

Ministère de l'Agriculture et de la Pêche

FNDAE n° 33

Document technique



Document élaboré par le GIS-BIOSTEP

Coordination – Jean-Pierre Canler



Centres de Lyon et d'Antony
Unité de recherche « Qualité des eaux
et prévention des pollutions »
3 bis, quai Chauveau - CP 220
69 336 Lyon cedex 09
tel. 04 72 20 87 87

Ce document est le fruit du travail du groupe GIS-Biostep*, coordonné par Jean-Pierre Canler de l'équipe « Traitement des eaux résiduaires » du groupement du Cemagref de Lyon. Les membres du groupe GIS Biostep sont les suivants : Jean-Pierre Canler, Cemagref Lyon ; Anne Cauchi, Générale des eaux – Véolia Water ; Eric Cotteux, Laure Graveleau, Cemagref Antony ; Nathalie Hyvrard, SAUR ; André Larrigauderie, SAUR ; Jens Meinhold, Anjou Recherche – Véolia Water ; Roger Pujol, Lyonnaise des eaux-Suez.

Il a fait l'objet d'une relecture par un groupe de travail composé des personnes suivantes : Claude Bartoli (Satese d'Isère), Jean Baudet (DDAF de Moselle), Annie Cotten (Satese du Finistère), Philippe Duchêne (Cemagref), Joël Rivallan (DDAF Côtes d'Armor), Gérard Sachon (Cemagref), Christian Vautrin (DDAF de Loire).

Par ailleurs, nous tenons à remercier, Yvan Racault du Cemagref de Bordeaux, Jean-Marc Perret du Cemagref de Lyon et le Centre technique du papier pour leur contribution à l'illustration ainsi que le Fonds national pour le développement des adductions d'eau (FNDAE) du ministère de l'Agriculture et de la Pêche (Direction générale de la forêt et des affaires rurales) pour sa participation financière à l'édition et la mise en ligne du document ainsi que le Cemagref, Mme Julienne Baudel, pour la coordination de l'édition, conception et la création graphique de ce document.

Avertissement au lecteur

Tous vos commentaires pour améliorer les connaissances et la compréhension des dysfonctionnements biologiques des stations d'épuration seront les bienvenus. Vous pouvez les adresser à GisBiostep@cemagref.fr

* Le Gis-Biostep est la suite du GIS-Mousses. Ce document est une mise à jour du document publié par le GIS-Mousses en 1993, complétée par un approfondissement des règles de conception et de fonctionnement d'une station d'épuration.

Crédit photographique pour l'ensemble du document – Cemagref et CTP

© Ministère de l'Agriculture et de la Pêche – ISBN 2-11-092860-3 ; © Cemagref 2004, Cemagref Éditions – ISBN 2-85362-657-1.
Dysfonctionnements biologiques des stations d'épuration – Origines et solutions. Gis-Biostep : coordination : J.-P. Canler.
Document technique FNDAE n° 33, 2005. 1^{ère} édition coordonnée par le Cemagref : conception et création graphique : Julienne Baudel, infographie : Françoise Peyriguer. Dépôt légal : 4^e trimestre 2004. Impression : Jouve, 18 rue Saint-Denis, BP 2734, 75027 Paris Cedex 01. Document disponible sous forme numérique sur le site <http://www.eau.fnadae.fr>.



INTRODUCTION	5
Inventaire des idées fausses	6
LES BOUES ACTIVÉES	7
Rappel des grands principes	9
CHAPITRE 1 – LES PROBLÈMES BIOLOGIQUES	11
Les problèmes avec bactéries filamenteuses	11
Les problèmes sans bactéries filamenteuses en excès	13
Observations de la filière et de la boue	17
Observation microscopique	18
CHAPITRE 2 – RECOMMANDATIONS POUR LA CONCEPTION ET L'EXPLOITATION	21
Le réseau et le relèvement	21
Bassin d'orage et bassin tampon	23
Fosse de réception de matières externes	24
Les pré-traitements	25
Le traitement primaire	26
Le traitement secondaire	26
CHAPITRE 3 – MÉTHODES DE LUTTE	37
Actions préventives	37
Actions curatives	38
AUTRES PROCÉDÉS	41
CHAPITRE 4 – LES BIOFILTRÉS	43
Les observations du terrain	44
Les problèmes biologiques particuliers	44

CHAPITRE 5 – LE LAGUNAGE NATUREL	47
Les mécanismes biologiques en jeu	47
Les observations du terrain	48
Problèmes biologiques particuliers	49
CHAPITRE 6 – LES LITS BACTÉRIENS	51
Les mécanismes biologiques et hydrauliques en jeu	51
Pré-traitement et traitement primaire en amont du lit bactérien	51
Les observations du terrain	52
Problèmes biologiques particuliers	53
CHAPITRE 7 – LES PROCÉDÉS À MEMBRANES IMMERGÉS	55
Les mécanismes biologiques en jeu	55
Les observations du terrain	56
CHAPITRE 8 – LES SBR (SEQUENTIAL BATCH REACTORS) – BASSINS À ALIMENTATION SÉQUENCÉE	57
Les mécanismes biologiques en jeu	57
Les observations du terrain	58
Problèmes biologiques particuliers	58
GLOSSAIRE	60
BIBLIOGRAPHIE	64
FICHES TECHNIQUES	65
ANNEXES	99
Annexe 1	100
Annexe 2	107

Introduction

Le

procédé d'épuration à boue activée est le procédé le plus utilisé en France pour traiter les eaux usées (EU). Bien que les performances épuratoires et la fiabilité de ce procédé soient éprouvées, plusieurs types de dysfonctionnements biologiques peuvent apparaître. Le plus fréquent est le développement excessif de bactéries filamenteuses, susceptibles d'entraîner une dégradation de la décantation des boues (consécutive à l'augmentation de l'indice de boue) ou un moussage stable.

Une enquête réalisée en 2003¹ sur la base des informations rassemblées dans les bilans de suivi rédigés par les SATESE, a révélé que 25 % des indices de boues mesurés sur les stations d'épuration étudiées présentaient une valeur supérieure à 200 mL.g⁻¹ de MES (échantillon de 5 633 stations d'épuration à boue activée, en aération prolongée). Cette estimation, obtenue à partir de l'analyse statistique des paramètres de suivi des stations est similaire à l'avis des gestionnaires qui estiment à plus de 30 % le nombre de stations présentant périodiquement un indice de boue supérieur à ce seuil et à un peu moins de 30 % celles subissant des pertes de boue régulières.

À côté des situations récurrentes où les stations présentent en permanence des indices de boues élevés, il existe de nombreux cas de dysfonctionnements biologiques ponctuels.

De nombreuses causes ont été identifiées ou suspectées pour expliquer le développement des bactéries filamenteuses responsables d'altération de la qualité de la décantation. Les phénomènes et les mécanismes en jeu sont donc complexes.

L'objectif de ce manuel est :

- d'apporter une aide pratique à l'identification des différents types de dysfonctionnements,
- d'en expliquer les causes principales,
- de proposer des mesures préventives (au niveau de la construction ou de la gestion de la station) et curatives de lutte.

Ce manuel est organisé en trois parties distinctes et complémentaires.

- Une première partie explique les causes et les mécanismes mis en jeu. Elle fournit des recommandations pour l'exploitation et la conception des stations à boue activée et présente l'ensemble des méthodes de lutte. Un dernier chapitre aborde les problèmes biologiques relatifs à d'autres procédés d'épuration.
- Une seconde partie est composée de huit fiches techniques directement applicables sur le terrain.
- Une troisième partie rassemble deux annexes spécialisées sur les techniques d'identification des bactéries filamenteuses.

¹ Les dysfonctionnements biologiques dans les stations d'épuration à boue activée : diagnostic de la situation en France sur la période 1999-2001 (Cemagref)



Inventaire des idées fausses

Un certain nombre d'idées fausses pour remédier à un foisonnement sont couramment véhiculées. Leur inventaire succinct est résumé ci-après :

Stopper l'aération permet d'éliminer les filaments	Faux
Augmenter la concentration des boues réduit le foisonnement	Faux
Stocker les flottants en quelques points que ce soit est une bonne solution	Faux
Ensemencer une station foisonnante avec de vieilles boues de station d'épuration règle le problème	Faux
Ensemencer avec des matières de vidange	Faux
Avoir des filaments est contradictoire avec une boue « normale »	Faux
Utiliser des anti-mousses ou des bio-additifs est une solution de traitement	Faux
Utiliser des sels métalliques permet de plomber les boues filamenteuses et d'éliminer les filaments	Faux
Avoir en permanence des filaments et des mousses est une situation normale d'exploitation	Faux
Mieux vaut stocker avant d'épaissir	Faux
Stocker les boues dans le clarificateur permet de mieux épaissir les boues sur la filière de déshydratation	Faux
Maintenir un temps de séjour supérieur à 24 h dans l'épaississeur permet de gagner en siccité	Faux
Les eaux surnageantes « claires » d'épaississeurs sont peu chargées	Faux

Les boues activées

Table des matières

CHAPITRE 1 – LES PROBLÈMES BIOLOGIQUES	11
Les problèmes avec bactéries filamenteuses	11
Le foisonnement	11
Les mousses biologiques	12
Les problèmes sans bactéries filamenteuses en excès	13
Les mousses de démarrage	13
Autres mousses	13
Les matières flottantes (instables)	14
Niveau anormal du lit de boue	16
Défloculation et floc léger	16
Observations de la filière et de la boue	17
Observation microscopique	18
Indice de boue	19
MES dans le bassin d'aération	19
CHAPITRE 2 – RECOMMANDATIONS POUR LA CONCEPTION ET L'EXPLOITATION	21
Le réseau et le relèvement	21
Limiter la septicité des effluents	21
Limiter l'introduction de sels dans les réseaux	22
Les rejets non domestiques dans les réseaux d'assainissement	22
Recommandations pour le poste de relèvement	23
Bassin d'orage et bassin tampon	23
Fosse de réception de matières externes	24
Cas du traitement biologique aérobie des graisses	24
Les pré-traitements	25
Dégrilleur	25
Dégraisieur	25
Dessableur	26
Les pré-traitements compacts	26
Le traitement primaire	26
Le traitement secondaire	26
Zone de contact	27
Bassin d'anaérobiose	28
Bassin d'anoxie	28
Bassin d'aération	28
Dégazeur	32
Clarificateur et recirculation	32
Hydraulique du clarificateur	32

N-NO ₃ de l'effluent de sortie	33
La filière boue	34
Situations d'exploitations particulières	34
CHAPITRE 3 – MÉTHODES DE LUTTE	37
Actions préventives	37
Rappel des actions sur le réseau	37
Paramètres d'exploitation de l'installation	38
Actions curatives	38
Lestage ou coagulation-floculation	38
Les oxydants	39

NB : dans l'ensemble du document, tous les termes avec l'astérisque* sont définis dans le glossaire aux pages 59-62 .

Les paragraphes en gras et de couleur orange mettent en évidence les points importants.

Les boues activées



RAPPEL DES PRINCIPES

L'épuration biologique des eaux résiduaires par le procédé des boues activées est principalement basée sur l'activité métabolique de cultures bactériennes maintenues en suspension en état aérobie dans le bassin d'aération alimenté par l'eau à épurer.

L'efficacité et la fiabilité de l'épuration restent étroitement dépendantes du bon déroulement de la phase de décantation, celle-ci constituant, en effet, le dernier maillon de la chaîne de traitement avant rejet au milieu naturel. La séparation boue-eau traitée par sédimentation est assurée par le décanteur secondaire ou clarificateur placé à l'aval du bassin d'aération (cf. figure 1).

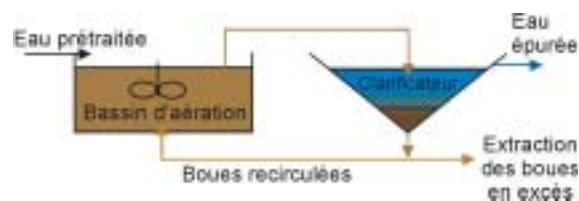


Figure 1 – Schéma général du procédé de traitement des eaux résiduaires par boues activées

Toute défaillance dans l'exploitation des ouvrages augmente les risques de dysfonctionnements et, par conséquent, diminue les potentialités de la station. Les exemples dans ce domaine sont nombreux, mais il convient simplement de rappeler que pour la conduite d'une station d'épuration, un personnel bien informé assurant un suivi régulier reste le meilleur garant de la qualité du traitement.

RAPPEL SUR LA BIOLOGIE DES BOUES ACTIVÉES

La boue activée est constituée de l'ensemble « floc-eau interstitielle ». Le floc désigne un agglomérat composé de particules (ou débris) diverses (végétales, animales, minérales) et de colonies bactériennes.

Le liquide interstitiel* représente dans la plupart des stations la qualité des eaux de sortie. C'est donc un indicateur du niveau de traitement. Ainsi, plus la charge massique est élevée, moins le niveau de traitement sera élevé et plus l'eau interstitielle contiendra de bactéries dispersées.

La microfaune* est composée d'animaux microscopiques nommés protozoaires et métazoaires (cf. figure 2). Ces organismes participent à l'élimination des bactéries libres qui constituent leurs proies et à la cohésion du floc par leurs déjections. Leur observation au microscope, donne des indications sur la qualité du traitement et peut révéler rapidement d'éventuelles anomalies de fonctionnement. Pour de plus amples informations sur ce point particulier, on peut se procurer le manuel « Aide au diagnostic des stations d'épuration par l'observation microscopique des boues activées », Cemagref Éditions, 1999.

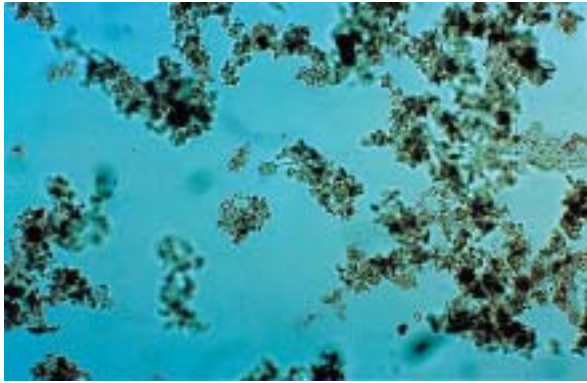
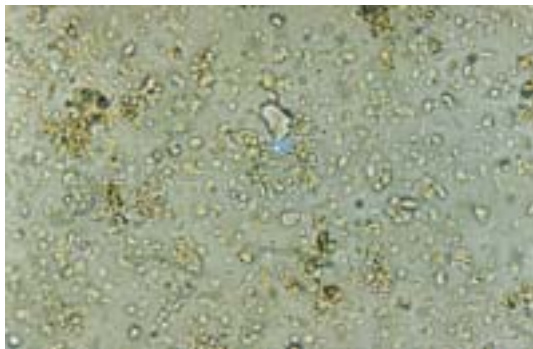


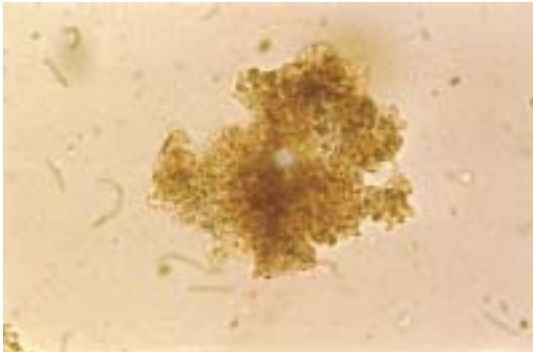
Figure 2 – Observation microscopique : floc, micro-faune et liquide interstitiel

Les bactéries peuvent se développer selon trois types de croissance :



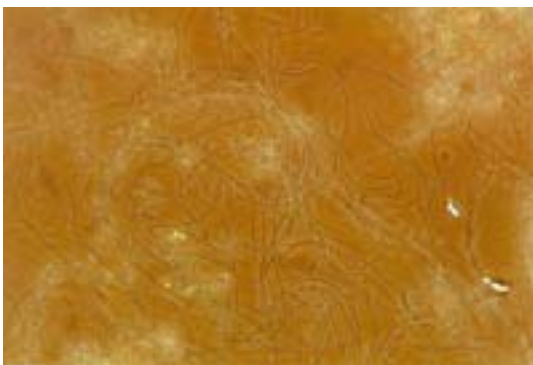
Croissance dispersée

Dispersée : les bactéries sont libres les unes par rapport aux autres dans le liquide interstitiel. Cette situation s'observe lors du démarrage de la station, en condition de forte charge massique. Les nouvelles cellules peuvent se disperser ou bien rester groupées au sein d'une colonie structurée par un mucilage exopolysaccharidique.



Croissance floculée

Floculée : les bactéries sont regroupées en amas, très souvent autour d'un support organique ou minéral (le floc). La cohésion de l'ensemble est assurée par la production d'exopolysaccharides (EPS). Ce type de croissance est recherché dans le traitement de l'eau usée.



Croissance filamenteuse

Filamenteuse : lors de la multiplication cellulaire, la séparation des cellules mère et fille n'a pas lieu en totalité, les cellules mère et fille restent en contact voire partagent une paroi cellulaire. Ce type de croissance, que l'on observe également chez les champignons conduit à la formation de filaments pouvant atteindre 500 μm de long. Les conditions du milieu sont un facteur déterminant.

LES PROBLÈMES BIOLOGIQUES

Les problèmes avec bactéries filamenteuses

Les principaux dysfonctionnements dus aux bactéries* filamenteuses sur station se manifestent sous deux formes :

- le foisonnement : mauvaise décantation de la boue suite à une augmentation du volume occupé par celle-ci,
- le moussage : formation d'une couche épaisse de mousse en surface des ouvrages.

Les causes sont bien souvent d'origines multiples (conception, exploitation, composition de l'effluent...) et le choix des solutions nécessite une analyse globale : conception, fonctionnement et exploitation de la station.

LE FOISONNEMENT

Le foisonnement (*bulking* en anglais) est caractérisé par un indice de boue* supérieur ou égal à 200 mL.g^{-1} . Au-delà de 150 mL.g^{-1} , des difficultés de décantation apparaissent (cf. fiche technique 2 « Outils de suivi et de diagnostic – Indice de boue »).

On rappelle qu'une boue décantant correctement a un indice de boue de l'ordre de 100 mL.g^{-1} .

Un développement filamenteux important limite fortement les capacités hydrauliques du clarificateur et peut entraîner des départs de boue dans le milieu naturel (cf. fiche technique 2 « Outils de suivi et de diagnostic – Utilisation de la vitesse ascensionnelle : approche de la vitesse limite d'un clarificateur »).

Dans la station, le foisonnement est souvent associé à :

- une détérioration de la qualité du rejet en cas de perte de boue épisodique ou chronique ;

- un floc légèrement floconneux avec un volume décanté* important lors du test de décantation, qui rend impératif la dilution des échantillons de boue (figure 3).

L'indice de boue est alors supérieur à 200 mL.g^{-1} . Lors de l'observation microscopique, on observe une densité importante de microorganismes filamenteux (cf. figure 4).

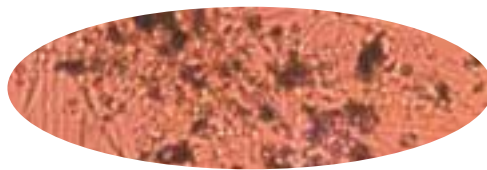




Figure 3 – Tests de décantation en éprouvettes : effet de la dilution (dilutions successives au demi)

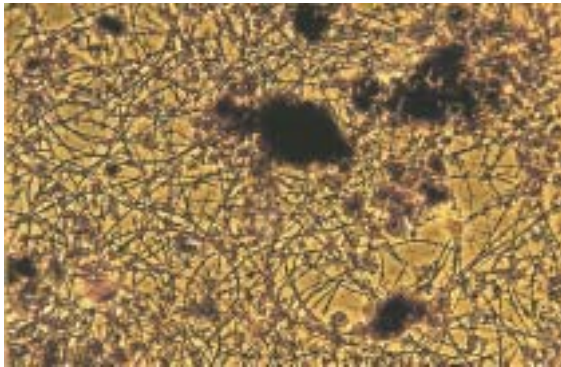


Figure 4 – Bactéries filamenteuses – 500 X

L'indice de boue moyen observé sur le parc français des stations d'épuration, en aération prolongée est de 150 mL.g^{-1} hors stations soumises à des crises aiguës de foisonnement.

LES MOUSSES BIOLOGIQUES

Les mousses forment des amas de flottants très stables de couleur marron clair à foncé et de structure visqueuse. Leur densité tend à s'accroître progressivement au cours du temps. Ces mousses sont peu déstructurées par une agitation de surface et reforment rapidement un tapis uniforme en absence d'agitation. Les bulles de gaz favorisent la flottation. Ces flottants (cf. figure 5) constituent un milieu favorable au développement privilégié de certaines bactéries* filamenteuses responsables de moussage (cf. figure 6).

Dans ces mousses, l'analyse microscopique révèle très souvent la présence importante de bactéries* filamenteuses associées à des floccs ou libres dans l'eau interstitielle. En règle générale, la densité de ces microorganismes spécifiques est plus élevée dans les échantillons de mousse que dans ceux prélevés directement dans les boues.

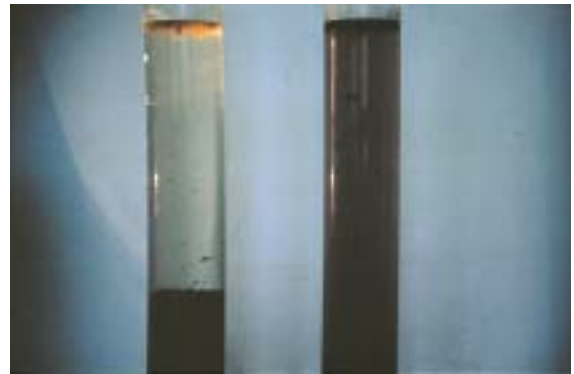


Figure 5 – Tests en éprouvettes – présence de flottants



Figure 6 – Mousse biologique en surface de bassin d'aération

Dans certains cas extrêmes, on a calculé que les mousses peuvent représenter jusqu'à $1/3$ de la biomasse* totale, avec des concentrations en matières sèches* pouvant atteindre 100 g.L^{-1} , voire des hauteurs dépassant un mètre. Les paramètres de fonctionnement (charge massive*) et d'exploitation de la station sont alors fortement dégradés par cette situation (diminution du transfert d'oxygène).

Les problèmes sans bactéries filamenteuses en excès

LES MOUSSES DE DÉMARRAGE

Ces mousses blanchâtres et légères se développent rapidement dès la mise en service de la station d'épuration (figure 7). Elles disparaissent lorsque la boue activée* arrive à maturité (début de floculation*, amorce d'un traitement carboné et charge massique inférieure à $1,5 \text{ kg DBO}_5 \cdot \text{kg}^{-1} \text{ MVS} \cdot \text{j}^{-1}$). L'efficacité limitée (DCO* et DBO_5^* de sortie élevée, tensio-actifs*) du traitement accompagne ce phénomène transitoire.

Ces mousses blanchâtres sont associées à :

- > un effluent de sortie turbide (croissance bactérienne dispersée*);
- > une boue de couleur claire et faiblement concentrée dans le bassin d'aération;
- > une décantation en éprouvette difficile (interface eau-boue floue, particules en suspension non décantables);
- > une microfaune* représentée par des bactéries* libres et des protozoaires principalement de type Flagellés*.



Figure 7 – Mousse blanche de démarrage en surface de bassin d'aération.

Hors mise en route de l'installation, ce problème peut également survenir lors d'un incident

majeur : arrivée d'un toxique ayant provoqué la destruction d'une part importante de la biomasse.

En règle générale, la situation se normalise rapidement (une à deux semaines) à l'exception des cas les plus graves (toxicité aiguë) où les difficultés peuvent perdurer.

Bien souvent, pour des charges massiques élevées (de l'ordre de $1,5 \text{ kg de DBO}_5 \cdot \text{kg MVS}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$) dues à une période transitoire, il faut favoriser l'amorce du mécanisme de floculation (agglomérat de bactéries*) soit par :

- > une limitation de la charge à traiter (*by-pass* transitoire) pour diminuer la charge massique et faciliter la floculation;
- > l'apport de biomasse extérieure de bonne qualité ($\text{IB} < 150 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$ de MES*);
- > l'ajout de coagulant*– floculant (floculation des particules).

AUTRES MOUSSES

Ces mousses, similaires à celles de démarrage, sont souvent liées à l'utilisation massive de détergents (figure 8) même biodégradables* (apports industriels), à l'apport important de matières organiques* colloïdales (sang,...) ou à l'arrivée d'hydrocarbures.



Figure 8 – Mousse blanche de détergents* en surface de bassin d'aération

Cette situation se différencie de celles engendrant les mousses de démarrage par :

- > un effluent de sortie le plus souvent de bonne qualité (sauf si l'apport est important et engendre une toxicité);

- un test de décantation en éprouvette des boues activées satisfaisant (séparation nette entre la boue et l'eau) ;
- l'observation au microscope de bactéries* libres en faible nombre et de protozoaires en quantité importante (et avec une diversité élevée).

S'il s'agit d'apports ponctuels, le phénomène peut être limité dans le temps. S'il perdure, il peut provoquer à terme l'apparition de mousses biologiques stables.

Les solutions passent par l'identification du problème, puis la suppression des apports (de type industriel bien souvent) ou l'ajout d'anti-mousse (cf. chap. 2 « Recommandations pour la conception et l'exploitation – Réseau et relèvement »).

LES MATIÈRES FLOTTANTES (INSTABLES)¹

Ces flottants instables se caractérisent par la présence de particules de boues non associées à des bactéries* filamenteuses. Un simple arrosage (ou averse de pluie) suffit à les rabattre.

La couleur est un bon critère de détermination de leur origine qui peut être variée (cf. tabl 1).

Couleur des flottants	Blanchâtre	Marron clair	Marron foncé ou noir
Origine	Dégraissage insuffisant Boulettes de graisse (cf. page 24)	Dégazage insuffisant ou dénitrification incomplète	Boues fermentées suite à l'anaérobiose

Tableau 1 – Couleur des flottants

Il est impératif d'évacuer ces flottants instables pour éviter de passer à une forme stable (cf. chap. 2 « Recommandations pour la conception et l'exploitation – Clarificateur et recirculation »).

➤ Dénitrification

Ce type de flottants est de couleur claire. C'est une structure instable facilement désagrégée par l'agitation ou par temps de pluie en raison de la présence de micro-bulles d'azote gazeux produites par le processus de dénitrification au

¹ hors matières flottantes telles que bois, plastiques, débris divers.

sein des floccs. Une observation microscopique ne révèle pas d'anomalie particulière (peu de bactéries* filamenteuses).

Ces flottants se forment principalement sur le clarificateur (figure 9). Ils peuvent aussi être constatés lors d'un test en éprouvette d'une durée supérieure à 30 minutes (figure 10). Ils sont liés à une dénitrification insuffisante en amont du clarificateur.



Figure 9 – Flottants de dénitrification en surface du clarificateur



Figure 10 – Test en éprouvette – Remontée de boue

Ce problème peut survenir sur des stations conçues pour traiter uniquement la pollution carbonée (moyenne ou forte charge massique) et où la nitrification s'installe quand même de manière spontanée et non maîtrisable par

l'exploitant. Les raisons de cette installation peuvent être une sous-charge organique entraînant une « sur-aération » rendant ainsi l'oxygène disponible pour la nitrification. Le phénomène est aggravé par une température élevée permettant une croissance rapide des bactéries* nitrifiantes.

Pour éviter une dénitrification dans le clarificateur (voire dans le dégazeur), les solutions passent par une meilleure maîtrise des plages d'aération et d'anoxie, ainsi que des conditions de brassage. Lors de périodes transitoires où l'apport en nitrates augmente, une recirculation plus importante peut permettre de limiter le phénomène en réduisant le temps de séjour des boues dans le clarificateur (cf. fiche 2 « Outils de suivi et de diagnostic – Évaluation du temps de séjour de la boue dans un clarificateur »)

➤ Dégazage insuffisant (phénomène d'aéroflottation)

Toute dénivellation supérieure à 0,5 m entre le bassin d'aération et le décanteur secondaire impose l'installation d'un dégazeur (cf. chap. 2 « Recommandations pour la conception et l'exploitation – Dégazeur »).

Dans le cas particulier de l'aération fines bulles à haute profondeur d'immersion des diffuseurs (supérieure à 7 m), une sur-saturation de l'azote atmosphérique se produit dans le bassin d'aération. Lors de l'arrivée de la boue dans le clarificateur (profondeur maximale de l'ordre de 3 m), cet azote dégaze et produit un phénomène similaire à la dénitrification biologique. La solution à ce problème nécessite impérativement un bon dégazeur (cf. fiche 6 « Points essentiels d'exploitation »).

Par ailleurs, pour les petites installations, c'est souvent l'entraînement important de gaz au niveau de la chute d'eau qui est source de remontée de boue au niveau du décanteur secondaire.

➤ Fermentation des boues

Ce type de flottants est caractérisé par une couleur noirâtre associée à des odeurs désagréables et à un bullage. Leur aptitude à flotter s'explique par la présence de gaz (méthane) généré par des réactions anaérobies* de

dégradation de la matière organique (cf. figure 11). Lors de l'observation microscopique, une microfaune spécifique des conditions d'anaérobie, de type Flagellés* (diplomanadidæ et/ou hexamitidæ) est identifiée (cf. figure 12). Ces flottants peuvent apparaître en surface du clarificateur ou dans des zones peu agitées des bassins en amont de cet ouvrage.

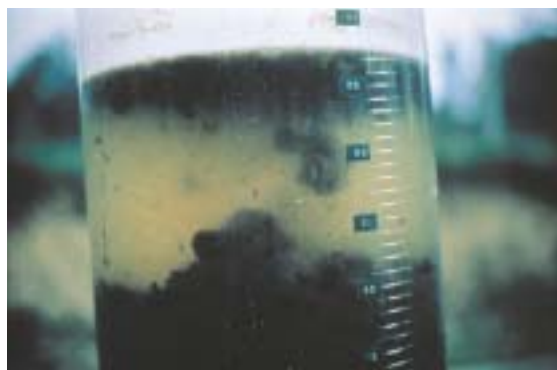


Figure 11 – Décantation en éprouvette – Remontée de boue



Figure 12 – Flagellés

Les principales causes d'apparition sont :

- un défaut de raclage du radier (mauvaise adaptation de la racle au radier ou racle décrochée);
- les zones mortes, sous la goulotte interne du clarificateur ou sur les montants du pont racleur, sur le puits central du clarificateur ou sur le puits de recirculation ;
- une agitation insuffisante dans certaines zones du bassin (puissance mise en œuvre insuffisante);
- une sous-aération importante.

La mise en fermentation complète des boues est exceptionnelle et ne se rencontre qu'en cas d'arrêt prolongé de l'aérateur (en cas de panne, par exemple). Les fermentations sont généralement localisées, ce qui ne provoque pas d'altération profonde de la qualité du traitement mais peut favoriser, sur le long terme, le développement de bactéries* filamenteuses (lors du redémarrage de la station d'épuration). Il est conseillé d'éliminer la boue après un arrêt prolongé de fonctionnement de la station (après arrêt des aérateurs ou du pont racleur).

NIVEAU ANORMAL DU LIT DE BOUE

Cette expansion se caractérise par un voile de boue élevé dans le clarificateur et peut s'accompagner de pertes de boue ponctuelles lors d'à-coups de charge hydraulique. (cf. figures 13 et 14). L'indice de boue ne révèle pas forcément des valeurs incorrectes mais nécessite de fortes dilutions lors du test en éprouvette. L'observation microscopique montre un floc* bien formé. La qualité de traitement, hors épisode de perte de boue, est satisfaisante.

Les causes sont une combinaison de différents facteurs :

- une concentration en boue trop forte dans le bassin d'aération ;
- un dysfonctionnement du poste de recirculation (panne ou dimensionnement trop faible) ;
- un indice de boue élevé et/ou une surcharge hydraulique.
- un problème de raclage dans le clarificateur.

Quand la situation perdure, le temps de séjour de la boue dans le clarificateur augmente et devient la cause du développement de bactéries* filamenteuses.

Les solutions passent par une meilleure maîtrise du taux de boue (concentration de MES* la plus faible possible compatible avec la charge à traiter et les objectifs de rejets et par un écrêtement des pointes hydrauliques (cf. fiche technique 2 « Outils de suivi et de diagnostic – Évaluation du temps de séjour de la boue dans le clarificateur »).



Figure 13– Goulotte de sortie commune à deux files avec perte de boue à gauche



Figure 14– Voile de boue haut dans le clarificateur

DÉFLOCCULATION ET FLOC LÉGER

➤ La **défloculation** est caractérisée par une déstructuration du floc et se manifeste par une augmentation de la turbidité* de l'effluent de sortie (figure 15). Lors de l'observation microscopique, on observe une microfaune peu nombreuse ou peu diversifiée, voire absente (problème de toxiques).

Les origines sont donc :

- l'apport de toxiques rejetés par certaines industries ;
- la présence de fortes concentrations de sel dans le réseau (intrusion d'eau de mer) ; qui modifie rapidement la pression osmotique dans les bactéries* entraînant une destruction des cellules par plasmolyse ;

- des conditions de charges massiques extrêmes (très forte – un à-coup – ou très faible) ;
- une nitrification excessive avec chute du pH.



Figure 16 – Test en éprouvettes après 30 mn – eau interstitielle chargée

Les solutions passent par :

- une suppression de l'apport de ces toxiques ou leur apport de manière plus étalée (cf. chap. 2 « Recommandations pour la conception et l'exploitation – Les rejets non domestiques dans les réseaux d'assainissement »). La toxicité d'un produit est toujours fonction de sa concentration ;
- une meilleure protection du réseau ;
- l'étalement de la charge à traiter dans le cas d'à-coups de charge notamment pour les effluents industriels (cf. chap. 2 « Recommandations pour la conception et l'exploitation – Bassin tampon ») ;
- la neutralisation des effluents.

Le floc léger présente les mêmes caractéristiques que lors d'une défloculation mais l'observation microscopique révèle une population normale de Protozoaires (en termes de diversité et de quantité, (cf. figure 16)).

Ces floccs légers sont dus à l'absence de particules lstantes et souvent associés à des taux de MVS* élevés. Ce cas est souvent rencontré avec des effluents industriels peu concentrés en matières en suspension (industries agroalimentaires et pharmaceutiques particulièrement) ou sur des stations urbaines équipées d'un décanteur primaire ou de prétraitements physico-chimiques. Les solutions passent d'office par le lestage du floc, par l'ajout de réactifs physico-chimiques, ou par la modification des

conditions d'alimentation (*by-pass partiel* du primaire sous réserve que la capacité d'aération le permette).



Figure 16 – Sortie station – rejet « chargé » suite à des pertes de MES du clarificateur

Observations de la filière de traitement et de la boue

17

L'identification d'un problème biologique nécessite une analyse de la filière de traitement (configuration et paramètres de fonctionnement) couplée à une analyse de la structure de la boue (observations visuelles et microscopiques).

La démarche proposée ci-dessous correspond à une observation détaillée de l'ensemble de la filière de traitement. Les différents points à approfondir sont listés dans la fiche technique 1 « Identification du problème ». Les points pouvant favoriser un dysfonctionnement biologique devront être améliorés, avant la mise en place d'une technique dite curative.

Suite à l'observation des différents postes, il convient de lister les éventuels événements survenus sur l'installation sur une période de une à deux fois l'âge de boue précédant l'analyse détaillée de l'installation. Les principaux points à identifier sont de trois types :

- les apports ponctuels et exceptionnels d'effluents à traiter (matières de vidange*, curage de réseaux,...) ;

- les incidents mécaniques (aération, recirculation,...);
- les problèmes d'exploitation.

L'**odeur et la couleur de la boue** permettent d'évaluer l'état d'aération. Une légère odeur de terre (humus) est indicatrice d'une bonne aération. Une odeur d'égout révèle un manque d'oxygène, une forte odeur d' H_2S (œuf pourri) ou de mercaptans (choux) indique un problème de fermentation de la boue. En général, une couleur brune à marron clair est indicatrice d'une bonne aération. En revanche, certains types d'effluents comme ceux de porcheries, tanneries ou fromageries (...) engendrent des odeurs et des couleurs particulières qui doivent être prises en compte pour l'appréciation du niveau d'aération.

Les **effluents de sortie limpides**, indiquent un bon degré de traitement. Une turbidité élevée est liée à la présence importante de bactéries* dispersées révélant un traitement limité (sous-aération, charge massique* élevée, ...). Dans certains cas, une coloration de l'effluent traité peut être observée. Elle est induite par la nature des effluents (industriels) ou par la présence d'algues (sous-charge importante de l'installation ou en traitement tertiaire).

En exploitation, le **maintien du voile de boue** du clarificateur au niveau le plus bas (à une distance minimale de 1,5 m de la surface) est l'objectif permanent. Son observation à une position proche de la surface est révélateur de dysfonctionnement aussi bien biologique qu'hydraulique (cf. fiche 2 « Outils de suivi et de diagnostic – Indice de boue »).

Observation microscopique

L'étude microscopique d'une boue activée est indispensable pour faciliter la compréhension du fonctionnement d'une station d'épuration. Une observation régulière permet d'apprécier l'évolution des phénomènes biologiques dans le temps. Un lien peut alors être établi entre la dynamique des populations de microorganismes des boues et les conditions d'alimentation (qualité et quantité), de fonctionnement et de gestion de l'installation.

L'observation microscopique permet l'analyse des différentes composantes de la boue : liquide interstitiel, compartiment bactérien (caractéristiques du floc et du type de croissante) et microfaune (cf. figure 17). Par exemple, la présence importante de Spirilles est indicatrice d'une fermentation, à rapprocher de l'apport d'eau septique (réseaux, zone anaérobie, matières de vidange ou filière boue) ou de la présence de dépôts en fond d'ouvrage.

L'identification précise des bactéries filamenteuses (cf. annexes) est primordiale dans la mesure où les actions à engager pour maîtriser cette croissance doivent être adaptées aux types de filaments présents. Plusieurs types de filaments peuvent être présents au sein d'un même échantillon de boue, ce qui peut compliquer le choix de solutions.

