

# Épuration des eaux usées

## 1.1 Généralités

Au cours des deux derniers siècles, l'industrialisation et l'urbanisation associées à une importante poussée démographique, ont conduit à une augmentation de la production de déchets, et en particulier des eaux usées. Jusqu'à la fin du XIX<sup>ème</sup> siècle, les eaux usées étaient directement rejetées dans le milieu naturel, dans des champs d'épandage ou directement dans les cours d'eau. Mais les capacités d'auto-épuration du milieu naturel restent insuffisantes pour traiter la pollution produite par l'homme. Dans le Paris du Moyen-âge, l'évacuation des eaux se résume à "un tout à la rue" ! Les rues sont sales et souillées d'immondices et de déjections. Ceci va provoquer l'apparition de nombreuses vagues d'épidémies (choléra, dysenterie, coqueluche, peste). Sous le règne de Louis XIV, les autorités commencent à se préoccuper des questions d'hygiène mais la situation évolue très peu. Les premiers "égouts" apparaissent, mais ils se résument à des rigoles qui fendent la rue en son milieu. L'eau s'y écoule selon la pente et est rejetée dans la Seine. Ce n'est qu'en 1860 qu'apparaît réellement le réseau d'égout sous l'impulsion d'Hausmann et Belgrand. Mais là encore ce réseau aboutit à la Seine. Les rues sont alors plus propres, on se contente simplement de rejeter les eaux usées loin du centre ville. De ce fait, la pollution se concentre là où les égouts la transportent. En 1868 les premiers champs d'épandage expérimentaux voient le jour à Clichy. Les hommes ont compris que les eaux usées ne doivent pas être directement rejetées dans le milieu naturel sous peine de l'altérer gravement. Les scientifiques pensent alors à traiter ces effluents. C'est alors que les concepts de lits bactériens immergés (1895) et de boues activées (1914) voient le jour. En effet, grâce au développement des connaissances en microbiologie, les hommes comprennent que les micro-organismes sont responsables de la dégradation de la matière organique. Ils imaginent alors utiliser ces propriétés des microorganismes afin de pouvoir rejeter les effluents dans le milieu naturel sans conséquences néfastes. Les premières stations d'épuration apparaissent au début du 20<sup>ème</sup> siècle. Au fil des années, la compréhension des mécanismes épuratoires s'est améliorée et s'est perfectionnée, c'est ainsi que sont apparues dans les années 50 des techniques de traitement de l'azote, puis du phosphore dans les années 70. Mais ces installations sont surtout mises en place pour des agglomérations de taille importante. En France en 1962, seulement 12 % des habitations étaient reliées au système de tout à l'égout. Il y a encore 20 à 30 ans, la plupart des eaux usées domestiques ou industrielles étaient rejetées telles quelles dans les cours d'eau.

### **1.1.1 La pollution des eaux usées**

On distingue différents types de pollutions dans les eaux usées dont les principaux sont de nature organique et minérale.

#### **1.1.1.1 La pollution organique**

Elle provient essentiellement du déversement dans le réseau collecteur des égouts urbains et particuliers. Elle est d'origine animale (déjections humaines, effluents d'élevage) ou végétale. Les matières organiques sont en grande partie (70%) biodégradables, c'est-à-dire qu'elles sont dégradées par des micro-organismes qui les utilisent comme source de carbone lors de leur croissance.

#### **1.1.1.2 La pollution minérale**

Les principales sources de pollution minérale sont l'azote et le phosphore. L'azote provient en grande partie de déjections humaines mais également des effluents d'élevage (Maurines-Carboneill *et al.* 1998). La pollution par l'azote issue de l'agriculture (nitrate) est très importante, mais elle n'affecte que très peu les effluents de stations d'épuration et passe directement dans le milieu récepteur (fleuves, rivières et nappes phréatiques). L'azote se retrouve sous forme d'ammoniaque ( $\text{NH}_4^+$ ), de nitrite ( $\text{NO}_2^-$ ) et de nitrate ( $\text{NO}_3^-$ )

Les phosphates proviennent également des déjections humaines, mais également des détergents et lessives. Ils sont sous forme d'orthophosphates ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) et de polyphosphates.

La présence de ces sels minéraux dans le milieu naturel, qu'ils soient issus des rejets d'eaux usées ou de l'agriculture, va avoir comme principale conséquence l'eutrophisation. Ils sont en effet facilement assimilables par les végétaux qui vont donc proliférer de façon excessive. Ce phénomène peut aboutir à un important déséquilibre de l'écosystème aquatique en quelques décennies ou même quelques années.

#### **1.1.1.3 Autres types de pollution**

La **pollution chimique** : ce type de pollution est engendré par des rejets de produits chimiques à la fois d'origine industrielle et domestique. Ces polluants peuvent être classés en de deux catégories :

- Les micropolluants chimiques organiques : (hydrocarbures, pesticides, détergents, autres...)

Ils sont appelés polluants organiques permanents (POP).

- Les micropolluants chimiques inorganiques : principalement les métaux lourds (Cuivre, Zinc, Cadmium, Plomb, Mercure et Nickel)

Le danger de ces polluants dépend de leur nature biochimique. Certains sont hydrosolubles et fortement dilués. Leur action est donc minime. D'autres sont liposolubles avec le pouvoir de se concentrer au niveau des lipides. Par conséquent, ils vont s'accumuler le long de la chaîne trophique. Il y a d'autres polluants ayant un pouvoir contaminant plus nuisible, il s'agit des molécules qui échappent à la dégradation, elles sont appelées réfractaires.

La **pollution physique** : C'est une pollution due aux décharges des déchets et aux particules en suspension (MES) apportés par les eaux de ruissellement et les eaux d'égouts. Elle provient aussi des opérations de dragage, de l'érosion, du sablage des routes, de l'exploitation des carrières. Les polluants solides rejetés dans le milieu aquatique peuvent être répartis en trois catégories : les boues, les solides flottants et les ordures ménagères.

La **pollution biologique** : les eaux résiduaires urbaines transportent de nombreux micro-organismes : virus, bactéries, protozoaires, et helminthes (embranchement de vers parasites). Cette pollution peut être dangereuse en cas de présence de micro-organismes pathogènes.

### **1.1.2 Les paramètres de caractérisation du degré de pollution des effluents**

La pollution, et en particulier la pollution d'origine organique, se présente sous des formes très variées. Pour caractériser les effluents de stations d'épuration, on utilise donc des paramètres globaux dont les principaux sont décrits dans ce qui suit.

La **demande biochimique en oxygène (DBO)** désigne la quantité d'oxygène consommée ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) par voie biologique pendant un temps déterminé à une température donnée pour décomposer par oxydation cette matière organique. On considère en général la consommation d'oxygène en 5 jours à 20°C (**DBO<sub>5</sub>**).

La **DCO** ou **demande chimique en oxygène** (en  $\text{mg.L}^{-1}$ ) correspond à la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder par voie chimique l'ensemble des matières oxydables présentes dans un échantillon d'eau de 1 litre. Elle est moins représentative que la DBO de la décomposition des matières organiques qui a lieu dans le milieu naturel, mais elle est rapide à mesurer, et possède une bonne reproductibilité.

