[ML^{-3}]$

K_S = Concentration en substrat telle que $\mu = \frac{\mu_{\max}}{2}$

r_X = Vitesse de croissance $g L^{-1} h^{-1}$

Cette relation fait intervenir la concentration en substrat limitant (S) qui peut être une source carbonée, azotée ou un nutriment quelconque.

Il apparaît normal que la relation de Monod soit difficilement applicable. Il en est de même de toutes les relations $\mu = f(S)$ proposées par la littérature telle que celle de Tessier.

$$\mu = \mu_{\max} \left(1 - e^{-\frac{S}{K_S}} \right) \quad (\text{Tessier})$$

Pour rendre compte de l'influence sur le taux de croissance de la concentration initiale, pour un réacteur fermé ou la concentration à l'entrée, pour un réacteur ouvert, Il a été proposé la relation suivante:

$$\mu = \mu_{\max} \frac{S}{S + \lambda S_0}$$

où λ est un coefficient cinétique adimensionnel.

Les développements qui vont suivre se doivent d'être utilisés avec beaucoup de prudence dans le calcul des unités de traitement des eaux.

1. PHASE EXPO

Cette phase s'exprime par la relation suivante :

$$\frac{dX}{dt} = \mu X$$

avec X la concentration en biomasse

$$dS = -\frac{dX}{Y_{X/S}}$$

avec $Y_{X/S}$ le rendement de métabolisation

Ce rendement est variable selon les conditions de culture. Dans la littérature $Y_{X/S} = a_m$; est la masse de cellules produites par unité de masse d'aliments consommés (mg de cellules produites par mg de DBO éliminée).

2. PHASE DE RALENTISSEMENT

Cette phase s'exprime par la relation suivante :

$$\frac{dX}{dt} = \mu_{\max} \frac{S}{K_s} X$$

qui est la forme limite de la loi de Monod quand S est faible devant K_s

On note souvent simplement:

$$\frac{dX}{dt} = K S X$$

$$\text{avec } K = \frac{\mu_{\max}}{K_s}$$

et :

$$\frac{dS}{dt} = -\frac{K S X}{Y_{X/S}} = -K' S X$$

$$\text{avec } K' = \frac{K}{Y_{X/S}} = \frac{K}{a_m}$$

3. PHASE DE DECROISSANCE

Durant cette période, les micro-organismes ne sont pas alimentés. Une partie d'entre eux disparaît par auto-oxydation selon la relation.

$$\frac{dX}{dt} = \alpha X \quad \text{où } \alpha \text{ est le taux de respiration endogène}$$

$$\alpha = [T^{-1}]$$

Toutes les différentes phases sont représentées par le modèle de MONOD-HERBERT

$$\frac{dX}{dt} = \mu X - \alpha X$$

$$dS = -\frac{dX}{Y_{X/S}}$$

avec:

$$\mu = \mu_{\max} \frac{S}{S + K_s}$$

C. Besoin en éléments nutritifs

La croissance de la biomasse nécessite en plus du carbone (le substrat) et de l'oxygène (si aérobie) de l'azote et du phosphore (% matière sèche dans la biomasse - azote 14% - phosphore 3%) et quelques métaux en trace.

Il faut donc assurer un apport minimum d'azote et de phosphore dans le milieu.

Pour un développement correct des micro-organismes épurateurs, on admet les rapports suivants:

$$DCO/N/P = 150/5/1$$

DBO/N/P = 100/5/1

Les effluents urbains contiennent tous les nutriments. Certains effluents industriels peuvent être fortement carencés en N et P et ces éléments devront être ajoutés avant le traitement biologique.

D. Epuration par boues activées

1. Principe

Le procédé à boues activées a été découvert en 1914 à Manchester et repose sur la constatation suivante:

Une eau d'égout aérée permet le développement rapide d'une flore bactérienne capable de dégrader des matières organiques polluantes. Dans les conditions idéales d'aération, les micro-organismes d'une eau usée se développent et s'agglomèrent en floes. Au repos, ces derniers se séparent très bien de la phase liquide par décantation. C'est dans le clarificateur que cette séparation entre la boue et l'eau clarifiée a lieu. Une partie des boues est renvoyée dans l'aérateur pour le réensemencement permanent ou réinjectée en tête de station, l'autre en excès, est éliminée et doit faire l'objet d'un traitement séparé (voir Photo 2).

Le principe du procédé à boues activées consiste donc à provoquer le développement d'un floe bactérien dans un bassin alimenté en eau usée à traiter (bassin d'activation). Afin d'éviter la décantation des floes dans ce bassin, un brassage vigoureux est nécessaire. La prolifération des micro-organismes nécessite aussi une oxygénation suffisante.



bassin d'aération



décanteur secondaire

Photo 2 : Eléments de base d'une station d'épuration par boues activées

Le bassin d'activation peut être précédé d'un décanteur primaire dans le but d'éliminer les matières décantables et suivi d'un clarificateur pour la séparation de l'effluent épuré et des boues.

Plusieurs configurations de bassins d'aération dans le cas du procédé par boues activées peuvent être mis en œuvre (Figure 7):

- Conventionnel (le plus fréquemment utilisé)
- Contact stabilisation
- Alimentation étagée
- Mélange intégral (complet)

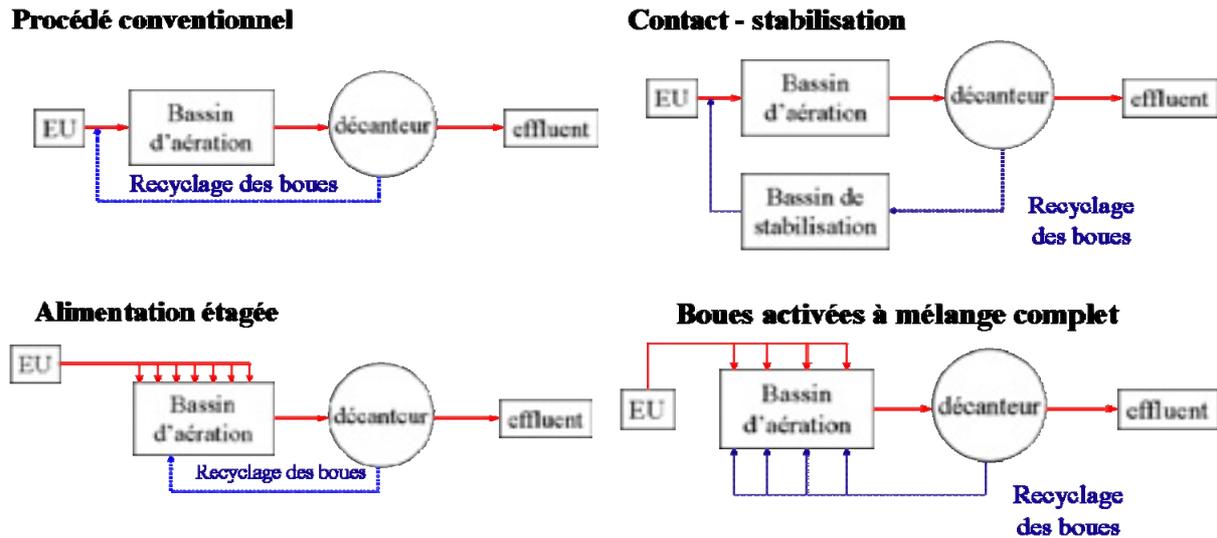


Figure 7 : les différents types de bassins à boues activées

2. Bassin d'aération

Le bassin d'aération constitue le cœur même du procédé dans lequel s'effectue le métabolisme bactérien à l'origine de l'épuration.