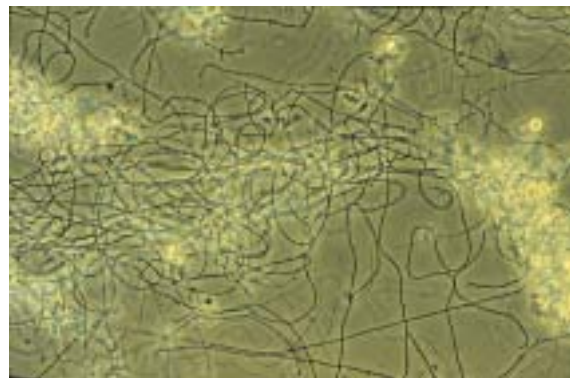


Figure 17 – *Microthrix Parvicella* – 500 X

On dénombre dans les boues activées une vingtaine de types de filaments susceptibles de se développer. Tous ces filaments ne sont pas responsables de moussage, mais malheureusement la plupart sont en mesure de provoquer des difficultés de décantation (foisonnement des boues) qui limitent les potentialités hydrauliques des stations d'épuration.

L'identification précise des bactéries filamenteuses représente donc une étape essentielle dans la caractérisation du phénomène. Des clés de détermination basées sur l'observation de critères morphologiques ont été mises au point notamment par Eikelboom (1983) et Jenkins (1986) et reprises par le Cemagref. Elles sont rassemblées dans les fiches 3 « Démarche de l'observation microscopique des filaments »

et 4 « Relations filaments et fonctionnement général de l'installation » et dans les annexes.

L'identification précise des filaments demande une maîtrise des critères de détermination, connaissance qui s'acquiert facilement par une pratique régulière. En exploitation courante, l'observation microscopique pratiquée régulièrement ne prend que quelques minutes. Un microscope performant, équipé en contraste de phase sur tous les objectifs est absolument nécessaire. Un objectif à fort grossissement (> 1 000 X) facilite grandement l'identification des filaments fins pour lesquels la segmentation cellulaire est difficilement observable.

INDICE DE BOUE

L'indice de boue est utilisé pour apprécier l'aptitude d'une boue à la décantation (cf. fiche technique 2 « Outils de suivi et de diagnostic » Indice de boue). Une dérive croissante doit alerter l'exploitant sur un développement de bactéries*filamenteuses².

IB < 100 mL.g ⁻¹ de MES	Condition idéale : les boues sédimentent facilement et sont le plus souvent bien minéralisées (MVS < 65 %)
100 < IB < 150 mL.g ⁻¹ de MES	Condition acceptable pour des installations fonctionnant dans le domaine de la faible charge – aération prolongée.
IB > 150 mL.g ⁻¹ de MES	Difficultés possibles de décantation liées au développement de bactéries* filamenteuses

Tableau 2 – Valeurs seuil de l'indice de boue

L'indice de boue est un outil indispensable pour l'exploitant. Il sert à :

- suivre l'évolution de la qualité des boues à titre préventif ou après la mise en œuvre de solutions curatives ;
- gérer la concentration de boue sur les petites stations dans la mesure où l'indice reste stable dans le temps ;
- caractériser les boues en vue de leur déshydratation. En effet, la déshydratation est généralement facilitée par des indices de boue faibles et les doses de réactifs plus faibles ;

² pour une eau résiduaire urbaine, une différence journalière de l'IB supérieure à 40 ne peut s'expliquer que par des erreurs de méthode.

- vérifier les limites hydrauliques du clarificateur.

MES DANS LE BASSIN D'AÉRATION

Les concentrations en **matières en suspension** (MES) doivent être adaptées à la charge polluante reçue afin de respecter la charge massique de fonctionnement (cf. fiche technique 2 « Outils de suivi et de diagnostic – Charge massique »).

La concentration doit systématiquement être maintenue inférieure à 4 g.L⁻¹ pour des effluents urbains .

En effet, des valeurs plus élevées peuvent occasionner :

- des situations de limite hydraulique du clarificateur et un engorgement de celui-ci ;
- des risques de sous-aération ;
- une carence nutritionnelle (charge massique faible) ;
- des dépôts ;
- des surconsommations électriques

Attention : seul le paramètre MES est fiable. Les **matières sèches** (MS) qui intègrent les sels dissous ne doivent pas être utilisées à moins d'effectuer une correction en fonction de leur concentration.



Ce chapitre est organisé en décrivant, pour chaque ouvrage, les dispositions à prendre et l'équipement à mettre en place lors de la construction d'une installation puis les dispositions relatives aux conditions d'exploitation.

D'une manière générale, tous les revêtements intérieurs des ouvrages doivent être d'une finition correcte. En effet, un génie civil dégradé ou rugueux facilite énormément l'accrochage des boues, favorisant les dépôts et la création de zones mal aérées. De plus, un équipement de secours doit être mis en place sur toutes les étapes importantes du traitement : aération, recirculation en priorité.

Pour faciliter l'exploitation de l'installation, l'observation visuelle de l'ensemble de la filière est indispensable. Il est donc déconseillé de couvrir les ouvrages du traitement biologique ou dans le cas contraire, il faut dégager une hauteur suffisante pour faciliter la circulation de l'exploitant.



Le réseau et le relèvement

LIMITER LA SEPTICITÉ DES EFFLUENTS

Les effluents réducteurs septiques (après un long temps de séjour dans le réseau) ou fer-

mentescibles (agro-alimentaires ou retours de la filière boue) génèrent souvent des concentrations non négligeables en soufre réduit (sulfures). Le soufre réduit résulte principalement de la réduction des sulfates contenus dans les eaux potables du réseau de distribution. La réduction des sulfates peut avoir lieu aussi bien dans le réseau que dans la station (**situation à proscrire**).

La septicité ou fermentation des eaux usées est fréquente sur des réseaux longs à très faible pente (< 1 ‰). Afin de limiter ce phénomène, on évitera toute stagnation de l'eau (contre-pente) en assurant des vitesses d'écoulement supérieures à 1 m.s⁻¹ dans les réseaux.

Sur les longs réseaux avec risque de septicité, des postes de traitements (ajout d'oxydants, de sels métalliques,...) pourront être envisagés dans les collecteurs afin d'éviter toute formation d'acides gras volatils* (AGV) et de composés soufrés réduits (précipitation par sels métalliques). **Les concentrations en sulfure de l'effluent d'entrée ne doivent pas dépasser 1 à 2 mg.L⁻¹. La septicité peut également être appréciée par la valeur du potentiel redox*, celui-ci devant être supérieur à -100 mV EHN, (cf. fiche technique 8 « Principaux paramètres**

analytiques - Potentiel redox »). Les bactéries* filamenteuses les plus fréquentes (*Thiothrix sp*, *Beggiatoa sp.*) utilisent le soufre réduit pour leur métabolisme : elles sont ainsi en conditions favorables pour se développer.

Par ailleurs, il faut noter que la septicité qui génère des acides gras volatils, peut avoir aussi une origine interne :

- les retours de silo de stockage des boues en excès ;
- les séjours prolongés de boue en fond d'épaississeur* (supérieurs à deux jours) ;
- les retours de flottants âgés issus du clarificateur ou du poste de dégazage ;
- les eaux issues d'ouvrages de pré-traitement sur-dimensionnés ou sous-chargés ou mal exploités (ex : extraction insuffisante des sous-produits de pré-traitements).

Différentes techniques de lutte sont envisageables au niveau du réseau :

- la précipitation : uniquement sur le soufre réduit ce qui occasionne une coloration noirâtre de l'effluents (sulfure de fer) ;
- l'oxydation (aération, oxydants chimiques) ;
- la mise sous pression du réseau afin de limiter le temps de séjour des eaux.

En exploitation, le curage régulier du réseau de collecte est le gage de son bon fonctionnement.

LIMITER L'INTRODUCTION DE SELS DANS LES RÉSEAUX

Au niveau du réseau, les variations de salinité doivent être les plus faibles possibles (par introduction d'eau de mer, du salage des routes, des industries agroalimentaires...).

À titre d'exemple, une brusque variation de salinité (passage brutal de 1 à 3 g de Cl.L⁻¹ en une journée) peut occasionner une défloculation partielle de la boue. **Au-delà de 4 g.L⁻¹ de NaCl, la nitrification peut être touchée.**

Pour des installations confrontées à un apport régulier de chlorures, une concentration stable en chlorures dans le bassin d'aération est impérative.

Le raccordement d'effluents industriels est envisageable si les chlorures présents dans le rejet de cette industrie n'induisent pas une concentration en chlorures supérieure à 500 mg.L⁻¹ en entrée de station d'épuration. Pour des valeurs plus importantes, le rejet industriel doit être étalé dans le temps par la création d'un bassin tampon aéré avec une régulation en fonction de la conductivité.

Si les effluents présentent régulièrement des concentrations en chlorures importantes, des équipements résistants à la corrosion sont nécessaires (valeur seuil maximale à l'entrée de 500 mg.L⁻¹).

On rappelle que la limite de garantie des constructeurs est une variation sur 24 h de 500 mg de chlorures par litre d'effluent brut (CCTG, fascicule 81, titre II).

LES REJETS NON DOMESTIQUES DANS LES RÉSEAUX D'ASSAINISSEMENT

S'ils ne sont pas la principale source de pollution organique dans les systèmes d'assainissement, les rejets non domestiques n'en sont pas moins une source majeure de nuisances : métaux lourds, polluants non biodégradables, toxiques ou inhibiteurs de l'activité biologique, substances dangereuses pour le personnel intervenant dans les réseaux, substances contribuant à la dégradation prématurée des ouvrages d'assainissement, etc.

D'un point de vue réglementaire, le code de la santé publique (art. 1331-10) oblige tout établissement non domestique à obtenir une « Autorisation de déversement » de ses effluents dans un réseau d'eaux usées public. Cette autorisation, délivrée par la(es) collectivité(s), maître(s) d'ouvrage du système d'assainissement définit les conditions générales du rejet. Elle est assortie de prescriptions portant notamment sur les objectifs de qualité des effluents déversés, et donc les pré-traitements à mettre en œuvre. Les conditions financières y sont aussi abordées. Ces prescriptions peuvent être éventuellement complétées par une « Convention spéciale de déversement » pour préciser des conditions particulières du rejet (conditions techniques, juridiques et financières).

Le maire, responsable de la sécurité et de la salubrité publique sur son territoire, a le pouvoir de police des réseaux. Cette police peut donc être exercée lorsque l'on identifie un dysfonctionnement lié à un déversement non domestique.

La nature des apports est évidemment très variée, et dépendante de l'activité industrielle ou artisanale connectée au réseau. L'impact d'un effluent industriel sur le fonctionnement d'une station est principalement fonction de la proportion en termes de charge polluante qu'il représente par rapport à l'effluent purement urbain. Ainsi, les stations de petites collectivités recevant des effluents industriels sont souvent beaucoup plus perturbées par ces rejets que les grandes installations où on peut espérer des taux de dilution plus importants.

D'un point de vue de la qualité de ces rejets, on distingue les rejets toxiques ou inhibiteurs capables de perturber l'activité biologique de la station, des rejets non toxiques mais qui engendrent différents types de désordres. Par exemple, et pour citer les plus fréquents :

- des rejets biodégradables (industries agro-alimentaires) provoquent pour la biomasse de la station en aval des déséquilibres nutritionnels, des à-coups de charge organique, des fermentations dans les réseaux. Le raccordement du secteur de l'agro-alimentaire doit ainsi être particulièrement surveillé ;
- le rejet de corps gras, par exemple, des charcuteries, des restaurants génèrent de faibles débits mais très concentrés (saumure/grasses). Il faut s'assurer de l'entretien régulier des bacs à grasses. En l'absence de bacs à grasses (ou de leur entretien), la police des réseaux doit être exercée pour régulariser les situations ;
- la température élevée de certains effluents agroalimentaires empêche parfois un bon captage des grasses au niveau des pré-traitements. Ces grasses se figent ensuite au niveau des bassins aval et posent tous les problèmes liés aux flottants.

Cette liste n'est pas exhaustive et la diversité des problèmes occasionnés fait que les moyens de lutte sont bien souvent étudiés au cas par cas.

RECOMMANDATIONS POUR LE POSTE DE RELÈVEMENT

Une mauvaise conception des postes de relèvement entraîne des zones de dépôts qui favorisent l'anaérobiose de la matière organique. Ainsi, les principales recommandations sont les suivantes :

- un bon emplacement de la pompe de relèvement (point bas) pour éviter toute accumulation de matière organique ;
- une pente du radier suffisante pour amener les dépôts au point de pompage (de l'ordre d'au moins 10 %) ;
- une bonne qualité du génie civil (absence de rugosité) ;
- la présence d'une pompe de secours.

Ce poste sera équipé de plusieurs pompes pour s'adapter aux variations de débit et limiter ainsi les à-coups hydrauliques sur les ouvrages en aval et plus particulièrement sur le clarificateur.

Le temps de séjour de l'eau dans l'ouvrage doit être faible, ce qui implique un réglage optimisé du fonctionnement des pompes (compromis entre le nombre de démarrages horaires des pompes et le temps de séjour de l'eau).

En exploitation, le curage régulier des postes est nécessaire pour leur bon fonctionnement (limiter l' H_2S et l'accumulation des grasses et des dépôts). La détection de l' H_2S dans l'air constitue un indicateur intéressant pour la gestion de cet ouvrage. Sa présence nécessitera la mise en place d'un traitement des sulfures et les précautions d'usage pour le personnel d'intervention sur ce poste.

Bassin d'orage et bassin tampon

Ce type de bassin a pour rôle de lisser les pointes de débit et/ou de charge. Il doit donc être exploité à niveau variable et non à niveau constant.

La conception du **bassin d'orage** doit permettre une restitution rapide (inférieure à 24 heures) et totale des eaux stockées vers la filière de

traitement. Ces bassins doivent être agités et pouvoir être entièrement vidés (pente de fond). La mise en place d'un dispositif de nettoyage automatique est fortement recommandée.

Les dépôts piégés dans l'ouvrage seront préférentiellement envoyés sur des installations de traitement des matières de curage. Dans le cas où ces dépôts représentent de faibles quantités, ils pourront être dépotés en tête de station pour y être dessablés. Le poste des pré-traitements nécessitera alors un suivi et un entretien accrus.

Les **bassins tampon** sont souvent mis en place sur des installations industrielles où les effluents peuvent nécessiter un rééquilibrage du pH (objectif 7 – 7.5) et une correction de l'équilibre nutritionnel (azote et phosphore). Pour des effluents domestiques, les procédés de traitement équipés de membranes (et les SBR) doivent être impérativement précédés de bassins tampon (pour une bonne régulation du flux hydraulique).

Lors de la conception, des équipements de brassage, voire d'aération dans le cas d'un stockage supérieur à 24 h pour des effluents facilement fermentescibles (de type industriel en particulier), seront installés. Ces bassins doivent également pouvoir être vidangés complètement et comporter une fosse de pompage.

Fosse de réception de matières externes

En général, l'introduction mal maîtrisée sur la station des matières externes (graisses et AGV après hydrolyse ou fermentation, tensio-actifs ou détergents) est un élément favorable au foisonnement. On distingue deux mécanismes :

- la formation de flottants liée à la faible densité des produits qui deviennent un milieu propice à la croissance de bactéries* hydrophobes responsables du moussage ;
- la formation d'AGV, substrats préférentiels pour certaines bactéries* filamenteuses. Lorsque les AGV sont introduits directement dans le bassin d'aération (hors zone anaérobie pour la déphosphatation biologique), ils sont

générateurs de bactéries* filamenteuses. Les apports externes admis sur une station sont de plusieurs types.

➤ Les matières de vidange se caractérisent par de très fortes concentrations en pollution carbonée et azotée qui sont de plus extrêmement variables de par leurs origines diverses et présentent des teneurs en sulfure importantes : des concentrations de 30 mg.L⁻¹ d'H₂S sont couramment observées. Leur caractère septique contribue avec les retours en tête de surnageants d'épaississeurs, à favoriser le développement de bactéries* filamenteuses (cf. chap. 2 «Recommandations pour la conception et l'exploitation – Limiter la septicité des effluents »).

➤ L'admission des matières du curage de réseau contenant des sables qui véhiculent une importante quantité de paquets de graisses pose des problèmes d'ordre mécanique au niveau des pré-traitements. On constate des bouchages récurrents des pompes ou des bédoués. Seul le recours aux hydrocyclones ou aux classificateurs permet de s'affranchir de ces problèmes. Quand les matières sont lavées sur la station, elles apportent une charge organique supplémentaire.

➤ Parmi les opérations centralisées sur stations d'épuration, la déshydratation par unités mobiles des boues liquides stockées (plusieurs semaines) sur la station génère des retours en tête très souvent chargés en ammoniacque et en sulfures (cf. chap. 2 «Recommandations pour la conception et l'exploitation – La filière boue »).

CAS DU TRAITEMENT BIOLOGIQUE AÉROBIE DES GRAISSES

Certaines stations d'épuration sont équipées d'un réacteur biologique spécifique pour le traitement des graisses³ issues du raclage de la surface des dégraisseurs ou d'apports extérieurs.

Le principe du traitement est la transformation du déchet graisseux en biomasse et CO₂, ce qui nécessite pour un traitement optimum – ou une activité biologique correcte – le respect des bases de dimensionnement du système, **un**

³ Document technique Fndae n° 24

apport suffisant en oxygène et en nutriments (N-NH₄⁺ et P-PO₄³⁻) en raison d'un déséquilibre marqué du produit à traiter.

Les principaux problèmes rencontrés sur ce type de réacteurs sont :

- la difficulté de maintenir les charges massique et volumique en raison des variations importantes de concentration du déchet gras-seux à traiter. Les variations des flux journaliers apportés, notamment lorsque le réacteur reçoit des produits de l'extérieur ou lors d'une mauvaise maîtrise de la dilution des déchets ;
- l'acidification du milieu due à l'hydrolyse des triglycérides avec libération d'acide gras associés. Cette acidification est significative lorsque les capacités nominales sont dépassées ou lorsque l'activité biologique est bloquée. Cela occasionne des problèmes de fonctionnement du système d'aération, des sondes de mesure, et dégrade le génie civil ;
- le moussage : son importance est toujours signe d'un dysfonctionnement du réacteur avec, en particulier, une charge massique appliquée trop élevée ;
- les problèmes mécaniques dus à la présence importante de filasses dans le déchet gras-seux. Ce point peut être atténué par l'installation de broyeurs très efficaces (dilacérateurs) afin d'éviter les problèmes de colmatage des pompes et autres anomalies sur les capteurs (poire de niveau, sonde de mesure...).

Les pré-traitements

Le bon fonctionnement des ouvrages constituant les pré-traitements est important quelle que soit la taille de la station. Leur défaillance a une incidence négative sur le rendement épuratoire global. Même si ces équipements ont des rendements modestes en terme d'abattement de pollution, ils ont une fonction majeure de protection des équipements situés en aval. En règle générale, les principales recommandations sont la limitation des temps de séjour de l'eau dans les ouvrages et l'extraction rapide des refus de traitement.

DÉGRILLEUR

Son rôle est une protection mécanique des pompes et permet de limiter aussi la présence de dépôts et filasses dans les ouvrages à l'aval. Il est nécessaire de concevoir un dispositif de récupération des refus efficace et facile d'exploitation afin d'éviter son *bypass* (ex : canaux restant à sec en l'absence de passage d'effluents). Cet ouvrage doit être régulièrement nettoyé et maintenu en bonnes conditions de fonctionnement en particulier en période hivernale où le gel est souvent à l'origine de son *bypass**.

Pour les petites stations d'épuration équipées de diffuseurs fines bulles, tout *bypass* du dégrilleur est à proscrire en raison du colmatage rapide des diffuseurs par les filasses (cette remarque milite pour l'installation systématique de deux dégrilleurs parallèles).

DÉGRAISSEUR

Sa fonction consiste à faire remonter les matières grasses en surface de manière à permettre leur récupération et leur élimination. Pour cela, une attention particulière devra être portée à l'obtention d'une zone calme permettant de concentrer les graisses flottantes dans une zone périphérique où leur reprise sera efficace. Ceci est obtenu pour les dégraisseurs aérés en adaptant la puissance d'aération aux dimensions de l'ouvrage (maximum de 50 W.m³). Il convient également d'éviter des temps de séjour de l'eau importants (engendrant des fermentations) en adaptant le dimensionnement de l'ouvrage à la montée en charge de la station. Ainsi, sur des installations à plusieurs files, le nombre d'ouvrages alimentés est à adapter au débit à traiter.

En terme d'exploitation, l'évacuation régulière des flottants est à réaliser. La présence de mauvaises odeurs et/ou d'un effluent de couleur grisâtre en sortie des pré-traitements sont indicateurs de dysfonctionnements de ce poste.

À noter qu'une température élevée de l'effluent peut limiter l'efficacité du dégraisseur dans le captage des graisses colloïdales qui à ces températures sont plus facilement miscibles à l'eau. Ces graisses peuvent alors se figer sur les bas-

sins en aval où l'échange thermique diminue la température de la liqueur mixte. Ces conditions se rencontrent principalement sur les effluents de l'industrie agro-alimentaire (préparation de plat cuisinés entre autres) qui génèrent des quantités de graisses importantes.

DESSABLEUR

Les équipements en place doivent permettre une évacuation quotidienne des dépôts. Le système d'évacuation doit être le plus simple et le plus robuste possible (avec de préférence une évacuation par *air lift*). Des vitesses ascensionnelles comprises entre 10 et 20 m.h⁻¹ sont souhaitables. **De très faibles vitesses occasionnent des dépôts organiques difficilement gérables (rôle de décanteur primaire).**

LES PRÉ-TRAITEMENTS COMPACTS

Ces dispositifs combinent dégrillage/dégrossage et ont fait l'objet d'une étude complète⁴. On pourra toutefois retenir qu'ils nécessitent une maintenance accrue par rapport aux dispositifs classiques.

Le traitement primaire

La présence d'un décanteur primaire est un facteur favorable au développement filamenteux pour deux raisons principales :

- le faible lestage du floc par diminution de la fraction particulaire ;
- l'état de carence nutritionnelle (carbone) aggravée pour les bactéries* du floc du bassin d'aération.

Une proportion élevée (supérieure à 50 %) de DCO soluble de l'effluent d'entrée engendre un floc léger, peu lesté. De plus, cette fraction peut être constituée de composés facilement assimilables, éléments favorables à certaines bactéries* filamenteuses (*Sphaerotilus natans*, type 1701). De manière générale, la fraction soluble de la DCO représente 30 % de la DCO totale.

Les matières en suspension ont un effet doublement positif sur la décantabilité* de la boue,

⁴ Document technique Fndae n° 28

elles favorisent :

- la structure, la cohésion et le lestage du floc ;
- une meilleure accessibilité et une augmentation de la disponibilité en substrat pour les bactéries* du floc.

Un rapport MES entrée/DBO₅ de l'ordre de 1 est normal.

De faibles concentrations en MES, (inf à 100 mg.L⁻¹ ou rapport MES/DBO₅ inférieur ou égal à 0,4) correspondent en général à des stations équipées de décanteur primaire ou recevant des effluents industriels chargés en matière organique soluble.

Toutefois, dans le cas où un décanteur primaire est retenu, la possibilité d'un by-pass partiel et modulable doit être prévue (lestage du floc). Le sur-dimensionnement de l'ouvrage est à éviter afin de limiter le temps de séjour de l'eau (maximum de deux heures).

Une extraction régulière des boues est nécessaire afin de maintenir un faible volume de boue en fond du décanteur. **Le maintien d'une concentration en boue inférieure à 15 g.L⁻¹ permet de limiter le temps de séjour de la boue.**

Le décanteur primaire ayant souvent vocation à être une étape de finition des pré-traitements, les flottants devront être évacués régulièrement vers la filière boue et non retournés en tête de station.

En cas de sous-charge de l'installation et dans la mesure du possible, il est fortement souhaitable de by-passer cet ouvrage. Dans ce cas, il est important de veiller au bon fonctionnement des étapes du pré-traitement et de maîtriser l'aération dans le bassin d'aération.

Le traitement secondaire

Le traitement secondaire a comme objectif l'élimination de la matière organique par voie biologique. Celle-ci est réalisée dans le bassin d'aération et dans les bassins annexes (bassin d'anoxie, d'anaérobie, ...). La présence de ces derniers dépend du type de traitement recherché (C, N, P) (cf. figure 18, ci-dessous).

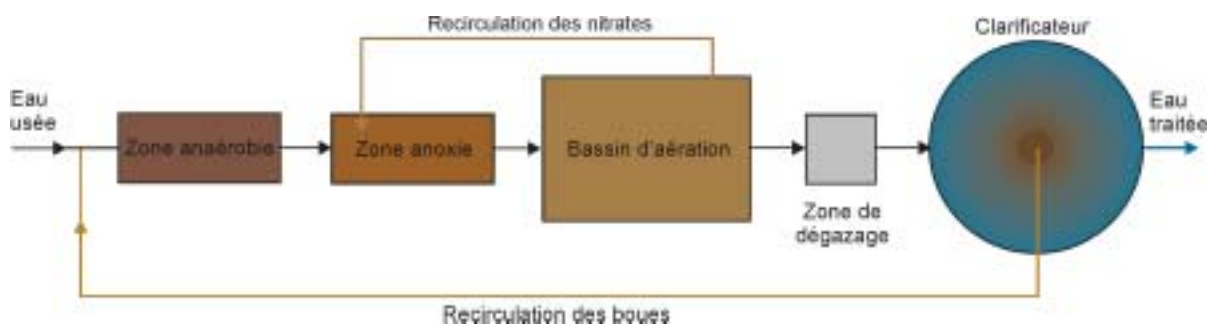


Figure 18 – Schéma d'une filière de traitement du carbone et de l'azote

ZONE DE CONTACT

Cet ouvrage permet la création à l'amont du bassin d'aération d'une zone à forte charge qui favorise le développement des bactéries* du floc au détriment des bactéries* filamenteuses (cf. figure 19).

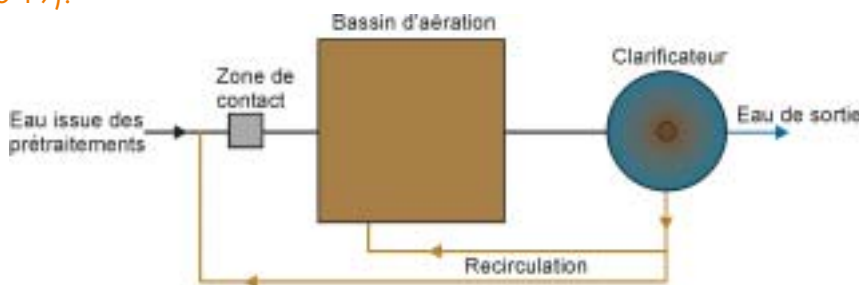


Figure 19 – Schéma de principe de la zone de contact

La zone de contact est une technique dite « douce » dans la mesure où elle agit sur le métabolisme bactérien. L'efficacité ne peut être estimée que sur des temps relativement longs, de l'ordre de deux à trois fois l'âge de la boue. La notion de sélecteur est utilisée parfois à l'étranger et regroupe les systèmes à plusieurs petits bassins en série.

Elle doit être systématiquement installée sur des installations fonctionnant dans le domaine de l'aération prolongée. Ses coûts d'investissement et de fonctionnement sont faibles.

Son dimensionnement est abordé dans la fiche technique n° 5 (« Techniques de lutte – La zone de contact»). Les principales recommandations lors de sa construction sont les suivantes :

- un mélange rapide entre la boue recirculée et l'effluent (agitateur) ;
- les puissances spécifiques d'agitation devront être suffisantes pour éviter tout dépôt dans l'ouvrage ;

- le taux de recirculation de la boue devra être modulable (vanne).

Dans le cas d'une alimentation syncopée, les arrivées boues/effluents doivent être synchronisées. Un suivi des paramètres de fonctionnement (charge appliquée au niveau du floc, temps de contact) permet un ajustement périodique du taux de recirculation. En cas de présence fréquente de flottants, ils doivent être régulièrement évacués.

Cette technique est particulièrement recommandée pour les faibles charges massiques. Son domaine d'application est rappelé ci-après.

Origine supposée du foisonnement	Type de station	Facteurs aggravants ou déclenchants	Dominance du filament
Carence en substrat carboné (DBO ₅ au niveau du floc)	Faible charge massique Aération prolongée	Déficit en oxygène Dilution des effluents Décanteur primaire	Type 0041, 0092, 0581, 0675 <i>Microthrix parvicella</i> Type 0961

Tableau 3 – Domaine d'application d'une zone de contact

BASSIN D'ANAÉROBIOSE

Ce type de bassin est nécessaire pour la déphosphatation biologique des eaux usées. En conditions anaérobies, l'hydrolyse des substrats carbonés produit des acides gras volatils* (AGV), substrats privilégiés des bactéries déphosphatantes. Ils doivent être totalement consommés dans cet ouvrage afin de ne pas favoriser le développement de bactéries filamenteuses dans le bassin d'aération.

Un brassage efficace et homogène sans introduction d'air doit être assuré pour éviter toute zone de dépôt (forme du bassin adapté). Le dimensionnement prévoira un temps de passage moyen (eau/boue en temps sec) de l'ordre de deux heures (calcul sur le débit moyen journalier⁵, en intégrant la recirculation, soit un volume d'ouvrage correspondant à 4 fois le volume moyen horaire de temps sec). De même, pour un fonctionnement correct on veillera à l'absence totale dans l'ouvrage d'oxygène dissous ou fixé (NO₃⁻). Une communication par sur-verse avec le bassin suivant est préférable afin de ne pas accumuler de flottants en surface. Lorsque ça n'a pas été prévu en exploitation, il convient d'assurer l'élimination régulière des flottants qui s'accumulent sur cet ouvrage.

BASSIN D'ANOXIE

Il permet la dénitrification* (transformation des nitrates en azote gazeux) des nitrates formés dans le bassin d'aération et renvoyés par une recirculation interne.

Le temps de passage moyen des eaux doit être compris entre une et deux heures (calcul sur le débit moyen journalier⁵, en intégrant la circulation des nitrates, depuis le bassin d'aération).

Pour un fonctionnement correct, le bassin d'anoxie ne doit pas contenir d'oxygène dissous.

BASSIN D'AÉRATION

Les éléments majeurs à maîtriser au niveau de ce bassin sont : les conditions d'aération et de brassage, le mode d'admission et de circulation de l'eau usée dans l'ouvrage et la bonne gestion de la concentration en boues dans l'ouvrage (cf. fiche technique 2 «Outils de suivi et de diagnostic – Charge massique»).

AÉRATION ET BRASSAGE

Un des principaux facteurs déclenchant ou aggravant un dysfonctionnement biologique est la sous-aération au niveau du réseau de collecte ou dans la filière de traitement elle-même.

Il est important de s'assurer qu'un bon dimensionnement du poste aération a été prévu (compresseur, répartition des aérateurs,...) et que les puissances de brassage sont suffisantes pour éviter les dépôts et zones mortes dans le bassin. **De plus, des équipements de secours doivent pouvoir être immédiatement opérationnels pour faire face à tout arrêt accidentel. Lors des phases d'arrêt volontaire de l'aérateur, le brassage des boues doit être maintenu.** Toute sous-aération ou arrêt prolongé (supérieur à 2 heures) de l'aération entraîne un risque important de foisonnement pour une station fonctionnant à sa charge nominale.

Au niveau des équipements de base, le nombre d'appareils de mesure de l'oxygène dissous doit être adapté au type d'écoulement dans le bassin. Dans le cas de configurations

⁵ Temps de passage = débit entrée + Somme débit de recirculation / Volume de l'ouvrage

où des consommations d'oxygène seront différentes en plusieurs points du bassin d'aération (cas typiques des flux pistons*), des oxymètres représentatifs de chaque zone devront être mis en place. Ils doivent être immergés d'au moins 50 cm, leur extrémité étant de préférence inclinée afin de ne pas retenir des bulles d'air au contact de la sonde. L'état des sondes doit être vérifié à un rythme hebdomadaire. Les conditions d'aération peuvent être optimisées notamment pendant les heures de pointe EDF à tarif élevé en hiver et en fonction des variations de la charge à traiter tout en évitant une sous-aération du système.

Il faut aussi noter que la seule indication du temps de fonctionnement d'un aérateur (et plus particulièrement un aérateur fines bulles) n'est pas suffisante pour rendre compte de l'état d'oxygénation d'une boue.

Le suivi des conditions d'aération (enregistrement des concentrations en oxygène dissous) peut également être réalisé en suivant l'évolution du potentiel redox (cf. fiche technique 8 « Principaux paramètres analytiques – Potentiel redox »).

AUTRES RECOMMANDATIONS SUR L'AÉRATION

Pour les systèmes d'aération par insufflation d'air, les débits d'air devront être proportionnels au volume de la zone à aérer.

De plus, les apports d'air non homogènes sont souvent occasionnés par des ouvertures déséquilibrées de vannes et/ou par des longueurs de canalisations différentes occasionnant des pertes de charge. L'implantation des diffuseurs devra être la plus proche du radier afin d'éviter la présence de zones mortes et la formation de dépôts non remis en suspension.

Pour les systèmes d'aération de surface, les jupes autour des aérateurs doivent permettre la réintroduction des flottants* et des mouses dans les boues (sans perturber l'hydraulique de la gerbe). Dans certains cas, leur raccourcissement (ménager un espace de 10 à 15 cm entre le bas de la jupe et le plan d'eau) doit être envisagé et des protections seront alors prises pour éviter les nuisances dues aux aérosols et au bruit (installation de

parois à l'extérieur du bassin).

Lorsque le traitement de l'azote est recherché, sur des installations fonctionnant à leur charge nominale et en l'absence de zone d'anoxie, des durées d'aération journalière maximales (ou pour une charge nominale) de l'ordre de 14 heures sont à retenir. Les durées d'arrêt ne devront pas, elles, excéder deux heures consécutives. En règle générale, **des concentrations de nitrates en sortie de bassin d'aération inférieures à 5 mg N-NO₃ .L⁻¹ (en été et quelle que soit la charge appliquée)** devront être retenues afin d'éviter toute dénitrification « sauvage » dans le clarificateur. En présence d'une zone d'anoxie, les durées d'aération journalières peuvent être augmentées et atteindre une durée totale de dix sept heures.

Les systèmes d'aération assurent également la fonction de brassage et d'homogénéisation du réacteur. Des temps de marche des aérateurs suffisants doivent être aménagés pour assurer une homogénéisation de la totalité des boues. Le temps minimum pour le brassage dépend de la puissance des équipements d'aération mais peut, pour les cas les plus fréquents, globalement être précisé comme suit (cf. Fndae n° 26) : à noter que le temps minimum de fonctionnement de l'aération avant prélèvement des boues est de l'ordre de 15 à 20 minutes (cf. fiche technique 2).

Des valeurs différentes et plus élevées peuvent être retenues sur des installations présentant des concentrations en boue plus importantes, sur des ouvrages très profonds ou sur des configurations complexes. Une sur-aération peut entraîner un dégazage dans le clarificateur et favoriser la formation de flottants (mauvaise conception ou absence de zone de dégazage).

Équipement	Puissance (en w.m ³)
Turbine	33 - 35 <i>puissance unitaire absorbée à la profondeur de bassin</i>
Brosse sans agitation	25 - 35
insufflation d'air	12 - 15
Agitation grande pale	1 - 2
Agitation petite pale	4 - 5

Tableau 4 – Puissance spécifique à retenir pour assurer le brassage

ÉCOULEMENT

Le développement de bactéries sous forme floculée est favorisé par la création d'un gradient de charge au sein du bassin d'aération.

Ce gradient peut être créé par la mise en place d'une zone de contact en tête du bassin, d'un bassin d'anaérobie (jouant le rôle de sélecteur) ou par une configuration qui favorisera un mélange de type « flux piston ». *A contrario*, les modes d'écoulement de type « mélange intégral* » favorisent le foisonnement en raison d'une dilution immédiate du substrat dans le bassin d'aération (état de carence nutritionnelle). Dans le cas de stations d'épuration de forte capacité, la mise en place d'un système compartimenté peut être envisagée (figure 20).

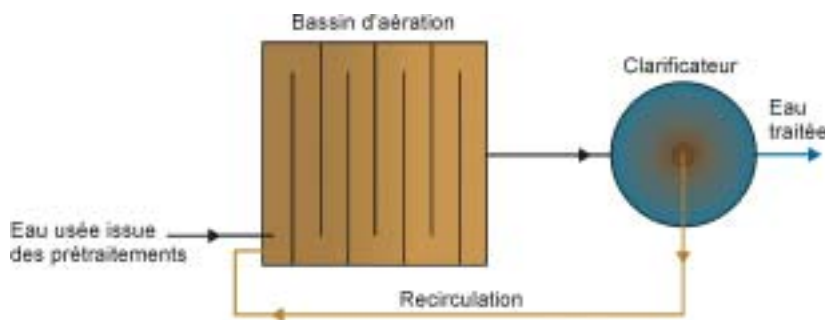


Figure 20 – Schéma de principe d'un bassin compartimenté (flux piston)

Dans le cas d'une succession de plusieurs réacteurs biologiques, la circulation par sur-verse devra être facilitée afin d'éviter la stagnation des flottants. Dans le même but, l'absence de cloison siphonoïde en sortie du bassin d'aération est à recommander **seulement si le dégraisseur est équipé d'une sur-verse des flottants**. La hauteur de la chute ne devra pas dépasser 0,5 m, dans le cas contraire, une zone de dégazage devra être installée.

TEMPÉRATURE

La température de la boue ou de l'effluent est un facteur sensible qui a des répercussions diverses sur le traitement et génère des dysfonctionnements variés.

- Une température dans le bassin d'aération supérieure à 35 °C interdit très souvent le passage d'une faune de protozoaires de petits flagellés et petits ciliés au stade trophique supérieur (grands ciliés et ciliés péritriches). Il s'en suit une mauvaise floculation de la boue et un floc qui reste au stade de grains unitaires d'une vingtaine de microns.
- Une température élevée dans le bassin d'aération (25 à 30 °C) augmente sensiblement le taux de multiplication des microorganismes.

On constate alors la mise en place d'une flore nitrifiante sur des installations dont la charge massique de fonctionnement nominal interdit théoriquement ce développement. Il s'en suit invariablement une dénitrification au niveau du décanteur secondaire, le niveau de charge ne permettant pas un syncopage suffisant de l'aération.

CHARGE MASSIQUE

La charge massique (Cm) paramètre clé du traitement détermine l'âge de la biomasse (ou âge de boue en jours).