La **charge** de pollution est également un paramètre important à prendre en compte. Elle correspond à la quantité de pollution transitant pendant un temps défini (un jour en général), dans le réseau et reçue par la station d'épuration.

Les **matières en suspension** (MES) désignent l'ensemble des matières solides contenues dans une eau et pouvant être retenues par filtration ou centrifugation.

Les **concentrations en nutriments** correspondent aux concentrations des différentes formes de l'azote ( $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ) et aux concentrations en phosphate ( $\text{PO}_4^{3-}$ ).

### **1.1.3 Les influents de stations d'épuration**

#### ***1.1.3.1 Les eaux résiduaires urbaines***

L'origine des eaux résiduaires urbaines est principalement domestique. Elles comprennent les eaux ménagères et eaux vannes issues des maisons et services, ainsi que les eaux pluviales. En France, les quantités d'ERU produites pour des villes de quelques milliers d'habitants varient de 200 L/habitant/jour par temps sec, à 300 L/habitant/jour par temps de pluie où les eaux de lavage des surfaces imperméabilisées sont importantes. Les rejets domestiques présentent généralement des caractéristiques peu variables (cf. Tableau1).

Paramètres	Échelle de variation
pH	7,5 à 8,5
Extrait sec mg.L <sup>-1</sup>	1000 à 2000
MES totales mg.L <sup>-1</sup>	150 à 500
DBO <sub>5</sub> mg.L <sup>-1</sup>	100 à 400
DCO mg.L <sup>-1</sup>	300 à 1000
COT mg.L <sup>-1</sup>	100 à 300
NTK mg.L <sup>-1</sup>	30 à 100
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> mg.L <sup>-1</sup>	20 à 80
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> mg.L <sup>-1</sup>	<1
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> mg.L <sup>-1</sup>	<1
Détergents mg.L <sup>-1</sup>	6 à 13
P mg.L <sup>-1</sup>	10 à 25

**Tableau 1 : Caractéristiques des ERU françaises (Degrémont, 1989)**

### ***1.1.3.2 Les eaux résiduaires industrielles***

Les établissements industriels rejettent une pollution excédant le plus souvent les capacités des stations de traitement des ERU, ou nécessitant un traitement spécifique (traitement chimique supplémentaire par exemple). Ils sont donc en général équipés d'un système d'épuration autonome. L'effluent industriel est ensuite soit directement rejeté dans le milieu naturel, soit dans des égouts urbains aboutissant à des stations biologiques dont ils ne doivent pas perturber le fonctionnement.

Dans ce cas les caractéristiques de l'effluent sont extrêmement variables en fonction du type d'industrie : agro-alimentaire, papeteries, industries du pétrole et de la chimie, sidérurgie, aéronautique et automobile, des traitements de surfaces, textiles, centrales nucléaires, etc.

### **1.1.4 La nécessité de l'épuration**

Quand les eaux usées, urbaines ou industrielles, ne sont pas épurées avant leur rejet dans le milieu naturel, l'altération de ce dernier et les déséquilibres qui s'y produisent ont non seulement des effets immédiats sur les utilisations de l'eau, mais aussi des conséquences à plus long terme et parfois irréversibles sur l'environnement. Les caractéristiques des stations d'épuration doivent être telles que l'effluent rejeté n'altère pas l'état du milieu récepteur dans une mesure incompatible avec les exigences d'hygiène et de salubrité publique.

La directive n° 91/271 du 21 mai 1991 relative au traitement des eaux résiduaires urbaines (JOCE n° L 135/40 du 30 mai 1991) a fixé des prescriptions relatives aux rejets provenant des stations d'épuration des eaux résiduaires urbaines (cf. Tableau 2).

Paramètres	Concentration	Pourcentage minimal de réduction <sup>a</sup>
<b>DBO<sub>5</sub> sans nitrification</b>	25 mg/L	70-90
<b>DCO</b>	125 mg/L	75
<b>Total des MES</b>	35 mg/L (plus de 10 000 EH). 60 (2000 à 10 000 EH)	90 (plus de 10 000 EH) 70 (de 2000 à 10 000 EH)
<b>Phosphore total</b>	2 mg/L (de 10 000 à 100 000 EH) 1 mg/L (plus de 100 000 EH)	80
<b>Azote total<sup>b</sup></b>	15 mg/L (de 10 000 à 100 000 EH°) 10 mg/L (plus de 100 000 EH)	70-80

**Tableau 2 : Prescriptions relatives aux rejets provenant des stations d'épuration des eaux résiduaires urbaines** (Directive (CEE) n° 91/271 du 21 mai 1991 relative au traitement des eaux résiduaires urbaines)

## **1.1.5 Les différents niveaux de traitement et les différents procédés d'épuration.**

### ***1.1.5.1 Les prétraitements***

Ces traitements se trouvent en tête de station d'épuration et permettent de retenir les matières les plus volumineuses (dégrillage), les sables (dessablage), ainsi que les huiles et graisses difficilement biodégradables (écumage et déshuilage). Les prétraitements assurent une fonction de protection des canalisations et des installations mécaniques telles que les pompes.

### ***1.1.5.2 Les traitements primaires***

La décantation est le procédé de traitement primaire le plus répandu. Dans les décanteurs primaires raclés actuels, les boues décantées sont ramenées au centre du bassin (décanteur

<sup>a</sup> Réduction par rapport aux valeurs à l'entrée

<sup>b</sup> L'azote total correspond à l'azote dosé par la méthode de Kjeldahl (azote organique et ammoniacal), et à l'azote contenu dans les nitrates et dans les nitrites.

circulaire) tandis qu'une lame en surface rejette les éléments flottants vers les bords. Ces traitements permettent d'éliminer 60 % des MES ainsi que 35 à 40 % de la D.B.O.<sub>5</sub> des eaux résiduaires.

### **1.1.5.3 Les traitements physico-chimiques**

Les filières physico-chimiques utilisent des moyens physiques (décantation, flottation, filtres et membranes) et/ou des produits chimiques, notamment des agents coagulants (Chlorure ferrique, Sulfate d'aluminium...) et des flocculants.

Ces filières ne représentent qu'une centaine d'unités sur le parc des stations d'épuration urbaines françaises. Elles sont particulièrement adaptées aux contextes touristiques saisonniers où les variations de charge peuvent être très brutales sur une courte période. Elles peuvent également être adaptées au traitement d'effluents industriels particuliers. Ces stations se présentent le plus souvent sous forme d'installations plutôt compactes. Elles permettent une très bonne élimination des MES (90 %) et du phosphore, et sont insensibles à la non-biodégradabilité des effluents. Par contre l'élimination de la pollution dissoute organique et azotée y est très incomplète. Ces traitements engendrent des masses importantes de boue. Il faut également noter que le coût d'exploitation de ce type de station est très élevé.

Dans l'état actuel des technologies, les membranes de microfiltration et nanofiltration sont encore majoritairement réservées à la potabilisation de l'eau, et peu à l'épuration.