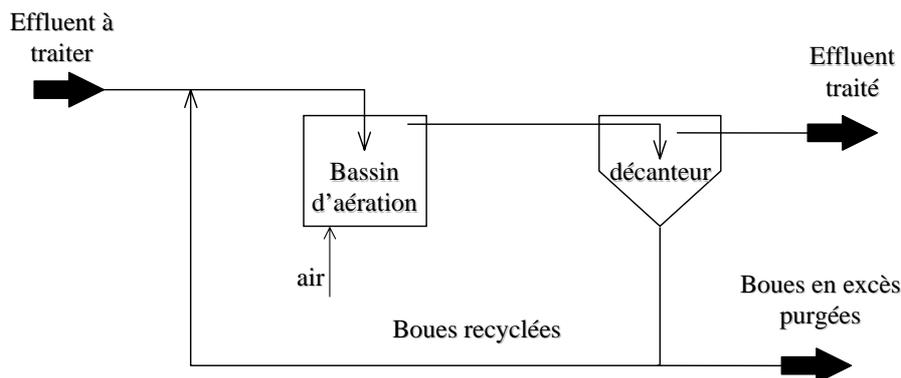


Figure 8 : Schéma de base du procédé de boues activées

C'est dans ce bassin que la majeure partie des réactions biochimiques de transformation de la pollution carbonée (voire azotée et phosphorée) a lieu. On y maintient généralement 3 à 4g L⁻¹ de biomasse active en état d'aérobiose à une concentration de 2 à 2.5 ppm en oxygène dissout.

3. Paramètres de fonctionnement

a) Charge massique C_m ou facteur de charge

$$C_m = \frac{\text{Masse de nourriture entrant quotidiennement dans l'aérateur}}{\text{Quantité de biomasse contenue dans l'aérateur}} \text{ (en } \text{kg}_{\text{DBO}_5} \text{ kg}_{\text{MS}}^{-1} \text{ j}^{-1}\text{)}$$

C_m est la masse de nourriture arrivant quotidiennement dans le bassin d'aération ramenée à la quantité de matière active présente. C_m s'exprime donc comme suit :

$$C_m = \frac{QS_0}{VX} = \frac{S_0}{X\tau} \text{ (en } \text{kg}_{\text{DBO}_5} \text{ kg}_{\text{MS}}^{-1} \text{ j}^{-1}\text{)}$$

Selon la valeur de C_m , on définit le type de charge. On distinguera la forte ($0.4 < C_m < 1.2$), moyenne ($0.15 < C_m < 0.4$), faible ($0.07 < C_m < 0.15$) et très faible ($C_m < 0.07$) charge ou aération prolongée.

Application : STEP Choutrana (ONAS)

Substrat à l'entrée de l'aérateur	$S_0 = 400 \text{ ppm}$
Débit de l'effluent à l'entrée de l'aérateur	$Q = 110000 \text{ m}^3 \text{ j}^{-1}$
Volume utile du bassin d'aération	$V = 60000 \text{ m}^3$
Matières en suspension dans l'aérateur	$X = 3500 \text{ ppm}$

$$C_m = \dots\dots\dots = \dots\dots\dots \text{ kg}_{\text{DBO}_5} \text{ kg}_{\text{MS}}^{-1} \text{ j}^{-1}$$

b) Charge volumique C_V

C_V est la masse de nourriture arrivant quotidiennement dans le bassin d'aération ramenée au volume du bassin d'activation. C_V s'exprime donc par :

$$C_V = \frac{QS_0}{V}, \text{ kg}_{\text{DBO}_5} \text{ m}^{-3} \text{ j}^{-1}$$

c) Consommation en oxygène

Les besoins théoriques en oxygène représentent la somme

- de l'oxygène consommé pour fournir l'énergie nécessaire à la synthèse
- et de l'oxygène consommé pour la respiration endogène

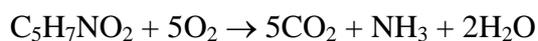
Pour la synthèse:

Il a été montré expérimentalement qu'à une masse constante de cellules synthétisées correspond une masse de matière organique, exprimée par la DBO, éliminée.

Pour une certaine quantité de la DBO ultime, une fraction a , de l'oxygène, est utilisée pour la synthèse de a_m mg de matière vivante cellulaire telle que:

$$a = 1.42 a_m$$

La valeur 1.42 provient du fait que pour oxyder une cellule de formule brute $C_5H_7NO_2$, il faut une quantité d' O_2 égale à 1.42 fois la masse de corps à dégrader et ce, selon la réaction suivante :



$$M(C_5H_7NO_2) = 113 \text{ g mol}^{-1}$$

$$M(5O_2) = 160 \text{ g mol}^{-1}$$

Pour les eaux usées urbaines $a = 0.55$ et $a_m = 0.39$ (par rapport à la DBO ultime et non la DBO_5).

Pour permettre la création de nouvelles cellules vivantes, il a fallu au préalable fournir une certaine quantité d'énergie provenant de l'oxydation d'une certaine fraction a' de matières organiques.

La DBO ultime éliminée sera donc utilisée à des fins énergétiques (a') et à des fins de synthèse de matières vivantes (a) de sorte que:

$$a + a' = 1$$

La quantité d'oxygène nécessaire pour la synthèse de nouvelles cellules aura pour expression:

$$q_{O_2} = a'(S_0 - S)Q$$

a' = consommation d' O_2 à des fins énergétiques ($\text{kg}_{O_2} \text{ kg}_{\text{DBO}_5}^{-1}$).

Pour la respiration endogène

La consommation d'O₂ pour la respiration endogène est proportionnelle à la biomasse présente.

$$q_{O_2} = b' XV$$

b' = consommation d'O₂ pour l'auto-oxydation (kg_{O₂} kg⁻¹ matières vivantes en réaction j⁻¹).

Besoins théoriques en O₂

Les deux phénomènes suivants sont à l'origine des besoins théoriques en oxygène :

1. Oxydation des Matières Organiques
2. Destruction des matériaux cellulaires lors de la phase de respiration endogène.

Considérons un réacteur parfaitement agité de volume V alimenté par un débit d'eau usée Q. S₀ et S sont respectivement la concentration en pollution à l'entrée du réacteur et à sa sortie. Le débit d'O₂ à fournir est donné théoriquement par :

$$q_{O_2} = a'(S_0 - S)Q + b' XV$$

Les coefficients a' et b' peuvent être déterminés en laboratoire par des mesures respirométriques. Le principe de la mesure repose sur l'utilisation de l'équation:

$$\frac{q_{O_2}}{XV} = a' \frac{(S_0 - S)Q}{XV} + b'$$

soit:

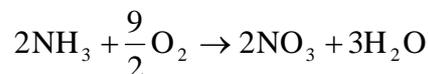
$$\frac{q_{O_2}}{M_a} = a' \frac{(S_0 - S)}{X\tau} + b'$$

avec M_a la masse de cellules actives dans le bassin d'aération et τ le temps de passage.