La charge massique* correspond à la charge organique reçue par jour, rapportée à la masse de MVS présente dans le bassin.

$$C_m = \text{kg de DBO}_5 / \text{kg de MVS}$$

$$\hat{\text{Age de la boue}} = 1 / (C_m \times P_{SB})$$

P_{SB} = Production spécifique de boue (en kg de MVS.kg⁻¹ de DBO₅)

L'âge de boue s'exprime en jours et il est inversement proportionnel à la charge massique. Il se définit, par ailleurs, ainsi :

$$\hat{\text{Age de la boue}} = \text{Quantité totale de boue dans le système} / \text{Quantité de boue produite} / \text{jour.}$$

À noter qu'en l'absence des valeurs de MVS, on retiendra en première approche, pour des effluents urbains en aération prolongée et sans décanteur primaire que :

$MVS^* = 0,7 \times MES$ pour des indices de boue normaux et :

$MVS = 0,8 \times MES$ pour des indices de boue supérieurs à 200 mL.g^{-1} .

En l'absence de valeurs de DBO_5 , on prendra pour des effluents urbains, un rapport DCO/ DBO_5 de 2,4.

La stabilité de la charge massique dans le temps passe par une bonne gestion de la masse de boue dans le système (extractions régulières). C'est un facteur essentiel pour une bonne décantabilité de la boue (MES de 2 à 4 g.L^{-1} et C_m de 0,07 à $0,15 \text{ DBO}_5.\text{kg MVS}^{-1}.\text{j}^{-1}$ – domaine de la faible charge –). (cf. fiche technique 2 «Outils de suivi et de diagnostic»).

Dans le cas d'une situation de sous-charge prononcée, le maintien d'une charge massique adaptée passera par un abaissement de la concentration en boue, avec une concentration minimale de $1,5$ à 2 g.L^{-1} de MES^* .

En cas de surcharge organique, la concentration maximale en boue pour maintenir la charge massique idéale, dépendra de la capacité hydraulique du clarificateur et de sa conception.

Le fonctionnement à très faible charge massique (inférieure à $0,07 \text{ kg DBO}_5.\text{kg MVS}^{-1}.\text{j}^{-1}$) n'améliore pas les performances d'épuration du système. Au contraire, pour une concentration inférieure à 4 g.L^{-1} de MES, une légère défloculation peut intervenir et pénaliser le rejet. (cf. fiche technique 2 «Outils de suivi et de diagnostic»). Selon la charge massique retenue, on observe les relations suivantes :

Domaine de charge massique	Forte charge ($> 0,15 \text{ DBO}_5.\text{kg MVS}^{-1}.\text{j}^{-1}$)		Faible charge/aération prolongée de $0,15$ à $0,07 \text{ DBO}_5.\text{kg MVS}^{-1}.\text{j}^{-1}$		Aération prolongée sous-chargée ou non alimentée $< 0,07 \text{ DBO}_5.\text{kg MVS}^{-1}.\text{j}^{-1}$
Âge de la culture	jeune		→		élevé
Taille des grains de floc	$10 \mu\text{m}$ à $20 \mu\text{m}$ ▼	$20 \mu\text{m}$ à $50 \mu\text{m}$ ▼	$50 \mu\text{m}$ à $100 \mu\text{m}$ ▼	10 à $20 \mu\text{m}$ ▼	
Caractéristiques	Floc petit et dispersé	Floc moyen et relativement serré	Floc gros et lâche	Floc petit et dispersé	
Taux de MVS	Élevé (80 %) boue très organique		→		Faible (65 – 70 %) boue minérale
Couleur	Claire		Marron	Marron foncé	
Conséquence sur le traitement	Perte de MES ou « fines »		Bon traitement	Possibilité de perte de fines ($MES \approx 20 \text{ mg.L}^{-1}$) Amorce de défloculation	

Tableau 5 – Principales relations entre la qualité de la boue et le domaine de charge d'une boue activée

DÉGAZEUR

La présence d'un dégazeur à l'amont du clarificateur est fortement conseillée et s'avère indispensable dès que le dénivelé entre le bassin d'aération et le clarificateur est supérieur à 0,5 m ou dans le cas de bassin d'aération profond (supérieur à 7 m).

Un ouvrage de dégazage inefficace ou inexistant provoque la remontée de flottants, au niveau du *clifford** et sur le clarificateur, due à la présence dans le floc de micro-bulles de gaz. Ces micro bulles s'expliquent par :

- un excès d'oxygène dû à une sur-aération et/ou à un dénivelé important entre le bassin d'aération et le clarificateur ;
- un excès d'azote gazeux dû à la profondeur du bassin d'aération⁶ ;
- une dénitrification partielle dans le clarificateur.

Ce dégazeur doit être équipé d'un trop-plein large et d'une fosse de collecte des flottants qui devront rejoindre obligatoirement le système d'évacuation des boues en excès. Il devra être systématiquement équipé d'un système d'élimination des flottants par raclage ou sur-verse manuelle (cf. figure 21).



Figure 21 – Système de raclage d'un dégazeur

CLARIFICATEUR ET RECIRCULATION

Un clarificateur doit être en mesure d'assurer simultanément trois fonctions complémentaires⁷ :

- retenir un maximum de particules en suspension (clarification) ;

- concentrer les boues avant leur réintroduction dans le bassin d'aération pour minimiser le dimensionnement des pompes (recirculation et extraction) ;

- stocker provisoirement des boues en cas de surcharge hydraulique temporaire (protection hydraulique).

Satisfaire ces objectifs exige une profondeur optimale de l'ouvrage. Pour les décanteurs cylindriques ou cylindro-coniques, la hauteur de l'eau par rapport au bord supérieur du clarificateur doit être selon les cas :

- supérieure à 2 m, en réseau séparatif (pointes de débit courtes) ;
- de 2,5 m à 3 m, en réseau unitaire (débit de pointe susceptible d'être atteint plusieurs heures d'affilée).

Pour les décanteurs à flux horizontal parallélépipédiques ou cylindriques de grand diamètre (30 à 40 m), les profondeurs correspondantes devraient être comprises entre 3 et 4 m pour faciliter la répartition de la boue.

La plupart des ouvrages de décantation sont actuellement dimensionnés sur la base d'une vitesse ascensionnelle de 0,6 (aération prolongée) à 0,8 m.h⁻¹ (pour les stations à faible charge massique) et de 1,5 m.h⁻¹ pour les stations fonctionnant à des charges plus élevées (> 0,5 kg de DBO₅.kg MVS⁻¹.j⁻¹). Force est de constater que les sécurités prises pour le dimensionnement des clarificateurs ne sont pas toujours suffisantes.

HYDRAULIQUE DU CLARIFICATEUR

La vérification par le calcul de la vitesse ascensionnelle limite permet de prévenir des pertes de boue (cf. fiche 2 « Outils de suivi et de diagnostic », p. 74). Cette vitesse limite acceptable en fonction de l'indice de boue peut être déterminée en se rapportant à la courbe de la fiche 2.

En cas de perte de boue :

- Si la vitesse ascensionnelle de fonctionnement est supérieure à la vitesse limite, la capacité hydraulique de l'ouvrage est dépassée. Les

⁶ Le taux d'azote dissous dans l'eau est fonction de la pression et donc proportionnel à la profondeur. Pour des fortes profondeurs (> 7 m), on observe une sursaturation. Lors de son passage à la pression atmosphérique le dégazage génère des bulles d'azote gazeux (flottation partielle des boues).

⁷ La clarification : approche dimensionnelle basée sur le couple aération-clarification. Fondements et évolutions. Canler J-P., Perret J-M. 83^e Congrès de l'ASTEE, Aix-les-Bains, 24 au 28 mai 2004.

solutions passent préférentiellement par une diminution temporaire de la charge hydraulique, la baisse du taux de boue ou une amélioration de l'indice de boue (action curative);

➤ Si la vitesse ascensionnelle de fonctionnement est inférieure à la vitesse limite, les pertes de boue sont principalement dues à des problèmes de conception d'ouvrage (racleur, clifford,...) ou à des remontées de boue (dénitrification, boue fermentée, boue légère,...).

En l'absence de racleur de fond, les pentes au radier doivent être supérieures à 50°.

Des vitesses de passage au niveau du clifford supérieures à 2,5 cm.s⁻¹ engendrent d'importantes turbulences dans le clarificateur pouvant entraîner des remontées de boue. Cette vitesse est calculée à partir de l'ensemble des débits entrant sur le clifford (débit d'entrée station plus débit de recirculation). La surface prise en compte dans le calcul est la zone de passage entre le fût central et la jupe du clifford (surface de l'anneau).

L'immersion de la jupe doit être comprise entre le tiers inférieur et la moitié de la hauteur de l'ouvrage. De plus, une hauteur hors eau suffisante doit être prévue pour limiter le débordement des flottants.

Les lames siphonides protègent le milieu naturel du départ de flottants de l'ouvrage. Elles favorisent donc la stagnation de ceux-ci en surface. Ces flottants sont souvent difficilement repris et éliminés par les dispositifs existants (racleur de surface par exemple). En s'accumulant, ils peuvent être le point de départ d'un développement de bactéries filamenteuses, notamment lorsqu'ils retournent en tête de station (réensemencement). Il est donc important qu'ils soient évacués régulièrement et dirigés vers la filière boues en vue de leur élimination, et non renvoyés en tête de station.

Les goulottes de récupération des eaux de sortie doivent être extérieures à l'ouvrage afin d'éviter la création d'une zone propice à la stagnation de dépôts (sous goulotte).

Il est important de s'assurer de l'absence de flottants à la surface du canal de comptage pour réaliser une mesure de débit correcte (ultrasons).

Le poste de recirculation est nécessaire au bon fonctionnement des installations en permettant, entre autres, le maintien d'une concentration en boue stable dans le bassin d'aération. Il doit être équipé d'un secours et d'une éventuelle canalisation facilitant l'apport de chlore (au niveau de l'aspiration des pompes) dans le cas d'un traitement chimique (à titre préventif exceptionnellement) pour lutter contre les bactéries filamenteuses.

N-NO₃⁻ DE L'EFFLUENT DE SORTIE

Pour des températures dans le bassin d'aération supérieures à 18°C, il ne faut pas dépasser 5 mg.L⁻¹ en N-NO₃⁻ en sortie de station.

Des concentrations supérieures entraînent la formation de flottants par dénitrification (Pour des informations précises sur les conditions de nitrification/dénitrification en station, se reporter au document technique FNDAE n° 25).

Pour les installations fonctionnant avec des teneurs en nitrates comprises entre 5 et 10 mg.L⁻¹ dans l'effluent de sortie, il est impératif d'augmenter les taux de recirculation du clarificateur afin de limiter le temps de séjour de la boue dans l'ouvrage. Ces dispositions permettent en général d'éviter la dénitrification sauvage dans le clarificateur.

Les taux de recirculation (Tr) préconisés sont de l'ordre de 150 % des débits de pointe de temps sec et de 100 % des débits de temps de pluie. Ces valeurs guide sont un bon compromis entre le temps de séjour de la boue, son facteur d'épaississement et le risque d'expansion du lit de boue.

À l'équilibre hydraulique du système, la relation suivante est obtenue

$$F_{ep} = 1 + (1/Tr)$$

avec F_{ep}, facteur d'épaississement (F_{ep} = concentration de la boue recirculée/concentration de la boue du bassin d'aération) et Tr, taux de recirculation

À 150 % de recirculation	Tr = 1.5	F ép. = 1.66
À 100 % de recirculation	Tr = 1	F ép. = 2

Tableau 8 – Relation taux de recirculation et facteur d'épaississement

	Caractère fermentescible des boues	Risque de dénitrification sauvage, fonction du carbone disponible
Aération prolongée	< à 60 min	Inf à 45 min

Tableau 9 – Temps de séjour des boues dans le clarificateur

Les temps de séjour de la boue en fond d'ouvrage doivent être limités par une bonne efficacité de l'ensemble des suceurs ou par une vérification des conditions de raclage (absence de zone morte entre le racleur et le fond de l'ouvrage). La vitesse du pont racleur doit être suffisante et doit être modifiée en fonction du caractère fermentescible des boues ou des risques de dénitrification sauvage dans l'ouvrage. **En outre, au-delà d'un diamètre de 25 m, il est préférable que la reprise des boues soit assurée par succion.**

LA FILIÈRE BOUE

D'une façon générale, les équipements de la filière boue doivent être dimensionnés pour pouvoir traiter la totalité de la production de boue de la station sans provoquer d'accumulation anormale et prolongée de boue dans le décanteur primaire, le bassin d'aération, le clarificateur ou l'épaississeur⁸. La pérennité de la destination finale des boues est indispensable au bon fonctionnement de la station d'épuration. Plusieurs scénarios d'évacuation doivent être disponibles afin que cette étape ne soit jamais limitante, entraînant alors des modifications des paramètres de fonctionnement.

Les fonctions d'épaississement et de stockage au sein de la filière doivent être bien dissociées. Rappelons que les temps de séjour des boues mais aussi de l'eau dans l'épaississeur doivent être inférieurs à 48 h. Des temps de séjour de la boue supérieurs à deux jours entraînent rapidement une évolution du milieu vers l'anaérobiose engendrant des composés favorables au développement de bactéries filamenteuses (AGV, sulfures, ...).

La filière la plus adaptée est un traitement en deux étapes, avec la mise en place d'une première étape d'épaississement soit par épaisseur statique (temps de séjour inférieur à 1 jour) soit par un dispositif d'égouttage automatique.

Dans ces conditions, les eaux issues de cet épaisseur peuvent être réintroduites dans la filière de traitement des eaux.

La seconde étape consistera à stocker les boues dans un silo sans aucun retour direct vers la filière eau en raison d'un risque de septicités importante. Dans le cas contraire, un traitement spécifique des eaux de retour, devra être envisagé qui aura pour but d'améliorer le potentiel d'oxydo-réduction des surnageants et d'éliminer les sulfures soit par précipitation (sous forme de sulfure de fer) soit par stripping (aération, cascade). Sur de nombreuses petites installations et par souci d'économies, la filière boue est constituée d'un ouvrage unique : l'épaississeur joue également le rôle de stockeur. Dans ce cas, les surnageants doivent être traités sur un ouvrage spécifique comme par exemple une infiltration sur lit de sable. Dans le cas où la déshydratation est réalisée par centrimobile, prévoir un retour des concentrats étalé dans le temps.

Le bon fonctionnement du poste de déshydratation ne doit pas être subordonné à l'approvisionnement en eau. Lorsque l'eau de sortie prélevée au niveau du clarificateur est utilisée (ou eau industrielle), un réseau d'alimentation de secours doit être prévu en cas de mise hors service du système principal à la suite par exemple de l'expansion du lit de boue.

SITUATIONS D'EXPLOITATIONS PARTICULIÈRES

DÉMARRAGE DE STATION

Le démarrage d'une station d'épuration peut s'effectuer avec des boues de bonne qualité ou à défaut avec des bassins remplis d'eau claire etensemencés naturellement.

Démarrage avec des boues

La mise en route du traitement biologique (nouvelle station ou après un arrêt accidentel ou suite à une perte massive de boues) peut être

⁸ L'épaississement des boues* : les règles de bonne gestion. Canler J.-P., Cauchi A., Duchène P., Fernandes P., Larigaudrie A., Lebourcher G., Pujol R., Cemagref Lyon QELY, Générale des Eaux Paris, Cemagref Antony QEAN, Anjou Recherche, SAUR Tours, Lyonnaise des Eaux Paris. TSM, n° 4, 2002, p. 27-

accélérée par l'apport de boues extérieures. Ces boues doivent être d'une couleur claire, témoin d'un bon degré d'aération, et ayant une bonne aptitude à la décantation ($IB < 150 \text{ mL.g}^{-1}$). Lors de leur introduction, une concentration en oxygène suffisante dans le bassin d'aération est nécessaire pour assurer le traitement et la formation des floccs. La floculation peut aussi être facilitée par l'ajout de réactifs de coagulation-floculation.

À noter, que les matières de vidange et les boues issues de l'épaississeur (ou du silo) ou du stockage, ne doivent pas être utilisées pour ensemercer les bassins biologiques.

Démarrage avec de l'eau claire ou usée

Le temps de remplissage du bassin ne doit pas dépasser trois jours (charge hydraulique supérieure à 30 % du nominal). De plus, l'aération doit être mise en route dès la mise en eau (prévoir autre système d'aération pour les aérateurs de surface).

Pour un remplissage en eau claire, l'eau peut être prélevée directement dans le milieu naturel (eau douce, exempt de terre et de sable).

Si un démarrage avec de l'eau usée est réalisé, celle-ci n'est admise dans le bassin d'aération qu'après passage par les pré-traitements.

Pour des stations d'épuration équipées d'ouvrages spécifiques pour le traitement de l'azote et du phosphore, **le démarrage de l'installation doit débuter par le traitement du carbone dans le bassin d'aération. Les recirculations nécessaires au traitement de l'azote et du phosphore n'interviendront qu'après stabilisation du traitement du carbone.**

Si des essais d'oxygénation (injection de sulfites) ont été réalisés, il n'est pas nécessaire de renouveler l'eau du bassin pour réaliser ce démarrage. Une simple mesure du potentiel redox suffira.

À-coups de charge

Un à-coup de charge correspond à un apport ponctuel et massif de substrats organiques (effluents industriels, matières de vidange,...)

sur la station. Bien souvent, ces effluents présentent de plus un fort déséquilibre en nutriments.

Les à-coups de charge engendrent fréquemment le développement de bactéries filamenteuses à la suite d'une carence relative en oxygène (besoin immédiat non satisfait même si l'apport d'oxygène global semble correct) associé le plus souvent à un déséquilibre nutritionnel (effluents agroalimentaires par exemple).

Pour ces stations, les points importants sont :

- une bonne régulation de l'apport d'oxygène en fonction des variations de charge organique ;
- une capacité de production d'oxygène excédentaire pour couvrir les besoins en pointe.

À noter qu'en milieu industriel, la présence d'oxygène mesurée par une sonde ne garantit pas toujours une bonne disponibilité en oxygène au niveau des bactéries (diffusion lente au niveau des floccs – représentativité des mesures).

Arrivée d'un toxique

Un apport de toxiques va entraîner une perte des performances de l'installation. En cas de forte détérioration des performances (rendement inférieur à 70 %), il peut être envisagé de ré-ensemencer la station.

À noter, par ailleurs, que la présence de toxiques peut entraîner une contamination des boues et les rendre inaptés à leur utilisation finale.

Les flottants de type hydrocarbures sur le dégraisseur doivent être évacués rapidement afin d'éviter leur introduction dans la filière de traitement aval.



Il est possible de combiner différentes techniques pour optimiser l'efficacité du traitement. La figure 22, page suivante, présente le temps d'action et la cible des différentes méthodes de lutte classiques.

Actions préventives

Devant la complexité des problèmes relatifs au foisonnement et face à la diversité des options techniques qui peuvent être utilisées, une démarche pragmatique est nécessaire. Elle doit s'appuyer sur les données techniques recueillies dans le cadre d'une étude préalable comprenant deux phases principales :

➤ caractérisation précise du problème (diagnostic du foisonnement, type de filaments...).

Cette caractérisation permet d'éviter par exemple, la confusion entre foisonnement et d'autres mécanismes (par exemple : dénitrification...).

De plus, une identification précise du filament oriente la recherche du ou des facteurs déclenchant son développement.



➤ étude approfondie de la station afin de mettre en évidence les origines supposées du phénomène et d'éventuels facteurs aggravants (conception, paramètres d'exploitation,...).

Malgré les délais inévitables qu'ils engendrent, ces examens sont les garants de l'efficacité à long terme de la technique curative choisie. Ce choix doit également tenir compte de l'acuité du phénomène et de son caractère permanent ou occasionnel.

RAPPEL DES ACTIONS SUR LE RÉSEAU

La présence de sulfures et/ou la mesure de potentiels d'oxydoréductions bas confirment la nécessité de mettre en place des techniques pour améliorer la qualité des eaux à traiter. Deux approches sont envisageables :

➤ éviter l'anaérobiose dans le réseau par l'ajout d'un oxydant : oxygène (air), peroxyde d'hydrogène, nitrates,

➤ traiter les composés issus de l'anaérobiose (sulfures) par précipitation à l'aide d'un sel métallique ou par stripping avec traitement de l'hydrogène sulfuré (mise en place d'un réacteur).

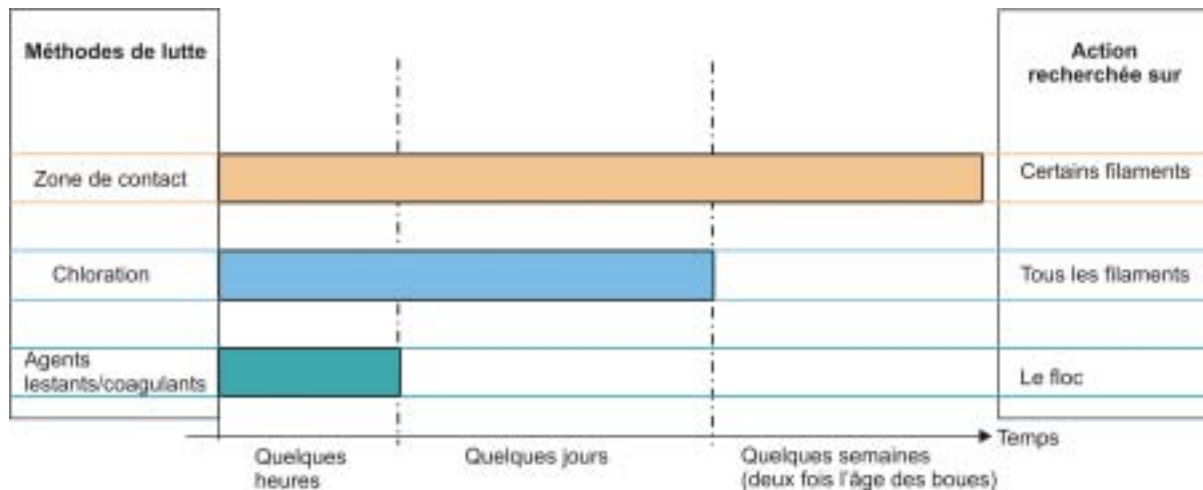


Figure 22 – Temps d'action et cible des différentes méthodes de lutte

PARAMÈTRES D'EXPLOITATION DE L'INSTALLATION

Une vérification de l'ensemble des paramètres clés doit être réalisée avant toute action curative (oxygénation, charge massique, taux de recirculation, temps de séjour dans les ouvrages, puissance d'agitation,...). Les valeurs classiques de fonctionnement sont les suivantes :

- MES inférieure à 4 g.L^{-1} et stabilité de la charge massique ;
- évacuation des flottants de tous les ouvrages ;
- contrôle et évacuation d'éventuels dépôts ;
- taux de recirculation des boues : proche de 150 % du débit d'entrée ;
- teneur en oxygène dissous supérieure à 1 mg.L^{-1} (traitement du carbone) et supérieure à 2 mg.L^{-1} (traitement de l'azote), (à coupler avec le redox) ;
- temps d'arrêt de l'aérateur inférieur à 2 heures consécutives ;
- vitesse au niveau du clifford inférieure à $2,5 \text{ cm.sec}^{-1}$;
- zone de contact bien gérée (temps de séjour,...) ;
- complémentation de l'effluent sur les valeurs $\text{DBO}_5/\text{N-NH}_4^+/\text{P-PO}_4^{3-}$ proche de 100/5/1.

Actions curatives

On constate en général que la détérioration de l'indice de boue n'est qu'exceptionnellement brutale et l'expérience montre que de nombreuses stations souffrent d'un foisonnement latent permanent. Les manifestations aiguës ne constituent en fait qu'une amplification du phénomène lié à la variation brutale de l'un des paramètres de fonctionnement de la station (réglages déficients...). Dans tous les cas, après avoir solutionné le problème aigu, il conviendra de modifier les réglages ou de mettre en place d'autres techniques moins contraignantes sur les plans exploitation et économique.

Il est rappelé une fois de plus que la première action est d'avoir un taux de boue stable et le plus bas possible dans le bassin d'aération en fonction de la valeur de la charge massique souhaitée, bien évidemment compatible avec une bonne épuration.

LESTAGE OU COAGULATION-FLOCCULATION

LESTAGE

Cette technique est basée sur l'ajout de substance de masse volumique élevée, le plus souvent minérale, qui s'associant au floc bactérien améliore sa décantation. Cependant, cette solution n'est qu'un palliatif et ne doit être utili-

sée que sur de courtes périodes. Ceci permet de limiter les pertes de boue pendant la mise en place de solutions durables.

Le lestage est intéressant pour reconstituer un floc bactérien suite à des pertes de boue importantes (modification de la charge massique). De nombreux produits sont disponibles et il conviendra d'en estimer leur coût économique et leur efficacité par des essais en *jar-test**.

COAGULATION – FLOCULATION

Cette technique permet le rassemblement des petits floccs et améliore ainsi leur vitesse de sédimentation.

Les principales substances utilisées sont rassemblées dans le tableau suivant. La fiche technique 5 «Techniques de lutte» recense plus en détail les principales recommandations d'utilisation et de dosage de ces produits.

Produits utilisés	Doses à appliquer
Talc	Elles sont très variables d'un produit à un autre. Il est donc recommandé de faire appel au fournisseur, et procéder à des essais préalables avant la mise en œuvre de l'injection.
Cendres ⁹	
Carbonates de calcium	
Coagulants, floculants (sels métalliques, polymères)	

Tableau 10 – Liste des produits utilisés pour lester le floc

Il est à noter que les conditionnements sous forme liquide sont plus faciles à mettre en œuvre. Leur efficacité n'est pas garantie et il est souhaitable de réaliser des essais préalables.

Le lestage du floc peut aussi être assuré par l'ajout de boue issue d'une station d'épuration proche dont l'indice de boues est correct (de l'ordre de 100 mL.g⁻¹ de MES) ou par le *bypass* d'une partie des eaux de l'étage primaire (lorsqu'il y en a un) pour lester le floc par la fraction particulaire issue des eaux brutes.

Dans tous les cas, la quantité des filaments présents n'est pas modifiée mais l'indice de boue est rapidement amélioré.

L'ajout de produits peut engendrer certaines difficultés en particulier :

➤ avec des agitations insuffisantes, l'ajout de produits lestants provoquera des dépôts ;

➤ en cas de dosage trop important, l'ajout de coagulant pourra diminuer la quantité de nutriments disponibles pour les bactéries (précipitation des ortho-phosphates, par exemple).

Il ne faut pas oublier que l'adjonction permanente de réactifs induit un accroissement substantiel des charges financières d'exploitation (équipements complémentaires, achats de réactifs, augmentation du volume des boues...).

Il est important de bien tenir compte de l'augmentation de la concentration en MES dans le système non corrélée à une augmentation des MVS pour gérer les extractions.

L'utilisation de ces réactifs nécessite le port de lunettes, gants et vêtement de protection.

LES OXYDANTS

Ces solutions font appel à des agents chimiques (oxydants puissants) qui ont entre autres, une action bactéricide sur les boues : chlore (eau de Javel), H₂O₂, acide peracétique. Leur ajout entraîne en particulier une modification de la structure de la boue par rupture des filaments. Les principales difficultés sont liées aux nécessités de surveiller l'évolution des paramètres biologiques (indice de boue, observations microscopiques, test azote) et d'ajuster le traitement en conséquence.

Les conditions de mise en œuvre de ces techniques (doses, points d'injection, durée) sont rassemblées dans la fiche 5 «Techniques de lutte». **En revanche, il faut savoir que les résultats obtenus ne peuvent être définitifs dans la mesure où ces produits n'agissent pas sur les causes du foisonnement.**

Les produits utilisés sont principalement de deux types :

LE CHLORE ET SES DÉRIVÉS

L'ajout de chlore (le plus souvent sous forme d'hypochlorite de sodium) à des doses contrôlées permet de limiter la croissance des bactéries filamenteuses. Cette solution nécessite un

⁹ Attention au respect des valeurs limites pour une valorisation agricole des boues (décret Janvier 1998 sur la valorisation des boues).

suivi particulièrement attentif, le chlore étant toxique pour l'ensemble des microorganismes (dont les bactéries nitrifiantes). Cette solution, toujours efficace lorsqu'elle est bien conduite, doit cependant être réservée aux installations qui peuvent bénéficier d'un suivi renforcé pendant la période de traitement. La procédure d'utilisation du chlore est détaillée dans la fiche technique 5 « Techniques de lutte ».

Lorsque les flottants d'origine biologique (bactéries filamenteuses) sont importants sur les bassins et qu'ils ne sont pas ou difficilement accessibles, une chloration par aspersion peut être pratiquée. Elle sera réalisée en respectant les règles de sécurité, dans un premier temps sur la mousse qui sera évacuée, puis sur la boue au niveau du poste de recirculation. En cas de volume excessif de ces flottants pendant la chloration, ils peuvent être ré-introduits rapidement dans la boue par le rehaussement d'un agitateur ou par l'utilisation d'anti-mousse. En revanche, il est impératif de repositionner les agitateurs en fin de traitement.

L'EAU OXYGÉNÉE (H₂O₂)

Les conditions de mise en œuvre sont analogues à celles du chlore mais les doses sont nettement plus élevées et peuvent atteindre 200 mg H₂O₂·L⁻¹ au point d'injection. La manipulation de l'eau oxygénée est toute aussi contraignante que celle de l'hypochlorite, le temps de contact doit être plus long (environ ¼ d'heure) et son prix est nettement supérieur. Il est à noter que son application entraîne un moussage important, pénalisant fortement l'emploi de ce réactif. À ce jour, très peu d'expériences ont été menées en grandeur nature en raison du coût élevé du produit. Par ailleurs, l'injection de cet oxydant au niveau de la recirculation peut dégrader le traitement biologique du phosphore (anaérobie) et de l'azote (anoxie) car il apporte une quantité importante d'oxygène dissous.

Autres procédés



Cette partie du document aborde les problèmes biologiques sur des procédés autres que les boues activées.

Table des matières

CHAPITRE 4 – LES BIOFILTRÉS	43
Les mécanismes biologiques en jeu	43
Les observations du terrain	44
Bactéries filamenteuses	44
Mousses	44
Efficacité épuratoire en baisse	44
Les problèmes biologiques particuliers	44
Filtres sous chargés	44
Biomasse collante ou fixée	44
CHAPITRE 5 – LE LAGUNAGE NATUREL	47
Les mécanismes biologiques en jeu	47
Les observations du terrain	48
Changement de couleur, développement de cyanobactéries*	48
Nuisances olfactives	48
Prolifération des algues	48
Prolifération de daphnies	48
Apparition de lentilles d'eau	48
Flottants et dégraisseur, surcharge en tête	49
Maintien d'un niveau d'eau minimal dans les bassins	49
Les problèmes biologiques particuliers	49
Arrivée d'effluents septiques	49
Nitrification et dénitrification	49
Impact de la masse de boue présente	49
CHAPITRE 6 – LES LITS BACTÉRIENS	51
Les mécanismes biologiques et hydrauliques en jeu	51
Pré-traitement et traitement primaire en amont du lit bactérien	51

Temps de contact eau usée – biomasse et temps de réponse du système	51
Biomasse et aération	52
Taux de recyclage	52
Charge hydraulique et force d'irrigation	52
Les observations du terrain	52
Les phénomènes les plus couramment observés	52
L'analyse des problèmes de dysfonctionnement	53
Des techniques pour améliorer la qualité des eaux traitées	53
Les problèmes biologiques particuliers	53
Nitrification insuffisante	53
CHAPITRE 7 – LES PROCÉDÉS À MEMBRANES IMMERGÉS	55
Les mécanismes biologiques en jeu	55
Les observations du terrain	56
Bactéries filamenteuses	56
Les mousses	56
CHAPITRE 8 – LES SBR* (SEQUENTIAL BATCH*REACTORS/BASSINS À ALIMENTATION SÉQUENCÉE)	57
Les mécanismes biologiques en jeu	57
Les observations de terrain	58
Les problèmes biologiques particuliers	58
Points importants	58
Points délicats	58



LES MÉCANISMES BIOLOGIQUES EN JEU

Les biofiltres sont des réacteurs biologiques à cultures fixées dans lesquels les processus de transformation de la matière organique sont identiques à ceux des boues activées. On retrouvera donc dans les boues produites par ces systèmes, des biomasses globalement comparables à celles des boues activées.

Toutefois ces réacteurs présentent des particularités qui les distinguent des boues activées :

> **leur conception** (généralement flux d'air et d'eau à courant ascendant à travers un massif filtrant de 2 à 4 m de hauteur) génère un écoulement des liquides de type écoulement piston ;

> **l'absence de décantation secondaire** ;

> **la gestion des boues en excès**

est réalisée par des lavages automatisés. Leur fréquence varie avec le type de biofiltre et le niveau de charge de fonctionnement (en général extraction après quelques heures et jusqu'à deux voire trois jours au maximum si les filtres sont peu chargés). Il est préférable de les nettoyer journalièrement ;

> **la recirculation de la biomasse n'existe pas, en général** (les boues extraites du biofil-

tre ne sont pas recirculées), des recirculations internes d'eau traitée sont parfois mises en œuvre pour maintenir une vitesse suffisante et éviter un encrassement à la base de la cellule (> 1 m.H¹).

Les conséquences de ce mode de conception sur la biologie sont les suivantes :

> l'écoulement en mode piston est un élément positif pour limiter la prolifération de bactéries filamenteuses (cf. chap.2 « Le traitement secondaire bassin d'aération ») ;

> les biofiltres optimisent les transferts en oxygène et en substrats. Les cinétiques de dégradation y sont beaucoup plus rapides que dans les boues activées (temps de séjour beaucoup plus courts et réduits d'un facteur 4 à 5 par rapport à l'aération prolongée) ;

> les fonctions épuratoires peuvent être associées dans une même cellule ou dissociées au sein d'une même station d'épuration : étage de biofiltres pour traiter le carbone, pour nitrifier, pour dénitrifier. Des biomasses spécifiques se développent alors dans chacun de ces filtres lorsqu'ils sont installés.



Les observations du terrain

BACTÉRIES FILAMENTEUSES

Leur présence est en général toujours observée, mais elle n'est pas gênante dans la mesure où il n'y pas de décantation finale. Un développement excessif peut parfois se produire lorsque les gradients de charge sont très élevés (filtres carbone) ou que les transferts en oxygène sont mal assurés (colmatages partiels internes, observation de nombreux filaments indicateurs du soufre réduit : *Beggiatoa sp.* principalement).

Le mélange des boues en excès extrait des biofiltres lors des lavages doit cependant garder une bonne aptitude à la décantation pour son traitement ultérieur (épaississement/déshydratation). Les indices de boue sont le plus souvent proches ou inférieurs à 100 mL.g⁻¹, valeur haute pour les cultures fixées.

MOUSSES

Contrairement aux boues activées, les phénomènes de moussage liés à la présence de bactéries filamenteuses n'ont jamais été mis en évidence.

En revanche, les cas de moussage autres ont maintes fois été mentionnés : notamment au démarrage ou lors des variations de charge importantes et brutales sur les filtres. Ce phénomène peut être accentué en présence d'eaux douces.

Le lecteur se reportera au § p. 13 « Les problèmes sans bactéries filamenteuses en excès » sur les mousses de démarrage, pour les solutions possibles.

EFFICACITÉ ÉPURATOIRE EN BAISSÉ

Une baisse anormale des rendements d'épuration est signe d'un dysfonctionnement biologique du filtre. Les origines du problème sont à rechercher au niveau de :

➤ la fourniture d'oxygène quand il s'agit d'un filtre aéré, la fourniture de méthanol quand il s'agit d'un filtre dénitrifiant ;

➤ la mesure et le contrôle des pertes de charge. Toute élévation anormale témoigne de la présence d'une poche de colmatage interne qu'il convient d'éliminer rapidement par des lavages exceptionnels.

En effet, la maîtrise des pertes de charge passe par des lavages. **Les filtres doivent donc toujours être équipés de dispositifs de mesure de pertes de charge et d'un automate permettant de gérer les lavages en fonction de cette perte de charge ou de la durée d'un cycle de filtration dans certains cas (filtres en sous-charge notamment).**

Les problèmes biologiques particuliers

FILTRES SOUS-CHARGÉS

Après quelques semaines de sous-charge prolongée (filtres nitrifiants notamment), on a pu parfois observer des croissances rapides de petits mollusques (escargots) dans le matériau filtrant, engendrant des montées brutales de pertes de charge difficilement identifiables en exploitation courante (compte tenu de la faible vitesse d'alimentation). Ce phénomène peut également se produire au niveau des buselures d'alimentation ou de sortie des filtres, avec des risques de dysfonctionnement à terme.

La solution passe par la mise en œuvre de lavages hebdomadaires énergiques pour éliminer ces organismes perturbateurs, même si les pertes de charge restent à un faible niveau. Une autre solution consiste à vidanger le filtre si son utilisation n'est pas nécessaire : **travailler avec des filtres qui sont au plus près de leur capacité nominale est toujours une bonne solution (technique et économique).**

BIOMASSE COLLANTE OU FIXÉE

On l'observe dans les cas suivants :

➤ les filtres traitant du carbone facilement assimilable (méthanol, sucres ou matières facilement assimilables) produisent souvent une population bactérienne de type zoogée

collante formant une gangue autour des matériaux granulaires ;

- dans certaines conditions (*cf.* température $< 15^{\circ}\text{C}$), une prolifération de protozoaires de type Péritriches peut être observée dans les filtres traitant le carbone. Ces micro-organismes créent également une gangue parfois difficile à éliminer par simple lavage ;
- le traitement de certains effluents industriels ou pauvres en phosphore peut se traduire par

des croissances de champignons (micro-organismes robustes et rigides) qui foisonnent dans le filtre et affectent leur bon fonctionnement.

Dans tous ces cas, **le contrôle régulier des pertes de charge s'impose si on veut éviter le colmatage complet du filtre.** Dans les cas extrêmes, une vidange complète du filtre et un nettoyage par immersion des couches colmatées dans la soude (temps de contact 24 heures) est à envisager.



LE LAGUNAGE NATUREL

Les mécanismes biologiques en jeu

Le lagunage naturel est un procédé simple dans sa conception mais complexe dans les processus biologiques mis en jeu. Dans un même bassin prendront place une séparation physique de la matière minérale et organique particulière par sédimentation, une dégradation biologique anaérobie de la matière organique dans la partie inférieure et une dégradation aérobie dans la tranche supérieure où l'oxygène est apporté essentiellement par les algues. La biomasse est donc très diversifiée avec des bactéries (anaérobies et aérobies), des algues et des protozoaires.