### **1.1.5.4 Les traitements biologiques**

On utilise ici les propriétés épuratrices des microorganismes et notamment des bactéries. Les eaux usées constituent d'excellents milieux de culture, dans lesquelles un apport d'oxygène suffit pour obtenir un intense développement de microorganismes. Ces eaux sont donc très facilement biodégradables. La majeure partie de la matière organique dissoute est ainsi transformée en biomasse que l'on va ensuite recueillir par décantation sous forme de boue. Ces filières permettent également de traiter l'Azote (N) et le Phosphore (P) dans les eaux usées.

Il existe différents types de traitements biologiques.

#### *1.1.5.4.1 Les procédés à cultures fixées*

##### ✓ **Les lits bactériens et disques biologiques**

Dans le procédé à **lits bactériens**, les eaux usées préalablement décantées ruissellent sur une masse de matériaux poreux ou caverneux qui sert de support au développement de microorganismes. Une aération apporte l'oxygène nécessaire au maintien des bactéries.

Dans le cas des **disques biologiques**, des disques de polystyrène de 2 à 3 mètres de diamètre sont partiellement immergés dans un bassin recevant l'eau usée, préalablement décantée. Fixés sur un axe, ils sont mis en rotation à vitesse lente de 1 à 2 rpm. Sur ces disques se développe alors un film bactérien. Lors de leur émergence, les bactéries prélèvent l'oxygène nécessaire à leur respiration et lors de l'immersion, elles transforment la pollution dissoute.

##### ✓ *Filtration biologique ou Biofiltration*

Ce traitement consiste à faire transiter les eaux usées, préalablement décantées, dans un bassin contenant un matériau filtrant immergé, servant de support au développement d'un film biologique. Ce dernier va permettre l'assimilation de la pollution et la filtration de la boue produite d'où le terme "biofiltre". Ce type de procédé donne d'excellents résultats et permet d'obtenir une nitrification quasi-complète.

Il existe également des systèmes épuratoires où les filtres sont des excavations, étanchées du sol, et remplies de couches successives de gravier et de sable. La surface de ce massif est également plantée de roseaux ou macrophytes. On parle de **filtres plantés de roseaux**. Au sein de ce massif, l'influent subit un traitement physique (filtration, adsorption), chimique (complexation) et biologique par la biomasse fixée sur le support fin.

#### *1.1.5.4.2 Les procédés à culture libres*

##### ✓ *Lagunage*

L'épuration est assurée grâce à un long temps de séjour, dans plusieurs bassins étanches disposés en série. Le nombre de bassins varie de 3 à 6, ce qui permet d'avoir un assainissement plus poussé. L'aération du lagunage est assurée par la photosynthèse et le vent de surface. La tranche d'eau supérieure des bassins est exposée à la lumière. Ceci permet aux



algues présentes dans le bassin de produire l'oxygène nécessaire au développement et au maintien des bactéries aérobies responsables de la dégradation de la matière organique. Le gaz carbonique qu'elles produisent et les minéraux des eaux usées permettent le développement des algues. Il y a ainsi prolifération de deux populations interdépendantes. Ce cycle s'auto-entretient tant que le système reçoit de l'énergie solaire et de la matière organique. Au fond du bassin où il n'y a pas de lumière, des bactéries anaérobies dégradent les sédiments issus de la décantation de la matière organique. Le passage de l'eau dans les différents bassins se fait par écoulement gravitaire. L'importante surface exposée aux UV permet d'éliminer une part des germes pathogènes.

### ✓ *Les boues activées*

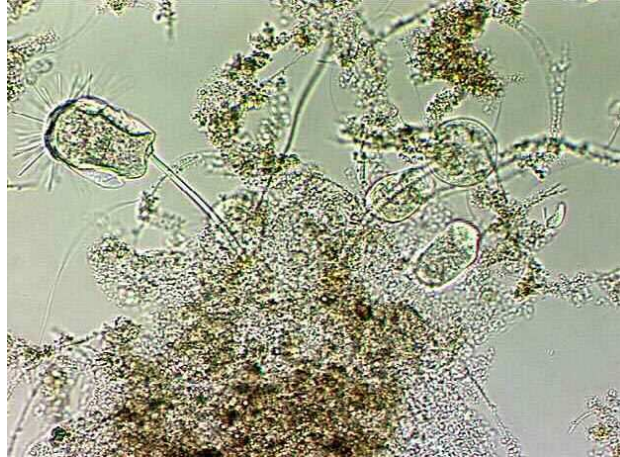
C'est le procédé d'épuration le plus largement répandu et son principe va maintenant être abordé plus en détail.

## **1.2 L'épuration biologique des eaux usées par boues activées**

Ce procédé de traitement des eaux usées représente 70 % des stations d'épuration en France. Il a été mis au point au début du 20<sup>ème</sup> siècle par deux chercheurs anglais Arden et Lockett suite aux travaux de Fowler, qui constata que des agglomérats bactériens se forment spontanément, lors de l'aération prolongée d'une eau résiduaire urbaine. Les microorganismes vont être capables de minéraliser d'une part, et de transformer en biomasse d'autre part, les matières organiques contenues dans les eaux usées.

### **1.2.1 Définition des boues activées**

La boue est constituée de l'ensemble "floc-eau interstitielle". Le floc désigne un agglomérat de particules diverses (animales, végétales, minérales) et de colonies bactériennes (cf. Figure 1). La taille du floc varie de 0,5 µm à plus de 1 mm.



**Figure 1 : Illustration de boues activées et de ses différents composants**

Le **liquide interstitiel** représente le plus souvent la qualité de l'eau de sortie de la station. C'est donc un indicateur de niveau de traitement.

La "**microfaune**" se compose de protozoaires et de métazoaires. Ils participent à l'élimination des bactéries libres dont ils sont les prédateurs, et à la cohésion du floc de par leurs déjections. Leur observation au microscope peut donner des indications sur le niveau de traitement ainsi que sur d'éventuels dysfonctionnements de la station.

Les **bactéries** constituent le composant essentiel de la boue, celui qui apporte les capacités épuratrices. En se basant sur leur morphologie, on en distingue 3 types :

- ✓ Les bactéries dispersées : libres dans le liquide interstitiel. On les retrouve en général au démarrage d'une station, ou en présence d'une forte charge massique. Ces dernières peuvent rester à l'état dispersé ou former des colonies structurées par des exopolysaccharides (EPS).
- ✓ Les bactéries floculantes : elles sécrètent des exopolymères autour desquels vont s'agréger d'autres microorganismes ainsi que des particules organiques et minérales. L'ensemble formera ce que l'on appelle le floc. Ce type de croissance est particulièrement recherché dans le traitement des eaux usées.
- ✓ Les bactéries filamenteuses : lors de la division cellulaire, les cellules restent en contact, ce qui conduit à la formation de filaments pouvant atteindre jusqu'à 1 mm de long.

L'équilibre biologique optimal est établi lorsque les bactéries libres sont réduites à une densité minimale par les mécanismes de prédation par les protozoaires et métazoaires, et de floculation. Cet équilibre implique aussi que la croissance des bactéries floculantes soient favorisées par rapport à celle des bactéries filamenteuses.