La droite $\frac{q_{O_2}}{M_a} = f\left(\frac{S_0 - S}{X\tau}\right)$

a pour pente a' et pour ordonnée à l'origine b'.

Aux besoins de la synthèse et de la respiration endogène, peut aussi s'ajouter ceux de l'oxydation de l'azote ammoniacal qui a lieu en plusieurs étapes (NH₃ → NO₂⁻ → NO₃⁻) selon le schéma réactionnel suivant :



Cette réaction est inhibée par les fortes concentrations en substrat, et faibles concentrations en oxygène et n'est donc pas systématiquement présente.

Selon les charges, les valeurs moyennes des paramètres a' et b' sont données dans le tableau suivant:

Paramètre	Forte charge	Moyenne charge	Faible charge	Aération prolongée
a' (kg _{O₂} kg ⁻¹ _{DBO₅})	0.52	0.57	0.60	0.64
b' (kg _{O₂} kg ⁻¹ _{MVS} j ⁻¹)	0.11	0.08	0.07	0.07

Application : STEP Choutrana (ONAS)

Substrat à l'entrée de l'aérateur	$S_0=400\text{ppm}$
Substrat à la sortie de l'aérateur	$S_{\text{sortie}}=30\text{ppm}$
Débit de l'effluent à l'entrée de l'aérateur	$Q=110000 \text{ m}^3 \text{ j}^{-1}$
Volume utile du bassin d'aération	$V=60000 \text{ m}^3$
Matières volatiles en suspension dans l'aérateur	$MVS=3000 \text{ ppm}$

$C_m = \dots \text{ kg}_{\text{DBO}_5} \text{ kg}_{\text{MS}}^{-1} \text{ j}^{-1}$ (..... charge) et donc

$a' = \dots \text{ kg}_{\text{O}_2} \text{ kg}_{\text{DBO}_5}^{-1}$

$b' = \dots \text{ kg}_{\text{O}_2} \text{ kg}_{\text{MVS}}^{-1} \text{ j}^{-1}$

Ainsi,

$$q_{\text{O}_2} = a'(S_0 - S)Q + b'XV = \dots$$

$$q_{\text{O}_2} = \dots \text{ kg}_{\text{O}_2} \text{ j}^{-1}$$

Les besoins théoriques en oxygène sont donc d'environ tonnes d'oxygène par jour

d) Production de boues biologiques

L'accroissement net de la masse de matière active des boues résulte à la fois de la masse cellulaire synthétisée à partir de la pollution éliminée et de la masse détruite par respiration endogène. Cet accroissement s'exprime par :

$$V \frac{\Delta X}{\Delta t} = a_m Q(S_0 - S) - \alpha XV$$

ou encore:

$$\frac{1}{X} \frac{\Delta X}{\Delta t} = a_m \frac{(S_0 - S)}{X\tau} - \alpha$$

les coefficients a_m (rendement de métabolisation représentant la masse de cellules produites / masse de pollution éliminée) et α (constante de décès ou constante de respiration endogène) peuvent être déterminés en laboratoire par traçage de la droite

$$\frac{1}{X} \frac{\Delta X}{\Delta t} = f\left(\frac{S_0 - S}{X\tau}\right)$$

Les valeurs moyennes des paramètres a_m et α , généralement retenues pour les boues activées, sont les suivantes:

Paramètre	Forte charge	Moyenne charge	Faible charge	Aération prolongée
a_m	0.5	0.53	0.55	0.60
α	0.06	0.055	0.05	0.07

Tableau 1 : Rendement de métabolisation et coefficient de respiration endogène

Dans ce tableau a_m est en $\text{kg}_{\text{MVS}} \text{ kg}_{\text{DBO}_5 \text{ éliminée}}^{-1}$ et α en jour^{-1}

Application : STEP Choutrana (ONAS)

Substrat à l'entrée de l'aérateur	$S_0=400\text{ppm}$
Substrat à la sortie de l'aérateur	$S_{\text{sortie}}=30\text{ppm}$
Débit de l'effluent à l'entrée de l'aérateur	$Q=110000 \text{ m}^3 \text{ j}^{-1}$
Volume utile du bassin d'aération	$V=60000 \text{ m}^3$
Matières volatiles en suspension dans l'aérateur	$MVS=3000 \text{ ppm}$

$C_m = \dots \text{kg}_{\text{DBO}_5} \text{kg}_{\text{MS}}^{-1} \text{j}^{-1}$ (..... charge) et donc

$a_m = \dots \text{kg}_{\text{MVS}} \text{kg}_{\text{DBO}_5}^{-1}$ éliminée

$\alpha = \dots \text{j}^{-1}$

Si P_b représente la production de boues alors :

$$P_b = a_m Q(S_0 - S) - \alpha X V = \dots$$

$P_b = \dots \text{kg}_{\text{MVS}} \text{j}^{-1}$

La production des boues biologiques est d'environ tonnes par jour.

Dans cette application nous n'avons pas pris en compte les MES entrant et quittant l'aérateur.

e) Age des boues

L'âge des boues (A) est un paramètre important de suivi des stations d'épuration par boues activées, car il est directement lié au rendement d'épuration du réacteur. C'est le rapport entre la masse de boues présentes dans l'aérateur et la quantité de boues extraites (donc produites) par jour.

$$A = \frac{X}{\Delta X / \Delta t}, \text{ jours}$$

Application : STEP Choutrana (ONAS)

Substrat à l'entrée de l'aérateur	$S_0 = 400 \text{ ppm}$
Substrat à la sortie de l'aérateur	$S_{\text{sortie}} = 30 \text{ ppm}$
Débit de l'effluent à l'entrée de l'aérateur	$Q = 110000 \text{ m}^3 \text{ j}^{-1}$
Volume utile du bassin d'aération	$V = 60000 \text{ m}^3$
Matières volatiles en suspension dans l'aérateur	$\text{MVS} = 3000 \text{ ppm}$

L'âge des boues est donné par : $A = \frac{X}{\Delta X / \Delta t}$

On multiplie en haut et en bas par le volume utile de l'aérateur V.

VX : quantité de biomasse active présente dans l'aérateur (on prendra pour X les MVS car la production de boues sera donnée en $\text{kg}_{\text{MVS}} \text{j}^{-1}$)

Ainsi $VX = \dots = \dots \text{kg MVS}$

$V \cdot (\Delta X / \Delta t)$ représente la production quotidienne des boues

et donc $V \cdot (\Delta X / \Delta t) = \dots \text{kg}_{\text{MVS}} \text{j}^{-1}$

$A = \dots \text{jours}$

L'âge des boues est d'environ Jours.

f) Indice de MOLHMAN

Il mesure la décantabilité de la boue. C'est le volume occupé par un gramme de boue après 1/2 heure de décantation. Il est donné par :

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

Généralement, les boues sont bien décantables pour $80 < I_m < 150$

Si $I_m \sim 80$; la décantation est très bonne mais les boues sont difficilement pompables

Si $I_m \sim 150$: la décantation est très lente

Les variations de l'indice de Mohlman en fonction de la charge massique pour une température de 20°C (voir Figure 9), indique qu'il existe toujours un point de fonctionnement

pour lequel cet indice atteint sa valeur minimale garantissant un fonctionnement convenable de la station.