Ce procédé présente des particularités qui seront déterminantes tant pour sa conception que pour son exploitation et son suivi :

> les lagunages naturels sont des systèmes à très long temps de séjour (environ deux mois) ce qui implique un temps de réponse élevé face à des perturbations importantes à l'entrée. Il en résulte que le calcul des rendements ne peut être réalisé de façon fiable à partir des bilans 24 h entrée/sortie simultanés, et que les



interprétations sur d'éventuels dysfonctionnements doivent prendre en compte l'historique des périodes précédant les observations ;

> les installations sont fortement soumises à l'influence des conditions extérieures : température, ensoleillement, vent... Certains paramètres comme l'oxygène et le pH subissent l'influence directe du cycle journalier et de l'activité photosynthétique des algues planctoniques ;

> à l'échelle d'un bassin le comportement hydrodynamique se rapproche d'un mélange intégral (type piston diffusionnel dans les faits). Toutefois la succession des bassins confère aux installations de lagunage naturel un

comportement hydrodynamique global proche d'un caractère piston.

Cependant en l'absence d'agitation par le vent, une stratification thermique peut s'établir

même sur une faible hauteur d'eau ;

Ainsi, sur certaines installations, à partir du printemps et jusqu'à la fin de l'été, les échanges entre le fond anaérobie et la couche supérieure, siège du développement algal et de l'échauffement de température, peuvent se réduire fortement. La stratification thermique peut alors provoquer un écoulement préférentiel dans la

zone de surface et limiter artificiellement les volumes disponibles pour le traitement des eaux ;

➤ **la fourniture de l'oxygène est principalement liée à l'activité photosynthétique des algues.** Le maintien d'une biomasse algale suffisante tout au long de l'année est donc essentiel pour garantir la présence d'une tranche d'eau aérobie suffisante et assurer la pérennité du traitement en période hivernale ;

➤ **c'est un procédé où les possibilités d'intervention de l'exploitant sont très limitées.** Cela implique donc que la conception des installations intègre au maximum les contraintes attendues (concentration des effluents, amplitude des pointes hydrauliques et organiques, températures minimales...).

Les observations du terrain

CHANGEMENT DE COULEUR, DÉVELOPPEMENT DE CYANOBACTÉRIES

Des changements progressifs de couleur peuvent intervenir sur les lagunes naturelles à certaines périodes de l'année, en particulier à l'automne et au printemps. La surcharge organique ou la septicité des effluents à traiter en sont généralement les causes et peuvent entraîner la disparition progressive des algues et donc de l'oxygène. La couleur des bassins peut alors évoluer du vert au gris indiquant le passage à un fonctionnement exclusivement bactérien en l'absence d'oxygène.

La présence de sulfures résultant de l'anaérobiose des couches inférieures favorise le développement de certaines cyanobactéries* (autotrophes vis-à-vis du soufre) responsables d'une coloration rose. Ces bactéries qui se servent des sulfures comme substrat, entrent en compétition avec les algues dans la couche supérieure.

Après une période de fonctionnement en anaérobiose, l'apparition de la coloration rose est l'indice d'une *dystrophie** arrivant en phase finale et précède généralement une nouvelle phase de croissance algale. **En conclusion, la couleur des bassins et surtout leur évolution au**

cours du temps constitue un bon indice pour qualifier l'état biologique des bassins et le niveau de l'épuration.

NUISANCES OLFACTIVES

L'absence de couche superficielle aérobie est à l'origine du développement d'odeurs résultant des fermentations anaérobies des couches inférieures. Ces phénomènes sont principalement observés en fin d'automne et en hiver. Ils peuvent être aggravés par des conditions météorologiques locales défavorables au déplacement des masses d'air.

PROLIFÉRATION DES ALGUES

Des blooms algaux sont observés au printemps et en été comme en témoigne l'évolution de la chlorophylle active sur un cycle annuel type. Cette forte densité algale par ailleurs plutôt bénéfique sur le plan de l'oxygène dissous, peut entraîner des pointes de DCO sur les échantillons d'eaux de sortie à certaines périodes de l'année.

PROLIFÉRATION DE DAPHNIES

Sur certaines lagunes, notamment celles qui sont sous-chargées, on peut observer ponctuellement des développements de daphnies qui consomment le phytoplancton. Ces phénomènes naturels liés aux relations de prédation sont très limités dans le temps et entraînent généralement une baisse de la turbidité de l'eau.

APPARITION DE LENTILLES D'EAU

Nombre de bassins de lagunage de petite taille, peu chargés, sont concernés à un moment ou un autre par une prolifération de lentilles d'eau ; cela concerne principalement les bassins aval. Le développement de ces végétaux étant très rapide, certains bassins se trouvent totalement recouverts en quelques jours. **Cette végétation flottante constitue un obstacle à la pénétration de la lumière et est très nuisible au maintien de la population algale assurant l'oxygénation.** Il en résulte une dégradation du traitement et notamment un accroissement de la concentration en azote ammoniacal en sortie. La maîtrise de la prolifération de ces végétaux

peut s'effectuer soit par la sédentarisation de canards sur l'installation soit par l'usage d'un inhibiteur chimique agréé, déposé sur les berges. En tout état de cause, l'enlèvement régulier des lentilles est indispensable.

FLOTTANTS ET DÉGRAISSEUR, SURCHARGE EN TÊTE

La présence de flottants sur les lagunes est due à la mauvaise conception de la cloison siphonoïde d'entrée servant à les retenir. Même si les flottants semblent ne pas affecter le fonctionnement du système, leur impact visuel est très défavorable à l'opinion du public sur cette filière de traitement. L'accumulation importante de boues en tête de lagunage (par exemple dans un dégraisseur mal conçu) peut favoriser des phénomènes de fermentation en tête de bassin, initiateurs de dysfonctionnements.

MAINTIEN D'UN NIVEAU D'EAU MINIMAL DANS LES BASSINS

Le non respect des normes de perméabilité pour l'étanchéité des bassins, éventuellement associé à une forte évaporation, peut limiter la hauteur d'eau atteinte dans les bassins. Cela peut entraîner leur remplissage partiel et maintenir une hauteur d'eau trop faible qui empêche les écoulements d'un bassin vers le suivant et favorise alors l'implantation de végétaux supérieurs non souhaités. Dans les cas extrêmes d'évaporation/concentration, une sur-saturation en sel peut bloquer toute activité biologique.

Les problèmes biologiques particuliers

ARRIVÉE D'EFFLUENTS SEPTIQUES

Une alimentation issue d'un long refoulement engendre une septicité des effluents néfaste au bon fonctionnement du lagunage naturel, en particulier, lors des périodes de déstabilisation du processus biologique (par exemple, période automnale de déstratification thermi-

que et baisse d'ensoleillement). La septicité des effluents bruts crée en tête de bassin une zone anaérobie entraînant progressivement la disparition de la biomasse algale sur l'ensemble du bassin.

Pour le traitement éventuel de la septicité, on privilégiera les traitements par injection d'air plutôt que les traitements physico-chimiques qui peuvent avoir des conséquences défavorables sur le maintien des populations algales dans le lagunage ainsi qu'un envasement rapide de la lagune de tête.

Les autres solutions curatives consistent à effectuer une micro-aération en tête de bassin avec des turbines flottantes de faible puissance (n'entraînant surtout pas le mélange complet sur toute la hauteur d'eau ni la remise en suspension des sédiments), ou à recycler en tête de la première lagune l'eau des derniers bassins plus riche en biomasse algale et en oxygène dissous.

NITRIFICATION ET DÉNITRIFICATION

La nitrification ne peut être estimée par la seule mesure des nitrates en sortie et c'est donc un bilan sur l'azote éliminé qui peut être établi. Le meilleur facteur d'appréciation de l'abattement de l'azote restera donc la concentration en N-NH_4^+ en sortie.

IMPACT DE LA MASSE DE BOUE PRÉSENTE

La présence d'une masse de boue accumulée importante n'est généralement pas à l'origine de dysfonctionnements tant que la hauteur de boue ne dépasse pas environ le tiers de la hauteur d'eau. La boue stockée est en principe très stabilisée ; cependant, après cinq à dix années sans enlèvement des boues, les abattements en phosphore ont tendance à diminuer en raison de phénomènes de relargage (anaérobiose).

Pour en savoir plus, on se reportera utilement au document technique Fndae n° 1 ainsi qu'au document « Le lagunage naturel : les leçons tirées de 15 ans de pratique en France* ».

*Racault Y., Cemagref, Bordeaux, RABX, SATESE, ENSP RENNES, Agence de l'eau. Cemagref Editions, Antony, Agence de l'eau, Loire-Bretagne, 1997. 60 p.



LES LITS BACTÉRIENS

Les mécanismes biologiques et hydrauliques en jeu

Les lits bactériens sont des réacteurs biologiques dans lesquels la culture microbienne se développe en pellicule (biofilm) sur un matériau support inerte qui ménage de larges espaces libres. Les eaux à épurer ruissellent par gravité sur le biofilm microbien et l'aération est assurée naturellement par la circulation de l'air dans les interstices libres du matériau support. Les lits bactériens appartiennent donc à la famille des systèmes à biomasse fixée dont le matériau support est immobile.

Le biofilm se développe en profondeur en conditions anaérobies, tandis que la zone superficielle, d'épaisseur constante (0,1 à 0,2 mm) est en condition aérobie. La force érosive de l'eau ruisselante, décroche une partie de ce biofilm assurant ainsi une évacuation régulière de la biomasse.

Ce procédé a été le premier système biologique développé dès la fin du 19^e siècle en Grande-Bretagne. Bien qu'ayant subi de nombreuses modifications et améliorations au fil des années, certains aspects de son fonctionnement restent encore difficiles à interpréter

et demanderaient des recherches complémentaires. On retiendra un certain nombre de particularités qui doivent être prises en compte dans l'analyse de son fonctionnement.

Pré-traitement et traitement primaire en amont du lit bactérien

Dans le cas général, une décantation primaire pour éliminer les MES est nécessaire (ou un tamisage adapté au dispositif d'alimentation et au pourcentage de vide du matériau).



TEMPS DE CONTACT EAU USÉE – BIO- MASSE ET TEMPS DE RÉPONSE

DU SYSTÈME

Le temps de contact entre l'eau usée et la biomasse lors d'un passage va de quelques dizaines de secondes à quelques minutes et dépend de la charge hydraulique appliquée ($[(Q_{\text{entrée}} + Q_{\text{recyclage}})]/\text{surface horizontale lit}$), du type de matériau de garnissage et de la hauteur du lit. Face à des modifications de

régulation hydraulique, le temps de réponse et de stabilisation des performances du réacteur peut être très long et atteindre plusieurs mois. Cela s'explique par des phénomènes soit de stockage de biomasse au sein du matériau soit de décrochage en lien avec une évolution du comportement hydrodynamique.

BIOMASSE ET AÉRATION

La particularité des lits bactériens est que l'on ne peut estimer la quantité de biomasse présente dans le réacteur. Ainsi, les charges organiques appliquées sont exprimées par rapport au volume de matériau ou par rapport à une surface de support développée.

L'écologie du biofilm est très diversifiée et l'oxygène ne pénètre que sur quelques centaines de microns d'épaisseur. L'aération est donc rarement un facteur limitant.

À noter que le tirage d'air est d'autant plus efficace que la différence de température entre l'intérieur du lit et l'air extérieur est importante.

TAUX DE RECYCLAGE

Dans la plupart des installations, l'effluent traité subit un retour en amont du lit ou parfois, directement en tête de ce dernier. Ce recyclage permet en particulier d'augmenter la surface accessible au fluide et d'augmenter le temps de contact avec la biomasse. Au-delà d'un taux de recyclage de 4 à 5, aucune amélioration du traitement n'est généralement observée. Le recyclage direct du mélange « eau + boues » est possible seulement avec des matériaux plastiques mais la présence de taux élevés de MES réduit l'efficacité du réacteur et pourrait même le colmater. Contrairement aux boues activées, la boue n'est pas recyclée dans les configurations conventionnelles de lits bactériens.

CHARGE HYDRAULIQUE ET FORCE D'IRRIGATION

Deux paramètres hydrauliques régissent le fonctionnement des lits bactériens :

➤ la charge hydraulique exprimée en $m \cdot h^{-1}$

(pour une unité de surface) qui correspond à la vitesse superficielle ;

➤ la force d'irrigation Sk ($mm \cdot \text{tour}^{-1} \cdot \text{bras}^{-1}$) qui correspond à la quantité d'eau apportée à chaque passage de bras du *sprinkler**.

Ainsi, pour une même charge hydraulique, selon la vitesse de rotation du *sprinkler* différentes forces d'irrigation sont appliquées. Une vitesse lente, (par motorisation du *sprinkler* ou par l'ajout de brise-jets ou de jets inversés) induit une augmentation de la force d'irrigation provoquant une érosion (autocurage) plus forte de la biomasse et donc une diminution de l'épaisseur du biofilm.

Les observations du terrain

Une fois le volume du réacteur défini, les actions possibles sur le fonctionnement sont principalement liées aux conditions hydrauliques et hydrodynamiques : bonne répartition de l'arrosage, charge hydraulique appliquée, valeur de Sk imposée.

Des pré-traitements efficaces et fiables sont essentiels pour limiter les bouchages de buses et garantir une bonne répartition de l'arrosage, surtout en l'absence de décanteur primaire.

LES PHÉNOMÈNES LES PLUS COURAMMENT OBSERVÉS

Le premier risque encouru est celui du colmatage partiel de certaines zones, entraînant des accumulations d'eau en surface (*ponding*) et réduisant le volume utile du réacteur et donc son efficacité. Ces phénomènes s'observent avec des matériaux type cailloux traditionnels. Ils peuvent résulter :

- d'une mauvaise calibration et/ou d'une médiocre qualité du matériau ;
- d'une mise en place peu soignée (présence de fines dans le matériau), de pré-traitements inefficaces ;
- d'une surcharge organique favorisant le colmatage par croissance excessive du biofilm ;
- ou d'une répartition hydraulique défaillante (zones de passages préférentiels).

Le développement d'odeurs peut intervenir si les effluents alimentant le lit sont septiques, par exemple en présence d'un décanteur-digester mal conçu ou d'une aération mal dimensionnée. Un tirage d'air trop faible peut aussi être à l'origine de ce phénomène, surtout lorsque les températures du lit et de l'air extérieur deviennent voisines.

Comparé aux boues activées, le lit bactérien est moins sensible aux toxiques en raison, d'une part, d'un temps de contact court entre les eaux usées et la biomasse et d'autre part, d'un effet protecteur du biofilm. Il est aussi moins sensible aux à-coups de charge.

Des variations saisonnières de rendement peuvent être observées. Suivant la nature du matériau de garnissage, la sensibilité à la température extérieure peut être importante et agir sur les rendements. Par ailleurs, des phénomènes de décrochage de la biomasse peuvent intervenir à certaines périodes en dehors de modifications des conditions hydrauliques. Dans certains cas, au printemps des remontées de boues peuvent être dues au fait que les Chironomes, présents sur le site quittent leurs abris tubulaires construits avec les boues déposées au fond du clarificateur.

L'ANALYSE DES PROBLÈMES DE DYSFONCTIONNEMENT

Pour analyser les causes éventuelles de dysfonctionnement, il convient de disposer d'échantillons représentatifs de l'entrée réelle du lit (aval décanteur primaire) et d'échantillons prélevés directement en sortie de lit et après décantation de deux heures et filtration. La séparation des boues doit se faire rapidement pour éviter, en particulier, les phénomènes de dénitrification.

Le tirage d'air est généralement très difficilement mesurable et la bonne oxygénation pourra être évaluée par mesure de l'oxygène dissous dans des échantillons prélevés le plus près possible du plancher supportant le matériau.

DES TECHNIQUES POUR AMÉLIORER LA QUALITÉ DES EAUX TRAITÉES

Une des caractéristiques des lits bactériens est de produire après clarification des effluents

relativement turbides, les MES rejetées dégradant la qualité des eaux traitées. Une solution pour permettre une meilleure séparation des MES est de faire précéder le clarificateur final d'un réacteur aéré d'un volume maximum correspondant au débit horaire d'alimentation du lit. Ce réacteur, modérément agité (temps de séjour est de 30 à 60 mn), a pour objectif de favoriser la floculation des boues et de réduire la turbidité des eaux de sortie (assimilation de la fraction particulaire de la DBO₅).

La résolution des problèmes rencontrés sur les lits bactériens réside peu dans la biologie des boues mais essentiellement dans la conception générale de l'ouvrage (hauteur, nature matériau, ...) et dans les conditions hydrauliques appliquées.

Problèmes biologiques particuliers

NITRIFICATION INSUFFISANTE

Si la nitrification est bien établie, un abaissement de température de l'eau jusqu'à 10-12°C ne provoque pas de blocage de la réaction avec un garnissage conventionnel « cailloux ». Cependant, en présence de matériaux plastiques où la part de vide est élevée, le refroidissement des eaux par une circulation importante d'air froid peut affecter notablement la cinétique de nitrification.

Des phénomènes de prédation de la biomasse nitrifiante par des vers, des escargots, des larves d'insectes sont possibles. La maîtrise de cette prédation peut s'effectuer en agissant sur la force d'irrigation. **D'une façon générale, la gestion de l'autocurage est essentielle pour maintenir le lit en bon état de fonctionnement.**



Les mécanismes biologiques en jeu

Les procédés membranaires sont des réacteurs de boues activées fonctionnant généralement à très faible charge, d'où des âges de boues élevés, et dont la séparation floc/liquide interstitiel s'effectue par micro-filtration au travers de membranes de très faible porosité : entre 0,1 et 0,4 μm .

Les technologies actuelles utilisent principalement les membranes immergées dans les boues activées et la distinction entre les différents procédés du marché se fait aujourd'hui principalement par le type de membranes (fibres ou plaques).

L'intérêt de ces procédés réside pour l'essentiel :

- > dans la très bonne qualité des eaux traitées, avec des concentrations très faibles sur les paramètres physico-chimiques et une absence de rejets bactériens ;
- > dans la réduction de l'emprise au sol de l'installation qui s'explique par l'absence de clarificateur et la réduction de la taille du bassin biologique.



Les mécanismes biologiques mis en jeu sont sensiblement équivalents à ceux d'une boue activée en aération prolongée.

Outre l'absence de décanteur secondaire, ils se différencient des procédés conventionnels par la concentration de la biomasse maintenue dans le réacteur qui peut atteindre des valeurs trois à cinq fois supérieures en MES. En effet, le taux de boues n'est plus limitant pour l'étape de décantation, et peut être augmenté sans conséquence sur les performances de filtration. Il convient cependant de ne pas dépasser 15g.L^{-1} sous peine d'occasionner des limitations du transfert d'oxygène et d'altérer la nitrification.

L'exploitation de ces technologies nécessite une attention particulière vis-à-vis du colmatage des membranes :

- > le colmatage externe, lié à la formation d'un gâteau de boue à la surface des membranes, est géré pour certains procédés par une injection d'air permanente à la base des modules ;
- > le colmatage interne est géré soit par des rétro-lavages à l'eau ou à l'aide de réactifs chimiques de type hypochlorite de sodium ou soude ;

> pour certains dispositifs à immersion des modules dans des bacs de lavage externes au réacteur, le colmatage interne est limité par injection de produits chimiques de type hypochlorite de sodium ou base ou acide.

Les observations du terrain

Le bioréacteur à membrane se différencie d'une boue activée essentiellement par l'âge des boues* qui peut être très important (ou la charge massique* qui peut être particulièrement faible). C'est plus la nature de l'effluent qui sélectionnera le type de croissance et le type de micro-organismes présent.

BACTÉRIES FILAMENTEUSES

La microfaune* présente est similaire à celle rencontrée dans les procédés à boue activée conventionnels, ou ce qui pourrait être l'équivalent pour des effluents industriels.

Les bactéries filamenteuses peuvent être présentes dans ces réacteurs mais ne gênent en rien l'étape de filtration.

LES MOUSSES

Contrairement au foisonnement, les mousses doivent être traitées (évacuation ou élimination). Les cas de moussage* peuvent être

aggravés par des débits d'air très élevés. Trois cas se présentent :

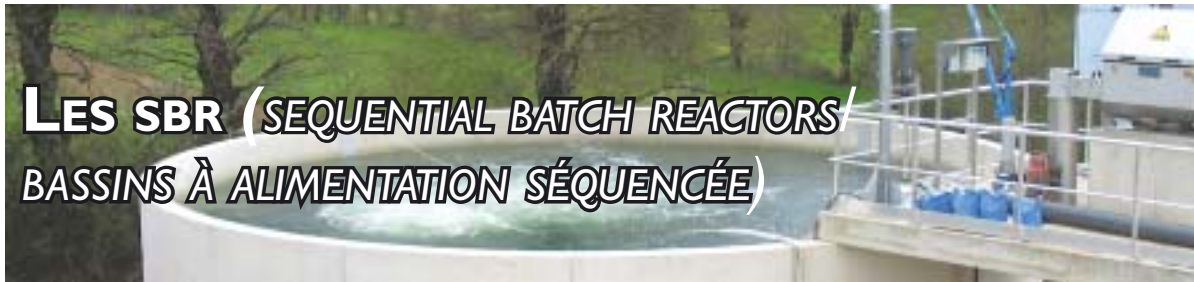
> mousses de démarrage : au démarrage de l'installation et tant que le système n'a pas atteint une concentration de boues suffisante et stable traduisant un équilibre de la biomasse (TAC, pH, etc.) un moussage important et difficile à maîtriser peut se produire. **L'ajout de produits anti-mousses peut alors s'avérer indispensable ;**

> en fonctionnement stabilisé, et malgré parfois la présence de bactéries filamenteuses, le moussage est bien souvent faible à absent. Mais il convient d'être prudent compte tenu du nombre d'installations encore faible en service actuellement ;

> **des moussages importants de certains réacteurs ont été constatés sur des effluents industriels,** probablement à cause des élévations de températures (supérieures à 30 °C) liées à des réactions biologiques exothermiques.

> Une croissance dispersée pourrait avoir pour conséquence un colmatage biologique des membranes. En revanche, un développement filamenteux est beaucoup moins gênant, sauf s'il conduit à un moussage intense.

> **À noter que la dénitrification doit être assurée dans un bassin séparé du réacteur aéré (zone d'anoxie).**



Les mécanismes biologiques en jeu

Le SBR est un réacteur à boue activée où les fonctions de traitement biologique et de clarification sont assurées dans le même ouvrage et par une alimentation séquencée.

Le principe de base du SBR se différencie peu d'une boue activée conventionnelle, les besoins en oxygène et en agitation sont les mêmes. En théorie, le SBR peut donc être mis en œuvre pour toute application mettant en jeu des boues activées pour le traitement du carbone, de l'azote et du phosphore.

Dans la pratique, le SBR est utilisé pour traiter des effluents résiduaires urbains mais aussi des effluents industriels. Le fait de travailler en *batch* est dans ce cas souvent un atout. Il est, de préférence, constitué de deux bassins capables de travailler en alternance, obligatoirement précédés d'un bassin tampon permettant un lissage du débit. Le bassin tampon permet de respecter les durées des différentes phases, ce qui conditionne le bon fonctionnement du SBR (cf. figure 23).

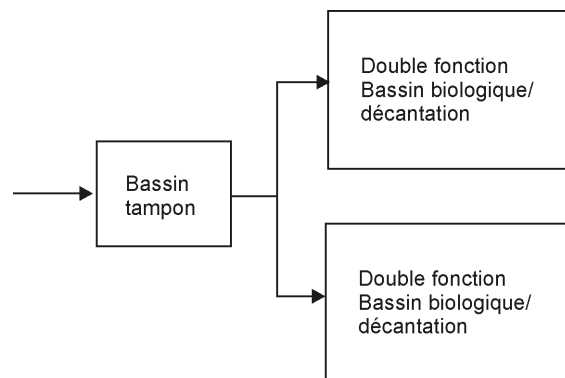


Figure 23 – Schéma de l'utilisation d'un bassin tampon en tête d'un SBR à deux files

Le procédé fonctionne par cycle, chaque cycle étant caractérisé par une série de phases alternées : remplissage, réaction, décantation, vidange de l'eau traitée et extraction des boues comme schématisé ci-dessous (cf. figure 24).

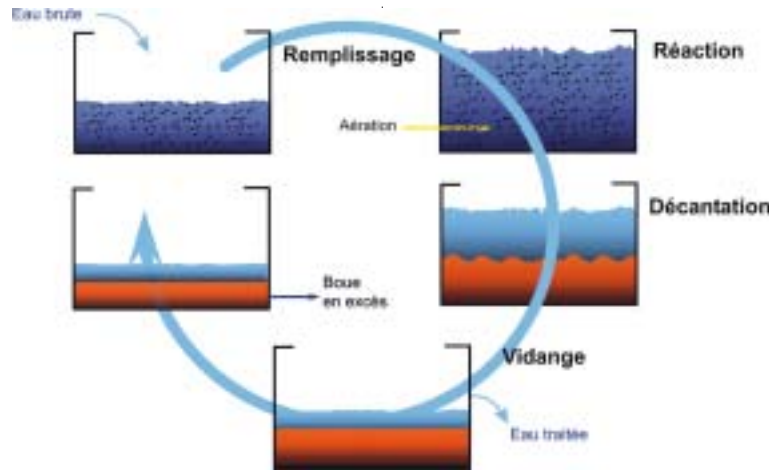


Figure 24 – Exemple des phases successives d'un SBR

Pour un traitement classique, un cycle dure environ six heures. Toutefois, cette durée totale ainsi que celle des différentes phases peut être adaptée en fonction des objectifs de traitement (carbone, azote, nitrification*/dénitrification).

Pendant les phases 1 et 2, le SBR fonctionne comme une boue activée, avec alternance de périodes aérées et non aérées pour le traitement de l'azote. Pendant les phases 3,4 et 5, le SBR fonctionne comme un clarificateur*. La phase de vidange correspond à l'extraction de l'eau clarifiée, la phase de repos à celle du soutirage des boues en excès.

Les observations de terrain

Les SBR sont théoriquement plus à l'abri de foisonnements filamenteux en raison de l'alimentation discontinue favorable aux bactéries floculées. Cependant, il arrive qu'un SBR soit le siège d'un foisonnement occasionnant un *bulking** ou moussage biologique.

Le contrôle du foisonnement exige d'obtenir un gradient de concentration très prononcé dans la phase de réaction (n° 2) (équivalent à un flux piston), suivi d'une période suffisamment longue de sous-alimentation. Pour respecter ces consignes de fonctionnement, un ajustement du nombre de phases de remplissage durant un même cycle doit être réalisé. La multiplication de courtes phases de remplissage bénéficie,

par ailleurs, à l'ajustement de la nitrification/dénitrification.

Problèmes biologiques particuliers

Toute dégradation de l'indice de boue dans un SBR perturbe la durée des cycles et des phases dans un cycle, et cette situation ne peut qu'empirer si rien n'est mis en œuvre pour améliorer la décantation. Dans le cas où un traitement de l'azote est exigé, la situation peut devenir très difficile (dénitrification incomplète, flottation des boues, ...).

POINTS IMPORTANTS

Le système SBR supporte les surcharges de pollution plus facilement qu'une boue activée classique (principe du *batch* et aération calée sur la pollution réelle à traiter), si la station est dotée d'un bassin tampon.

POINTS DÉLICATS

- L'évacuation des flottants en surface du réacteur (automatisme et aménagement du réacteur).
- L'évacuation des premières eaux décantées relativement chargées (ne pas envoyer dans le canal d'eau traitée).
- **L'indice de boue doit être absolument maîtrisé.**

➤ L'absence de circuit de recirculation rend plus difficile la mise en œuvre des actions de chloration pour contrôler les cas de foisonnement.

➤ La gestion des cycles est fortement dépendante des conditions hydrauliques d'alimentation (notamment dans la gestion des temps de pluie).

En France, quelques petites stations d'épuration sont équipées de SBR, les applications sont plutôt réservées aux industries agroalimentaires avec seulement le traitement du carbone*.

Glossaire*

Les termes définis dans le glossaire sont identifiés dans le document par un astérisque (*)

Acides gras volatils (AGV) : acides organiques saturés à chaîne courte, produits lors de la fermentation anaérobie (principalement acétate, acide propionique, acide butyrique).

Aérobie – Aérobiose : désigne une situation dans laquelle l'oxygène est présent à l'état dissous.

Âge des boues : temps, exprimé en jours, correspondant au nombre de jours nécessaires statistiquement au renouvellement total de la population bactérienne dans le système d'épuration. Ce temps est calculé en divisant la masse totale de boue présente dans la station, par la masse de boue traitée (extraite) en moyenne par jour.

Air-lift : circulation de la phase liquide créée par l'ascension de bulles d'air.

Alcalinité – T.A.C : le Titre alcalin complet (TAC) correspond à la teneur de l'eau en carbonates et hydrogénocarbonates (CO_3^{2-} et HCO_3^-). Il est équivalent à l'alcalinité. Le TAC s'exprime en degrés français ($^\circ\text{F}$) :

$1^\circ\text{F} = 6,0 \text{ mg/l } \text{CO}_3^{2-}$ (carbonate) = 10 mg carbonate de calcium ; $1^\circ\text{F} = 1/5$ milli-équivalent

Pour mémoire, on peut écrire : $1^\circ\text{F} = 3,4 \text{ mg/l OH}^-$ (hydroxyde) et $1^\circ\text{F} = 12,2 \text{ mg/l HCO}_3^-$ (bicarbonate)

Anaérobie – Anaérobiose : désigne une situation dans laquelle l'oxygène est totalement absent, qu'il soit libre (O_2) ou lié à une molécule type nitrate (NO_3^-), nitrite (NO_2^-).

Anoxie : désigne une situation dans laquelle l'oxygène libre dissous est absent mais présent sous forme liée (nitrate et/ou nitrite).

Azote : il est nécessaire de connaître ses différentes formes : N-NO_3^- : nitrate, N-NO_2^- : nitrite, N-NH_4^+ : azote ammoniacal, N.T.K. : Azote total Kjeldahl (azote organique + azote ammoniacal), N.G.L : ensemble de l'azote sous toutes ses formes

Bactérie : organisme vivant de taille microscopique ayant besoin pour se développer de tous les éléments qui constituent sa structure cellulaire, c'est-à-dire : C, H, O, N, P, S... Ces éléments se trouvent dans les eaux usées sous forme de molécules plus ou moins complexes : glucides (sucres, amidon, cellulose), protéines, lipides (matières grasses, hydrocarbures...). Les bactéries se nourrissent donc de matières organiques, et sont donc impliquées dans les processus de décomposition et de biodégradation. Elles sont la base de la transformation de la matière organique. Elles se multiplient par division cellulaire.

Bassin d'anaérobiose : bassin généralement situé en amont du bassin d'aération recevant les eaux brutes et les boues recirculées du clarificateur. Il est utilisé pour permettre la déphosphatation biologique. Aucune forme d'oxygène n'est présente dans ce bassin (potentiel redox $< -200\text{mV/Ag/AgCl}$).

Bassin d'anoxie : bassin généralement situé en tête du bassin d'aération ou après le bassin d'anaérobiose recevant une partie des boues du bassin d'aération riche en nitrates. Il a une fonction de dénitrification.

Batch : fait référence à un mode d'administration de l'eau usée en mode séquencé (par bûchée) et non en continu comme dans un procédé classique en boue activée

Biodégradable – biodégradabilité – biodégradation : dégradation sous l'action du métabolisme d'organismes vivants de la matière organique.

Biomasse : masse totale de la matière vivante.

* (Extraits notamment du dictionnaire encyclopédique des pollutions - F. Ramade, mis à jour le : 27 novembre 2002 et de la norme ISO 6107)

Boue activée : amas biologique (floc) formé, au cours du traitement d'une eau résiduaire, par la croissance de bactéries et d'autres micro-organismes en présence d'oxygène dissous et par les diverses MES (végétaux, sables, ...).

Bulking – foisonnement – gonflement : phénomène apparaissant dans les stations par boues activées, caractérisé par le fait que la boue activée occupe un volume excessif en décantation et ne sédimente pas facilement. Ce phénomène est généralement lié à la présence de micro-organismes filamenteux.

By-pass : canalisation permettant de court-circuiter la station d'épuration ou une partie de la station.

Carbone (substance) facilement assimilable (dégradable) : composés organiques qui peuvent être dégradés biologiquement à un degré spécifié selon des essais codifiés de biodégradabilité totale.

Charge massique (Cm) : flux de DBO_5 entrant par jour dans le système biologique par unité de masse de matières volatiles en suspension. La charge massique s'exprime en $\text{kg DBO}_5/\text{kg MVS.j}$. On distingue ainsi les procédés à faible charge, moyenne charge et forte charge massique.

Charge volumique (Cv) : flux de DBO_5 entrant par jour dans le système biologique par unité de volume du système (en $\text{kg DBO}_5.\text{m}^{-3}.\text{j}^{-1}$)

Clarificateur - décanteur secondaire : ouvrage dans lequel s'effectue la séparation des phases solide et liquide, par sédimentation des matières décantables (décantation des floccs).

Coagulant : composé minéral (sel de fer ou d'aluminium) ou organique neutralisant les charges électriques de surface des particules en suspension et facilitant ainsi leur adhésion.

Clifford : dispositif d'alimentation du clarificateur situé au centre du bassin (anneau central).

Cyanobactéries : bactéries assurant la photosynthèse grâce à la présence dans leur cytoplasme de pigments spécialisés (autrefois appelées algues bleues).

DBO_5 - Demande biochimique en oxygène : masse d'oxygène dissous nécessaire à l'oxydation biologique pendant cinq jours, des matières organiques contenues dans l'eau. Elle s'exprime en $\text{g O}_2.\text{L}^{-1}$.

DCO – Demande chimique en oxygène : masse d'oxygène dissous nécessaire à la l'oxydation chimique des matières organiques et/ou inorganiques contenues dans l'eau. Elle s'exprime en $\text{g O}_2.\text{L}^{-1}$.

Décantabilité : aptitude des matières solides en suspension à sédimenter.

Dénitrification : réduction des nitrates (NO_3) en azote gazeux (N_2) par des bactéries en situation d'anoxie. La vitesse de dénitrification est fonction du pH, de la température, de l'absence d'oxygène dissous et de la source de carbone organique.

Détergent : un détergent est un composé *tensioactif* qui entraîne une modification de la tension superficielle de l'eau. La structure moléculaire de base d'un détergent est identique à celle des lipides ou corps gras.

Dystrophie : dernier stade d'un enrichissement excessif de l'eau qui survient souvent brutalement après l'eutrophisation et qui se caractérise par des modifications importantes des conditions chimiques et une transformation régressive des peuplements.

EHN : électrode à hydrogène normale. Un potentiel d'oxydo-réduction s'entend par référence à l'électrode à hydrogène normal (EHN). Les potentiels, mesurés par rapport à une électrode de référence quelconque sont donc ramenés au potentiel de l'électrode à hydrogène normale.

EH ou Eq./Hab. : équivalent/habitant (arrêté du 11/12/91) Unité de pollution journalière correspondant à un habitant théorique soit : 120 grammes de DCO, 60 grammes de DBO_5 , 90 grammes de MES, 5 grammes de NTK, 4 grammes de PT.

Épaississement des boues, épaisseur : premier stade de réduction du volume des boues à traiter visant à augmenter la concentration des boues.

Exopolysaccharides (EPS) : substances de haut poids moléculaire (protéines, polysaccharides...) synthétisées à l'extérieur de la paroi cytoplasmique et pouvant rester fixées à la cellule et constituer une couche d'épaisseur variable autour des bactéries.

Foaming – moussage – mousses biologiques stables : amas de flottants stables, bruns visqueux et épais se développant à la surface des bassins et des clarificateurs. L'examen microscopique révèle la présence de micro-organismes filamenteux.

Flagellés : organismes unicellulaires (protozoaires*) de petite taille pourvus d'un ou plusieurs flagelles (filaments mobiles servant d'organe de locomotion à certains protozoaires). Ils sont bactériophages, mais certaines espèces sont capables d'assimiler directement la matière organique dissoute.

Floc : on s'intéresse ici au floc bactérien, formé par l'agglomération de bactéries et de matières organiques et minérales. La cohésion est assurée par un mucilage constitué d'exopolymères bactériens. La taille est de l'ordre du micron (de 10 à 100µm). D'une façon plus générale, on le définit comme l'ensemble des particules macroscopiques formées dans un liquide par floculation (séparables par sédimentation ou flottation).

Floculation : formation de grosses particules, par agglomération de petites particules ; sous l'action de moyens mécaniques, physiques, chimiques ou biologiques.

Flux piston : caractéristique hydraulique d'un bassin où les concentrations en substrats et les besoins en oxygène varient au long de son parcours selon un gradient de concentration décroissant. Par extension, ouvrage aménagé de façon à constituer un canal de grande longueur, même virtuellement dans lequel les eaux usées et les boues recirculées sont admises sensiblement au même point, en tête du bassin. .

Flottants – matières flottantes : matières solides qui stagnent à la surface de l'eau. Les flottants peuvent être composés de corps gras, de déchets non ou insuffisamment piégés dans l'étape de dégrillage (papiers, plastiques, filasses, etc.), d'amas bactériens (floc filamenteux ou non) ...

Glucide : (sucre) substance naturelle ou de synthèse composée de carbone, d'hydrogène et d'oxygène. On distingue les glucides facilement assimilables tels que le glucose des glucides tels que l'amidon ou la cellulose, nécessitant une phase d'hydrolyse pour être assimilés.

Indice de boue : mesure empirique du volume occupé, par 1 g de boue activée après sédimentation dans des conditions spécifiées pour un temps défini de 30 minutes. Il s'exprime en mL.g⁻¹. L'indice de boues se distingue de l'indice de Mohlman par les dilutions qui sont effectuées lorsque le volume apparent occupé par les boues activées est supérieur à 300 mL. Ainsi, pour des concentrations en boue activée dans le bassin d'aération faible l'indice de Mohlman est équivalent à l'indice de boues.

Jar-test ou jartest : dispositif expérimental permettant de mener des essais répétitifs de décantation en laboratoire.

Liquide interstitiel : c'est la phase liquide de la boue activée, dans laquelle baignent les particules de floccs (eau interstitielle). Ses qualités (turbidité, concentration en éléments chimiques) sont très proches de celles de l'eau de sortie en particulier pour les systèmes infiniment mélangés.