## **1.2.2 Principe de fonctionnement d'une station d'épuration à boues activées**

### ***1.2.2.1 Prétraitements et traitements primaires :***

Dans le cas du traitement par boues activées, les eaux usées arrivant dans la station vont subir les prétraitements et traitement primaire (décantation) précédemment décrits.

### ***1.2.2.2 Traitement biologique :***

La dégradation de la matière organique se déroule dans le bassin d'aération. L'eau à épurer est mise en présence de la biomasse épuratrice. Comme l'indique son nom, ce bassin possède un dispositif de fourniture d'oxygène, nécessaire aux microorganismes. Selon le type de traitement recherché, l'aération peut-être continue ou intermittente. De plus un dispositif de brassage, dans ce même bassin, va permettre d'assurer au mieux le contact entre les bactéries et la matière organique à dégrader, mais aussi d'éviter les dépôts et de favoriser l'oxygénation homogène du bassin.

### ***1.2.2.3 Clarification ou décantation secondaire***

C'est en général le dernier maillon de la chaîne de traitement de l'eau. Ici l'eau épurée est séparée de la boue par décantation gravitaire. Les boues décantées sont extraites et renvoyées vers le bassin d'aération (cf. Figure 2). C'est essentiellement sur cette phase que repose la qualité de l'eau rejetée dans le milieu naturel. En effet une altération de la décantation entraînera une perte de boue avec l'eau épurée, et donc un rejet de mauvaise qualité.

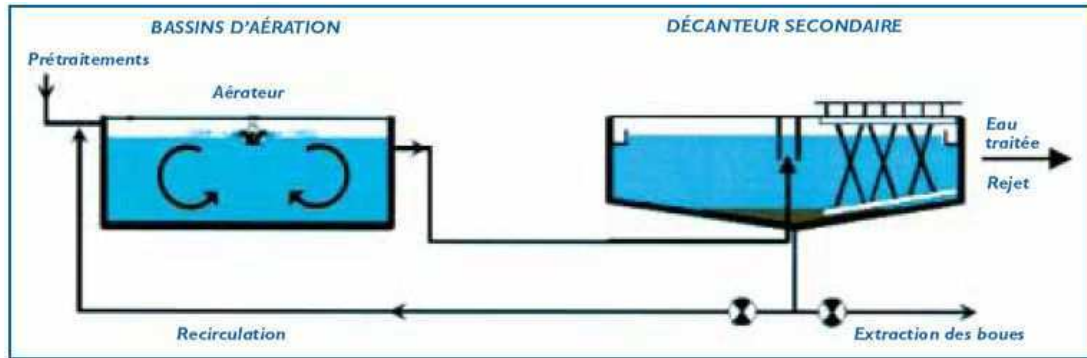


Figure 2 : Schéma du procédé de traitement des eaux usées par boues activées (d'après <http://www.carteleau.org>)

### 1.2.3 Principaux paramètres de fonctionnement

#### 1.2.3.1 Charge massique

On appelle charge massique ( $C_m$ ) le rapport entre la masse de substrat, généralement exprimée en terme de  $DBO_5$ , entrant journalièrement dans le réacteur, et la masse de boue contenue dans le réacteur. On distingue ainsi les stations à forte charge ( $C_m > 0,5$  kg  $DBO/kg$  MVS.j), à moyenne charge ( $0,5 > C_m > 0,2$  kg  $DBO :kg$  MVS.j), et à faible charge ( $C_m < 0,1$  kg  $DBO /kg$  MVS.j). La  $C_m$  est définie par la formule suivante :

$$C_m = \frac{Q \cdot S_0}{X_t \cdot V}$$

avec :

$Q$  : le débit journalier

$S_0$  : la concentration en substrat

$X_t$  : la concentration en matière en suspension de la boue

$V$  : le volume du réacteur

#### 1.2.3.2 L'âge de boue

L'âge de boue ( $A$ ) est le rapport entre la masse de boue présente dans le réacteur et la masse journalière de boue extraite de la station.

On calcule l'âge de boue grâce à la relation suivante :

$$A = \frac{1}{a_m \cdot DBO_5 \text{ éliminée} - b \cdot X_v \cdot V}$$

avec :

$a_m = 0,6 \text{ kg.j}^{-1}$  de  $\text{DBO}_5$  pour une épuration biologique d'ERU à moyenne charge. Ce coefficient correspond à la masse de cellules formée par masse de  $\text{DBO}_5$  éliminée

$b = 0,005 \text{ kg.j}^{-1}$  par kg de matière pour une épuration biologique d'ERU à moyenne charge. Ce coefficient correspond au besoin en oxygène relatif à la matière volatile

$X_v$  : la concentration en matières volatiles dans le bassin d'aération

$V$  : volume du bassin d'aération

L'âge de boue est donc inversement proportionnel à la charge massique. L'âge de boue traduit l'état physiologique des microorganismes. Il conditionne aussi la présence ou l'absence de microorganismes nitrifiants.

## **1.2.4 Avantages et inconvénients de l'épuration par boues activée**

### ***1.2.4.1 Avantages***

La filière d'épuration par boues activées est adaptée à toutes les tailles de collectivité, à l'exception des très petites (< 1000 EH). Cette technique permet une bonne réduction des valeurs des différents paramètres de pollution (MES, DCO,  $\text{DBO}_5$ , et N), et il est également facile de mettre en œuvre une déphosphatation simultanée. Ce procédé est bien adapté à la protection des milieux récepteurs sensibles.

### ***1.2.4.2 Inconvénients***

Les coûts d'investissements d'une station à boues activées sont élevés, et la consommation énergétique, destinée à l'alimentation des agitateurs et aérateurs, est très importante.

La gestion de ce type de station nécessite une surveillance régulière par du personnel qualifié.

Un autre point négatif du procédé d'épuration par boues activées est l'importante production de boue qu'il va falloir éliminer.

Enfin, un des principaux problèmes de ce type de station reste la maîtrise de la décantabilité des boues.

### **1.3 Problèmes de fonctionnement liés aux bactéries filamenteuses**

Les principaux dysfonctionnements rencontrés au sein d'une station d'épuration, outre ceux liés à la maintenance des équipements, sont de nature biologique. Ces problèmes sont principalement dus aux bactéries filamenteuses et se manifestent sous deux formes : le moussage et le foisonnement filamenteux. Ces deux types de dysfonctionnement touchent près de 50 % des stations d'épuration à boues activées en France (FNDAE, 2005). Ils peuvent avoir de graves répercussions sur la qualité des effluents rejetés dans les milieux aquatiques et sur la gestion économique des stations. D'autres problèmes tels que les "pin point floes" (formation de floes de très petite taille et compacts qui sédimentent très lentement) et la dénitrification en clarificateur ne sont pas dus aux bactéries filamenteuses

#### **1.3.1 Les mousses biologiques ou foaming**

Dans ce type de dysfonctionnement, on voit apparaître de la mousse à la surface du bassin d'aération (cf. Figure 3). Ceci vient du fait que les bactéries filamenteuses se développent en grand nombre, rendent les floes hydrophobes et capables de fixer les bulles d'air. Les ensembles floe-bulle sont alors moins denses que l'eau et flottent à la surface où ils s'accumulent et forment une couche de mousse de couleur marron plus ou moins foncé.