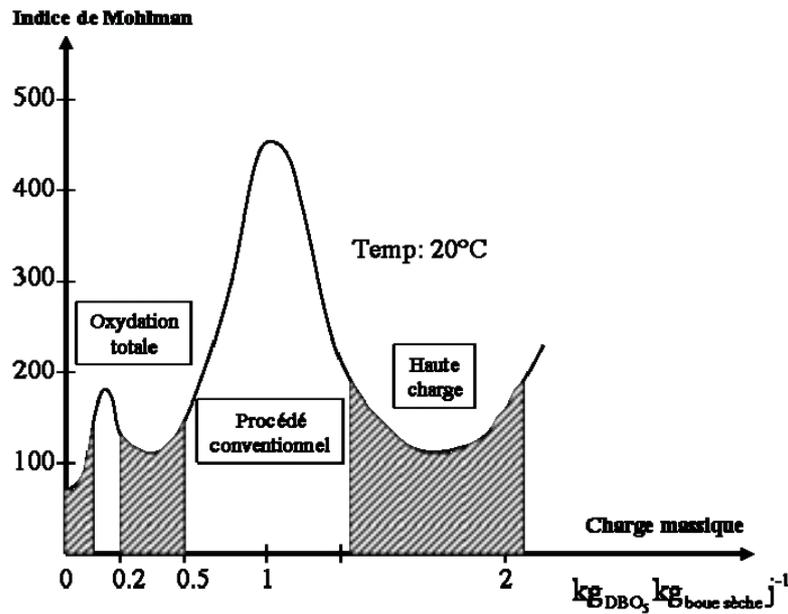


Figure 9 : Variation de l'indice de MOHLMAN en fonction de la charge organique spécifique appliquée

4. Les systèmes d'aération

La qualité d'un système d'aération est évaluée, d'une part, par sa capacité d'oxygénation et d'autre part, par l'énergie nécessaire pour dissoudre un kg d'oxygène. La capacité d'oxygénation est par définition la quantité d'oxygène fournie en une heure à l'eau propre, à teneur en oxygène constante et nulle à 10 °C et à pression atmosphérique.

Les conditions opératoires sont standard et permettent la comparaison des différents systèmes d'aération utilisables en pratique à savoir:

- les dispositifs d'injection d'air surpressé à fines bulles (diffuseurs poreux à haut rendement d'oxygénation: 12 %), à moyennes bulles (diffuseurs à clapets) ou à grosses bulles (diffuseurs à larges orifices) à faible rendement d'oxygénation: 5 %.



Surpresseur d'air dans un bassin aéré



bassin aéré par diffusion d'air

Photo 3 : Aération par diffusion d'air

- les aérateurs de surface que l'on peut diviser en 3 groupes:
- aérateurs à axe vertical à faible vitesse, aspirant l'eau par le fond et la rejetant directement à l'horizontale.

- aérateurs à axe vertical à grande vitesse (1000 à 1800 tr mn⁻¹).
- aérateurs à axe horizontal permettant l'oxygénation par pulvérisation d'eau dans l'air.



Photo 4 : Différents types de mobiles d'aération/agitation

Certains procédés de traitement des eaux usées industrielles utilisent des turbines auto-aspirantes pour fournir les besoins en oxygène des micro-organismes épurateurs.

L'apport spécifique des systèmes d'aération commercialisés que se soit pour les systèmes d'aération par diffuseurs ou pour les aérateurs mécaniques de surface sont des données fournis généralement par les constructeurs et donnent une idée sur l'énergie nécessaire pour dissoudre 1 kg d'oxygène dans des conditions de référence (eau pure, pression atmosphérique et une température de 0 ou 10°C avec une concentration initiale nulle en oxygène).

Le tableau ci-dessous donne une classification des systèmes d'aération commercialisés.

Systèmes d'aération	Energie nécessaire pour dissoudre 1 kg d'oxygène (kWh)	Apport spécifique (kg _{O₂} kWh ⁻¹)
Aération par diffuseurs		
a - Diffuseurs poreux		
▪ à fines bulles (profondeur d'insufflation 4 m)	0.5	2
▪ à moyennes bulles	0.7	1.43
▪ à grosses bulles (insufflation sous 3 m)	0.8	1.25
b - Diffuseurs non poreux		
▪ éjecteurs eau/air (peu utilisés)	0.35 à 0.60	1.67 à 2.86
▪ diffuseurs à clapet vibreur	0.7	1.43
▪ tubes perforés (insufflation sous 4 m)	1	1
Aérateurs mécaniques de surface (turbines)		
a - A axe horizontal (rotor à barreaux ou lames):		
▪ Brosses Kessener	0.35 à 0.56	1.79 à 2.86
▪ Rotor à barreaux (Mammoth)	0.4	2.5
b - A axe vertical		
▪ Aérateurs à plaques	0.5	2
▪ Aérateurs à circulation ascendante	0.44	2.27

Tableau 2 : classification des systèmes d'aération commercialisés

5. Plages de fonctionnement

Les procédés biologiques d'épuration sont classés selon le type de charge qui est fonction de la charge massique. On distingue quatre types de charge : la très faible charge (ou aération prolongée), la faible charge, la moyenne charge et la forte charge.

Dans ce qui suit C_m est en $\text{kg}_{\text{DBO}_5} \text{kg}_{\text{MES}}^{-1} \text{j}^{-1}$

- Procédé faible charge & aération prolongée (très faible charge ou oxydation totale)

Pour ce type de procédé, $0.07 < C_m < 0.15$ pour l'aération prolongée $C_m < 0.07$

Ce procédé correspond à la zone de respiration endogène

$$\eta > 90\% \quad 10 < A < 30 \text{ j} \quad \tau > 12 \text{ h} \quad \text{Recyclage des boues: } 10 \text{ à } 50 \%$$

- Procédé moyenne charge (conventionnel)

Pour ce type de procédé, $0.15 < C_m < 0.4$

Il correspond à la zone située après la croissance expo zones D et E.

$$80 < \eta < 90\% \quad \tau : 2 \text{ à } 4 \text{ h} \quad \text{Recyclage des boues: } 50 \text{ à } 100\% \quad 5 < A < 10 \text{ j}$$

- Procédé forte charge

Pour ce type de procédé, $0.4 < C_m < 1.2$

Il correspond à la phase de croissance expo. Apport important de DBO_5 et forte production de boues.

$$\eta < 80\% \quad \tau < 3 \text{ h}, \text{ Recyclage: jusqu'à } 300\% \quad 1.5 < A < 4 \text{ j}$$

Les principaux paramètres de fonctionnement des stations par boues activées dépendent fortement de charge appliquée (voir Tableau 3). Notons que la tendance actuelle en ce qui concerne le taux de recyclage des boues consiste à dépasser les 100 % et monter jusqu'à des taux de 300%. Le rendement d'épuration donné est une moyenne sur la Demande Biochimique en Oxygène, Matières En Suspension et l'Azote. Il est à relever la faible production de boues dans les procédés par aération prolongée ainsi que leur état de stabilisation avancée.