Matières en suspension (MES) : concentration (en mg.L⁻¹) en matières solides (matières organiques et minérales) contenues dans un liquide. Elles sont déterminées par filtration ou centrifugation, puis séchage dans des conditions définies et contrôlées (étuve à 105 °C).

Matières organiques : désigne l'ensemble des substances d'origine biologique et autres substances oxydables contenues dans un effluent (C, N, P).

Matières volatiles en suspension (MVS) : fraction organique d'un mélange (en mg.L⁻¹) (volatilisable à 550 °C). Elles constituent une fraction des **matières en suspension**.

Matières de vidange : matières issues de la vidange et du curage des différents ouvrages composant les filières de l'assainissement autonome. En règle générale, les matières de vidange comprennent les boues, le chapeau et l'effluent septique de la fosse.

Matières sèches : concentration (en g.L⁻¹) en matières solides et solubilisées dans un liquide. Elles sont déterminées directement par séchage (étuve à 105 °C) d'un échantillon brut d'eau ou de boues dans des conditions définies et contrôlées. Les MS se distinguent des MES par la fraction des sels dissous qui peuvent représenter 20-30 % des MES

Mélange intégral : procédé hydraulique supposant qu'à tout instant, la composition du mélange est identique en tout point du réacteur (s'oppose au mélange flux piston)

Mésotrophe : désigne un milieu aquatique dans lequel la teneur en éléments minéraux nutritifs est moyenne.

Microfaune : compartiment microbien constitué des bactéries et des protozoaires.

Nitrification : oxydation de l'azote ammoniacal (NH₄⁺) en nitrite (NO₂⁻) (nitritation) puis en nitrate (NO₃⁻) (nitratation). L'étape limitante est généralement la nitritation.

Phosphate (P) : molécule chimique constituée d'atomes de phosphore oxydé. On parle principalement d'orthophosphates (PO₄²⁻). On distingue : P-PO₄ : phosphates et PT : phosphore total.

Photosynthèse : synthèse de matières organiques à partir de gaz carbonique et d'eau, en présence de lumière par des organismes vivants utilisant des pigments photochimiques.

Potentiel d'oxydoréduction ou redox : exprime la différence de potentiel (ΔE°, force électromotrice). L'oxydoréduction est un processus de transfert d'électrons. Un oxydant est capable de recevoir un ou plusieurs électrons, un élément réducteur

est capable de céder un ou plusieurs électrons.

Protéines : macromolécules organiques constituées par l'enchaînement linéaire d'acides aminés.

Protozoaires : organismes eucaryotes unicellulaires appartenant au règne des Protiste. Taille variant de quelques microns à plusieurs centaines de microns.

pH : potentiel d'hydrogène. Mesure qui reflète l'acidité ou l'alcalinité.

SBR (Sequential Batch reactor) : réacteur à boue activée où les fonctions de traitement biologique et de clarification sont assurées dans le même ouvrage et où l'alimentation est séquencée.

Septicité - eau usée septique : eau usée qui a subi des conditions anaérobies produisant habituellement de l'hydrogène sulfuré. En pratique, la septicité est révélée par des concentrations moyennes journalières voisines de 1mg.L^{-1} d' H_2S ¹ ou par un potentiel redox inférieur à 100 mV EHN (ou -100 mV Ag/AgCl). L'hydrogène sulfuré est habituellement accompagné d'acides gras volatils (AGV) et d'azote à l'état réduit (NH_4^+)

Sprinkler : distributeur rotatif d'eau brute au-dessus des lits bactériens, mû le plus souvent par la seule force hydraulique.

STEP : Station d'épuration

Stripper - stripping : évacuation de composants volatiles des liquides par échange gazeux.

Tensio-actifs : composant ayant la propriété de modifier la tension superficielle d'un liquide. Cela permet par exemple de réunir et de maintenir de façon stable deux liquides non miscibles. Exemple : un tensio-actif adapté permet de former une émulsion stable d'huile dans l'eau par formation de micelles d'huile entourées du tensioactif. L'huile n'est pas en contact direct avec l'eau, c'est pourquoi le mélange est stable.

Turbide – turbidité : réduction de la transparence d'un liquide due à la présence de matières non dissoutes (MES)

Volume décanté : volume occupé (mL), par les boues après 30 minutes de décantation dans une éprouvette d'un litre.

¹ Domaine de traitement garantie (CCTG fascicule 81 – titre 2)



Bibliographie

Documents techniques Fndae > <http://www.eau.fndae.fr/>

N° 1 – L'exploitation des lagunages naturels, 1985.

N° 5 bis – Stations d'épuration – Dispositions constructives pour améliorer leur fonctionnement et faciliter leur exploitation, 1992.

N° 8 – Guide technique sur le foisonnement des boues activées (1990).

N° 24 – Performances des systèmes de traitement biologique aérobie des graisses Graisses issues des dégraisseurs de stations d'épuration traitant des effluents à dominante domestique (2001).

N° 25 – Traitement de l'azote dans les stations d'épuration biologique des petites collectivités 2002.

N° 26 – Insufflation d'air fines bulles : application aux stations d'épuration à boues activées des petites collectivités, 2002.

N° 28 – Étude des pré-traitements compacts basés uniquement sur le tamisage fin. (2004).

N° 30 – Traitement des matières de vidange en milieu rural. Évaluation technico-économique des filières, 2004.

Hors série – Guide de lutte contre les mousses biologiques stables dans les stations d'épuration à boues activées ; GIS Mousses, 1993.

64

Articles

L'épaississement des boues : les règles de bonne gestion. Canler J.-P., Cauchi A., Duchène Ph., Fernandes P., Larigauderie A., Leboucher G., Pujol R., Cemagref Lyon QELY, Générale des eaux, Paris, Cemagref Antony QEAN, Anjou Recherche, SAUR Tours, Lyonnaise des eaux, Paris, TSM, n° 4, 2002, p. 27-37

Réflexion sur les paramètres de qualité exigés pour les rejets de stations d'épuration. Duchène Philippe et Vanier Christian avec la collaboration de Jean-Pierre Canler et Alain Liénard, EAT, n° 29, Mars 2002.

La clarification : approche dimensionnelle basée sur le couple aération-clarification. Fondements et évolutions, Canler J.-P., Perret J.-M., 83^e congrès de l'ASTEE, Aix-les Bains, 24 au 28 mai 2004.

Les éléments les plus significatifs de la microfaune des boues activées. Duchène Ph., Cotteux E., TSM, n° 9, 1993, p. 471-477.

Cemagref

Dans la collection « Cahiers épuration QEPP »

N° 7 – Les principales mesures électrochimiques de terrain, 1982.

N° 10 – La maîtrise du foisonnement des boues activées par la technique de la zone de contact, 1984.

N° 14 – Qualité des boues activées et dimensionnement des décanteurs secondaires, 1988.

N° 17 – Potentiel d'électrode de platine dans les boues activées. Mesures et interprétation, 1990.

N° 20 – Prévention des dysfonctionnements biologiques des boues activées, 1995.

Aide au diagnostic des stations d'épuration par l'observation microscopique des boues activées. Canler J.-P., Perret J.-M., Duchène P., Cotteux E., Cemagref Editions, Antony, 1999, 155 p.

Le lagunage naturel : les leçons tirées de 15 ans de pratique en France. Racault Y., Cemagref Bordeaux, RABX, Satese, ENSP RENNES, Agence de l'EA. Cemagref Éditions, Antony/Agence de l'eau, Loire-Bretagne, 1997, 60 p.

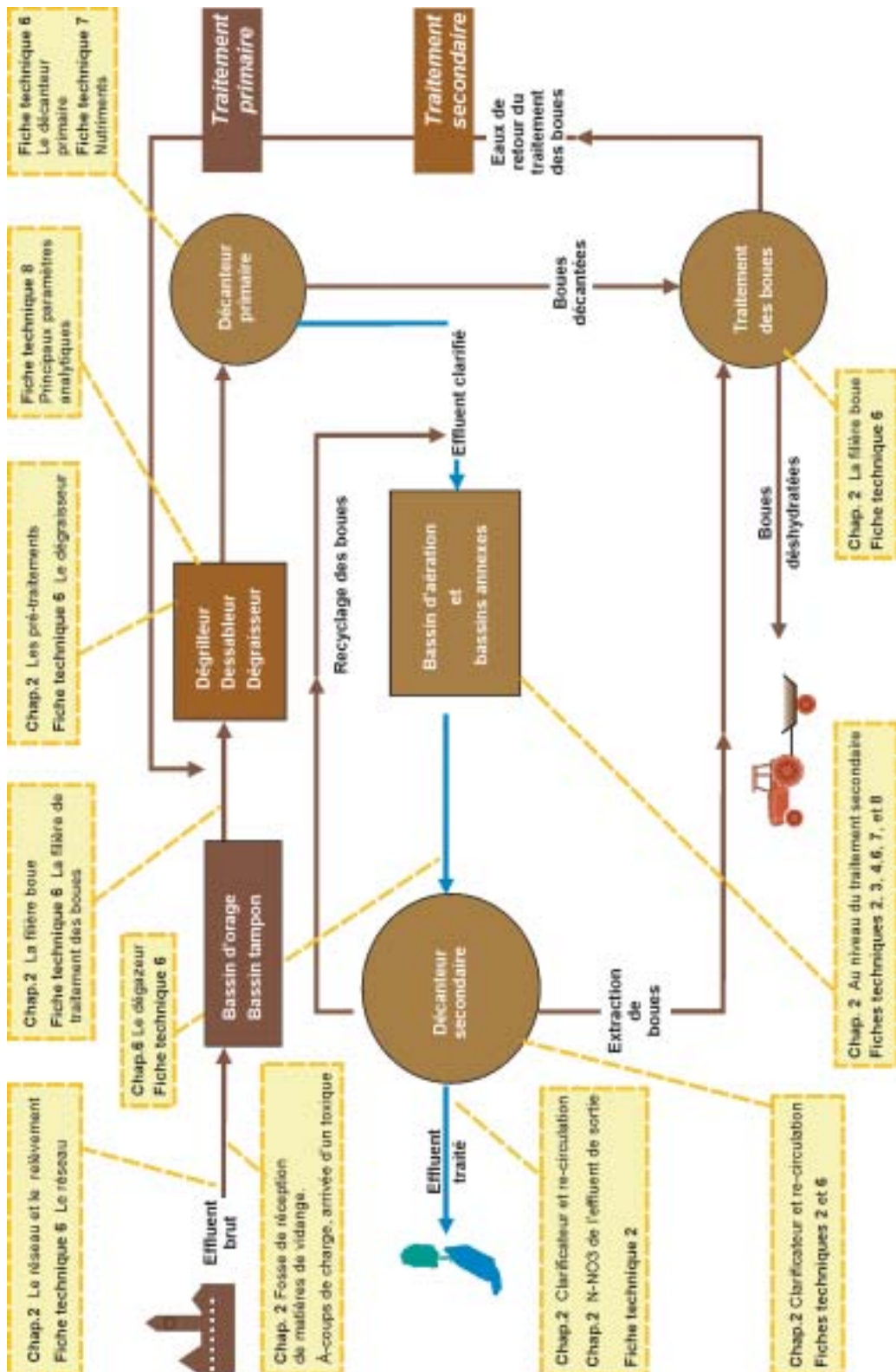
Les dysfonctionnements biologiques dans les stations d'épuration à boues activées : diagnostic de la situation en France sur la période 1999-2001 (Cemagref).



Fiche technique 1 – Identification du problème	p. 66
Fiche technique 2 – Outils de suivi et de diagnostic	p. 69
Charge massique	p. 69
Indice de boue	p. 71
Utilisation de la vitesse ascensionnelle – approche de la vitesse critique	p. 73
Évaluation du temps de séjour de la boue dans un clarificateur	p. 75
Fiche technique 3 – Observation microscopique	p. 78
Échantillonnage	p. 78
Microscope	p. 78
Préparation de l'échantillon	p. 79
Colorations	p. 79
Estimation du nombre de filaments	p. 79
Fiche technique 4 – Relation filaments et fonctionnement général de la station	p. 81
Fiche technique 5 – Techniques de lutte	p. 84
La chloration	p. 84
La zone de contact	p. 87
Les sels métalliques, les produits minéraux et les polymères	p. 89
Les anti-mousses	p. 90
Fiche technique 6 – Points essentiels d'exploitation	p. 91
Le réseau	p. 91
Le bassin tampon	p. 91
Le dégraisseur	p. 91
Le décanteur primaire	p. 92
Les réacteurs biologiques	p. 92
Fiche technique 7 – Nutriments	p. 94
Fiche technique 8 – Principaux paramètres analytiques	p. 96

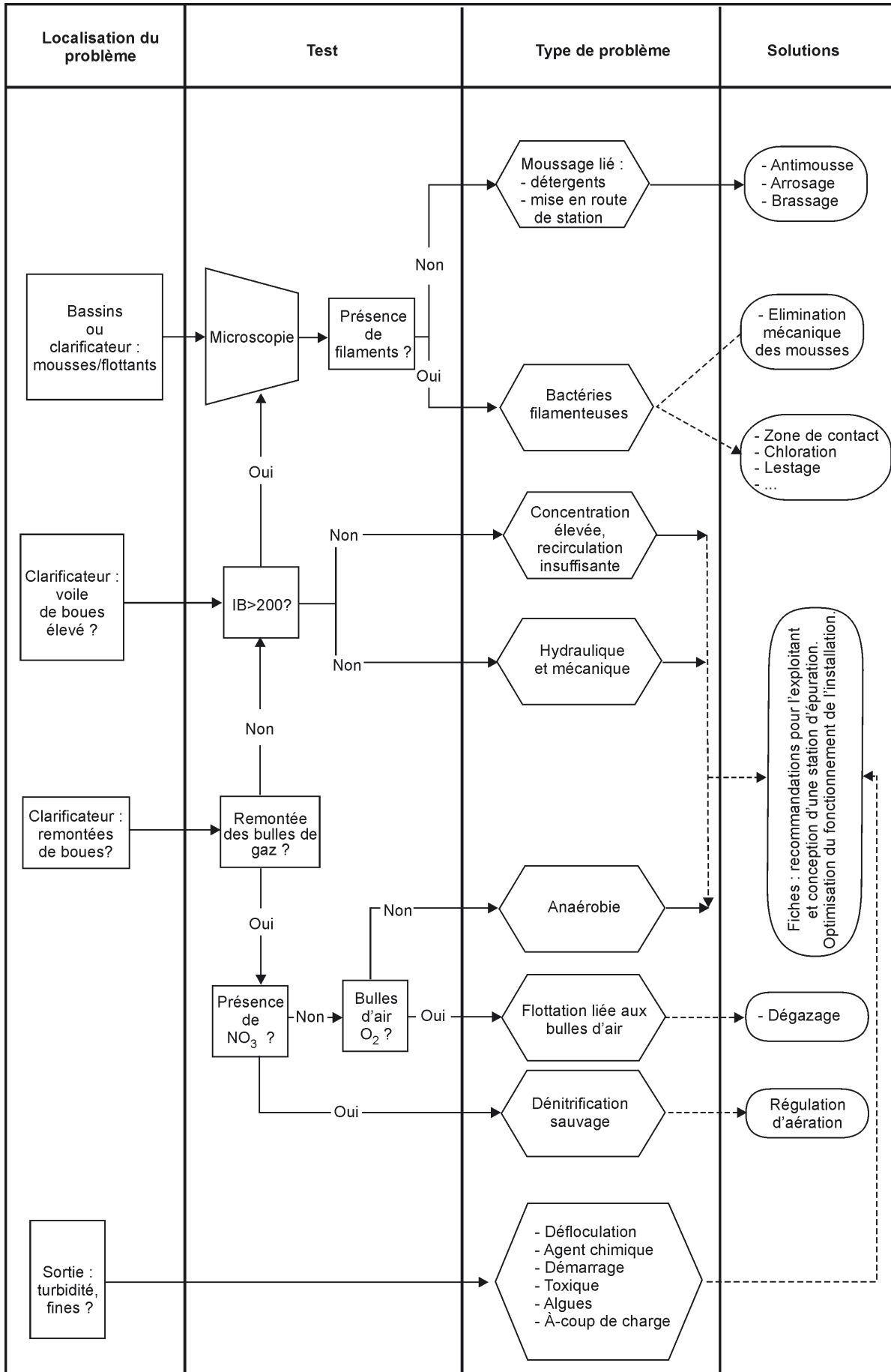
FICHE TECHNIQUE I – IDENTIFICATION DU PROBLÈME

- Cette première fiche technique se veut un outil pragmatique d'aide au diagnostic du dysfonctionnement constaté sur la station. Elle est composée d'un schéma synoptique, guide de lecture des différentes parties du document, d'un tableau de synthèse listant les points à étudier et proposant un premier niveau d'interprétation et d'un logico-gramme qui présente la démarche à suivre.



ÉLÉMENTS POUR UN PREMIER DIAGNOSTIC

Lieu d'observation	Points à étudier	Interprétation
Entrée de la station	Couleur et odeur des effluents	Anaérobiose (septicité, concentration en sulfures)
	Concentration des eaux à traiter	Effluents industriels (déséquilibres $DBO_5/N/P$, DCO/DBO_5 , $DCO/DBO_5/MES$)
Apports extérieurs	Traitement retenu Type de produits	Proportion du flux à traiter par rapport à la charge (% de la charge)
Retours de la filière boue	Type de filière	Temps de séjour des eaux (Eh, pH), sulfures
Prétraitements	Présence ou non de flottants	Âge et type de flottants (présence d'une cloison siphonide ?)
	Efficacité du dégraisseur	Turbulences
	Gestion des sables, fréquence d'extraction	Temps de séjour
Traitement primaire	Traitement retenu	Temps de séjour de l'eau et de la boue
	Réactifs physico-chimiques	Concentration en nutriments, ($DBO_5/N/P$), pH
	Gestion des flottants	Devenir des flottants
Bassin d'aération et ouvrages annexes (anaérobie, anoxie)	Flottants	Circulation hydraulique, jupe à l'aérateur de surface
	Aération	Champs de bulle, gerbe, répartition journalière des cycles, durée ($kg O_2/kg DBO_5$ à traiter) Type d'asservissement (valeurs seuils O_2)
	Agitation et configuration	Éventuelles zones mortes ($Watt.m^3$)
	Charge massique	Carence nutritionnelle Déséquilibres nutritionnels
Dégazeur	Dénivelé entre bassin d'aération et clarificateur	Chute d'eau, prise d'air
	Flottants	Type d'évacuation, âge des flottants
Clarificateur	Vitesse ascensionnelle de fonctionnement	Origine des pertes de boue (indice de boue, concentration en boue, débit de pointe horaire des eaux à traiter)
	Hauteur du voile de boue	Taux de recirculation (indice de boue)
	Conception de l'ouvrage	Vitesse au niveau du <i>clifford</i> , hauteur de l'ouvrage, immersion du <i>clifford</i> , situation de la goulotte, diamètre de l'ouvrage raclé ou sucé
	Quantité de flottants	Devenir des flottants après évacuation
Eaux de sortie	Qualité des eaux de sortie, couleur	Rendement d'élimination du C, N, P (résultats analytiques)
	Pertes de boues	Vitesse ascensionnelle de fonctionnement, dénitrification endogène



FICHE TECHNIQUE 2 – OUTILS DE SUIVI ET DE DIAGNOSTIC



Objectif : cette fiche technique détaille quatre notions fondamentales en aération prolongée : la charge massique, l'estimation et l'interprétation de l'indice de boue, le calcul et l'utilisation de la vitesse ascensionnelle dans le clarificateur et l'évaluation du temps de séjour de la boue dans le clarificateur.

CHARGE MASSIQUE

Un réacteur à boue activée est caractérisé par le paramètre charge massique (C_m) qui fixe les performances de l'installation, les productions de boue et le niveau de stabilisation de la boue.

La charge volumique (C_v)¹ qui correspond à la quantité de nourriture (DBO_5 ou de DCO) reçue par jour et par m^3 de bassin est une conséquence du paramètre C_m et correspond à une notion de temps de séjour dans les ouvrages.

La **charge massique** est couramment décrite comme étant le rapport entre la nourriture et la masse de micro-organismes disponibles pour la consommer (ratio $F/M = Food/Micro-organisms$) pour une période donnée (24 heures). La charge massique (C_m) représente donc la quantité de DBO_5 ou de DCO à traiter rapportée au kilo de MVS et par jour.

$$C_m = \frac{DBO_5 \text{ (kg.j}^{-1}\text{)}}{MVS \text{ (kg)}}$$

On considère que les MVS sont représentatives de la biomasse active présente dans le système. Ce postulat est approximatif car les MVS mesurées sont en partie des bactéries, et en partie de la matière organique non vivante (proportion faible). En dehors du dimensionnement, ce paramètre doit être vérifié en exploitation et réajusté si nécessaire en adaptant la concentration en biomasse à la charge polluante entrante.

La masse totale des boues activées qu'il faut prendre en compte dans le calcul est celle du système, c'est-à-dire bassins biologiques et clarificateurs. Comme logiquement la masse de boues dans le clarificateur doit être nulle ou quasiment (voile de boue bas), la biomasse du clarificateur est très souvent négligée. Le calcul est alors fait uniquement sur le contenu du bassin d'aération (ou des bassins biologiques lorsqu'il y a plusieurs ouvrages comme par exemple une succession bassin anaérobie, anoxie, voire zone de contact). Cette approximation n'est plus vraie lorsque la décantation est altérée, et que des boues s'accumulent dans le(s) clarificateur(s). Il convient alors de prendre en compte cette biomasse, puisqu'elle recevra sa part de nourriture dans la période des 24 heures. Pour estimer la masse de MVS contenue dans le clarificateur, voir fiche technique 2 « Outils de suivi et de diagnostic, p. 74 ».

À noter que la charge massique doit être représentative du réacteur biologique concerné. C'est ainsi que la charge massique d'un bassin alimenté par une eau décantée (cas d'une station avec décantation primaire) doit être calculée avec la charge polluante apportée par l'eau décantée et non l'eau brute.

La concentration en matière active (MVS) est fixée au départ dans le réacteur biologique compte tenu des limites du clarificateur.

Les paramètres C_v ¹, C_m et concentration en MVS sont liés par la relation suivante :

$$\frac{C_v}{C_m} = [MVS] \text{ (kg.m}^{-3}\text{) ou g.L}^{-1}$$

Toujours en partant de l'hypothèse d'un clarificateur vide de boues, la concentration en MVS obtenue, correspond à celle qui doit être maintenue.

La charge massique est naturellement liée à l'âge des boues² puisque la masse totale de boues présente dans le système conditionne leur âge. Ainsi à une faible charge massique est associé un âge de boues élevé (12-18 jours), et inversement, une forte charge est associée à un âge de boues très faible (2-4 jours) (cf. tableau 1).

$$^1 C_v = \frac{DBO_5 \text{ (kg.j}^{-1}\text{)}}{V \text{ (m}^3\text{)}} ; \quad ^2 \text{ Âge de la boue} = \frac{1}{C_m \times P_{SB}} \quad [P_{SB} = \text{Production spécifique de la boue}]$$

Type de procédé	Âge de boues (j)	Rendement en DBO ₅ (%)	Production de boues (kg MES/kg DBO)	% MVS
Aération prolongée	>15	>95	0,7 à 0,8	65
Faible charge		90-95	0,8 à 1	70
Moyenne charge	2 à 5	80-90	1 à 2	75-80
Forte charge	1	70-80		>80%

Tableau 1 – Valeurs communément admises pour les charges massiques traditionnelles

La charge massique appliquée (l'âge des boues) a également une incidence sur la production de boues.

En forte charge, la disponibilité en substrat est grande, les bactéries se développent sous forme libre ou de petits floccs. La synthèse de biomasse est importante : la production de boues est élevée et la phase auto-oxydation (ou respiration endogène) est limitée : le rapport MVS/MES est fort. Les rendements épuratoires sont faibles.

Par opposition, en faible charge, la taille des floccs devient importante car la majorité de la synthèse cellulaire est dédiée à la production d'exopolymères. La production de boues est donc faible (auto-oxydation plus poussée), le rapport MVS/MES est faible. Les rendements épuratoires sont élevés (figure 1).

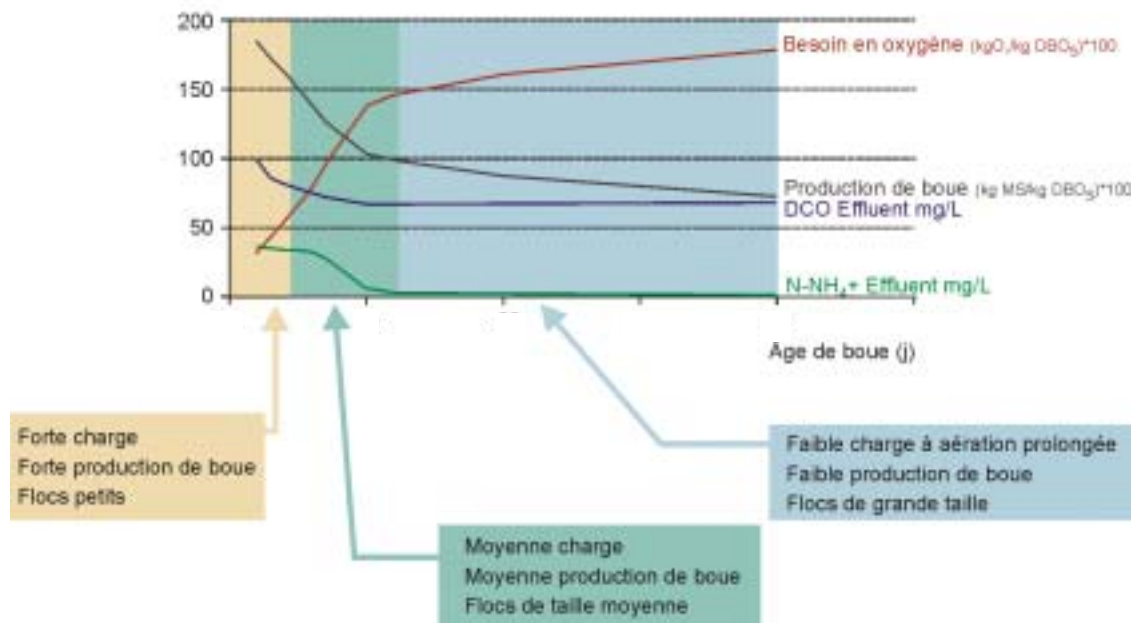


Figure 1 – Effets de l'âge de boue sur le fonctionnement d'une station

INDICE DE BOUE (IB)

OBJECTIF

➤ Apprécier l'aptitude de la boue à la décantation, suivre l'évolution de son aptitude à décanter lors d'un traitement spécifique (chloration...) et prévenir d'éventuelles pertes de boues liées au dépassement des capacités hydrauliques du clarificateur. (cf. p. 74)

DÉFINITION

➤ L'indice de boue représente le volume occupé par un gramme de boue après trente minutes de décantation statique dans une éprouvette d'un litre à paroi transparente graduée. Noté IB, exprimé en mL.g⁻¹ de MES, il est défini par la formule suivante :

$$IB = VD_{30} / MES$$

avec : VD_{30} = volume de boue décanté en trente minutes (en mL.L⁻¹). MES = concentration des matières en suspension dans l'éprouvette (en g.L⁻¹)².

L'indice de boue est valide à condition que le volume décanté soit compris entre 100 mL et 300 mL. Dans le cas contraire une dilution est nécessaire. Dans ce cas, le calcul de l'indice de boue est le suivant :

$$IB = VD_{30} / [MES] \text{ dans l'éprouvette après dilution ou}$$

$$IB = VD_{30} / [MES] \text{ du bassin d'aération} \times 1/\text{facteur de dilution}$$

Le test lui-même, de mise en œuvre facile, est obligatoirement réalisé sur le terrain. Le calcul de l'indice exige la mesure de la concentration en MES qui doit être effectuée au laboratoire. Cet échantillon peut être prélevé soit dans l'éprouvette après la mesure du VD_{30} (attention à bien agiter avant le prélèvement pour la mesure des MES) ou dans le bassin d'aération en tenant compte pour le calcul de l'IB de la dilution effectuée (dans ce cas, une attention particulière doit être apportée à la dilution). Dans le cas où le volume décanté sans dilution est inférieur à 100 mL, il n'est pas nécessaire de concentrer la boue.

DESCRIPTION DU TEST DE DÉCANTATION

- ➊ Prélever un échantillon de boue homogène et représentatif du bassin d'aération (de préférence en sortie du bassin, l'aérateur étant en fonctionnement depuis ¼ d'heure) et un échantillon d'eau clarifiée (éviter les flottants) pour les éventuelles dilutions.
- ➋ Remplir une éprouvette avec un litre de boue remise en suspension.
- ➌ Agiter vigoureusement l'éprouvette de bas en haut sans perdre du mélange (obturer avec la paume de la main protégée par du parafilm ou un gant).
- ➍ Poser l'éprouvette sur un plan horizontal stable non soumis à des vibrations, à l'ombre pour éviter l'augmentation de la température et déclencher la minuterie.
- ➎ Après 30 minutes, noter le niveau du voile de boue (interface boue-eau) dans l'éprouvette. Cette valeur notée VD_{30} doit impérativement être comprise entre 100 et 300 mL. Dans le cas contraire, vider l'éprouvette, la rincer et introduire 500 mL de boue et 500 mL d'eau clarifiée ce qui correspond à une dilution au 1/2 et suivre la procédure à partir du point 3.

Les étapes 3 à 5 doivent être refaites avec des dilutions plus importantes (1/4 de boue, 1/5, ...) jusqu'à obtenir les conditions de validité du test (entre 100 et 300 mL de volume décanté après 30 minutes).

RÉSULTATS

➤ L'indice de boue est exprimé en multiple de 10 pour tenir compte des incertitudes inhérentes à la procédure. Les indices faibles (< 100 mL.g⁻¹) correspondent à des boues qui sédimentent facilement. En revanche, les boues décantant difficilement ont des indices élevés (> 200 mL.g⁻¹), caractéristiques d'un développement excessif de bactéries filamenteuses ou foisonnement (*bulking* en anglais).

RÈGLES DE MISE EN ŒUVRE

Il est démontré depuis longtemps que la vitesse de décantation est influencée par le diamètre de l'éprouvette, la concentration et la décantabilité de la boue (CTGREF, 1979).

Pour que l'indice de boue soit un critère significatif d'appréciation de la décantabilité (ou qualité de la boue), il convient de limiter l'incidence des deux autres facteurs de variation (diamètre de l'éprouvette et concentration de la boue).

Les éprouvettes d'un litre disponibles dans le commerce ont une ouverture de l'ordre de 8 à 8,5 cm. Cette valeur « standard » permet de s'affranchir des interférences liées aux variations de diamètre.

Il est indispensable de procéder à des dilutions pour limiter l'influence de la concentration excessive des boues. En effet, le volume décanté dépend de la concentration dans l'éprouvette. Il faut que le volume décanté soit proportionnel à la concentration pour que l'indice soit stable et donc significatif de la décantabilité des boues. Cette condition est obtenue si VD_{30} est inférieur à 300 mL comme le montre le graphique ci-dessous.

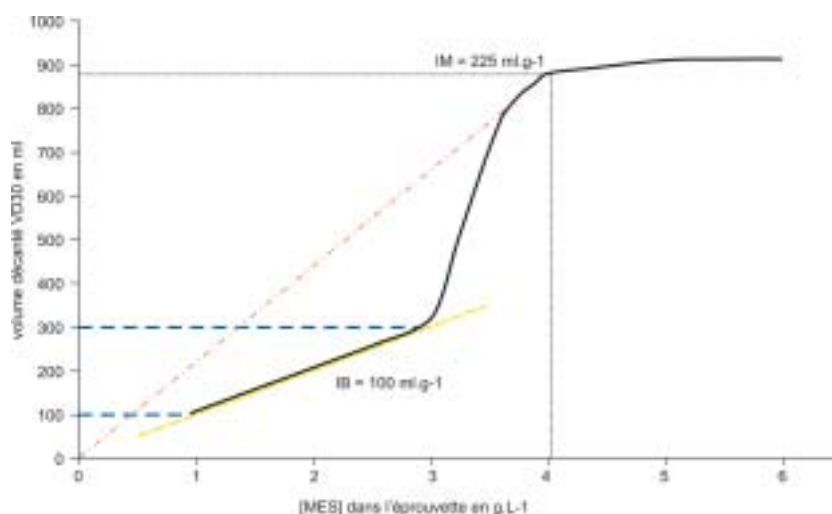


Figure 2 – Variation du volume décanté (VD 30) en fonction de la concentration en MES dans l'éprouvette

Dans cet exemple et pour une boue donnée, on obtient une relation linéaire entre le volume décanté et la concentration à condition que ce volume décanté soit inférieur à 300 mL. Dans l'exemple, l'IB est de 100 mL/g d'où sa bonne aptitude à la décantation.

Au-delà d'un volume décanté supérieur à 300 mL, la relation VD_{30} en fonction de la concentration de la boue n'est plus linéaire. Il faut alors effectuer une dilution pour se retrouver dans la gamme de linéarité et donc pouvoir calculer un indice de boue.

Dans les cas où la concentration dans le réacteur biologique est faible et lorsque la boue décante bien, la dilution pour la mesure de l'indice de boue n'est pas nécessaire ($VD_{30} < 300$), ce dernier est équivalent à l'indice de Mohlman (test de décantation similaire au test de l'IB mais sans aucune dilution).

En revanche, à une concentration de 4 g.L⁻¹, le volume décanté est de l'ordre de 900, soit un indice de Mohlman de 225, non représentatif de l'IB (IB = 100). Il faut diluer les boues pour calculer l'IB.

UTILISATION

L'IB ($VD < 300$ mL) est utilisé pour mesurer l'aptitude de la boue à la décantation. Il a des applications dans quatre domaines :

- suivi de l'efficacité d'un traitement spécifique du foisonnement ;
- évaluation des performances des décanteurs secondaires ;
- gestion du taux de boue dans les périodes où l'indice de boue est stable ;
- et deshydratabilité des boues.

L'indice de Mohlman (IM) est utilisé uniquement pour la filière traitement des boues, en particulier pour les notions d'épaississement.

FRÉQUENCE DES MESURES

Dans le cas des systèmes boue activée en aération prolongée, la mesure de l'IB doit être réalisée au moins deux fois par semaine.

En cas de crise lorsque des techniques curatives sont mises en place, un suivi journalier est nécessaire pour apprécier le degré d'efficacité de la solution retenue.

VARIABILITÉ DE L'INDICE

En règle générale pour une eau résiduaire urbaine, la variation de l'indice de boue sur une journée n'excède pas 40 mL.g^{-1} . Dans le cas où la variation observée est supérieure à 40, vérifier les points suivants :

- méthodologie ;
- arrivée massive et brutale d'effluent industriel ;
- dénitrification dans l'éprouvette.

UTILISATION DE LA VITESSE ASCENSIONNELLE – APPROCHE DE LA VITESSE LIMITE

Schématiquement, le phénomène de décantation consiste à créer dans le clarificateur des conditions de vitesse telles que le flux d'eau épurée ascendant ne perturbe pas la descente des particules que l'on souhaite concentrer en fond d'ouvrage pour ensuite les soustraire (recirculation, extraction des boues en excès, cf. figure 3).

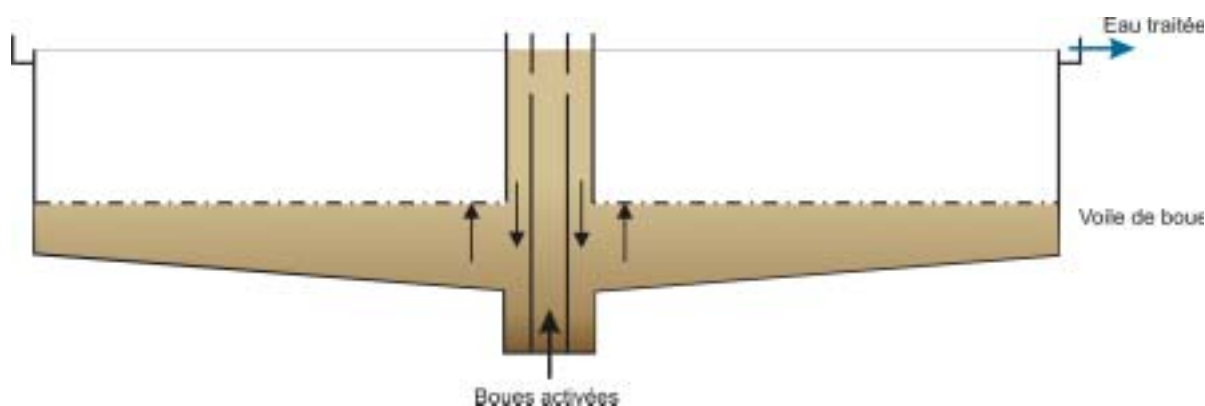


Figure 3 – Principe de fonctionnement d'un clarificateur

Au-delà de la limite hydraulique du clarificateur, on observe un engorgement et à terme, un débordement du lit de boue (d'où les pertes de boue). Cette limite hydraulique s'exprime par la vitesse ascensionnelle (V_a en $\text{m}^3.\text{m}^2.\text{h}^{-1}$ ou charge hydraulique superficielle) :

$$V_a = Q / S$$

Q : débit maximal horaire observé à l'entrée de la filière biologique (en $\text{m}^3.\text{h}^{-1}$) ;

S : surface utile (surface au miroir) du clarificateur (en m^2).

Cette relation est très utile lors du dimensionnement du clarificateur : elle permet de déterminer le débit maximal horaire que pourra supporter l'installation en fonction de la surface du clarificateur.

Par ailleurs, pour une boue activée, la vitesse ascensionnelle est fonction de la concentration en boue (MES en g.L^{-1}) et de l'indice de boue (en mL.g^{-1}). On définit ainsi le paramètre V_c (volume corrigé en mL.L^{-1}) :

$$V_c = \text{IB} \times \text{MES}$$

La représentation graphique ci-dessous permet de déterminer la vitesse maximale admissible dans l'ouvrage en fonction des MES et de l'indice de boue.