Les mousses biologiques stables constituent un réel problème et 20 % des stations d'épuration françaises en sont affectées.



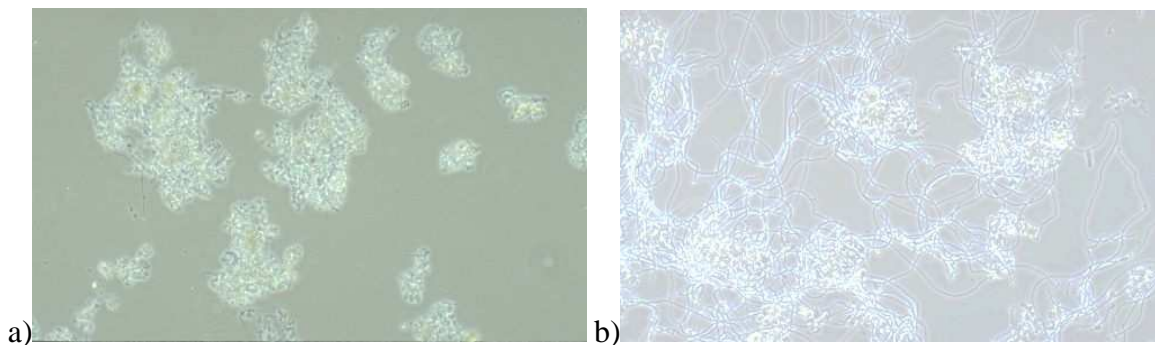
**Figure 3 : Mousse biologique en surface de bassin d'aération (d'après Document technique FNDAE N° 33)**

Dans certains cas extrêmes, les hauteurs de mousse peuvent dépasser un mètre, et la biomasse que l'on y trouve peut représenter un tiers de la biomasse totale. Les paramètres de fonctionnement et d'exploitation de la station sont alors fortement dégradés par cette situation.

Ce phénomène peut aussi être rencontré dans les décanteurs secondaires lors de dénitrifications non contrôlées. Cette fois ce ne seront plus des bulles d'air mais d'azote ( $N_2$ ) associées aux filaments qui seront la cause du problème.

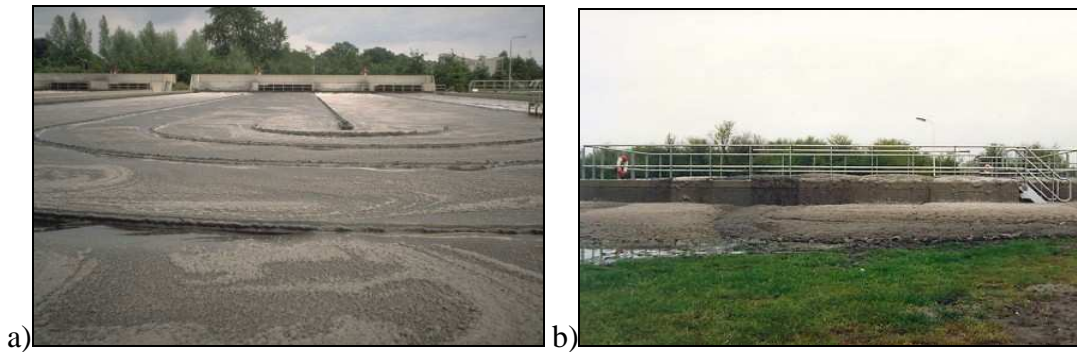
### **1.3.2 Le foisonnement filamenteux ou bulking**

Le phénomène de foisonnement est dû à un développement filamenteux excessif. Il limite fortement les capacités hydrauliques du clarificateur, et peut entraîner des départs de boue vers le milieu naturel. En effet dans le cas d'une prolifération massive, les filaments vont avoir tendance à sortir des floccs aboutissant à un pontage des floccs entre eux (cf. Figure 4). Ceci va provoquer une diminution de la densité de la boue par rapport à celle du liquide interstitiel, et les boues ne décanteront plus ou mal. En France, environ 25 % des stations à boues activées sont touchés par des problèmes de bulking.



**Figure 4 : a) floc à l'état "normal" b) floc lors d'un phénomène de bulking**

Ce phénomène est souvent associé à une détérioration de la qualité du rejet de part la présence de MES, et de l'azote et du phosphore associés. Les boues ne décanteront pas ou mal, et vont être rejetées dans le milieu naturel avec l'effluent. Dans les cas extrêmes, les boues vont même aller jusqu'à sortir des bassins (cf. Figure 5).



**Figure 5 : a) Phénomène de bulking dans un bassin d'aération. b) Cas extrême de sortie de boue hors des bassins**

En France, environ 50% des stations d'épuration par boues activées sont sujettes à des dysfonctionnements provoqués par des épisodes de foisonnement filamenteux, qu'il s'agisse de foaming ou de bulking, pouvant aboutir à un rejet de boues dans le milieu naturel. Dans un certain nombre de cas, ces événements vont conduire à une mise hors service plus ou moins longue de la station.

### **1.3.3 Caractérisation du foisonnement filamenteux**

#### ***1.3.3.1 Indice de boue***

L'indice de boue (IB) ou indice de Mohlman ( $I_M$ ) est un test permettant d'apprécier l'aptitude de la boue à la décantation. Il représente le volume occupé par un gramme de boue après 30 minutes de décantation dans une éprouvette d'un litre (cf. Figure 6). L'IB est exprimé en  $\text{mL.g}^{-1}$  de MES et est défini par la formule suivante :

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

V : volume de boue décanté en trente minutes (en  $\text{mL.L}^{-1}$ ) ;

M : concentration des matières en suspension dans l'éprouvette (en  $\text{g.L}^{-1}$ ).





**Figure 6 : Mesure de l'indice de boue en éprouvette**

Une boue décantant correctement a un IB de l'ordre de  $100 \text{ mL.g}^{-1}$ . Le foisonnement est caractérisé par un indice de boue supérieur ou égal à  $150 \text{ mL.g}^{-1}$ . Au-delà de  $150 \text{ mL.g}^{-1}$  des difficultés de décantation apparaissent.

Ce paramètre a déjà été décrit précédemment. Il permet d'apprécier le risque de non-retenue de la biomasse dans le clarificateur et donc sa fuite dans le milieu récepteur. Une altération de la décantation est souvent un indicateur de la présence excessive de bactéries filamenteuses.

### **1.3.3.2 Mesure de la longueur totale des filaments**

Il a été prouvé qu'il existait une corrélation entre la longueur totale des filaments dans un échantillon de boue et la valeur d'indice de boue (Palm *et al.*, 1980). En situation de foisonnement la longueur totale de filaments est supérieure à  $10^7 \mu\text{m/mL}$ .

### **1.3.3.3 Estimation de l'abondance des filaments**

Cette technique permet d'avoir une idée globale de l'abondance des filaments dans un échantillon (Jenkins *et al.*, 2003). Des indices sont attribués aux boues en fonction de leur densité en filaments (cf. Tableau 3).