Type de procédé	forte charge	Moyenne charge (Conventionnel)	Faible charge & très faible charge (aération prolongée)
Charge massique, $\text{kg}_{\text{DBO}_5} \text{kg}_{\text{MES}}^{-1} \text{j}^{-1}$	0.40 à 1.20	0.15 à 0.40	0.07 à 0.15 faible charge $C_m < 0.07$ très faible charge
Charge volumique $\text{kg}_{\text{DBO}_5} \text{m}^{-3} \text{j}^{-1}$	1.50 à 3	0.50 à 1.5	$C_v < 0.40$
Durée de rétention (heures)	1 à 2h	2 à 4h	12 h à plusieurs jours
Consommation d'oxygène $\text{kg}_{\text{O}_2} \text{kg}_{\text{DBO}_5}^{-1}$ détruite	0.30 à 0.50	0.50 à 1	1.50 à 2
Production de boues en excès, $\text{kg}_{\text{MES}} \text{kg}_{\text{DBO}_5}^{-1}$	0.80	0.60	0.20
Pourcentage de recyclage, %	Jusqu'à 300	50 à 100	10 à 50
Rendement d'épuration, %	< 80%	80 à 90%	Plus de 90%

Tableau 3 : Principaux paramètres de fonctionnement des Stations par boues activées en fonction de la charge appliquée

6. Décantabilité des boues biologiques

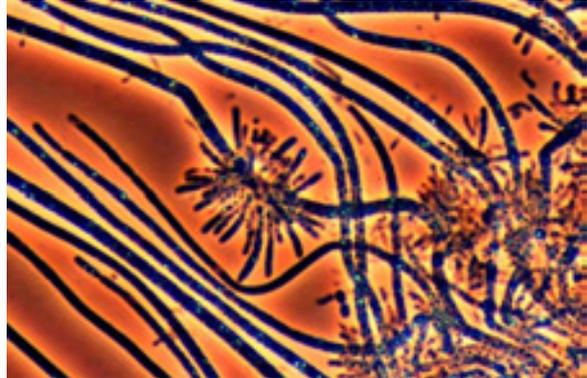
Les boues biologiques sont séparées dans un clarificateur. Du résultat de l'épuration dépend le rendement de la décantation qui doit être voisin de 99 %.

Si $I_m > 200$ les boues sont malades. Il peut se produire un phénomène de "bulking" qui empêche la décantation normale des floccs. Plusieurs raisons sont à l'origine de ce problème :

- la croissance exagérée de bactéries filamenteuses due à la trop grande richesse de l'effluent en substrat facilement dégradable.
- l'arrivée de toxiques qui réduit l'activité biologique et détruit le floc.
- l'excès ou l'insuffisance d'O₂ dans le bassin d'aération.
- la mauvaise vitesse de décantation dans le clarificateur secondaire.



Boues flottantes



Thiotrix 1000x

Photo 5 : Boues flottantes et bactéries filamenteuses

E. Le lagunage

Le lagunage est un procédé d'épuration qui consiste à faire circuler des effluents dans une série de bassins pendant un temps suffisamment long pour réaliser les processus naturels de l'auto-épuration. Il est pratiqué dans les régions très ensoleillées, dans des bassins de faible profondeur.

Le principe général consiste à recréer, dans des bassins, des chaînes alimentaires aquatiques (Figure 10). Le rayonnement solaire est la source d'énergie qui permet la production de matières vivantes par les chaînes trophiques. Les substances nutritives sont apportées par l'effluent alors que les végétaux sont les producteurs du système en matière consommables et en oxygène.

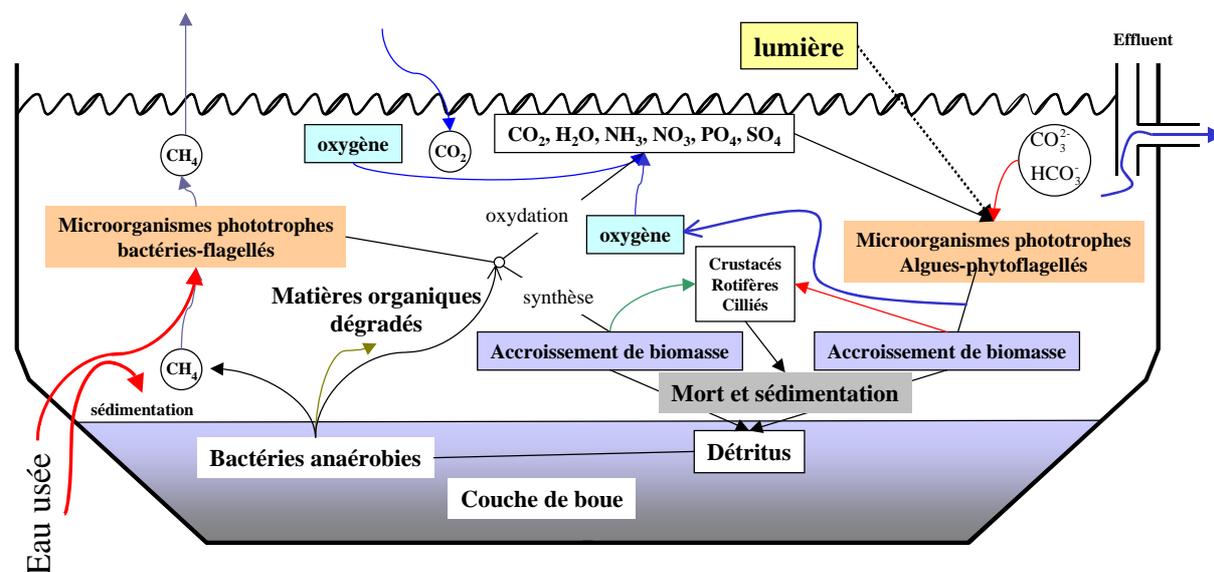


Figure 10: Cycles Biologiques d'une lagune

Les bactéries assurent la part prépondérante de l'épuration et la microfaune contribue à l'éclaircissement du milieu par ingestion directe des populations algales et des bactéries.

Ce procédé simple demande des surfaces importantes car les temps de réactions sont très longs. Pour que le lagunage s'effectue dans les meilleures conditions d'aérobiose, tout en évitant les odeurs et la prolifération des insectes, il faut prévoir une décantation primaire des effluents. On empêche, ainsi, un colmatage rapide des bassins. Selon les régions, on peut traiter par ce procédé de 25 à 50 kg de DBO_5 par hectare et par jour.

L'inconvénient majeur de ce type de procédé est le dépôt qui se produit à la longue et qui reste en phase anaérobie.

Ce traitement demande des surfaces importantes avec des temps de séjour de l'ordre de 30 à 60 jours et une profondeur des bassins de 0.5 à 1.2 m.

1. Les différents types de lagunage

a) 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.