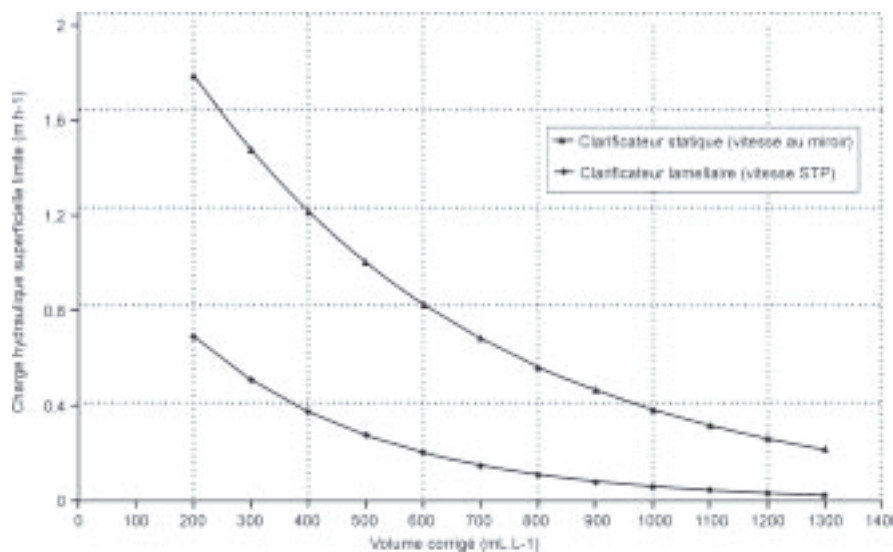


Figure 4 – Charge hydraulique superficielle limite en fonction du volume corrigé (clarificateur à flux vertical) et lamellaire d'après CTGREF, 1979. La courbe est applicable aux décanteurs à flux vertical (cylindriques ou cylindro-coniques) ayant un ratio rayon/profondeur proche de 5.

Les performances hydrauliques diminuent avec l'accroissement du ratio rayon/profondeur : on estime la perte de la charge hydraulique à au moins 20 % sur les décanteurs à flux horizontal (circulaire ou rectangulaire).

À titre d'exemple, prenons le cas d'une station d'épuration de 10 000 Eh. dont le clarificateur a été dimensionné sur la base d'une vitesse ascensionnelle de 0,6 m.h⁻¹ pour un débit de pointe de 190 m³.h⁻¹, cet ouvrage a donc une surface de l'ordre de 315 m².

74

IB (mL.g ⁻¹)	MES (g.L ⁻¹)	Vc (mL.L ⁻¹)	Va (m ³ .m ² .h ⁻¹)	Débit admissible dans la station (m ³ .h ⁻¹)
150	3	450	1,1	346
152	5	750	0,60	189
100	5	500	1	315
200	5	1 000	0,4	126
100	10	1 000	0,4	126

Tableau 2 – Exemple de variation des débits admissibles sur une station

Dans les différents cas du tableau 2, la vitesse ascensionnelle limite indiquée est lue sur le graphe de la figure 4. L'admission de débits supérieurs à cette valeur limite rend les pertes de boue inévitables.

On constate dans cet exemple que le doublement des MES ou de l'indice de boue nécessite de diviser par environ 2,5 le débit admis sur la station pour maintenir un bon fonctionnement du décanteur secondaire. La limitation volontaire du débit d'entrée est alors la solution extrême pour éviter les pertes de boues dans le milieu récepteur.

La maîtrise de l'indice de boue et le maintien à un niveau raisonnable de la teneur en boue du bassin d'aération constituent donc deux éléments essentiels du bon fonctionnement des stations d'épuration.

ÉVALUATION DU TEMPS DE SÉJOUR DE LA BOUE DANS UN CLARIFICATEUR

Cette fiche permet d'évaluer le temps de séjour de la boue, dans le clarificateur en fonctionnement. Il convient de vérifier que le calcul donne un temps de séjour inférieur à la valeur limite précisée dans le tableau 3.

Le temps de séjour de la boue dans un clarificateur correspond au temps disponible pour la sédimentation et l'épaississement. Au-delà d'un certain temps de séjour, le gain en épaississement est très faible et les conditions qui s'y développent peuvent occasionner des perturbations dans le clarificateur (dénitrification) ou dans la station (foisonnement).

Le temps de séjour de la boue à ne pas dépasser pour éviter une fermentation est fonction de la charge massique (taux de MVS) et du traitement recherché.

Les ordres de grandeur sont les suivants :

Charge massique Kg de DBO ₅ .kg de MVS ⁻¹ .j ⁻¹	Type de traitement associé au carbone	Temps de séjour à ne pas dépasser (en minutes).
< à 0,1	Avec nitrification et dénitrification	100 – 140*
De 0,1 à 0,25		90
De 0,25 à 0,8	Sans traitement de l'azote	De 30 à 80
> à 0,8		< à 30

* 140 minutes dans le cas d'une dénitrification poussée

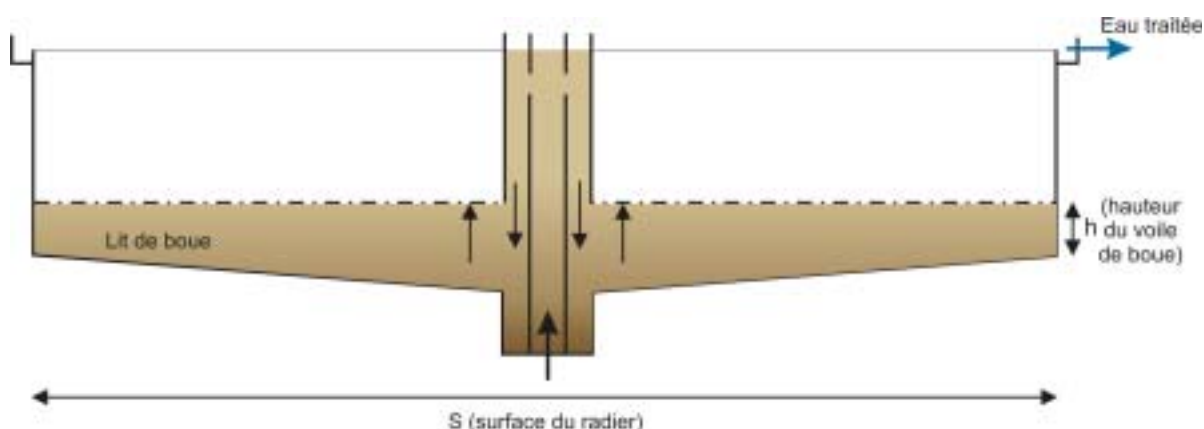
Tableau 3 – Temps de séjour de la boue dans un clarificateur à ne pas dépasser

Remarque : d'une façon générale, un temps de séjour de la boue dans le clarificateur inférieur à deux heures est souhaitable afin d'éviter tout risque de développement de bactéries filamenteuses . À noter que le temps de séjour de la boue varie en fonction du débit d'entrée et de recirculation.

➤ Démarche pour calculer le temps de séjour de la boue dans le clarificateur

Le temps de séjour de la boue dans le clarificateur peut être calculé ainsi :

temps de séjour de la boue = masse de boue dans le clarificateur/quantité horaire de boue recirculée



➤ Estimation de la masse de boue dans le clarificateur :

La masse moyenne de boue stockée dans le clarificateur est égale :

Masse de boue = Volume de boue x Concentration moyenne dans le lit de boue.

Volume de boue dans le clarificateur = hauteur du voile de boue (h) x surface du radier (S)

Concentration moyenne dans le lit de boue : Clb.

La hauteur moyenne du voile de boue dans l'ouvrage au cours de la journée peut être considérée comme le niveau du voile à l'équilibre (équilibre hydraulique et bilan matière).

Cette hauteur peut être estimée :

- à l'aide d'un détecteur de voile de boue, ou
- à l'aide d'un pompage avec descente progressive du tuyau d'aspiration.

La concentration moyenne dans le lit de boue (Clb) est obtenue d'une façon approchée par la formule suivante :

$$\text{Concentration moyenne de la boue (Clb)} = (2 \times \text{Cba} + \text{Cbr}) / 3$$

Cba : concentration en MES des boues du bassin d'aération

Cbr : concentration en MES des boues re-circulées. (valeur mesurée ou calculée). Cette valeur peut être estimée à partir du taux de re-circulation (Tr). À l'équilibre, le taux de re-circulation (Tr) détermine le facteur d'épaississement de la boue (Fép) :

$$F \text{ ép} = \text{Cbr}/\text{Cba} = 1 + (1/\text{Tr})$$

En fonction de l'indice de boue observé, il existe une valeur Cbr théorique limite qui ne peut être dépassée. Ainsi,

$$\begin{aligned} \text{si IB} < 200 \text{ mL.g}^{-1} & \quad \text{Cbr limite à retenir} = 1000/\text{IB} \\ \text{si IB} > 200 \text{ mL.g}^{-1} & \quad \text{Cbr limite à retenir} = 1200/\text{IB} \end{aligned}$$

Exemple

Pour un taux de re-circulation, Tr = 100 % soit 1,

$$F \text{ ép.} = 1 + 1/1 = 2$$

$$\text{soit Cbr} = 2 \times \text{Cba}$$

> Estimation de la quantité horaire de boue recirculée : ce paramètre est fonction du débit de recirculation et de la concentration en MES des boues recirculées.

$$\text{Quantité horaire de boue recirculée} = \text{débit recirculé} \times \text{Cbr}$$

> Application

Débit de pointe : 188 m ³ .h ⁻¹	Volume journalier : 2260 m ³ .j ⁻¹
Surface du clarificateur : 314 m ²	IB : 120 mL.g ⁻¹ de MES
Concentration en MES des boues dans le bassin d'aération (Cba) : 4.2 g.L ⁻¹	Taux de recirculation (Tr) : 120 % soit 1,2
Hauteur du voile de boue (h) : 0.40 m	

> Rappel de la formule

$$\text{Temps de séjour de la boue} = \text{Masse de boue} / \text{Quantité horaire de boue re-circulée}$$

> Estimation de la masse de boue :

$$\text{Masse de boue} = \text{Volume de boue} \times \text{Concentration moyenne dans le lit de boue}$$

Volume de boue : surface du clarificateur/hauteur du voile boue (314 x 0.4) m³

$$\text{Concentration moyenne de la boue dans le lit de boue (Clb)} : \text{Clb} = (2 \times \text{Cba} + \text{Cbr}) / 3$$

Avec F ép = Cbr/Cba et F ép = 1 + (1/Tr) soit F ép = 1 + (1 / 1.2) = 1,8

Ainsi $C_{br} = F_{ép} \times C_{ba}$ soit $C_{br} = 1,8 \times 4,2 = 7,7 \text{ g.L}^{-1}$

Vérification de la valeur calculée par rapport à la valeur limite (pour $IB=120 \text{ mg.L}^{-1}$) :

$C_{br \text{ limite}} = 1000/IB$

$C_{br \text{ limite}} = 1000/120 = 8,3 \text{ g.L}^{-1}$

La concentration limite des boues recirculées étant supérieure à la concentration des boues re-circulées (calculée), cette valeur peut être retenue.

Pour finir, $Clb = (2 \times 4,2 + 7,7) / 3 = 5,4 \text{ g.L}^{-1}$

Calcul du temps de séjour de la boue dans le clarificateur :

Temps de séjour de la boue = $(314 \text{ m}^2 \times 0,4 \text{ m} \times 5,4 \text{ g.L}^{-1}) / (94 \text{ m}^3.\text{h}^{-1} \times 1,2 \times 7,7 \text{ g.L}^{-1})$
= 0,8 heure

FICHE TECHNIQUE 3 – OBSERVATION MICROSCOPIQUE

▶ Cette fiche détaille les méthodes pour identifier les bactéries filamenteuses dans les boues activées.

ÉCHANTILLONNAGE

Prélever les **échantillons de boue activée**, dans le bassin d'aération à un endroit où le brassage est efficace et en évitant les flottants qui peuvent être présents à la surface. Prélever un **échantillon de mousse** (ayant un aspect frais) soit à une extrémité du bassin d'aération, soit à la surface du clarificateur en évitant de prendre de l'eau.

Dans le cas où il existe plusieurs files en parallèle indépendantes (pas de recirculation croisée), il est intéressant de prélever des échantillons dans chacune des files : des conditions d'aération, d'agitation et d'alimentation et donc des populations dominantes peuvent être différentes.

Lors d'un épisode de crise (foisonnement, moussage, traitement curatif,...), les échantillons doivent être prélevés tous les jours. En période normale, un examen hebdomadaire peut suffire. On retiendra une fréquence de l'ordre du 1/3 de l'âge de la boue.

L'examen des échantillons doit se faire le plus rapidement possible. L'échantillon est stocké dans un flacon en plastique, rempli à moitié de boue et peut être conservé au réfrigérateur. Il est important de laisser suffisamment d'air dans le flacon pour éviter tout risque de dégradation anaérobie. L'échantillon n'est pas altéré par un transport de quelques heures à température ambiante.

Selon la charge massique de la station, un échantillon peut être conservé au réfrigérateur entre trois (cas des boues de forte charge) et dix jours (aération prolongée), sans modification notable du maillon filamenteux. En revanche, pour l'observation des protozoaires, l'état de fraîcheur est indispensable.

MICROSCOPE

Un microscope à contraste de phase équipé d'objectifs 10X et 100X permet un grossissement de l'ordre de 100 à 1000X. Ces conditions sont satisfaisantes pour l'observation microscopique des échantillons. Il permet d'observer les points suivants :

- taille et forme des floccs ;
- structure des floccs ;
- Protozoaires ;
- particules organiques et inorganiques ;
- bactéries libres dans le milieu [(Zooglea) formation de tétrades] ;
- abondance des bactéries filamenteuses ;
- morphologie des filaments.

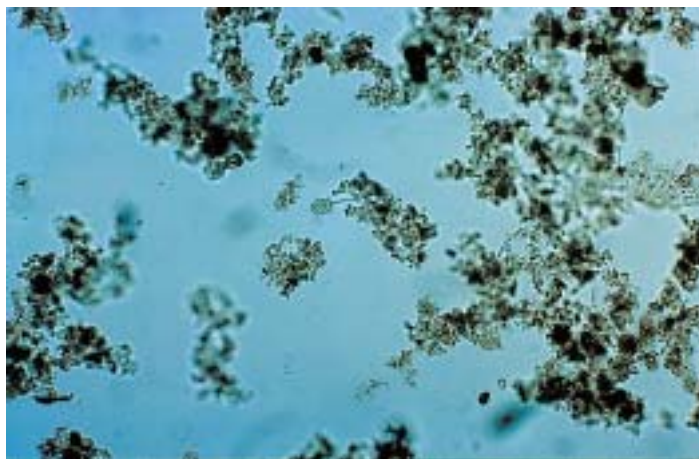


Figure 1 –
Observation au microscope objectif 10 X

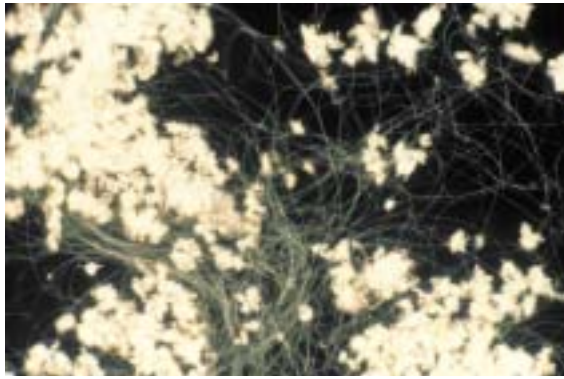


Figure 2 – Observation au microscope fond noir objectif 10 X

L'observation microscopique est effectuée en lumière directe et en contraste de phase. Une première étape à l'objectif 10 X permet une observation générale des boues. Une seconde étape à l'objectif 100 X permet une observation plus détaillée.

Remarque : en sélectionnant l'anneau de phase de l'objectif 100 avec l'objectif $\times 10$ ou $\times 20$, on obtient une illumination en fond noir très pratique pour observer les bactéries libres et les petits flagellés à déplacement rapide.

PRÉPARATION DE L'ÉCHANTILLON

Visualisation à l'état frais – Sur une lame d'observation (25 mm \times 75 mm) propre et sèche (nettoyée au détergent puis à l'alcool en cas de la réutilisation de la lame), déposer une goutte d'échantillon bien agité. Recouvrir la préparation d'une lamelle (22 mm \times 22 mm) et presser doucement pour chasser les éventuelles bulles d'air piégées entre la lame et la lamelle. Enlever l'excès de liquide sur les bords avec du papier absorbant. Identifier l'échantillon sur le bord de la lame.

Préparation pour une coloration – Sur une lame d'observation (25 mm \times 75 mm) propre et sèche, déposer une goutte d'échantillon bien agité. L'étaler à l'aide d'une lamelle ou d'une pipette, sur la moitié de la surface de la lame. Laisser sécher l'échantillon à température ambiante. Il est préférable de ne pas sécher à la flamme, la chaleur risquant d'endommager les cellules bactériennes et modifier leurs critères morphologiques. Identifier sur le bord de la lame, l'échantillon et le type de coloration qui sera réalisée.

COLORATIONS

Les colorations réalisées en routine sont les colorations Gram et Neisser (*cf.* annexe n° 1). Elles permettent une caractérisation de la membrane bactérienne, critère clé de l'identification et de détecter la présence de granules de réserve.

Des colorations plus spécifiques peuvent être réalisées comme :

- la coloration à l'encre de Chine pour visualiser les exo-polymères ;
- la coloration au noir de Souchan des PHAs (poly β -hydroxyalkanoates), composés de stockage cellulaire ;
- la coloration au cristal violet pour visualiser la présence d'une gaine ;
- la coloration de Neisser met en évidence les réserves de polyphosphates.

ESTIMATION DU NOMBRE DE FILAMENTS

Il est possible de réaliser une estimation quantitative de l'abondance de filaments présents dans l'échantillon observé. Plusieurs techniques ont été développées, nous en présentons deux, relatives au nombre de filaments émergeant du floc.

❶ Longueur des filaments : l'observation microscopique de 50 µL de boues (soit une goutte) est réalisée avec un objectif 100 X. L'échantillon est étalé entre lame et lamelle et l'observation se fait sur la totalité des champs correspondants. Le microscope est équipé d'un oculaire gradué et l'on compte sur chaque champ le nombre d'intersections entre l'échelle de graduation et un filament. On peut ainsi exprimer une longueur de filament par µL.

Cette technique peut être utilisée en ne comptant qu'un nombre limité de champs (par exemple, ceux situés sur une médiane), dans ce cas, le calcul doit être ramené au nombre total de champs.

❷ Estimation subjective de l'abondance des filaments : Jenkins (1986) a déterminé une grille d'indices permettant de caractériser l'abondance des filaments présents par floc. L'observation se fait avec un objectif 100 X et on observe un indice moyen pour la totalité de l'échantillon, après examen de plusieurs champs.

Indice	Estimation	Explication
0	Absence	Pas de filament observé
1	Peu de filaments	Filaments présents occasionnellement dans certains floes
2	Quelques filaments	Filaments présents fréquemment dans certains floes
3	Fréquent	Filaments présents dans tous les floes à faible densité (1 à 5 par floc)
4	Très fréquent	Filaments présents dans tous les floes à moyenne densité (5 à 20 par floc)
5	Abondant	Filaments présents dans tous les floes à forte densité (> 20 par floc)
6	En excès	Filaments présents dans tous les floes (plus de filaments que de floes)

80

Remarque : il faut noter, toutefois, que ces techniques sont très consommatrices de temps. Une bonne corrélation existe entre la longueur totale de filaments et l'indice de boue. Dans le cadre de l'exploitation en routine, le calcul régulier de l'indice de boue peut être suffisant.

FICHE TECHNIQUE 4 – RELATION FILAMENTS ET FONCTIONNEMENT GÉNÉRAL DE LA STATION

► Cette fiche présente les relations communément admises entre la présence d'un certain type de bactéries filamenteuses et les caractéristiques de fonctionnement de la station (en particulier la charge massique) et les caractéristiques de l'effluent.

TABLEAU 1 – CONDITIONS DE FAIBLE CHARGE OU AÉRATION PROLONGÉE

Filaments dominants	Type de station	Origine supposée du problème	Facteurs de développement ou aggravants	Type d'effluent	Solutions techniques envisageables
<i>Microthrix parvicella</i>	Aération prolongée ou faible charge massique	Carence nutritionnelle peu marquée	Carence en O ₂ – Temps d'anoxie trop long, septicité (soufre, AGV), flottants, dépôts, retour septique	Principalement ERU et/ou ERI	Zone de contact
Type 0041			Carence en nutriments (C), effluents dilués.		
Type 0092			Faible carence en nutriments (N ou P) et en O ₂ et flottants non repris (septicité)		
Type 0581			Carence en nutriments (N) et en O ₂		
Type 0675			Carence légère en nutriments et en O ₂		
Type 021 N	charge massique	Forte carence nutritionnelle (industrie)	– Déséquilibre en nutriments (N) – Carence en O ₂ , à-coups de charge, soufre	Principalement ERI et/ou ERU	Zone de contact + complémentation en nutriments
Type 0961			Carence en nutriments (le plus souvent P, voir N)		
<i>Nocardioformes</i>		Âge de boue élevé, flottants persistants, et riche en acides gras	Flottants sur les ouvrages		
Algues pigmentées		Sous-charge de l'installation			

ERU : eau résiduaire urbaine ERI : eau résiduaire industrielle

TABEAU 2 – CONDITIONS DE MOYENNE À FORTE CHARGE MASSIQUE

Filaments dominants	Type de station	Origine supposée du problème	Facteurs de développement ou aggravants	Type d'effluent	Solutions techniques envisageables	
<i>Sphaerotilus natans</i>	Moyenne à forte charge massique (ERU) ou charge massique indifférenciée (ERI)	Substrat riche en hydrate de carbone Déséquilibres nutritionnels Carences nutritionnelles Variations de charge	Carence en O ₂ et substrat facilement assimilable	ERU ERI	Complémentation en nutriments	
Type 021 N			Déséquilibre en nutriments (N) – Carence en O ₂ , à-coups de charge, soufre			
Type 0961			Carences en nutriments (le plus souvent en P voir N) : ERI agro-alimentaire	Industries agro-alimentaires		Suroxydation des boues.
Type 1701				Carence en O ₂ et en nutriments, Déséquilibre, substrat facilement assimilable	ERU	Extension de la station Mise en place d'un premier étage à forte charge Mise en place d'une zone de contact
Type 1851					Industries agro-alimentaires/ papeteries	
Type 1863						
Type <i>Nostocoïda</i>				Déséquilibre en nutriments, carence en O ₂	ERU + industries agro-alimentaire (substrat facilement assimilable)	

TABEAU 3 – SANS CONDITION DE CHARGE SPÉCIFIQUE

Filaments dominants	Type de station	Origine supposée du problème	Facteurs de développement ou aggravants	Type d'effluent	Solutions techniques envisageables
Type 021 N	Charge massique indifférenciée	Composés soufrés réduits dans l'effluent	Carence en nutriments (N) et en O ₂ (septicité) et à-coups de charge	ERU avec des longs temps de séjour dans le réseau ou des retours septiques de la filière boue. ERI	Oxydation des composés soufrés en amont du traitement. Sur-aération des boues.
<i>Thiothrix sp</i>			Soufre réduit, carence en nutriments (N) et en O ₂ , à-coups de charge		
<i>Beggiatoa sp</i>			Soufre réduit : anaérobiose (dépôts)		
Nocardioformes	Sans domaine précis de charge massique		Carence en nutriments (laiterie) et flottants persistants Âge de boue élevé	ERU et/ou ERI	Dénomination de l'âge de boue Extraction des mousses
Type 0914		Soufre réduit	Septicité		
Type 1851		Faible charge organique	Déséquilibre en nutriments et en O ₂	ERI : agro-alimentaires, papeteries et autres.ERU	Zone de contact
Saprospires : spirilles		Effluents septiques	Sous aération		Augmentation de l'oxygène
Type <i>Nostocoida</i>		Faible charge organique	Carence en nutriments (N) et en O ₂	ERI : facilement assimilable ERU : Nosto. II	Zone de contact
<i>Haliscomenobacter hydrossis</i>			Carence en O ₂ et substrat facilement assimilable	Eau résiduaire de papeterie et/ ERU	Augmentation de l'aération.
Type 803		Forte septicité et faible charge organique	Nombreux problèmes de réglages	ERU	Zone de contact
Champignons		pH variable effluents chimiques		ERI	

Remarques

- Si plusieurs germes cohabitent, il convient d'en tenir compte dans les solutions techniques préconisées.
- Les conditions d'exploitation déficientes constituent dans tous les cas un facteur aggravant.

FICHE TECHNIQUE 5 – TECHNIQUES DE LUTTE

▶ Cette fiche apporte des éléments pour la mise en œuvre de la chloration d'une boue activée, les principes de dimensionnement d'une zone de contact et les principales caractéristiques de mise en œuvre des produits lstants et anti-mousses.

LA CHLORATION

PRINCIPE

L'objectif de la chloration est l'élimination ou l'affaiblissement de la population des bactéries filamenteuses sans trop altérer les bactéries floculées assurant le traitement de l'eau. Les bactéries filamenteuses émergent du floc, présentent une surface de contact avec le liquide interstitiel importante. Elles sont *a priori* plus facilement atteintes par l'action oxydante du chlore.

Il faut veiller à extraire un maximum de boue possible (compatible avec le maintien des capacités de traitement) avant de démarrer la chloration afin de limiter la dose de chlore utilisée. La chloration doit être pratiquée en continu sur une période minimale de huit à dix jours. Par conséquent, il faut prévoir un approvisionnement suffisant pour assurer un traitement continu.

LES TAUX DE TRAITEMENT (G DE CHLORE PAR KG MVS ET PAR J)

Deux paramètres permettent de dimensionner une chloration : le taux de chlore (en g de chlore.kg⁻¹ MVS.j⁻¹) et la concentration en chlore au point d'injection (en mg.L⁻¹).

Dans l'état actuel des connaissances, un **taux initial de 4 g de chlore. kg⁻¹ MVS.j⁻¹** (en hiver) est recommandé, dans la mesure où l'on n'observe pas trop d'altération de la nitrification. Ce taux est à maintenir au moins trois jours consécutifs avant, le cas échéant, de l'augmenter. Selon l'intensité du foisonnement, on peut démarrer la chloration à un taux plus faible.

En pratique, les **concentrations moyennes en chlore au point d'injection sont de l'ordre de 4 à 20 mg Cl₂.L⁻¹**. La concentration maximale au point d'injection ne doit pas excéder 35 mg.L⁻¹ (rapport de la masse totale de Cl₂ injectée par jour sur le débit total passé au point d'injection) ; il est impératif de multiplier les points d'injection si les doses à injecter ne permettent pas de respecter cette valeur limite.

À noter que le taux de passage théorique, d'une particule de boue au point d'injection devra être supérieur à 2,5 fois par jour. Le **taux de passage** se calcule à partir de la masse totale de MES passant dans la journée au point d'injection divisée par la masse totale de MES du système.

Remarque : pour estimer l'efficacité du traitement, il est nécessaire de connaître la concentration en ammoniacque au point de chloration. En présence de chlore, l'ammoniacque se transforme en monochloramines ; ce composé a un pouvoir oxydant plus faible que le chlore mais un temps de persistance plus long. Ainsi, pour un rapport massique Cl₂/N-NH₄ ≤ 5, tout le chlore disponible est transformé en chloramine.

À noter, que le nitrate réagit également avec le chlore avec un rapport massique de 5,1 mg Cl₂/mg N-NO₃. Les nitrites sont souvent en faible concentration, sauf dans le cas de certaines installations industrielles utilisant l'acide nitrique comme solution de lavage.

L'efficacité du traitement au chlore est également fonction du type de filament majoritaire.

LE POINT DE CHLORATION

C'est un élément important dans la mise en place du traitement. En effet, le chlore en tant qu'oxydant puissant, est rapidement dégradé par la matière organique. On recommande d'appliquer ce traitement dans la conduite de recirculation en amont d'un coude afin de traiter la totalité des boues après consommation de la matière organique. Trois arguments justifient ce choix :

- traitement de toutes les boues,
- point d'injection éloigné de l'arrivée de l'eau brute,
- bonne diffusion du chlore dans tout le volume grâce à la turbulence engendrée par le pompage.

Les autres points de chloration possibles sont soit directement dans le bassin d'aération, soit sur une conduite pompant dans le bassin d'aération et rejetant dans ce même bassin (recirculation des « nitrates »). Toutefois, ces deux points ne permettent pas une bonne maîtrise du taux de traitement.

La pompe de recirculation doit être mise en marche en continu (24h/24), le débit de chlore doit être de préférence asservi à la pompe (dans tous les cas, arrêt impératif de la pompe de chlore en cas d'arrêt de la pompe de recirculation).

SUIVI DE L'EFFICACITÉ DU TRAITEMENT

Les modifications de réglage (effectuées avec un pas de temps égal ou supérieur à deux jours) seront basées impérativement sur l'observation des effets enregistrés afin d'éviter tout surdosage qui aurait pour conséquence une dégradation sensible de l'activité biologique. L'observation microscopique (plage blanche pour des filaments à gaine, fragments courts pour les autres), l'indice de boue, la qualité de l'eau épurée (défloculation) et la quantité de mousse présente sont les meilleurs indicateurs de l'efficacité de la chloration. Le suivi des protozoaires est également un indicateur de l'impact du traitement.

Pour un traitement efficace, il convient de prolonger la chloration jusqu'à obtenir un indice de boue satisfaisant de l'ordre de 100 mg.L⁻¹.

Dans le cas des stations nitrifiantes, il est recommandé d'ajuster la dose de chlore pour préserver au moins partiellement la nitrification (mesures ponctuelles de l'ammoniaque en sortie de station).

En cas de défloculation importante (concentration en MES dans l'eau de sortie) il convient de multiplier les points d'injection pour une même quantité de chlore injectée. Ceci s'observe auprès quelques jours de traitement et traduit la rupture de fragments de filaments. L'apparition d'une couleur blanchâtre de la boue voire de la mousse peut également accompagner la défloculation..

Remarque : les premiers jours, la chloration peut s'accompagner d'un accroissement du volume des mousses.

CAS DES MOUSSES BIOLOGIQUES

Cette technique peut également être utilisée pour traiter les flottants d'origine biologique par aspersion d'eau de Javel pure (pulvérisateur – Prendre toutes dispositions sécuritaires pour le manipulateur). Il convient d'en estimer la masse. En cas de surface à traiter excessive, les mousses seront réintroduites dans la liqueur, par tout moyen adapté, pour qu'elles puissent être traitées en même temps que les boues, au niveau de la recirculation.

MODALITÉS PRATIQUES

Le chlore est particulièrement agressif pour les muqueuses : le port de lunettes, de gants voire de masque est nécessaire pour toute manipulation.

La chloration est en général réalisée au moyen d'eau de Javel du commerce, 48° chlorométriques soit environ 152 g de Cl₂ libre par litre (1° chlorométrique = 3,17 g.L⁻¹ de chlore actif).

La diminution du titre de l'eau de Javel dans les conditions optimales de stockage est de 1° par semaine durant les trois premiers mois. Le titre se stabilise autour de 30° et atteint une valeur de 25° au bout d'un an. Cette diminution est d'autant plus forte que le produit est stocké à la lumière et à la chaleur. Il convient donc de titrer l'eau de Javel avant chaque utilisation.

Rappel : les doses généralement utilisées sont de 4 à 6 g de Cl₂.kg⁻¹ MVS.j⁻¹.

Les doses maximales sont de l'ordre de 15 g de Cl₂.kg⁻¹ MVS.j⁻¹.

Les concentrations en chlore au point d'injection sont inférieures à 35 mg de Cl₂ L⁻¹ de boue.

Application – Exemple de dimensionnement d'une chloration par injection au point de recirculation

Volume du bassin d'aération, V_{BA} : 680 m³ ;

Volume du clarificateur occupé par des boues V_{DB} , 100 m³ ;

Concentration en MES dans le bassin d'aération C_{BA} : 3,5 g.L⁻¹ et $C_{Brecircul} = 5$ g/L;

Teneur en MES en recirculation $C_R = 5$ g.L⁻¹

Estimation de la concentration en MVS : $MVS = 0,8$ MES

Débit de recirculation Q_R : 60 m³.h⁻¹ ;

Chlore en solution commerciale à 48° chlorométrique soit (1° Cl = 3,17 g de chlore actif.L⁻¹) : 152 g de chlore actif par litre ;

Dose à appliquer (1^{er} temps) : 4 g de Cl₂.kg⁻¹ de MVS.j⁻¹ ;

Il s'agit de définir le débit de la pompe à chlore Q_{Cl} (L.h⁻¹).

Estimation de la masse totale en MES :

Masse en MES = $V_{BA} \times C_B + V_{DB} \times ((C_R + 2C_{BA})/3)$;

Soit $680 \times 3,5 + 100 \times 4 = 2\,780$ kg de MES

Masse totale en MVS = $2\,780 \times 0,8$

Soit 2 224 kg de MVS

Masse de Cl₂ injectée par jour :

Masse de Cl₂ = masse en MVS x dose de chlore

Soit = $2\,224 \times 4 = 8\,896$ g Cl₂.j⁻¹

Volume à utiliser par jour (solution à 152g.L⁻¹) :

Soit 59 L.j⁻¹ ou 2.4 L.h⁻¹

Dimensionnement

Concentration au point d'injection (g de Cl₂.m⁻³ recirculé) :

$C = \text{Masse de Cl}_2 \text{ injectée par jour} / \text{Débit journalier de la recirculation}$

Soit $C = 8\,896 / 60 \times 24$; **$C = 6,2$ g Cl₂.m⁻³ (ou mg.L⁻¹)**

Taux de traitement au point d'injection (g de Cl₂.kg⁻¹ MVS.j⁻¹) :

$T = \text{Masse de Cl}_2 \text{ injectée par jour} / \text{Flux massique au point d'injection}$

Soit $T = 8\,896 / 60 \times 24 \times 5 \times 0,8$;

$T = 1.54$ g de Cl₂.kg⁻¹ MVS.j⁻¹

Fréquence de passage d'une même particule au point d'injection (j⁻¹) :

$F = \text{Flux massique au point d'injection} / \text{Masse totale de MVS}$

Soit $F = 60 \times 24 \times 5 \times 0,8 / 2\,224$;

$F = 2.6$ j⁻¹

LA ZONE DE CONTACT

La zone de contact est un ouvrage situé à l'amont du bassin d'aération. Comme son nom l'indique, son principe repose sur la mise en contact d'une partie de l'eau usée avec la boue activée. Cet ouvrage a un impact sur la dynamique des populations bactériennes, les bactéries filamenteuses ayant en général une vitesse de capture du substrat plus faible que les bactéries floculées. Ce type de traitement est particulièrement indiqué dans les cas où la présence des bactéries filamenteuses est liée à une charge massique trop faible dans le bassin d'aération. Son avantage est d'avoir un coût de fonctionnement très faible (hors investissement). Cette technique atteint des résultats notables après un délai de l'ordre de deux fois l'âge de boues.

L'efficacité de la zone de contact nécessite l'application de certaines recommandations concernant les points suivants : les arrivées des effluents et des boues doivent être rassemblées en un même point afin d'optimiser le mélange et le temps de contact. Dans le cas d'une alimentation syncopée (poire de niveau par exemple), les arrivées boues-effluents seront synchronisées. L'ouvrage doit impérativement être brassé pour, d'une part, favoriser un contact rapide de l'effluent et de la boue et, d'autre part, éviter l'accumulation de dépôts en fond de bassin. Ce brassage peut entraîner une augmentation des flottants. Leur extraction fréquente et leur évacuation hors de la station paraît souhaitable.

Pour obtenir les résultats escomptés, une exploitation attentive est indispensable et demande un suivi tout particulier du maintien des concentrations en MES dans la zone de contact afin de respecter les paramètres de dimensionnement. La stabilité de la concentration de boue permet de limiter la fréquence des réglages.

Le dimensionnement d'une zone de contact dépend des caractéristiques qualitatives et quantitatives des effluents d'entrée. Cet ouvrage fonctionne à une charge appliquée de l'ordre de 100 mg de DCO.g⁻¹ de MES et un temps de contact de l'effluent avec la boue de dix minutes.

DIMENSIONNEMENT DE LA ZONE DE CONTACT

Ces calculs sont effectués sur les pointes de pollutions, de temps sec, mais il est intéressant de les réaliser également à partir des valeurs moyennes afin de connaître les fluctuations des paramètres de fonctionnement de l'ouvrage pendant la journée. Ces valeurs devront être ajustées en fonction de l'évolution des données de base.

Calcul du débit des boues à re-circuler (Q_b en m³.h⁻¹) :

$$Q_B = (DCO_{fa} \times Q_e) / (C \times C_r)$$

Q_e = débit d'eau résiduaire pendant les heures les plus chargées (en m³.h⁻¹)

DCO_{fa} = concentration en DCO soluble facilement assimilable (mg.L⁻¹)

C = charge massique appliquée dans la zone (C=100 mg DCO.g⁻¹ MES)

C_r = Concentration moyenne des boues alimentant la zone de contact (concentration des boues de recirculation en mg.L⁻¹)

Calcul du volume de la zone de contact (V en m³) :

$$V = [T (Q_e + Q_b)] / 60$$

Q_e : débit d'eau résiduaire pendant les heures les plus chargées (en m³.h⁻¹)

Q_b : débit des boues recirculées dans la zone de contact (en m³.h⁻¹)

T : temps de contact eaux usées/boues (de l'ordre de 10 min)

Application

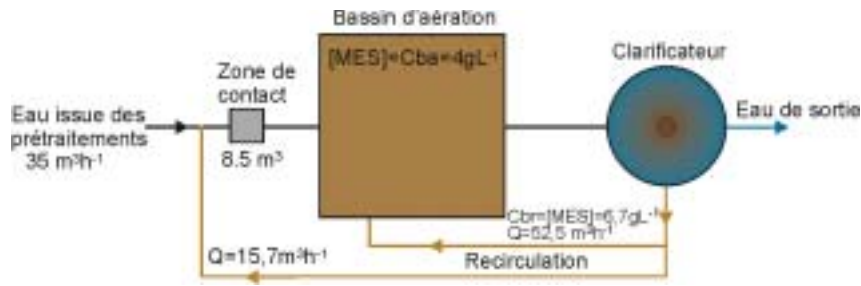


Figure 1 –Schéma de la zone de contact

Débit journalier (Q_e) : 300 m³.j⁻¹

Débit moyen horaire (Q_e moyen) : 12.5 m³.h⁻¹

Débit pointe horaire (Q_e pointe) : 35 m³.h⁻¹

Concentration en DCO de l'effluent brut (DCO) : 700 mg.L⁻¹

DCO facilement assimilable de l'effluent brut (heures les plus chargées) (DCO_{fa}) : 300 mg.L⁻¹

Concentration en MES dans le bassin d'aération (C_{ba}) : 4 g.L⁻¹

Concentration en MES au niveau de la recirculation (avec un taux de recirculation de 150%) (C_{br}) : 6.7 g.L⁻¹

Charge appliquée dans la zone de contact (C) : 100 mg DCO. g⁻¹ MES

Temps de contact en pointe(T) : 10 minutes

Débit des boues à la recirculation :

$$Q_b = (DCO_{fa} \times Q_e) / (C \times C_r)$$

$$Q_b = (300 \times 35) / (100 \times 6.7)$$

Soit 15,7 m³.h⁻¹ (en moyenne 5.6 m³.h⁻¹) ; le débit de recirculation dans la zone de contact sera de 16 m³.h⁻¹

Volume de la zone de contact :

$$V = T \times (Q_e + Q_b) / 60$$

$$V = (10 \times (35 + 15.7)) / 60$$

Soit 8,45 m³ ; le volume de la zone de contact sera donc de 8,45 m³ dimensionné sur le débit de pointe.