Indice	Densité des filaments	Description des échantillons
0	Nulle	Pas de filament
1	Très faible	Filaments seulement dans quelques floes
2	Faible	Filaments communs mais pas dans tous les floes
3	Faible à moyenne	Filaments dans tous les floes (1 à 5 par floc)
4	Moyenne	Filaments dans tous les floes (5 à 10 par floc)
5	Abondance	Filaments dans tous les floes (plus de 20 par floc)
6	Excessive	Plus de filaments que de floes, filaments présents dans le liquide interstitiel

**Tableau 3 : Échelle de classification des boues en fonction de leur densité en filaments<sup>c</sup> (Pujol, 1987; Jenkins *et al.*, 2003)**

### 1.3.4 Les facteurs inducteurs du foisonnement filamenteux

Les facteurs inducteurs de la filamentation ont fait l'objet de diverses études au cours des 30 dernières années (Chudoba *et al.*, 1974; Strom & Jenkins, 1984; Duchène, 1994; Jenkins *et al.*, 2003). Ces facteurs sont multiples et spécifiques pour chacune des espèces de bactéries filamenteuses.

✓ Les carences en substrat :

On peut également parler de déséquilibre nutritionnel plutôt que de carences (Pujol, 1987). Chudoba *et al.*, (1973) ont montré qu'en présence de faibles concentrations en substrat, en particulier en carbone, un avantage certain était conféré aux bactéries filamenteuses par rapport aux bactéries non filamenteuses (cf. Figure 7). La situation est inversée en présence de fortes concentrations, car dans ce cas l'accès au substrat est facilité.

<sup>c</sup> Cette échelle de 0 à 6 représente une variation d'un facteur de 100 à 1000 de la longueur totale des filaments.

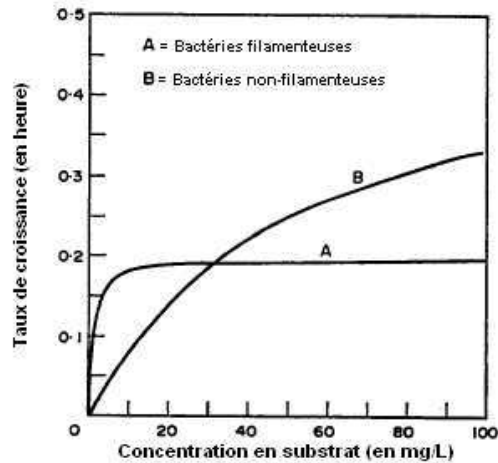


Figure 7 : Comparaison des taux de croissance des bactéries filamenteuses et non-filamenteuses en fonction de la concentration en substrat, dans ce cas le carbone (Chudoba *et al.*, 1973)

✓ Les carences en oxygène

L'oxygène joue un rôle important dans le procédé d'épuration biologique car la majorité des microorganismes des boues activées est aérobie. Certains peuvent survivre à de longues périodes sans oxygène, de quelques jours à quelques semaines en fonction des microorganismes (Maurines-Carboneill *et al.*, 1998). Une carence en oxygène trop prolongée va avoir des conséquences néfastes sur les boues activées. Ceci se traduira notamment par le développement des bactéries filamenteuses. La plupart ne se développent pas en absence totale d'oxygène. Cependant un état de carence, au même titre qu'une carence en nutriments, leur est moins défavorable qu'aux bactéries du floc. Leur morphologie leur confère une meilleure accessibilité aux solutés du milieu interstitiel.

✓ Les fortes charges massiques :

Une charge massique trop importante peut entraîner la prolifération de certaines espèces de bactéries filamenteuses comme *Sphaerotilus natans* (FNDAE N°8, 1990).

✓ Les faibles charges massiques :

De la même façon, de faibles charges massiques peuvent chez certaines espèces entraîner une croissance filamenteuse (*Microthrix parvicella*, Type 0092, Type 0041).

✓ La présence de composés soufrés réducteurs ( $S^{2-}$ ) :

Les effluents septiques ou fermentescibles contiennent souvent des concentrations importantes en soufre réduit qui seront à l'origine de foisonnement de bactéries filamenteuses particulières (*Thiothrix sp.*, *Beggiatoa*).

✓ Septicité :

Un effluent septique se caractérise par la présence de sulfures ( $\approx 2$  mg/L), mais aussi par la présence d'acides gras volatils (AGV) et par un potentiel rédox inférieur à  $-100$  mV. Ce type d'effluent peut également conduire à la prolifération de certaines bactéries filamenteuses (*Microthrix parvicella*, Type 021N).

✓ La biodégradabilité du substrat :

La vitesse à laquelle un substrat donné va pouvoir être dégradé est un facteur influençant la croissance des bactéries filamenteuses. Dans certains cas on verra apparaître un épisode de foisonnement en présence d'un substrat rapidement dégradable (*Thiothrix*, Type 021N, Type 1851, *Haliscomenobacter hydroxsis*, *Sphaerotilus natans*, *Nostocoida limicola*). Dans le cas d'un substrat lentement dégradé, on observera un foisonnement d'autres souches filamenteuses (*Microthrix parvicella*, Type 0092, Type 0041).

✓ Les à-coups de charge :

Un à-coup de charge va provoquer une augmentation soudaine de la DBO5 et une brusque chute de la concentration en oxygène dissous. Ce type de stress se traduit souvent par une prolifération des microorganismes filamenteux (Pernelle *et al.*, 2001).

Au regard de ces différents éléments, on peut voir à quel point l'orientation de la dynamique des populations bactériennes est complexe. Elle passe inévitablement par une bonne connaissance et une maîtrise des facteurs favorisant la croissance des bactéries filamenteuses.

### **1.3.5 Les moyens curatifs et préventifs des épisodes de foisonnement filamenteux et de moussage**

#### **1.3.5.1 Moyens curatifs**

##### ○ Les agents oxydants

Lorsque le phénomène de foisonnement filamenteux est installé, les moyens d'action restent relativement limités. Les traitements sont quasiment exclusivement basés sur l'utilisation d'agents oxydants, et notamment le **chlore** et ses dérivés. L'ajout de doses contrôlées de chlore permet de limiter la croissance des germes filamenteux. Mais le chlore est également toxique pour l'ensemble des microorganismes présents dans les boues. Un traitement de ce type peut conduire à une grave altération de l'écosystème boues activées. De plus, la chloration aboutit au rejet dans l'environnement de diverses substances que l'on désigne sous l'appellation générale de CRT (Chlore Résiduel Total). Le CRT comprend le chlore libre sous ces différentes formes ( $\text{HOCl}$ ,  $\text{OCl}^-$ ,  $\text{Cl}_2$ ), les chloramines organiques et inorganiques ( $\text{NH}_x\text{Cl}_{3-x}$ ), les chloroalcanes, les chloroalcènes, les chloroaryles et d'autres substances halogénées. Les eaux chlorées peuvent entraîner une létalité aiguë chez les poissons et causer des modifications de la structure des communautés chez les invertébrés benthiques.

**L'eau oxygénée** est également employée pour traiter les épisodes de foisonnement filamenteux. Les conditions d'utilisation sont analogues à celle du chlore mais les doses employées sont plus fortes et le temps de contact doit également être plus long. Ce traitement est également plus onéreux que la chloration.