Leur dimensionnement est généralement basé, pour un climat tempéré, sur une charge journalière de $50 \text{ kg}_{\text{DBO}_5} \text{ ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$, soit environ 10 m^2 par habitant.

La teneur en matière en suspension dans l'effluent traité reste élevée (de 50 à 150 mg L^{-1}). Aussi la DBO_5 en sortie est souvent supérieure à 50 mg L^{-1} .

b) 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.



bord d'une lagune aéré



aérateurs de surface amarrés

Photo 6 : Lagunes aérées

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 DBO_5 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.

c) Le lagunage anaérobie:

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



Photo 7 : Lagune anaérobie

Les temps de séjour sont souvent supérieurs à 50 jours. Les charges organiques appliquées sont de l'ordre de $0.01 \text{ kg}_{\text{DBO}_5} \text{ m}^{-3} \text{ j}^{-1}$. 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 aérobie, 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.

F. Epuration par culture fixée

1. Principe

Dans ce genre de procédés, les micro-organismes sont fixés sur un support inerte et forment le BIOFILM. Ces procédés sont sensés reproduire en réacteur l'effet épurateur du sol.

On distingue généralement:

- les Lits bactériens,
- les Biodisques,
- les Lits fixes noyés,
- les Lits fluidisés.

Les bactéries contenues dans l'effluent se fixent peu à peu à un support pour former un film biologique aéré de 1 mm

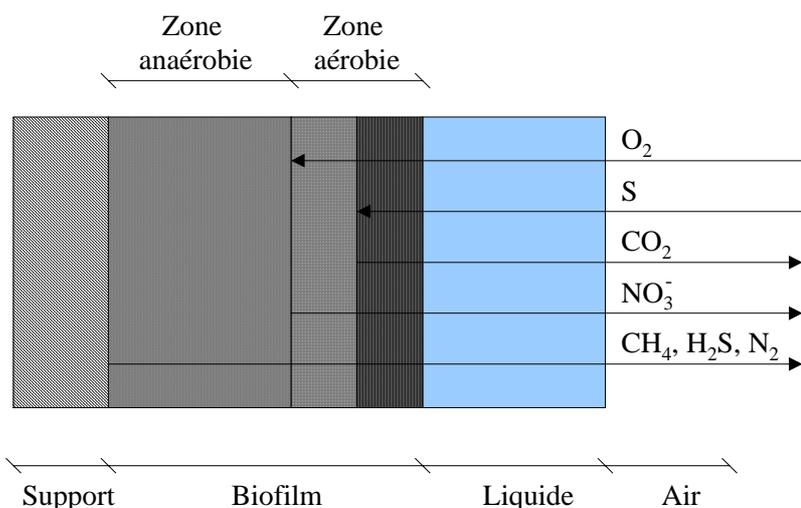


Figure 11 : Schéma simplifié des échanges dans un biofilm

d'épaisseur environ. Les micro-organismes ainsi fixés oxydent l'effluent avec lequel ils sont en contact.

Le biofilm est un conglomérat de micro-organismes à l'intérieur d'une masse gélatineuse, dans laquelle on peut distinguer une zone aérobie et une zone anaérobie (Figure 11).

La composition du biofilm est la suivante :

- bactéries aérobies (agents principaux de la dépollution),
- bactéries anaérobies (régulent la production des aérobies),
- champignons ou moisissures (ils donnent de la "tenue" au film),
- protozoaires (en surface, ils se nourrissent des bactéries libres),
- vers (perforent le film et le détachent),
- insectes.

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

2. Lits bactériens

L'effluent contenant la pollution ruisselle sur le support et pénètre dans le biofilm alors que l'air chemine naturellement à travers le lit qui repose sur une grille. Le décrochage de la biomasse est spontané par une augmentation de la phase endogène, par l'action des larves et par la vitesse de passage du fluide. Une décantation secondaire est indispensable.

La hauteur du lit bactérien est de 1 à 3 m pour un garnissage classique et de 6 à 12 m pour des garnissages plastiques.

Une aération permanente s'établit de bas en haut (lit plus chaud que l'air ambiant, effet de cheminée).

La distribution régulière de l'effluent est réalisée par des éléments fixes (rigoles, rampes fixes) ou mobiles (sprinklers rotatifs).

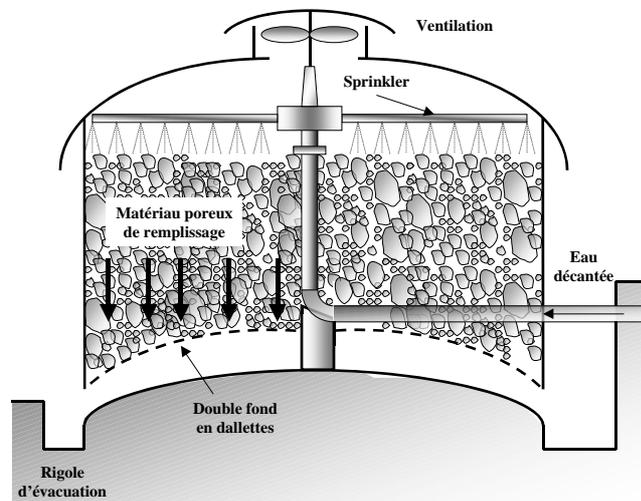


Figure 12 : Schéma de principe d'un lit bactérien



Lit bactérien



éléments de remplissage du lit bactérien

Photo 8 : éléments de remplissage d'un lit bactérien

Les différents types de matériaux de remplissage sont regroupés dans le tableau suivant :

	Nom	Nature forme et dimensions	Poids spécifique Kg m ⁻³	Surface spécifique m ² m ⁻³	% vide
Supports traditionnels	Scories	Ø 75 - 125 mm Ø 30 - 50 mm	1350 1350	40 - 50 90 - 105	~ 50 ~ 50
	Pierrailles	calibrés 1"	1350	140	~ 50
	Gravier	rond 2"	1350	105	~ 50
	Granit	20 - 80 mm	-	100	45
	Petit granit	10 - 20 mm	-	200	47
	Basalte	15 - 20 cm	1500 - 2000	40	~ 57
Supports synthétiques en modules	Dowpac ou Surfpac (Dow company)	Clayonnage de feuillets ondulés en PVC	-	89	94
	Flocor E (ICI)	Clayonnage de feuillets de PVC	36.8	88.5	98
	Cloisonyl (Cégedur)	Tube cloisonné en PVC	80	225	94
	Koroseal (Goodrich)	Clayonnage en PVC	56	131	97
	Celbouw (Porcel)	Clayonnage en PVC (nid d'abeilles)	-	200	98
	Hydropack (Hoechst)	Feuilles ondulées à enrouler Ø rouleau 1.5m	-	200	94 - 98
	Bioprofil (VKW)	Feuilles profilées de PVC	-	190	95
	Babcock AG	Feuilles profilées de PVC	-	120 - 190	-
	Surfpac "normal" (18) Surfpac "crinkleclose" (38)	Clayonnage de feuillets ondulés en Polystyrène	64 48	82 187	94 94
Supports synthétiques en vrac	Flexiring (Koch Eng. C°)	Anneaux de polypropylène	-	Ø 1.5" : 133 Ø 3.5" : 100	-
	Euromatic DK	Sphères de polyéthylène, Ø 38 mm	85	108	31
	Biopac (Hydronil Ltd)	Anneaux à clayonnage interne en polypropylène Ø 90 L. 90 mm	-	75 (type 90) 124 (type 50)	93
	Aero-block	Terre cuite vitrifiée	1120	70	53
	Ewall-porit Ing. E. Walloschke	Anneaux en PVC Ø 45 L. 40 - 50 mm	60	120	93.3
	Filterpack (Mass Transfer Ltd)	Anneaux en polyéthylène à clayonnage interne Ø 50 L. 20 mm	64	120 et 190	93
	Flocor RC (ICI)	Anneaux avec ondulations périphériques en PVC Ø 35 L. 25 mm	70	330	95