Remarque : en fonctionnement, le débit des boues à recirculation sera adapté au taux de charge entrant sur la station d'épuration.

LES SELS MÉTALLIQUES, LES PRODUITS MINÉRAUX ET LES POLYMÈRES

Les produits utilisés sont le plus souvent :

- des sels métalliques qui facilitent l'agglomération des floccs sans être toxiques pour les microorganismes aux doses normalement préconisées ;
- des produits minéraux qui vont s'adsorber sur le flocc et augmenter la vitesse de sédimentation ;
- des polymères qui permettent la floculation (adhésion) des particules entre elles.

LES SELS MÉTALLIQUES

Parmi ces produits, on utilise de préférence les sels de fer pour des raisons économiques. Ils participent également à l'élimination partielle du phosphore présent dans les eaux à traiter, mais ce n'est pas ici l'effet recherché.

Les sels métalliques permettent d'agglomérer les fines particules et de réduire leurs pertes (agglomérants). Leur efficacité n'est pas garantie et il est souhaitable de réaliser des essais préalables. Les doses injectées sont assez variables d'un essai à l'autre : en général de 4 à 10 g de fer ou d'aluminium par m³ d'eau traitée. Il faut mentionner que les conditionnements se présentant sous forme liquide sont plus faciles à mettre en œuvre.

Traitement chimique	Dose*	Point d'injection	Commentaires
FeCl ₃	4 à 10 g de métal.m ⁻³ d'eau traitée	Différents points d'injection envisageables : bassin d'aération, avant le déga-zeur, poste de recirculation (mélange rapide).	Surveiller le pH du système (consommation du TAC préjudiciable à la nitrification)
Clairtan (chlorosulfate de fer)			
Polychlorosulfate d'aluminium			
Aluminate de sodium			
Polychlorure d'aluminium			
Chlorosulfate d'aluminium			

* : dose choc (60 g de métal.m⁻³ d'eau traitée) puis une dose d'entretien (6 g de métal.m⁻³)

NB : les sels métalliques n'auront qu'un faible effet lestant ; ne pas se tromper d'objectif.

L'utilisation des sels d'aluminium est recommandée dans le cas d'eau douce.

LES PRODUITS MINÉRAUX

Ces produits ont un effet de lestage immédiat sur les boues et leur efficacité est obtenue après quelques heures d'application d'une dose choc (de l'ordre d'un gramme de produit/g de MES) suivi d'une dose d'entretien.

Cette période de lestage permet de mettre en œuvre par exemple des techniques chimiques de lutte sur le filament lui-même, ou d'attendre une amélioration de la situation après 1 à 2 âges de boue après modifications des consignes d'exploitation.

Des essais préalables (test de décantation) sont indispensables pour mesurer l'effet des produits sur la boue et les doses à appliquer (ces tests sont en général appliqués par les fournisseurs).

Les principaux produits sont :

Produit	Doses préconisées	Commentaires
Apatite Argile Bauxite	–	} Augmentation de la turbidité de sortie
Bentonite	0,7 à 1,2 g.g ⁻¹ de MVS	} Gonflement pouvant perturber l'effet lestant
Carbonate de calcium Chaux Cendres* Talc	0,75g.g ⁻¹ de MES 0,3 à 1,2 g.g ⁻¹ de MES	} Modification du pH. Risque de colmatage sur les diffuseurs fines bulles.

* En accord avec la réglementation en vigueur sur la valorisation des boues

LES ANTI-MOUSSES

L'utilisation d'anti-mousses permet d'introduire les flottants ou mousses dans la boue pour qu'ils puissent bénéficier du traitement appliqué aux boues, par des techniques chimiques telles que la chloration.

L'injection d'anti-mousses peut être accompagnée ou non d'un traitement par coagulant. Les doses de traitement sont de 0,8 à 6 g par m³ d'eau traitée pour l'anti-mousse et de 5 à 8 g de fer par m³ d'eau traitée pour le coagulant (voir § précédent). Lorsque l'anti-mousse est bien choisi ou bien adapté, l'effet du traitement est instantané, mais la remise en suspension des filaments provoque parfois leur remontée en surface du clarificateur. Dans environ un cas sur deux, la situation a été rétablie par l'ajout de coagulant. Très logiquement, les mousses se reforment rapidement (quelques heures) après l'arrêt du traitement.

Grâce à la rapidité de leur effet, les anti-mousses, de préférence associés à un coagulant, permettent de contrôler des cas de moussages critiques. Cette utilisation doit être limitée dans le temps. Les anti-mousses à base de silicone altèrent la qualité des membranes des diffuseurs d'air.

Le point d'injection est le plus souvent localisé à l'endroit où le moussage est le plus important.

Dose	Durée	Point d'injection
0,8 à 6 g.m ⁻³ d'eau traitée (associée à l'ajout de 4 à 10 g de fer.m ⁻³ d'eau traitée)	Quelques heures à deux jours	Dans le poste de recirculation ou au niveau de la turbine

FICHE TECHNIQUE 6 – POINTS ESSENTIELS D'EXPLOITATION

► Cette fiche récapitule les points sensibles et les recommandations principales (de conception et d'exploitation) à appliquer pour l'ensemble des étapes de traitement de l'eau usée.

LE RÉSEAU

Conception		Exploitation		
Ne pas dépasser la valeur limite de 1 à 2 mg.L ⁻¹ en H ₂ S dissous et en EH de 50 à 100 mV, à l'entrée de la station				
Assurer la ré-oxygénation dans les postes de relèvement (par chute d'eau essentiellement, tenir compte de l'éventuel stripping d'H ₂ S générant odeurs et corrosion). À noter le respect des consignes de sécurité concernant la teneur en H ₂ S.				
Limiter les temps de séjour dans les postes de relevage en optimisant le nombre de démarrages des pompes. Cependant, il convient de veiller à ne pas dépasser un certain nombre de démarrages dans l'heure, nombre qui sera fonction de la puissance de la pompe :				
Puissance de la pompe en kW	< 4	4 à 11	12 à 30	> 30
Nombre maxi de démarrages/heure	15	12	10	6
Temps mini entre deux démarrages en mn	4	5	6	10
Éviter les dépôts et les flottants dans le réseau et les postes de relevage				

LE BASSIN TAMPON

Conception		Exploitation	
Limiter les temps de séjour à 24 h			
Prévoir la possibilité de vidange complète de l'ouvrage, ce qui implique : <ul style="list-style-type: none"> – une fosse de pompage ou un fond conique ; – un type d'aérateur capable de fonctionner à bas niveau (type hydro-éjecteur sur flotteur- diffuseur moyennes ou grosses bulles...) ; – un système de brassage 		Vérification de l'absence de dépôt	

LE DÉGRAISSEUR

Conception		Exploitation	
<p style="text-align: center;">Aéré</p> <p>Dimensionnement correct de l'aéroflot et de la grille (diamètre des bulles)</p> <p>$P_i = 30 \text{ W.m}^{-3}$ (valeur idéale)</p> <p>$P_i = 50 \text{ W.m}^{-3}$ (valeur maximum)</p> <p>Zone calme au-delà de la jupe</p> <p style="text-align: center;">Aéré et statique</p> <p>Bon raclage de surface, bonne reprise des flottants.</p> <p>Extraction efficace des dépôts (sables) en fond d'ouvrage.</p>		<p>Vérification du bullage correct</p> <p>Élimination des flottants</p> <p>Extraction journalière (si opération manuelle) des sables et dépôts de fond d'ouvrage</p> <p>Vidanger l'ouvrage en cas de non utilisation</p>	

LE DÉCANTEUR PRIMAIRE

Conception	Exploitation
Limitation du temps de séjour de la boue et de l'eau	
<p>Limiter le temps de séjour des boues primaires et de l'eau (< 2 h)</p> <p>Système de piégeage efficace des flottants</p>	<p>Maintenir des faibles niveaux de boue</p> <p>Vérifier la bonne reprise des boues</p> <p>Élimination systématique des flottants</p>

LES RÉACTEURS BIOLOGIQUES

Conception	Exploitation
<p style="text-align: center;">Pour tous les bassins</p> <p>Prévoir systématiquement le passage d'un bassin à un autre par sur-verse libre. Sinon, prévoir la possibilité de retirer périodiquement une partie au moins des cloisons siphonides (objectif : ne jamais laisser s'accumuler des flottants, permettre donc leur élimination « naturelle »).</p>	<p>Mesurer l'indice de boue hebdomadairement</p>
<p style="text-align: center;">Pour un bassin d'anoxie</p> <p>Temps de passage (débit d'eau brute + débit de recirculation) entre 1 h et 2 heures.</p>	<p>Vérifier l'absence de dépôts</p>
<p style="text-align: center;">Pour un bassin d'anaérobie</p> <p>Temps de passage (débit d'eau brute + débit de recirculation) entre 2 h et 4 heures.</p>	<p>Vérifier l'absence de dépôts</p>
<p style="text-align: center;">Pour un bassin d'aération</p> <p>Profiter des dispositions type chenal pour organiser l'évacuation des mousses (barrière flottante)</p> <p>Raclage manuel (type boudin flottant) si besoin, pour extraire les mousses.</p> <p>Limiter la chute d'eau vers le clarificateur</p>	<p>Réglage adéquat de l'aération en fonction de la charge et du mode hydraulique (mélange piston – mélange intégral).</p> <p>Ne jamais programmer un temps d'arrêt de l'aération supérieur à deux heures.</p> <p>Vérifier la concentration d'oxygène dans le bassin, surtout dans le cas de flux piston. (voir fiche « capteurs » pour plus de précisions sur le nombre et la localisation des capteurs oxygène).</p> <p>Moduler la concentration de MES⁵. 4 g.L⁻¹ (pour maintenir la charge massique, voir chap. 3 et fiche technique 2).</p>

LE DÉGAZEUR

Conception	Exploitation
Ouvrage obligatoire dès que la chute d'eau entre le bassin d'aération et le clarificateur est supérieure à 0,5 m	
<p>Prévoir une sur-verse avec évacuation directe vers le traitement des boues</p> <p>De préférence ne pas couvrir l'ouvrage</p> <p>Mise en place d'une rampe d'arrosage pour chloration éventuelle des mousses ou rabattage à l'eau</p> <p>Dimensionnement : $1\text{m}^2/1000\text{ eh}$ et $2,5\text{m}^2/5000\text{ Eh}$ et en général une vitesse ascensionnelle inférieure à $2,5\text{ cm.s}^{-1}$</p> <p>Limiter les entraînements de gaz vers l'ouvrage par une chute d'eau modérée</p>	<p>Élimination des flottants dans la filière boue.</p>

LE CLARIFICATEUR

Conception	Exploitation
Ne pas accumuler de boues, ne pas laisser des flottants	
<p>Vérifier que les seuils de la vitesse ascensionnelle et du temps de séjour des boues ne sont pas dépassés (cf. fiche technique 2).</p> <p>Vérifier que la vitesse de passage dans le <i>clifford</i> est inférieure à $2,5\text{ cm.s}^{-1}$</p>	<p>Ne pas arrêter la recirculation pour concentrer les boues avant leur extraction vers l'épaississeur ou un arrêt maximal de deux heures</p> <p>Vérifier la bonne reprise des boues sur toute la longueur du pont.</p> <p>Vérifier la non formation de dépôt sur les herses.</p> <p>Évacuer ou plomber les flottants par aspersion</p>

LA FILIÈRE DE TRAITEMENT DES BOUES

Conception	Exploitation
Éviter les retours en tête de station d'épuration	
<p>Épaississeur* : temps de séjour des boues comme de l'eau inférieur à deux jours</p> <p>Silo de stockage** : supprimer si possible ces retours qui sont forcément septiques</p> <p>Le système de déshydratation doit être largement dimensionné. Son fonctionnement doit être le plus continu possible.</p>	<p>Vidange complète avant les week-ends prolongés</p> <p>Alimentation contrôlée pour éviter les à-coups hydrauliques.</p> <p>Diminution du temps de séjour des surnageants : alimentation régulière en eau épurée par exemple</p>

* Pour une information complète on pourra se référer à l'article du GIS- Biostep « L'épaississement des boues : les règles de bonne gestion. TSM, n° 4, 2002, p. 27-37 » [Publications:02/0171]

** L'utilisation de lit de séchage est tout à fait propice au traitement de cet effluent. Il peut être dans ce cas retourné en tête.

FICHE TECHNIQUE 7 – NUTRIMENTS

► Cette fiche détaille les caractéristiques des différentes formes de l'azote (N) et du phosphore (P) que l'on retrouve dans une eau usée urbaine.

Le traitement biologique est basé sur une activité bactérienne aérobie (et/ou anaérobie facultative) qui assure une assimilation de la matière organique des eaux usées et sa transformation en biomasse microbienne.

Les formes assimilables de l'azote et du phosphore sont l'azote ammoniacal (N-NH_4^+) et les orthophosphates (P-PO_4^{3-}).

Pour le traitement de 100 mg de DBO_5 , on estime un besoin de 5 mg en N-NH_4^+ et de 1 mg en P-PO_4^{3-} . Ce ratio s'écrit généralement de la façon suivante : C/N/P de 100/5/1 et sous-entend les formes assimilables suivantes :

$$\text{DBO}_5 / \text{N-NH}_4^+ / \text{P-PO}_4^{3-} = 100/5/1$$

En moyenne, la composition de la biomasse produite, exprimée en MES est de 6 % d'azote et de 1 % de phosphore ou, exprimée en MVS, de 8 à 9 % d'azote et de 1,5 à 2 % de phosphore.

Exemple : ainsi, sur la base d'une production de boue de 0,8 kg de MES par kg de DBO_5 éliminée, les besoins réels pour traiter 100 g de DBO_5 sont :

4,8 g de N-NH_4^+ ($100 \times 0,8 \times 6\%$) et 0,8 g de P-PO_4^{3-} ($100 \times 0,8 \times 1\%$) soit un ratio de 100/4,8/0,8.

Le ratio $\text{DBO}_5 / \text{N-NH}_4^+ / \text{P-PO}_4^{3-}$ de 100/5/1 intègre une valeur sécuritaire.

Les concentrations des eaux d'entrée de stations d'épuration sont habituellement les suivantes :

94

Paramètres	Valeurs moyennes en mg.L ⁻¹
DCO	700 - 750
DBO_5	300
Ratio DCO/ DBO_5	2,4
NK	70
N-NH_4^+	45 - 50
PT	15
P-PO_4^{3-}	10

Les valeurs habituelles donnent un ratio de 100/15/3 ($300/45/10$), on estime que les nutriments sont largement excédentaires dans le cas d'effluents domestiques classiques. En revanche, le ratio d'équilibre nutritionnel devra être systématiquement vérifié dans le cas d'effluents industriels ou mixtes (souvent déficit en nutriments).

Dans le cas où un complément en nutriments doit être réalisé afin de rééquilibrer l'effluent à traiter, les produits listés dans le tableau suivant peuvent être utilisés. Ils seront apportés soit directement dans le réacteur biologique, soit directement dans les eaux brutes déséquilibrées (souvent dans un bassin tampon).

Paramètre	Forme assimilable	Produit commercial	Formule	Formes disponibles	Pourcentage de forme assimilable	Autres caractéristiques
Azote	Azote ammoniacal	Sulfate d'ammonium	$(\text{NH}_4)_2 \text{SO}_4$	Poudre	20 à 21 % de N (attention : 23 à 24 % de S)	Légèrement acide (pH de l'ordre de 6)
	Azote ammoniacal	Ammoniaque (alcali)	NH_4OH (pureté 30 % en volume)	Liquide	0,22 kg de N/litre d'alcali	Produit basique dangereux
	Azote ammoniacal	Ammonitrates	NH_4NO_3	Solide (granulés)	33,5% d'azote total avec 16,7% d'azote nitrique et 16,8% d'azote ammoniacal	–
	Nécessite une ammonification	Urée (azote organique)	$(\text{NH}_2)_2\text{CO}$	Solide	460 g d'Azote/kg de produit	–
Produit combiné en N et P	Azote ammoniacal orthophosphate	Phosphate diammonique	$(\text{NH}_4)_2 \text{HPO}_4$	Poudre	21 % de N et 23.3 % de P	Peu recommandé car trop de P par rapport au N
Phosphore	Phosphate	Acide ortho-phosphorique	H_3PO_4	Liquide	3 formes 45 % H_3PO_4 61 % H_3PO_4 75 % H_3PO_4	Produit acide dangereux
	Phosphate	Phosphate disodique	Na_2HPO_4	Cristallisé	21% en P	Produit basique peu dangereux
	Phosphate	Phosphate trisodique	Na_3PO_4	Cristallisé	19% en P	Produit basique peu dangereux
	Phosphate	Superphosphate	–	Poudre (engrais)	–	–

Autre élément : source de carbone

Dans certains cas, c'est la source de carbone qui peut faire défaut à une étape particulière du traitement. Il s'agit le plus souvent de déficit en carbone pour assurer une bonne dénitrification, lorsque la quantité d'azote à traiter est particulièrement élevée, ou que la limite du rejet est particulièrement basse.

Le méthanol est préférable à l'éthanol : il est moins onéreux et occasionne une production de boues plus faible (moins de colmatage également).

FICHE TECHNIQUE 8 – PRINCIPAUX PARAMÈTRES ANALYTIQUES

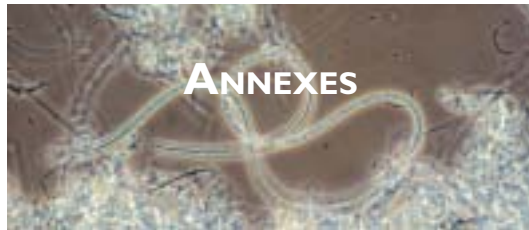
► Cette fiche rassemble les définitions et valeurs usuelles des principaux paramètres qui régissent le traitement de l'eau usée par voie biologique.

Paramètres	Signification	Valeurs usuelles d'une eau usée domestique normalement concentrée	Seuil de détection	Méthode AFNOR
Potentiel d'hydrogène (pH)	Caractérise le degré d'acidité ou de basicité d'un milieu. pH < à 7 : milieu acide pH > à 7 : milieu basique	7,5 à 8,5 (Unité pH)		AFNOR NF T 90-008
Conductivité (Ω)	Indique l'aptitude d'une eau à conduire le courant électrique. Celle-ci dépend de la teneur en sels dissous dans l'eau. Si les sels dissous augmentent, la conductivité augmente.	1 100 μS/cm (Microsiemens/cm)		AFNOR NF EN 27888
Demande chimique en oxygène (DCO)	Caractérise la quantité de matière organique biodégradable ou non, mesurée par dosage chimique. Attention à la valeur en présence de chlorures	700 – 750 mg d'O ₂ .L ⁻¹	30 (O ₂)	AFNOR NF T 90-101
Demande biochimique en oxygène en 5 jours (DBO ₅)	Caractérise la quantité de matière organique biodégradable en 5 jours. Attention à la valeur en cas de carence N ou P ou pH anormal	300 mg d'O ₂ .L ⁻¹	3	AFNOR NF EN 1899-1
Matières en suspension (MES)	Caractérise les matières en suspension constituées de matière organique et de matière minérale.	250 mg de MES.L ⁻¹	2	AFNOR NF EN 872
Matières Volatiles en Suspension (MVS)	Correspond à la fraction organique des matières en suspension.	225 mg de MVS.L ⁻¹		AFNOR NF T 90-105
Azote Kjeldahl (N-NK)	Caractérise l'azote qui comprend l'azote organique et l'azote ammoniacal	75 mg de N-NK.L ⁻¹		AFNOR NF T
Azote ammoniacal (N-NH ₄ ⁺)	Constitue une étape du cycle de l'azote (minéralisation de la matière organique). Il est issu de l'ammonification de l'azote organique présent dans les eaux usées. Il correspond à la forme assimilable pour l'activité bactérienne nécessaire au traitement biologique.	50 – 55 mg de N-NH ₄ ⁺ .L ⁻¹	0,02 (N)	NF T 90-015-2 (2000)
Nitrites (N-NO ₂ ⁻)	Produit de la 1ère étape de nitrification du cycle de l'azote. C'est une forme peu stable et leur présence en quantité significative est un indicateur de blocage de l'activité biologique.	0 mg de N-NO ₂ ⁻ .L ⁻¹	0,005 (N)	AFNOR EN 26777
Nitrates (N-NO ₃ ⁻)	Produit final de la nitrification.	0 mg de N-NO ₃ ⁻ .L ⁻¹		AFNOR NF T

Paramètres	Signification	Valeurs usuelles d'une eau usée domestique normalement concentrée	Seuil de détection	Méthode AFNOR
Phosphore total (PT)	Représente le phosphore dans toutes ses formes : particulaire, dissous, organique et minéral.	15 – 20 mg de PT.L ⁻¹		AFNOR NF T
Ortho-phosphates (P-PO ₄ ⁻)	Représente la forme minérale dominante du phosphore soluble dans l'eau. Il s'agit de la forme assimilable pour l'activité bactérienne.	10 – 15 mg de P-PO ₄ ²⁻ .L ⁻¹	0,01 (P)	NF EN 1189 (1997)
Oxygène dissous (O ₂)	Donne une information sur la quantité d'O ₂ dissous dans le milieu. La solubilité de l'O ₂ est fonction de la température et de la pression. Si la température augmente, la solubilité de l'O ₂ diminue tandis que la pression augmente.	–	0,2 (O ₂)	AFNOR NF T
Alcalinité (TAC titre alcalimétrique complet)	Correspond à la mesure des bicarbonates (HCO ₃ ⁻), des carbonates (CO ₃ ²⁻) et des hydroxydes (OH ⁻). Elle permet d'apprécier la teneur en carbone minéral pour répondre aux besoins de la nitrification.	0 à 30 °F	0,4 mmol.L ⁻¹	AFNOR NF EN ISO 9963-1 (1996)

AUTRES RELATIONS

Ratios	Valeurs classiques pour des eaux usées domestiques	Signification
DCO/DBO ₅	De l'ordre de 2,5	Informe sur la mixité de l'effluent (part domestique/industriel) et donne des indications sur sa traitabilité (biodégradation).
C/N/P DBO ₅ /N-NH ₄ ⁺ / P-PO ₄ ⁻	100/> à 30/> à 2.5	Informe sur l'équilibre nutritionnel de l'effluent pour permettre une activité biologique correcte. Ratio classique 100/5/1
% de DCO dissoute	De l'ordre de 30 % de la DCO totale	Informe sur la mixité de l'effluent et du choix de la filière de traitement, surtout pour le physico-chimique.
MES/DBO ₅	De l'ordre de 0,8 à 1,2	Informe sur la production de boue, fraction « naturelle » apportée par les MES déjà présentes dans l'eau brute.
MVS/MES	De l'ordre de 90 %	Informe sur la mixité de l'effluent et de son caractère organique.
N-NH ₄ ⁺ /N-N _k	De 60 à 70 %	Représente le pourcentage d'ammonification moyen et informe sur le temps de séjour dans le réseau.



Annexe 1 – Techniques de préparation et de coloration p. 100

Annexe 2 – Identification des bactéries filamenteuses p. 107

ANNEXE I – TECHNIQUES DE PRÉPARATION ET DE COLORATION

Objectifs recherchés des différentes colorations

Encre de chine	substances extracellulaires (mucilage),
Cristal violet	cellules composant le filament : taille et forme des filaments, position/floc, gaine, alignement et forme des cellules
Test S	granules de soufre intracellulaires
Coloration PHB	granules de Poly- β -Hydroxybutyrate intracellulaires
Coloration de Gram	nature de la paroi bactérienne (perméabilité des membranes),
Coloration de Neisser	granules de polyphosphate

Composition des colorants

	Type de coloration	Nom du produit	Concentration	Dilution	Références numéro	Société
1	Test encre de Chine	Encre de Chine	pure			En librairie
2	Test Crystal violet Prêt à l'emploi	Cristal violet	1 mg.ml ⁻¹	Dans de l'eau distillée	C 3886	SIGMA
3	Test S	Sulfite de sodium (9 H ₂ O)	1 g.L ⁻¹ Conservation maximale : 1 semaine	1 g de poudre pur dans 1 litre d'eau distillée	159340	MERCK
4	Test PHB	Noir de Soudan	3 mg.ml ⁻¹	Dans de l'éthanol à 60%	115928	MERCK
		Safranine	5 mg.ml ⁻¹	Dans de l'eau distillée	115948	MERCK
5	Test GRAM Prêt à l'emploi	Cristal violet	pur	Kit MERCK 4 solutions	111885	MERCK
		Lugol	pur			
		Alcool	pur			
		Safranine	pur			
6	TEST NEISSER Prêt à l'emploi Technique de coloration n° 1	Bleu de méthylène	pur		Neisser 1A 109238	MERCK
		Cristal violet	pur		Neisser 1B 109239	MERCK
		Chrysoïdine	pur		Neisser 2 109240	MERCK
	Technique de coloration n° 2	Bleu acétique	1 g.L ⁻¹ (à préparer)	1 g de bleu de méthyl dans 20 mL alcool absolu ; 50 mL d'acide acétique glacial ; 950 mL d'eau distillée	429981 ou 116316 401422 ou 818755	Carlo Erba Merck Carlo Erba Merck
		Solution de véruvine ou brun de Bismark	2 g.L ⁻¹ (à préparer)	2 g dans 1 litre d'eau distillée bouillante	431252	Carlo Erba

Techniques de préparation

Pour les colorations

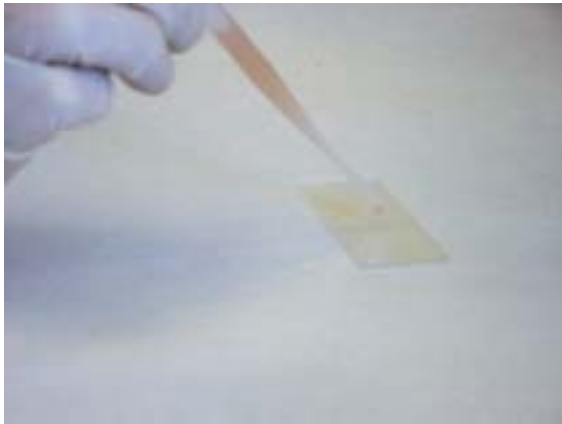


Figure 1 – Dépôt de l'échantillon

1) Une goutte d'échantillon est prélevée à la pipette



Figure 2 – Étalement

1) Le dépôt est effectué au centre d'une lame propre puis étalé à l'aide d'une lamelle.

2) L'étalement est séché à température ambiante.

Pour l'observation à l'état frais

1) Une goutte d'échantillon est prélevée à la pipette et déposée au centre d'une lame propre



Figure 3 – Pose de la lamelle

2) Une lamelle est placée sur la lame de façon à recouvrir et étaler la goutte.

3) Une légère pression est appliquée afin de répartir le liquide sous la lamelle en une très fine couche.

4) En cas de stockage, la lamelle est bordée de vernis à ongle qui fixe la lamelle à la lame et protège l'échantillon de la dessiccation.



Figure 4 – Pose du vernis (ou lutage)

Illustration des différentes colorations

Le test S

Ce test « S » est complémentaire des observations effectuées à l'état frais.

La technique met en évidence la présence de granules de soufre intracellulaires.

> Description

- 1 Une goutte d'échantillon est prélevée à la pipette et déposée au centre d'une lame propre.
- 2 Une goutte (volume équivalent au prélèvement) de sulfure de sodium est ajoutée au dépôt d'échantillon.
- 3 L'ensemble est incubé 10 à 20 minutes à température ambiante.
- 4 Une lamelle est ensuite placée sur la lame de façon à recouvrir et étaler le liquide.

L'observation au microscope se fait en contraste de phase à l'objectif 100 X.

> Interprétation

Les granules de sulfure apparaissent un peu jaunes et fortement réfringents.



Figure 5 – Test S – Exemple d'observation – Thiothrix sp. Obj. 100 X

> La coloration PHB

Cette technique met en évidence les granules de Poly- β -Hydroxybutyrate, constituant lipidique de réserve.

> Technique de préparation

Une goutte d'échantillon est prélevée à la pipette et déposée au centre d'une lame propre.

Un étalement est préparé.

La coloration est effectuée après séchage de l'étalement.

> Technique de coloration

- 1 Coloration au noir Soudan pendant 10 minutes
- 2 Rinçage à l'eau claire
- 3 Coloration à la Safranine pendant 15 sec.
- 4 Rinçage à l'eau claire
- 5 Séchage à température ambiante

L'observation se fait en lumière directe à l'objectif 100 X.

> Interprétation

Présence de granules noires : bactéries PHB +

Absence de granules : bactéries PHB –

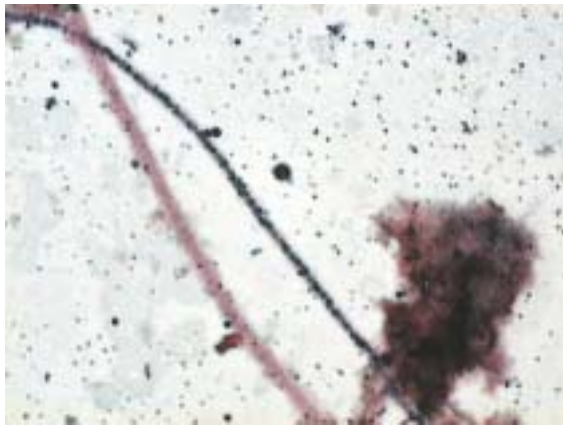


Figure 6 – Filaments PHB + et PHB-



Figure 7 – Filaments PHB- et PHB +

La coloration NEISSER

Cette technique met en évidence la présence de granules de polyphosphates. On distingue trois catégories :

- les bactéries Neisser +
- les bactéries Neisser -
- les bactéries Neisser - à granules +

> Technique de préparation

Une goutte d'échantillon est prélevée à la pipette et déposée au centre d'une lame propre.

Un étalement est préparé.

La coloration est effectuée après séchage de l'étalement.

> Deux techniques de coloration peuvent être utilisées

Technique de coloration n° 1

- 1 Coloration simultanée au bleu de méthylène (2 parts) et au cristal violet (1 part) pendant 15 secondes
- 2 Coloration à la chrysoïdine pendant 45 secondes
- 3 Rinçage à l'eau claire.
- 4 Séchage à température ambiante

L'observation se fait en lumière directe à l'objectif 100 X.



Figure 8 – Filaments Neisser - et Neisser +

Technique de coloration n° 2

- 1 Coloration avec le bleu acétique durant 10 minutes.
- 2 Rinçage à l'eau claire
- 3 Recouvrir 1 minute avec la vésuvine
- 4 Rinçage à l'eau claire.
- 5 Séchage à température ambiante

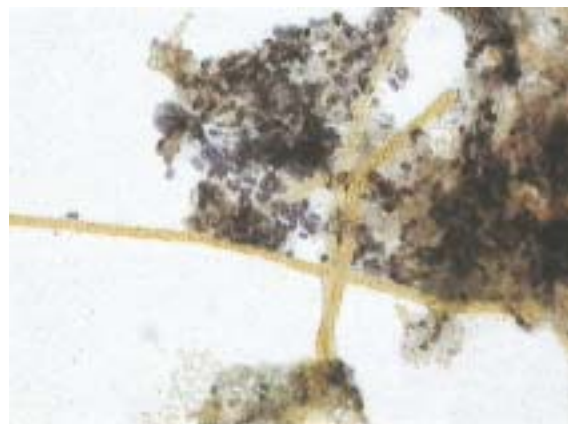


Figure 9 – Filaments Neisser -

➤ **Interprétation**

Filaments en bleu violet ou granules bleu foncé : Neisser +
 Filaments en jaune/brun : Neisser – avec ou sans granules

La coloration GRAM

La coloration de GRAM permet de classer les bactéries en deux catégories :

- les bactéries Gram +
- les bactéries Gram –

Cette classification repose sur la différence de perméabilité membranaire des bactéries.

➤ **Technique de préparation**

Une goutte d'échantillon est prélevée à la pipette et déposée au centre d'une lame propre.

Un étalement est préparé.

La coloration est effectuée après séchage de l'étalement.

➤ **Technique de coloration**

- | | |
|---|--|
| ➊ Coloration 1 minute au cristal violet | ➋ Décoloration rapide à l'alcool |
| ➌ Rinçage à l'eau claire | ➍ Rinçage à l'eau claire |
| ➎ Coloration 1 minute au Lugol | ➏ Recoloration 1 minute à la Safranine |
| ➐ Rinçage à l'eau claire | ➑ Séchage à température ambiante |

L'observation se fait en lumière directe à l'objectif 100 X.

➤ **Interprétation**

Filaments colorés en bleu violet : Gram +

Filaments colorés en rose : Gram –



Figure 10 – Filaments Gram - de couleur rose



11 – Filaments Gram + de couleur violette

➤ **La coloration au cristal violet**

La coloration au cristal violet permet l'observation des cellules composant les filaments et notamment :

- leur forme,
- leur taille,

– la déformation du filament au niveau des segmentations.

Par ailleurs, cette coloration permet de confirmer un certain nombre d'observations effectuées à l'état frais comme la position des filaments par rapport aux floccs ou la présence d'une gaine.

Ce test est donc complémentaire des observations effectuées à l'état frais.



Figure 12 – Coloration au cristal violet : objectif 100 X

➤ Technique de coloration

1) Une goutte d'échantillon et une goutte de cristal violet sont prélevées à la pipette et déposées au centre d'une lame propre.

2) Une lamelle est placée sur la lame de façon à recouvrir et étaler le liquide.

L'observation se fait en lumière directe à l'objectif 100 X.

➤ Interprétation

Observation des cellules composant les filaments

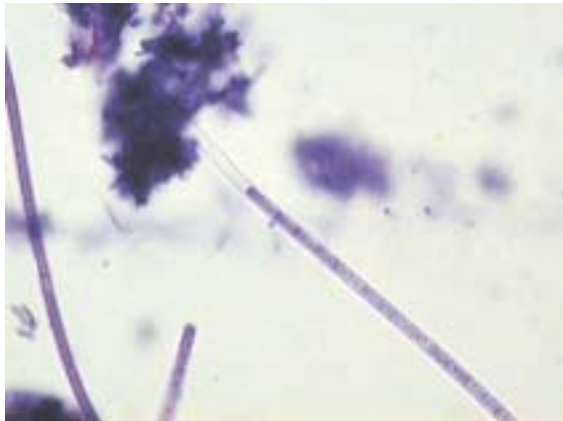


Figure 13 – Présence d'une gaine



Figure 14 – Cellules rectangulaires

➤ La coloration à l'encre de Chine

La coloration à l'encre de Chine est une coloration reverse permettant de mettre en évidence la présence de substances extracellulaires (exopolysaccharides). Ces substances, en freinant la pénétration de l'encre dans les floccs, laissent apparaître des zones non colorées.

➤ Technique de préparation et de coloration

1) Une goutte d'échantillon et une goutte d'encre de Chine sont prélevées à la pipette et déposées au centre d'une lame propre.

2) Une lamelle est placée sur la lame de façon à recouvrir et étaler le liquide.

L'observation se fait en lumière directe à l'objectif 100 X

➤ Interprétation

Les zones non colorées témoignent de la présence de substances extracellulaires.

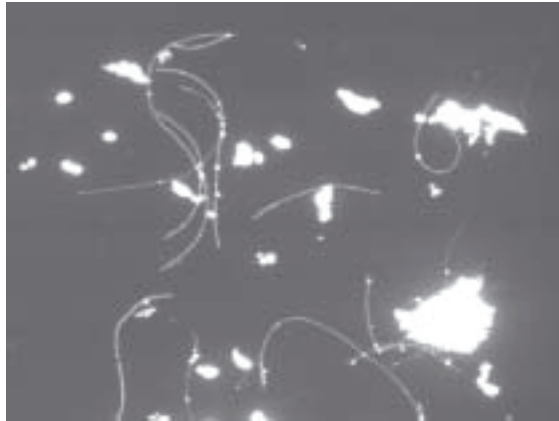


Figure 15 – Coloration à l'encre de Chine

ANNEXE 2 – IDENTIFICATION DES BACTÉRIES FILAMENTEUSES

Un filament bactérien est une colonie de cellules qui, après division cellulaire, ne se séparent pas : cette colonie croît selon un axe unique formant ainsi un filament.



Figure 1 – Schéma d'un filament bactérien constitué d'un ensemble de bactéries

L'identification des bactéries filamenteuses repose sur des critères morphologiques associés le plus souvent à des colorations.

Pour réaliser une caractérisation et une identification des bactéries filamenteuses, il est nécessaire d'être équipé d'un microscope à contraste de phase muni d'un objectif à fort grossissement (100 X). Plusieurs éléments morphologiques, rappelés ci-dessous, permettent de caractériser les filaments. Une fiche d'observation type est annexée à ce paragraphe et vous guidera dans l'identification du filament.

Caractéristiques générales du filament

➤ Embranchement (ou ramification)

Les filaments peuvent présenter ou non des embranchements et dans le cas positif de vrais ou faux embranchements.

Au niveau d'un vrai embranchement, on distingue le cytoplasme qui se prolonge dans l'embranchement du filament. Dans les boues activées, seuls les champignons et les bactéries filamenteuses du type Nocardioformes présentent de vrais embranchements.