##### ○ Les agents flocculants

Les agents flocculants vont faciliter l'agglomération des flocs sans être toxiques pour les microorganismes. Leur efficacité n'est pas toujours garantie. Les meilleurs résultats ont été obtenus avec le **FeSO<sub>4</sub>**, notamment sur des foisonnements dus à *Sphaerotilus natans*, aux types 1701, 0041 et 961 et, dans une moindre mesure, avec la chaux sur le type 021N.

Bien que la plupart du temps efficaces, ces traitements sont à utiliser avec la plus grande précaution en raison de la profonde altération qu'ils peuvent causer sur l'ensemble de l'écosystème des boues activées. Mal maîtrisée, la chloration peut en particulier conduire à la perte de l'activité nitrifiante et à l'apparition de chloramines dans les rejets. L'usage des

floculants accroît les masses de boue produites. Il est donc préférable d'agir sur les causes de l'apparition du foisonnement plutôt que de le traiter après son apparition.

### **1.3.5.2 Moyens préventifs**

Afin d'éviter l'apparition de bulking sur une station d'épuration à boues activées, il est indispensable d'agir sur les conditions d'exploitation, mais aussi sur la conception de la station.

En ce qui concerne la conception, la création d'une **zone de contact** en amont du bassin d'aération est une méthode répandue pour éviter le phénomène de foisonnement filamenteux. Cette technique consiste à réaliser un mélange de boue et d'effluent à traiter dans un bassin de faible volume. On accroît donc artificiellement la teneur en substrat disponible pour les microorganismes, et la croissance des bactéries non filamenteuses est favorisée puisque dans ce cas on a une  $C_m$  élevée.

En ce qui concerne les conditions d'exploitation, **l'optimisation de l'aération** est un facteur primordial dans la prévention du bulking. Il convient d'assurer une oxygénation suffisante pour éviter le développement de microorganismes filamenteux favorisé par les carences en oxygène (augmentation des durées d'aération). Dans le cas de foisonnement de microorganismes autotrophes du soufre, il est souhaitable d'oxyder les composés réducteurs en amont du bassin d'aération. Ceci est réalisable grâce à l'injection de solutions commerciales dans les réseaux. Ce procédé biologique entraîne une modification de l'activité bactérienne bloquant la synthèse de  $H_2S$ .

Dans le cas de carences très marquées, déjà apparentes aux vues des caractéristiques analytiques de l'effluent à traiter, une **complémentation en nutriments** (N ou P) peut également avoir lieu. C'est le cas des effluents d'origine agro-alimentaire (sucrieries, malteries, papeteries) très riches en carbone et pauvres en azote. Cet ajout est réalisé en tête de station et peut être combiné aux autres procédés de maîtrise du foisonnement.

## **2. Les bactéries filamenteuses des boues activées**

Comme il a été décrit précédemment, les bactéries filamenteuses sont à l'origine de la plupart des dysfonctionnements d'ordre biologique des stations d'épuration à boues activées. Mais ces

microorganismes, bien que constituant un risque potentiel pour la station, sont également des éléments essentiels de l'écosystème boues activées.

## **2.1 Rôle des bactéries filamenteuses dans les boues activées**

En dépit du risque qu'elles représentent, les bactéries filamenteuses sont une composante essentielle des boues activées. C'est en effet un élément indispensable à la structuration du floc. Une hypothèse (Sezgin *et al.*, 1978), qui a depuis largement été reprise (Jenkins *et al.*, 1984; Jenkins *et al.*, 2003) est que les micro-organismes filamenteux formeraient ce que l'on peut considérer comme le "squelette" ou la charpente du floc. Les bactéries floculantes vont pour leur part se regrouper en amas autour d'un support minéral ou organique et des filaments. La cohésion de l'ensemble va être assurée par la production d'exopolysaccharides. Cependant, certains auteurs (Wanner & Grau, 1989) ont émis l'hypothèse que l'élément primordial de la structuration du floc est la matrice d'exopolysaccharides produite par les bactéries floculantes, plutôt que les filaments eux-mêmes.

## **2.2 Principales bactéries filamenteuses**

Une quarantaine de micro-organismes filamenteux différents ont été recensés dans l'écosystème boues activées des stations d'épuration des eaux résiduaires urbaines (Eikelboom, 1975) et industrielles (Eikelboom, 2006). Leur identification et leur classification sont basées en très grande partie sur les travaux d'Eikelboom (1975) et sur les modifications apportées par Jenkins *et al.* (1984). L'identification selon la méthode d'Eikelboom sera détaillée ultérieurement.

Voici une brève présentation des principaux micro-organismes filamenteux impliqués dans les dysfonctionnements biologiques des boues activées :

### **2.2.1 Microthrix parvicella :**

C'est un filament très fréquent et responsable des problèmes de foisonnement dans les boues activées (Rossetti *et al.*, 2004) à faible charge et aération prolongée. La prolifération de ce microorganisme est favorisée par les basses températures. C'est une bactérie Gram-positif et Neisser-négatif présentant souvent des inclusions Neisser-positives. Les cellules ont une

taille de 0,6 à 0,8  $\mu\text{m}$  de large et 0,8 à 1  $\mu\text{m}$  de long. Le filament est long (100 à 500  $\mu\text{m}$ ), très souple et courbé ou en hélice à l'intérieur du floc. Il est dépourvu de gaine.

Une nouvelle espèce de *Microthrix*, baptisée *Microthrix calida* a récemment été identifiée à partir de boues activées de stations d'épuration (Levantesi et al., 2006).

### **2.2.2 Type 0581 :**

Ce type bactérien est morphologiquement très proche de *Microthrix parvicella*, mais avec une coloration Gram-négative. Le filament est également moins long (100 à 200  $\mu\text{m}$ ) et plus fin (0,4 à 0,8  $\mu\text{m}$ ). On ne retrouve pas non plus de gaine autour du filament.

### **2.2.3 Thiothrix :**

Ce genre bactérien fait partie des gammaprotéobactéries. Il se divise en 2 sous-groupes : Thiothrix I et II.

- *Thiothrix I* se présente sous la forme d'un filament droit ou légèrement courbe de 100 à 500  $\mu\text{m}$  de long et de 1,6 à 2,5  $\mu\text{m}$  de diamètre. Les cellules qui le composent sont d'aspect très rectangulaire à l'observation et mesurent de 2 à 4  $\mu\text{m}$  de long pour 1,6 à 2,5  $\mu\text{m}$  de large. Le filament est entouré d'une gaine assez épaisse. On observe très souvent la formation de rosettes, (de nombreux filaments irradiant à partir d'un même point), et de gonidies à l'extrémité du filament. La bactérie *Thiothrix I* est Gram-négative, Neisser-négative et contient des granules de soufre.
- *Thiothrix II* se présente sous la forme d'un filament droit ou légèrement courbe de 50 à 200  $\mu\text{m}$  de long, composé de cellules rectangulaires de 1,5 à 3  $\mu\text{m}$  de long et de 0,8 à 1,4  $\mu\text{m}$  de large. On observe également la présence de gonidies et de rosettes. *Thiothrix II* est Gram-négative et Neisser-négative, et contient des granules de soufre. Contrairement à *Thiothrix I*, le trichome est ici entouré d'une très fine gaine difficile à observer.