Tableau 4 : Les différents types de matériaux de remplissage

3. Régimes usuels de charge

On définit une charge superficielle ou hydraulique ($m^3 m^2 j^{-1} \equiv m j^{-1}$, il s'agit des m^2 de la section transversale du lit), et une charge organique volumétrique ($g DBO_5 m^3 j^{-1}$; il s'agit des m^3 apparents du support inerte mis en œuvre). En pratique, un lit bactérien est évidemment soumis aux deux charges à la fois, bien que la première soit, théoriquement, de loin le facteur le plus important.

a) Fonctionnement à "faible" charge

La charge hydraulique C_H (recyclage inclus) est de 1.5 à 4.5 $m^3 m^{-2} j^{-1}$.
La charge organique est de 0.08 à 0.40 $kg DBO_5 m^{-3} j^{-1}$.

Le débit est faible, ce qui facilite le développement du gazon biologique (ou zoogée) de 1 à 3 mm d'épaisseur et provoque des colmatages. Les bactéries sont donc en anaérobiose dans les profondeurs du film et il y a décrochage. Il est nécessaire de faire périodiquement le nettoyage de ce genre de lits.

Les bactéries nitrifiantes (autotrophes) se développent au fond du biofilm et les bactéries hétérotrophes près de la surface. Il existe une stratification du biofilm observable au microscope et selon la saison, on observe le développement d'une zoogée en hiver ou le développement des brouteurs (rotifères, nématodes, larves de diptères, annélides etc...) au printemps.

Afin de limiter le développement du gazon biologique, le chlore est utilisé (eau de Javel).

Pour ce type de fonctionnement (faible charge) on peut s'attendre à un rendement épuratoire moyen de 95 % avec 70 à 95 % d'élimination de germes.

La hauteur du lit se situe généralement entre 1.5 et 2.5 m.

b) *Fonctionnement à charge "Normale"*

La charge hydraulique C_H (recyclage inclus) est de 4.5 à $25 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \cdot \text{j}^{-1}$.

La charge organique est de 0.4 à $1 \text{ kg DBO}_5 \text{ m}^{-3} \cdot \text{j}^{-1}$.

Le débit y est plus important ce qui provoque l'érosion du film biologique et une meilleure oxygénation. Le passage de l'effluent est plus rapide ce qui exige une recirculation du débit après clarification.

Les boues sont moins oxydées et doivent être récupérées après décantation secondaire.

L'épaisseur du gazon biologique est plus faible que dans le cas de fonctionnement à faible charge et est de 1 mm au maximum.

Pour ce type de fonctionnement on peut s'attendre à un rendement épuratoire moyen de 66 % (sans recyclage) et de 85 % avec recyclage.

La hauteur du lit se situe généralement entre 2 et 3 m.

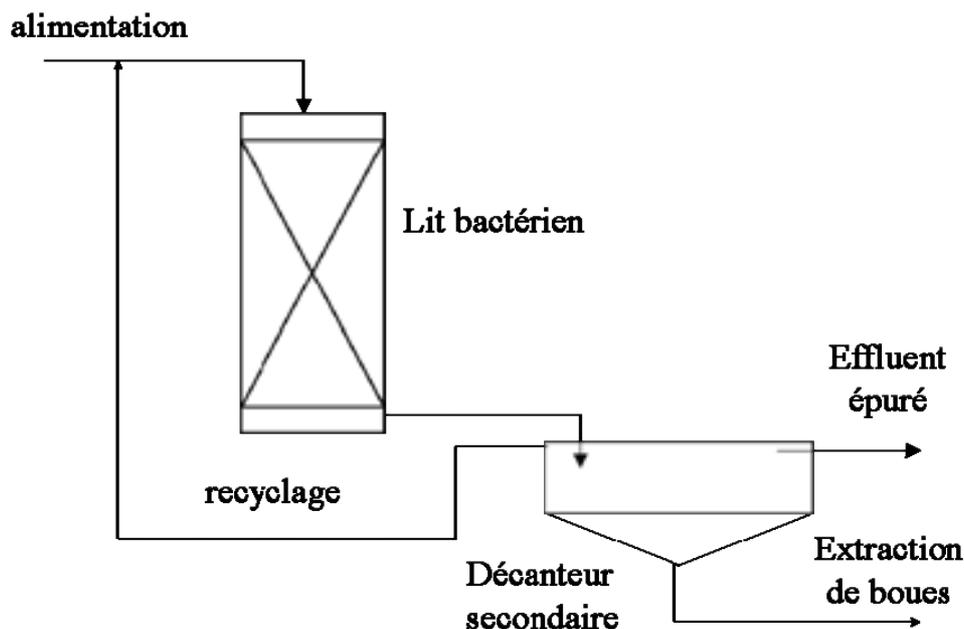


Figure 13 : Schéma de mise en œuvre de lit bactérien

c) **Fonctionnement à "forte" charge**

La charge hydraulique C_H (recyclage inclus) est de 20 à 100 $\text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{j}^{-1}$.
La charge organique est de 1 à 10 $\text{kg DBO}_5 \text{m}^{-3} \text{j}^{-1}$.

Dans ce type de fonctionnement, les éléments de remplissage mis en œuvre ont l'avantage d'offrir, pour la fixation du film biologique, une surface beaucoup plus importante que les matériaux traditionnels tout en réduisant les risques de colmatage. On peut atteindre des porosités de 0.98 et des surfaces spécifiques de $190 \text{m}^2 \text{m}^{-3}$ pour des masses volumiques apparentes de 50 à 60 kg m^{-3} suivant le matériau, donnant ainsi des lits très légers. On peut atteindre des rendements intéressants, 50 à 70 % de réduction en DBO_5 , pour des charges organiques relativement importantes.

d) **Inconvénients du Lit bactérien**

Les inconvénients majeurs des lits bactériens sont les suivants :

- tendance au colmatage, surtout avec les supports traditionnels,
- variation des rendements d'épuration, par une création de zones mortes et de chemins préférentiels,
- très sensible au gel, car il faut que le haut et le bas du lit soient bien ouverts afin de permettre une aération naturelle suffisante.

Les lits bactériens sont quelquefois associés à un traitement par boues activées pour les fortes charges.

4. Lits mobiles immergés: disques biologiques

Les disques biologiques ou biodisques sont des disques enfilés parallèlement sur un axe horizontal tournant. Ces disques plongent dans une auge, où circule l'eau à épurer ayant subi une décantation. Pendant une partie de leur rotation ils se chargent de substrat puis ils émergent dans l'air le reste du temps (pour absorber de l'oxygène). Les disques sont recouverts par un biofilm sur les deux faces.