#### **2.2.4 Eikelboom type 021N ou *Thiothrix eikelboomii* :**

Ce genre bactérien est très fréquemment rencontré dans les boues activées. Il se présente sous la forme d'un long filament rigide pouvant atteindre jusqu'à 1 000  $\mu\text{m}$  de long, composé de cellules d'un diamètre de 0,7 à 4  $\mu\text{m}$  et d'une longueur de 0,5 à 5,5  $\mu\text{m}$ . Les cellules qui le composent sont de forme irrégulière, le plus souvent carrée ou discoïde. Cette bactérie fait partie des gammaprotéobactéries. Elle est Gram-négative et Neisser-négative, mais contient de fines granulations de PHB et des granules de soufre. Comme pour *Thiothrix*, on peut observer la formation de rosettes et de gonidies. Aucune gaine n'est observée autour du trichome. L'espèce Eikelboom type 021N est subdivisée en 3 groupes : I, II et III. Ils se différencient sur la base de leurs séquences d'ARNr 16S (Kanagawa *et al.*, 2000).

Comme nous avons pu le voir précédemment, les souches Eikelboom type 021N et *Thiothrix* présentent des différences notables au niveau morphologique, notamment la présence d'une gaine pour *Thiothrix* et son absence chez Eikelboom type 021N. Mais elles présentent aussi de nombreuses caractéristiques communes (formation de rosette et gonidies) d'un point de vue phylogénétique, *Thiothrix* est le voisin le plus proche du type 021N. De plus, ces deux espèces présentent dans leur séquence de l'ARNr 16S une délétion caractéristique d'une structure en boucle située dans la région 455-477 (numérotation *E.coli*). Il a donc été proposé d'intégrer Eikelboom type 021N comme une espèce particulière du genre *Thiothrix* (Howarth *et al.*, 1999). Tout comme *Thiothrix*, certaines souches d'Eikelboom type 021N possèdent dans leur cytoplasme des granules de soufre. Il a donc été proposé de rebaptiser certaines de ces souches, notamment Eikelboom type 021N AP3<sup>T</sup>, sous le nom de *Thiothrix eikelboomii* (Howarth *et al.*, 1999).

#### **2.2.5 *Nostocoïda limicola* :**

Fréquemment rencontré dans les boues activées, le genre *Nostocoïda limicola* se divise en 3 groupes (I, II et III) qui sont principalement différenciés par leur taille (longueur du filament et taille des cellules). La taille du filament varie entre 50 et 300  $\mu\text{m}$ . Il n'y a pas de gaine entourant le filament. Les cellules qui composent le trichome sont de forme irrégulière, le plus souvent ovale d'une taille de 0,8 à 1,5  $\mu\text{m}$  de large sur 1 à 2  $\mu\text{m}$  de long.

Comme pour le type 021N, il s'agit d'une alphaprotéobactérie fréquemment responsable d'épisode de bulking (Levantesi *et al.*, 2004).

Les espèces de *Nostocoïda limicola* sont toutes Gram-positive, Neisser-positive, et ne contiennent pas de granules de soufre. Il est à noter que la coloration de Gram peut être négative dans le cas d'effluents industriels, en particulier ceux issus de papeteries.

Les groupes I, II et III ont été regroupés sous la dénomination *Nostocoïda limicola* sur la base de critères morphologiques. Une étude a permis de déterminer qu'ils étaient en fait totalement différents d'un point de vue phylogénétique (Seviour *et al.*, 2001):

- Groupe I : Firmicutes
- Groupe II : Actinobactéries
- Groupe III : Planctomycetes

#### **2.2.6 Type 0041 et Type 0675 :**

Le type 0041 est un filament raide pouvant mesurer de jusqu'à 500 µm et composé de cellules rectangulaires de 1,2 à 1,6 µm de large et 1,5 à 4 µm de long. Le trichome est recouvert d'une gaine. Il est important de noter que ses filaments sont la plupart du temps entourés de particules en raison d'un phénomène d'adhérence.

La coloration de Gram de cette bactérie est assez variable (plutôt faiblement positive), alors que celle de Neisser est négative.

Le type 0675 possède les mêmes caractéristiques que le type 0041, mais ses filaments sont plus courts, de 50 à 150 µm. C'est pourquoi les deux filaments ont été regroupés sous la dénomination commune de type 0041/0675 (Eikelboom, 2000).

#### **2.2.7 Haliscomenobacter hydrossis :**

Cette espèce bactérienne se présente sous la forme d'un filament très rigide et très fin, d'une longueur comprise entre 10 et 100 µm et d'un diamètre de 0,5 µm. Elle fait partie des Bacteroïdètes. Les colorations de Gram et Neisser sont toutes les deux négatives pour cette bactérie. Ce filament peut se retrouver à l'intérieur du floc, mais il peut également se rencontrer libre en suspension. Une gaine entoure le filament.

Des microorganismes dits bacteroides et proches de cette espèce bactérienne ont récemment été identifiés dans des boues activées (Kragelund *et al.*, 2008).

### **2.2.8 Type 0092 :**

Ce filament est de forme assez variable (rigide ou courbe), plutôt court (de 10 à 80  $\mu\text{m}$  de long) et souvent situé à l'intérieur du floc. Les cellules qui le constituent sont de forme rectangulaire (0,6 X 1,5  $\mu\text{m}$ ), mais sont très difficilement observables. Il n'y a pas de gaine autour du trichome. Type 0092 est fréquemment responsable des problèmes de bulking en boues activées.

### **2.2.9 Type 0961 :**

Il est d'aspect rigide et long (de 200 à 500  $\mu\text{m}$ ). Les cellules qui le composent sont rectangulaires et allongées, de 1 à 1,4  $\mu\text{m}$  de large sur 2 à 4  $\mu\text{m}$  de long. Une caractéristique importante est que les cellules apparaissent comme translucides. Il n'y a pas de gaine entourant le filament, mais une matrice d'exopolysaccharides. Les colorations de Gram et de Neisser sont toutes les deux négatives.

### **2.2.10 Sphaerotilus natans**

Cette bactérie est fréquemment rencontrée dans les phénomènes de bulking, mais essentiellement en Amérique du Nord, et dans les stations traitant des effluents provenant d'industries agroalimentaires. Par contre on ne la rencontre que très rarement dans les stations à boues activées en France. Cette espèce sera traitée de façon beaucoup plus complète ultérieurement. C'est un filament long (jusqu'à 1 000  $\mu\text{m}$ ) et rigide. Les cellules sont rectangulaires aux extrémités arrondies et d'une taille de 1,5 à 2  $\mu\text{m}$  de diamètre et 2 à 5  $\mu\text{m}$  de longueur. Le trichome est entouré d'une gaine de polysaccharides. La principale caractéristique morphologique de ce filament est de posséder de fausses ramifications (filaments collés) et non de vrais embranchements.

Les colorations de Gram et Neisser sont négatives. Les cellules contiennent parfois des granules de PHB quand elles se développent dans un milieu riche en glucose par exemple (cf. Figure 9 A).