Ils ont un diamètre de 1 à 3 m, sont espacés de 20 mm et tournent à une vitesse de 1 à 2 tr mn^{-1} .

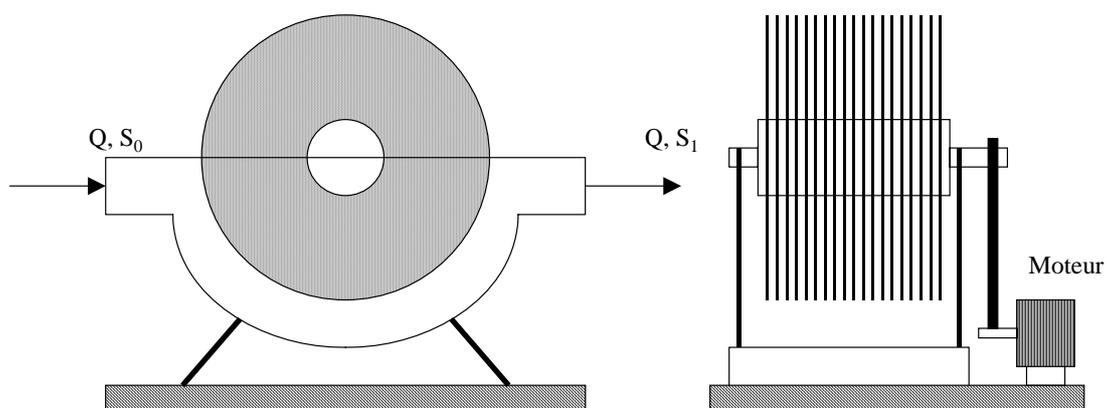


Figure 14 : Schéma de principe de la mise en œuvre de disques biologiques



Disques biologiques



Biodisques en PVC

Photo 9 : Disques biologiques (RBC)

Les boues en excès se détachent du disque et sont récupérées dans un clarificateur secondaire avant rejet dans le milieu naturel.

Il faut veiller à ce que la vitesse périphérique des biodisques ne dépasse pas 20 m min^{-1} (en pratique 13 m min^{-1}), pour obtenir un bon mélange dans l'auge, un bon transfert du substrat et éviter un décrochage excessif du biofilm. La colonisation des biodisques a lieu en quelques jours, et l'épaisseur du biofilm varie entre 1.5 et 3 mm. Ce procédé ne nécessite pas de recyclage et résiste très bien aux à-coups de pollution. Aussi, il y a très peu de risques de colmatage.

Néanmoins, ce dispositif d'épuration ne supporte pas d'arrêt de rotation. La partie émergée sèche rapidement, alors que la partie immergée continue à se charger. Cela crée un grand déséquilibre qui détériore le moteur lors de la remise en route.

L'inconvénient majeur de ces systèmes est leur sensibilité au gel et aux intempéries (ils nécessitent donc un local couvert et clos).

Les charges massiques admises sur ces installations sont fortes.

III. Epuration Biologique anaérobie

Ce traitement est en général réservé à la réduction de la teneur en M.O. fermentescibles des boues résiduaires (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



Photo 10 : Digesteur

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 en détail dans le module traitement des boues résiduaires.

Le détail de cette partie est traité dans le module traitement des boues.

CALCUL D'UNE UNITE D'EPURATION PAR BOUES ACTIVEES

Une usine de production d'espèces organiques souhaiterait traiter ses effluents liquides par boues activées. Les normes en vigueur prévoient une DBO₅ dans le rejet de 30 mg L⁻¹ avec une tolérance pouvant aller jusqu'à 50 mg L⁻¹. Les caractéristiques de l'effluent sont consignées dans le tableau suivant :

		Valeur moyenne	Valeur maxi
débit m ³ j ⁻¹		6800	
DBO ₅ mg/l	S ₀	650	800
Matières en suspension mg L ⁻¹	X ₀	30	
Huiles mg L ⁻¹		5	
Alcalinité (en équivalent CaCO ₃) mg L ⁻¹		100	
Phénols mg/l		10	
Azote total (Kjeldahl) mg L ⁻¹		82	
Phosphore total mg L ⁻¹		3	

Afin de permettre le calcul de l'installation, des études ont été menées au laboratoire sur divers pilotes à charge variable. Les tableaux suivants présentent les résultats obtenus, chaque réacteur ayant atteint le régime permanent.

N° du réacteur	S ₀ ppm	S ppm	X ppm	τ (h)	$\frac{S_0 - S}{X\tau}$ (h ⁻¹)	C _m (j ⁻¹)	I _m
1	800	100	1200	10	0.059	1.6	250
2	750	50	1500	15	0.031	0.8	175
3	850	30	3000	15	0.018	0.45	80
4	750	20	1000	50	0.014	0.36	110

Cinétique de l'élimination de la pollution organique.

1. Sachant que le choix d'un procédé est dicté par l'obligation de répondre à la norme de pollution organique et par la nécessité d'obtenir des boues facilement décantables, quel est le procédé le mieux adapté ? Ce réacteur sera ensuite utilisé pour toute la suite.
2. Evaluer la production quotidienne de boues.

3. Calculer les besoins en O_2 .
4. Est-il nécessaire de prévoir une neutralisation de l'effluent ?
5. Doit-on ajouter à l'effluent de l'azote ou du phosphore ? En quelles quantités ?

N° du réacteur	q $mg L^{-1}j^{-1}$	$\frac{q}{X}$ $mg mg^{-1}j^{-1}$	$\frac{S_0 - S}{X\tau}$ j^{-1}	$\frac{\Delta X}{\Delta t}$ $mg j^{-1}$	$\frac{1}{X} \frac{\Delta X}{\Delta t}$ $mg j^{-1}$
1	1320	1.1	1.41	960	0.80
2	975	0.65	0.74	600	0.40
3	440	0.44	0.43	600	0.20
4	350	0.35	0.34	150	0.15

Utilisation d'oxygène et production de boues

N.B. Dans tout le problème, on admettra qu'on maintient une concentration moyenne en matières en suspension de $3500 mg L^{-1}$ dont 85 % sont volatiles. On admettra, de plus, que tous les réacteurs considérés sont parfaitement agités.

La concentration en matières en suspension à la sortie du clarificateur ne devra pas dépasser $20 mg L^{-1}$.

Bibliographie

1- "Wastewater Engineering- Treatment and Reuse", MetCalf&Eddy, Editions McGraw Hill, 4 ième edition, 2003

2- "Guide Technique de l'Assainissement", Satin et Selmi, Editions LeMoniteur, 2 ième edition, 1999

3- "L'Analyse de l'eau", Jean RODIER, Editions DUNOD, 8 ième edition, 1996

4- "Le Memento Technique de l'Eau", Degremont, Editions Lavoisier, 1992

Quelques sites web pertinents

<http://www.scitrav.com>

<http://www.degremont.com>

<http://www.oieau.fr>

<http://www.mef.gouv.qc.ca>