Le cas d'un faux embranchement correspond à la croissance jointive de deux filaments, sans continuité du cytoplasme entre les branches. C'est le cas des bactéries filamenteuses munies d'une gaine telles que *Sphaerotilus natans* en particulier. Ceci est rarement observé pour les filaments appartenant à l'espèce *Haliscomobacter hydrosys*, *Thiothrix* spp. ou Type 1701.

➤ Mobilité

Très peu de bactéries filamenteuses sont mobiles. Ce peut être le cas de *Beggiatoa* spp. (critère de reconnaissance), *Flexibacter* spp. et de quelques bactéries bleu-vert (Cyanobactéries).

➤ Localisation

Il est utile de préciser si les filaments sont situés à la périphérie du floc, émergent de l'intérieur du floc ou apparaissent libres dans le liquide interstitiel.

➤ La forme

Le filament peut apparaître raide, souple, courbé, en spirale voire en rosette.

➤ La gaine

Une véritable gaine n'est pas toujours facile à visualiser. Il est préférable de l'observer sur des échantillons à l'état frais, en particulier lorsque des cellules sont absentes et que la gaine est vide sur une certaine portion. La présence de cellules adhérentes le long du filament peut être un bon indicateur de la présence d'une gaine.

➤ La longueur et largeur du filament

Il est utile de noter la longueur et la largeur moyenne du filament, ces éléments étant des critères d'identification importants.

Certains filaments adoptent des configurations spécifiques telles que les rosettes (*Thiothrix* spp. et Type 021N) qui correspondent à une croissance radiale dans plusieurs directions, à partir d'un point commun.

Éléments caractéristiques de la cellule bactérienne

> Cloisonnement

Si les bactéries filamenteuses sont constituées même de plusieurs cellules, la segmentation de celles-ci n'est pas toujours visible à l'état frais.

> Forme de la cellule

La cellule peut être de forme carrée, rectangulaire, ovale, en bâtonnet, discoïde, en « patate » ou irrégulière. Bien préciser si les séparations entre cellules (*septa*) sont nettes et précises. Cet élément peut être variable pour certains filaments.

> Taille de la cellule

La longueur et la largeur moyenne de la cellule sont notées en μm .

> Présence de granules dans la cellule

Les granules de soufre peuvent être mises en évidence après coloration avec du sulfite de sodium. Elles apparaissent en contraste de phase comme des inclusions hautement lumineuses, de couleur jaune, aussi bien dans des cellules rondes (*Thiothrix* spp., *Beggiatoa* spp. et Type O21N) que carrées ou rectangulaires (Type O914). Des granules de toute petite taille peuvent apparaître noires plutôt que jaunes. Des granules de polyphosphates ou de PHA peuvent également être mises en évidence avec des colorations *ad hoc*.

Réactions aux colorations classiques

L'observation se fait en lumière directe à un grossissement 100 X.

La réaction à la coloration Gram peut être nettement positive, faiblement positive, variable ou négative. La plupart des bactéries filamenteuses des boues activées sont Gram négatif.

La réaction à la coloration Neisser peut être négative, positive (tout le filament est positif) ou négative avec des granules Neisser positif.

Aide à l'identification

Tout d'abord, il est important de rappeler qu'il faut du temps pour arriver à identifier tous les filaments connus. Il est sage de commencer par acquérir une bonne connaissance et reconnaissance des principaux filaments rencontrés puis d'élargir progressivement son expertise.

Il existe une table d'identification, élaborée par Jenkins (1986) permettant d'identifier ses échantillons assez facilement, sous réserve d'avoir respecté les conditions d'observation et de coloration.

Nouvelle technique d'identification (à titre d'information, elle s'adresse à des laboratoires spécialisés)

Depuis quelques années, la technique d'hybridation par sondes nucléotidiques fluorescentes permet de compléter une identification basée jusqu'alors sur des critères uniquement morphologiques. Le principe repose sur la fixation d'une sonde spécifique (fragment de 15 à 30 bases d'oligonucléotides) sur une portion unique des molécules d'ARN présentes dans les ribosomes de la cellule bactérienne (habituellement la molécule de 16S rARN). À cette sonde, a été greffée un fluorophore qui émet une lumière après excitation dans l'ultra violet (UV).

Cette sonde va se fixer sur une portion spécifique et complémentaire de la molécule d'ARN. Elle sera visualisée sous lumière UV. Le développement permanent de nouvelles sondes ne permet pas de donner une liste exhaustive des sondes disponibles [se reporter au site www.microbial-ecology.net (probebase)]. Dans le tableau suivant, sont répertoriées les principales sondes utilisées.

Nom de la sonde	Organisme cible
CHL 1851	Type 1851
MPA 60, MPA 223, MPA 645	<i>Microthrix parvicella</i>
TNI	<i>Thiothrix nivea</i>
21N	<i>Eikelboom</i> type 021N strain II-26
G123T	<i>Thiothrix eikelboomii</i> , <i>T. nivea</i> , <i>T. unzii</i> , <i>T. fructosivorans</i> , <i>T. defluvii</i> , Type 021N groupes I, II, III
HHY	<i>Haliscomenobacter hydrossis</i>
LDI	<i>Leptothrix discophora</i>
LMU	<i>Leucothrix mucor</i>
NLIMI 91	<i>Nostocoida limicola I</i>
NLIMII 175, NLIMII 192	<i>Nostocoida limicola II</i>
NLIMIII 301, NLIMIII 729, NLIMIII 830	<i>Nostocoida limicola III</i>
SNA	<i>Sphaerotilus natans</i>
MNP1	Nocardioformes <i>Actinomycetes</i>
DLP	Nocardioformes <i>Actinomycetes</i> sp.
GLP3	Nocardioformes <i>Actinomycete</i> sp.
Goam192	<i>Gordona amarae</i>
Gor596	<i>Gordonia (Gordona)</i>
PS-1	<i>Leptothrix</i> spp., <i>Sphaerotilus natans</i> ATCC 29329

Certaines sondes présentent une large spécificité, correspondant à plusieurs espèces bactériennes tandis que d'autres sont spécifiques d'une unique espèce bactérienne voire d'une seule souche. Selon les informations recherchées, on choisira un type particulier de sonde.

Fiche d'observation type
















	Origine échantillon	Date et heure		Microorganisme filamenteux (dominant)				Remarques	
		Prel.	Obsér.	1	2	3	4		
Caractères généraux observés (contraste de phase 500 à 1200 x)	Filaments	Diamètre	< 1 µm						
			1 à 2,5 µm						
		Longueur	> 200 µm						
		Ramifications	fausses 						
			vraies 						
		Mobilité							
		Forme	rigide 						
			souple 						
			avec boucles 						
			en spirale 						
Gaine									
Adhérences	abondantes 								
	rares								
Cellules	Cloisonnement visible								
	Forme	rectangulaire 							
		ovoïde 							
		discoïde 							
		variable 							
Inclusions (granules)	soufre 								
	autres 								
Coloration	Gram	positif (bleu violacé)							
		négatif (rose)							
	Neisser	positif	cellules bleu-gris granules visibles						
		négatif							
	Test au sulfite								
Conclusion : identification des germes observés 1 - 2 - 3 - 4 -									

Tableau des caractéristiques des principaux micro-organismes observés dans les boues activées

Observation en contraste phase (500 x à 1 200 x) Classement alphabétique + = positif ; = parfois positif ● = indice caractéristique	Filaments (trichome)									
	largeur (µm)	Longueur (µm)	Situation*	Ramifications		Mobi-lité	Forme	Gaine	Adhérences	
				Faus-ses	Vraies				Abon-dantes	Rares
<i>Beggiatoa sp.</i>	1,2 – 3,0	200->500	F			●	Souple			
<i>Haliscomenobacter hydrossis</i>	0,5	20-100	E,F				Très raide	+		+,-
<i>Microthrix parvicella</i>	0,8	100-400	I				Très souple			+
Nocardioforme (dont <i>Gordonia amara</i>)	1,0	10-20	I		●		Irrégulière			
<i>Nostocoida limicola I</i>	0,8	100-200	I,E				Souple			
<i>Nostocoida limicola II</i>	1,2 – 1,4	100-200	I,E				Souple			
<i>Nostocoida limicola III</i>	2,0	200-300	I,E				Souple avec boucles			
<i>Saprospira sp.</i> (spirilles)	< 1		F			●	Souple			
<i>Sphaerotilus natans</i>	1,0 – 1,4	> 500	E	●			Raide/courbée	●		+
<i>Thiothrix I</i>	1,4 – 2,5	100->500	E				Raide/courbée	+		
<i>Thiothrix II.</i>	0,8 – 1,4	50-200	E				Raide/courbée	+		
Type 0041	1,4 – 1,6	100-500	I,E				Raide	●	++	
Type 0092	0,8 – 1,0	20-100	I				Raide/courbée			
Type 021N	1,0 – 2,0	200->500	E				Raide/ incurvée			
Type 0581	0,5 – 0,8	100-200	I				Souple avec boucles			
Type 0675	0,8 – 1,0	50-200	I				Raide	+	++,-	
Type 0803	0,8	150-250	E,F				Raide			
Type 0914	1,0	50-200	E,F				Raide			
Type 0961	0,8 – 1,2	>200	E				Raide			
Type 1701	0,6 – 0,8	20-80	I,E				Raide/courbée	●	++	
Type 1851	0,8	100-300	E				Raide/courbée	+	●	
Type 1863	0,8	20-50	E,F				Courbée irrégulièrement			
Type 0411	0,8	50-150	E				Courbée irrégulièrement			

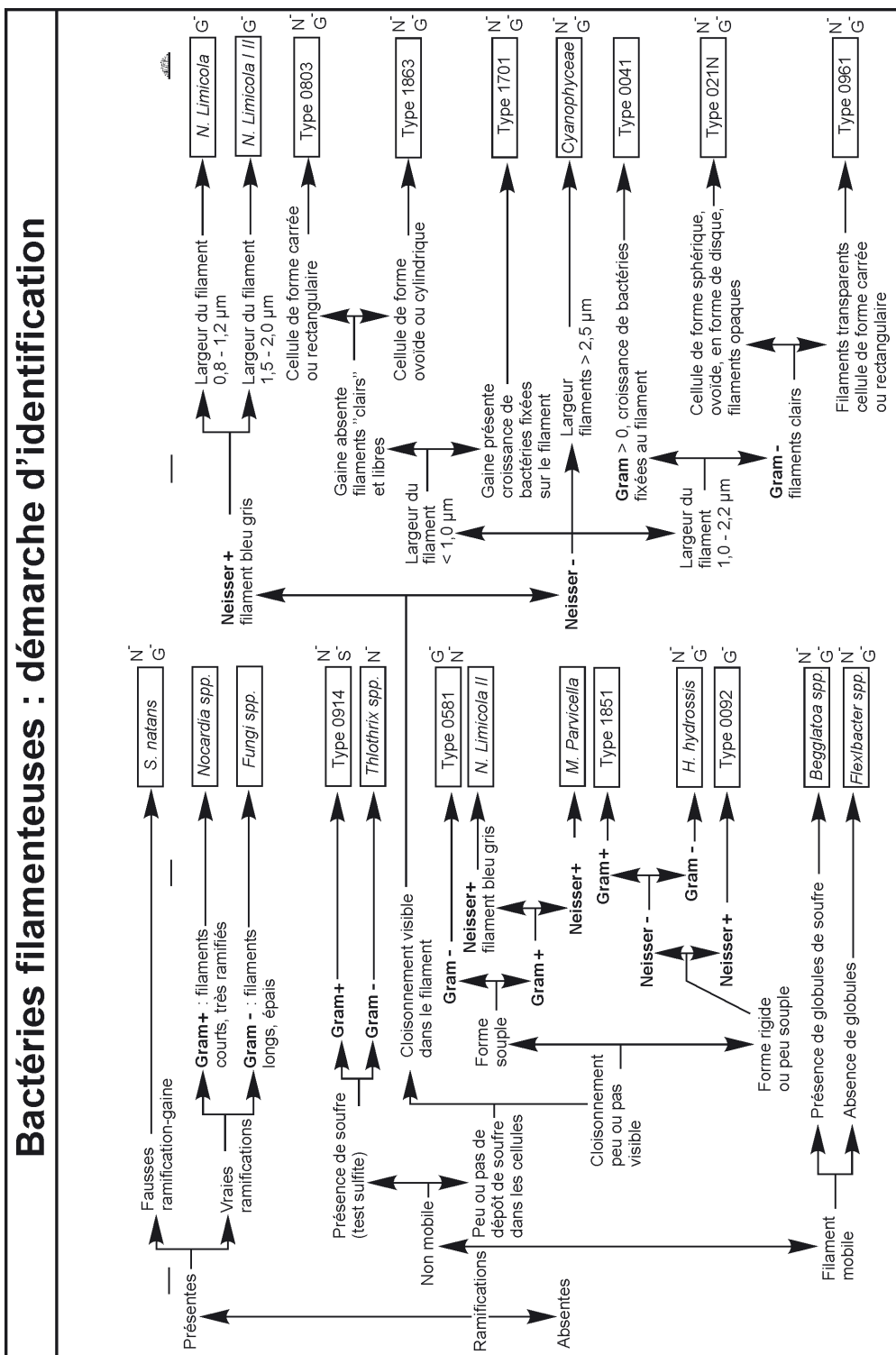
Remarque – La plupart des filaments sont entourés d'une gaine, difficilement observable sur les filaments très fins (< 1 µm) mais qui peut-être observée à certains endroits lorsque les cellules intérieures sont mortes (ex. *Microthrix parvicella*, ...).

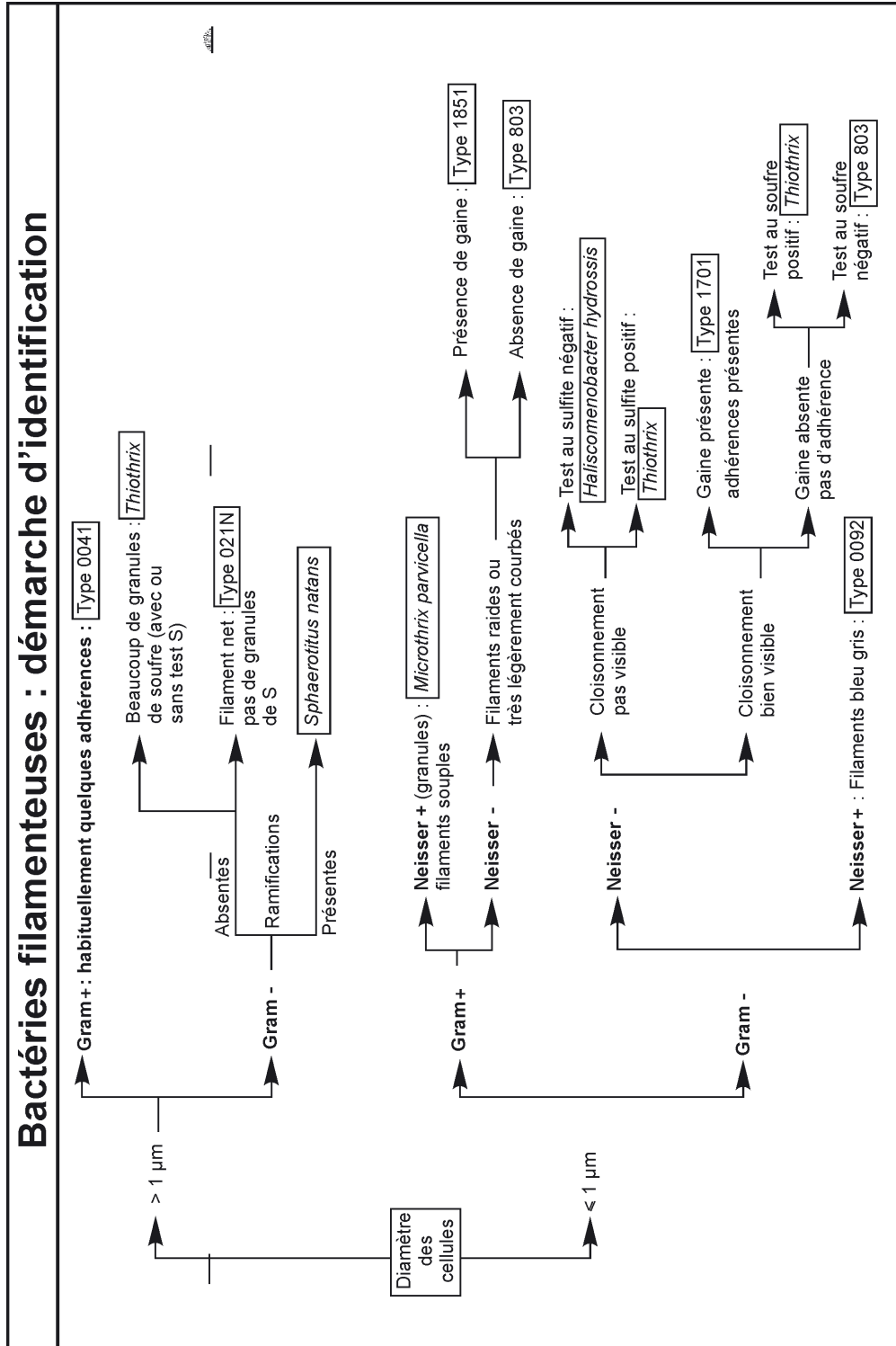
*Situation par rapport au floc : I : intérieur du floc.. E : hors du floc. F : libre dans l'eau interstitielle

Identification des bactéries filamenteuses

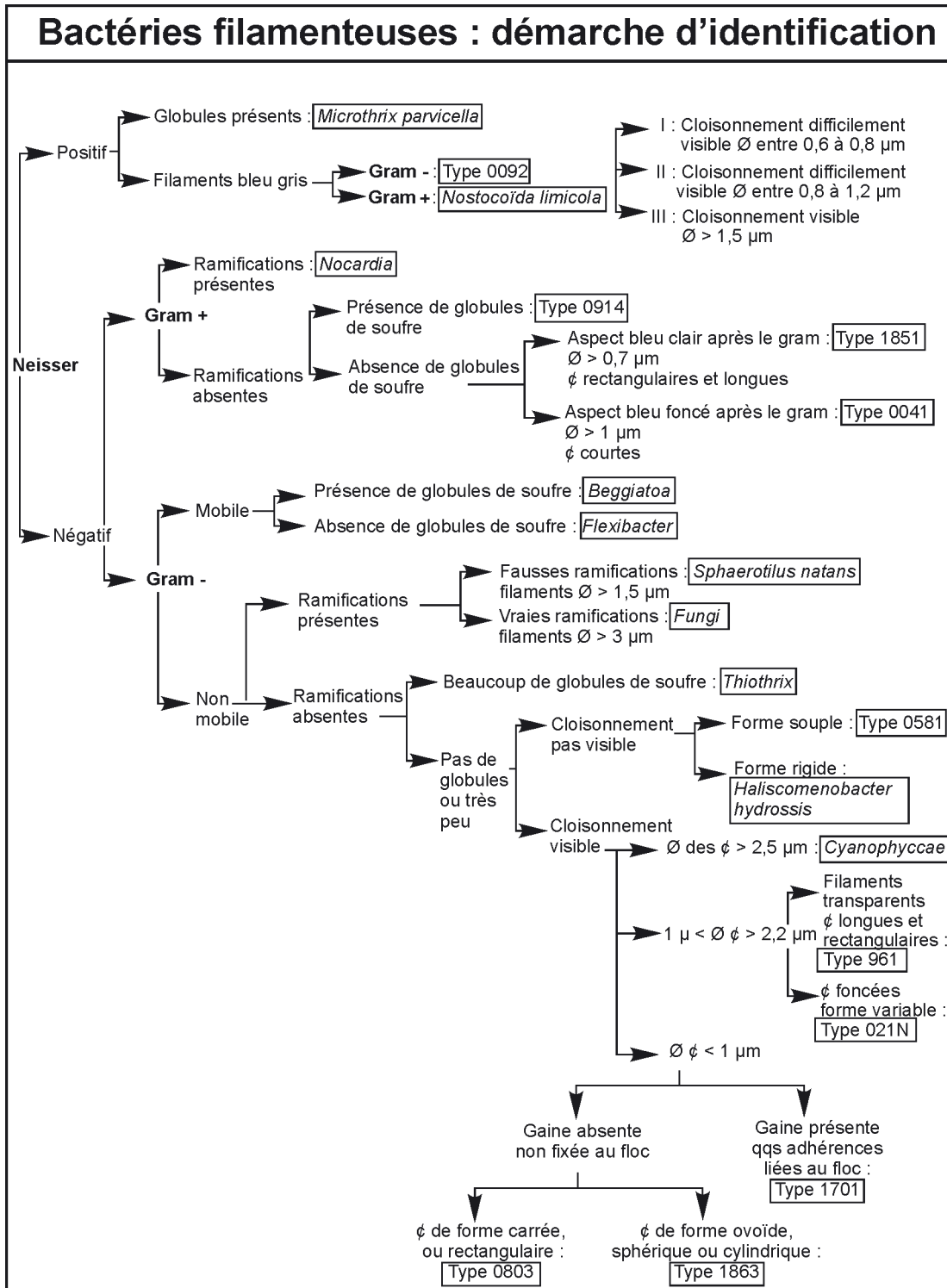
Type de filaments	Cellules						Coloration			Remarques
	Cloisonnement visible	Forme des cellules	Taille (µm)	Inclusions (granules)			GRAM	NEISSER		
				In situ	P.H.B	Soufre : test au sulfite		tri-chome	granules	
<i>Beggiatoa sp.</i>	+	Très rectangulaire	2.0 x 6.0	+,-	+	+	-,+	-	-,+	Mobile, flexible et ondulant
<i>Haliscomenobacter hydrossis</i>				-	-	-	-	-	-	Très rigide
<i>Microthrix parvicella</i>				-	+	-	+	-	+	Plat de spaghetti
<i>Nocardioforme dont Gordonia amara</i>	+,-	Variable	1.0 x 1-2	-	+	-	+	-	+	Grillage décheté, ramifications vraies
<i>Nostocoida limicola I</i>	±	Plus ou moins ovoïde		-	-	-	+	+	-	
<i>Nostocoida limicola II</i>	+	Disque oval	1.2 x 1.0	-	+	-	+,-	+,-	-	Paroi bosselée, branchement accidentel, Gram et Neisser variable
<i>Nostocoida limicola III</i>	+	Très variable, disque oval	2 x 1.5	-	+	-	+	+	-	Paroi bosselée
<i>Saprospira sp. (spirilles)</i>				-						
<i>Sphaerotilus natans</i>	+	Bâtonnets à bout arrondi	1.4 x 2.0	-	+	-	-	-	-	Faux embranchement, paroi bosselée
<i>Thiothrix I</i>	+	Très rectangulaire	2.0 x 3.5	-,+	+	+	-,+	-	-,+	Rosette, gonidies
<i>Thiothrix II</i>	+	Très rectangulaire	1.0 x 1.5	+,-	+	+	-	-	-,+	Rosette, gonidies
Type 0041	+	Très carrées	1.4 x 1.5-2	-,-	±	-	±	-	-,+	Neisser + possible
Type 0092	±	Rectangulaire	0.8 x 1.5	-	-	-	-	+	-	
Type 021N	+	Barreau rectangulaire Très discoïde	1-2 x 1.5-2	-,+	+	+	-	-	-,+	Rosette, gonidies, Paroi bosselée
Type 0581	-			-	-	-	-	-	-	
Type 0675	+	carrées	1.0 x 1.0	-	-	-	±	-	-,+	Neisser + possible
Type 0803	+	Rectangulaire	0.8 x 1.5	-	-	-	±	-	-,+	
Type 0914	+	carrées	1.0 x 1.0	-,+	+	+	-,+	-	-,+	Granules de sulfure carrés
Type 0961	+	Rectangulaire	1.0 x 2.0	-	-	-	-	-	-	Transparent
Type 1701	+	Bâtonnet à bout arrondi, très ovoïde	0.8 x 1.2	-	+	-	-	-	-	Séparation cellulaire difficile à observer, Paroi bosselée
Type 1851	±	Rectangulaire ovoïde	0.8 x 1.5	-	-	-	+	-	-	
Type 1863	+	Bâtonnet très ovoïde	0.8 x 1.5	-	-	-	-	-	-,+	Chaînette, paroi bosselée
Type 0411		Bâtonnet allongé	0.8 x 2.4	-	-	-	-	-	-	Chaînette

Critères d'identification sur la base de critères morphologiques





Critères d'identification sur des critères de colorations cytoplasmiques



Principaux critères morphologiques des filaments responsables du moussage biologique

	0675	<i>Microthrix</i>	0581 (très proche de <i>Microthrix</i>)	0092	<i>Nocardioformes</i>
Coloration	G +/- N - mais parfois +	G + N + S -	G - N - S -	G - N + (bleu gris) S -	G + granule N + S -
Granulation		+			±
Longueur	De 50 à 200 µm	> à 200 µm	Rarement > à 200 µm	De 50 à 150 µm (court)	—
Diamètre	0,7 à 1	0,6 à 0,8	0,4 à 0,6	0,8 à 1,5	< 1
Adhérences	Peu denses	Absentes	Rares	/	—
Gaine	Présente	/	Absente	/	—
Cellules	Visibles	/	Difficilement visibles	Difficilement visibles	—
Aspect	Quelques boucles liées au floc	Boucles peu fréquentes Libres Pas de point anguleux Souple et sinueux	Nombreuses boucles Très liés au floc Présence de points anguleux	Rigide	Grillage décheté

116

> *Microthrix parvicella*

Filament très fréquent et responsable des problèmes de foisonnement dans les boues activées à faible charge et aération prolongée

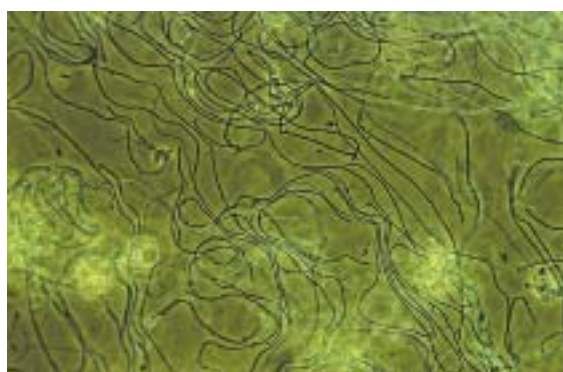


Figure 2 – *Microthrix parvicella*. Contraste de phase 500 X. Figure 3 – *Microthrix parvicella*. fond noir 1250 X

Facteurs favorables à son développement

Température – Son développement est souvent lié aux basses températures et donc à la saison hivernale.

Présence de zone d'anoxie – Temps de passage trop élevé (le temps de passage se calcule à partir de l'ensemble des débits transitant dans l'ouvrage : eaux brutes, boue recirculée et liqueur mixte).

Carence nutritionnelle – Faible charge massique. Cette gamme de charge est compatible avec des processus de nitrification-dénitrification.

Substrats alimentaires préférentiels et particulièrement les matières grasses à chaînes courtes (AGV)

Septicité :

- apportée par des surnageants des silos de stockage de boue,
- apportée par des dépôts dans les ouvrages (prétraitements, fermentation en traitement primaire, bassin d'aération),
- apportée par les eaux usées.

L'ensemencement – Lié à la mauvaise gestion de flottants récupérés sur les ouvrages et le plus souvent renvoyés en tête de station. Cela favorise le pré-ensemencement en raison de la très forte proportion de filaments dans ces flottants.

Flottants – Leur présence de façon permanente est favorable à leur développement : pré-traitement inefficace ou insuffisant, conception favorisant les flottants circulant entre les ouvrages par conduite immergée, dénitrification sur le clarificateur dont les flottants sont facilement rabattables par aspersion, dégazage inefficace ou insuffisant, sur-saturation en azote pour les bassins d'aération très profonds

> *Nocardio formes*

Rarement responsable de *bulking* sévère (IB < à 200 mL.g⁻¹ de MES) mais filament hydrophobe provoquant un moussage biologique stable.

On observe une compétitivité entre deux populations (*Nocardia* et *Microthrix Parvicella*).

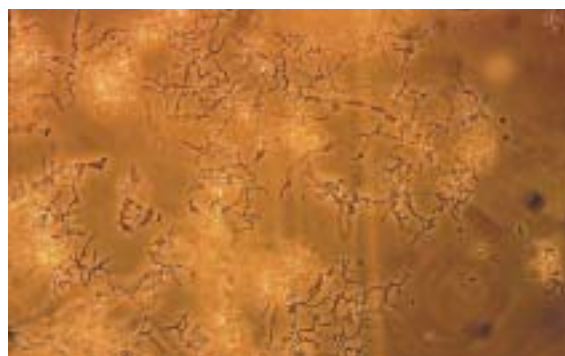


Figure 4 – *Nocardia* sp. Contraste de phase 500 X

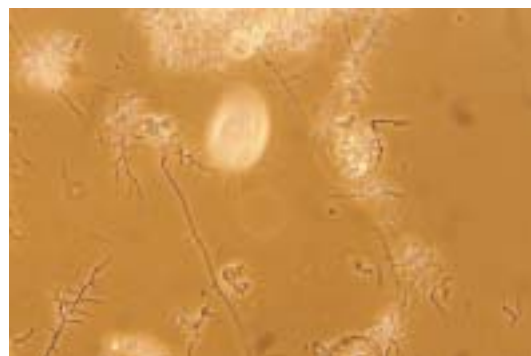


Figure 5 – *Nocardia* sp. Contraste de phase 500 X

Facteurs favorables à leur croissance

L'âge de boues – La réduction de l'âge de la culture entraîne une régression des *Nocardioformes* mais la priorité est l'âge des flottants (diminution par extraction).

La température – Une température élevée favorise le développement des *Nocardioformes* (printemps). Lors des températures basses, *Microthrix Parvicella* s'implante.

Substrats alimentaires préférentiels – En particulier les acides gras non dégradés (C16 – C18) lipides hydrophobes formant des flottants (densité inférieure à 1 et faible solubilité).

Substrats physico-hydrophobes – Présence liée à :

- une insuffisance ou absence de séparation des matières grossières, un dégraisseur absent, mal conçu ou mal exploité, un décanteur primaire sans cloison siphonide,
- une circulation entre ouvrages par conduite immergée,
- des flottants dus à une dénitrification non maîtrisée, des flottants issus d'un dégazage absent ou insuffisant

des flottants lié au dégazage d'azote gazeux par sursaturation dans les bassins d'aération très profonds (> à 8 m).

Rappel du mécanisme – L'azote se dissout dans l'eau et sa solubilisation est augmentée avec la pression. Les profondeurs élevées entraînent une surpression et donc une sursaturation car l'azote gazeux n'est pas consommé par les bactéries. Lors du passage dans le bassin d'aération vers le clarificateur (à la pression atmosphérique), on observe alors un dégazage d'azote gazeux.

Septicité apportée par :

- des surnageants des silos de stockage de boue,
- des dépôts dans les ouvrages (prétraitements, fermentation en traitement primaire, bassin d'aération),
- les eaux usées.

L'ensemencement

Il est préférable d'extraire les mousses biologiques stables et de les gérer hors du système.

Illustration des principales bactéries filamenteuses



Figure 6 – *Haliscomenobacter hydrophillus*
Contraste de phase 500 X



Figure 7 – Type 581 Contraste de phase 500 X

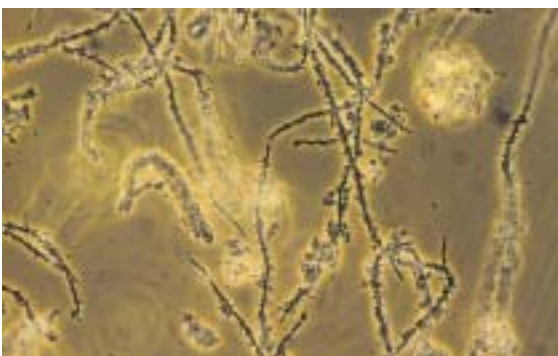


Figure 8 – Type 0041. Contraste de phase 500 X



Figure 9 – Type 1851. Contraste de phase 500 X



Figure 10 – Type 0092. Contraste de phase 1250 X

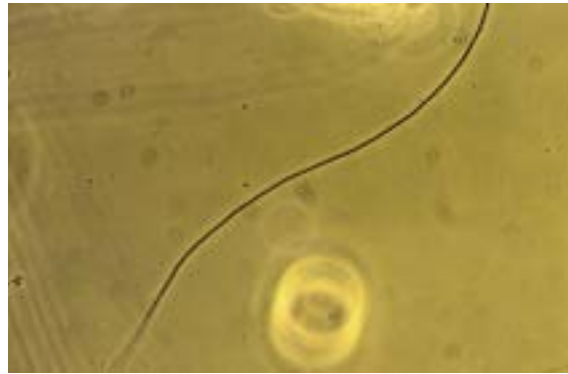


Figure 11 – Type 0961. Contraste de phase 500 X



Figure 12 – *Sphaerotilus natans*. Contraste de phase 500 X

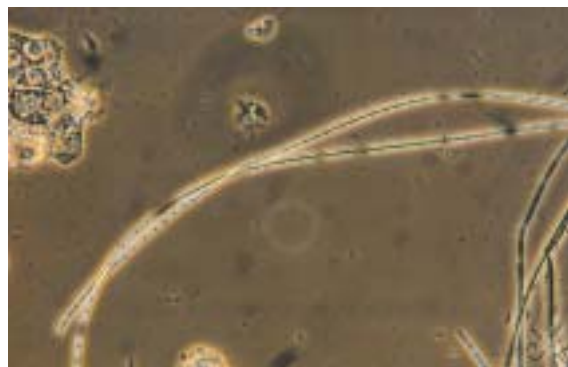


Figure 13 – Type 1701. Contraste de phase 1250 X

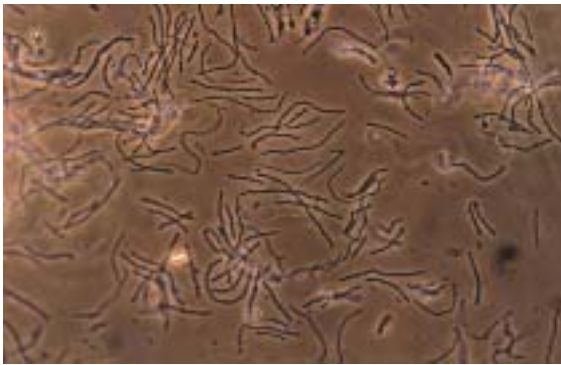


Figure 14 – Type 1863. Contraste de phase 500 X

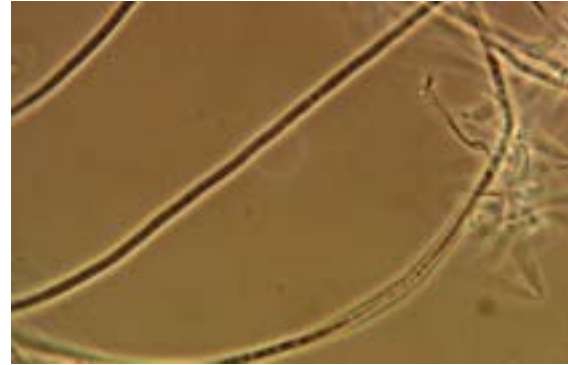


Figure 15 – *Thiothrix* sp. Contraste de phase 500 X

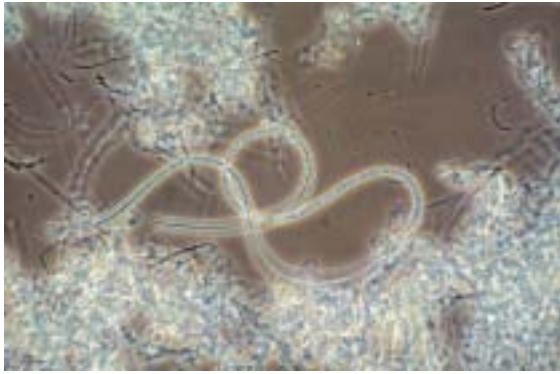


Figure 16 – *Beggiatoa* sp. Contraste de phase 500 X.
Mobilité observée



Figure 17 – Type 021N

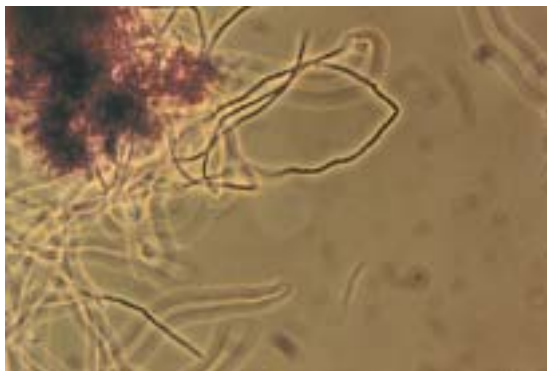


Figure 18 – Type *Nostocoida limicola*
Contraste de phase 500 X



Figure 19 – Type 0.21N et *Nostocoida limicola*.
Contraste de phase 500 X

120

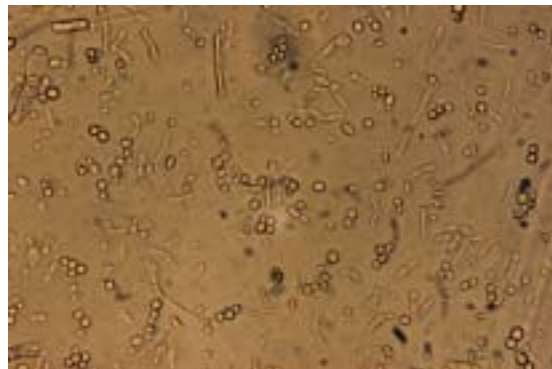


Figure 20 – Bactéries libres. Contraste de phase 1250 X

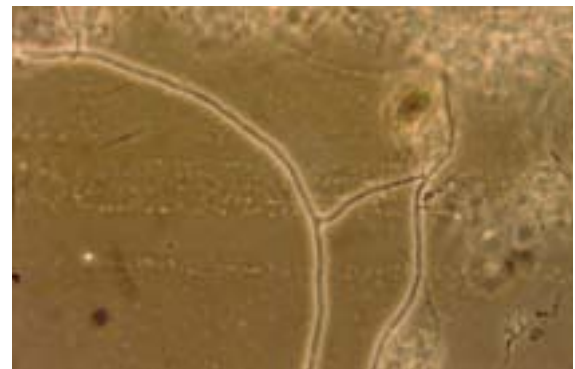


Figure 21 – Champignons. Contraste de phase 500 X

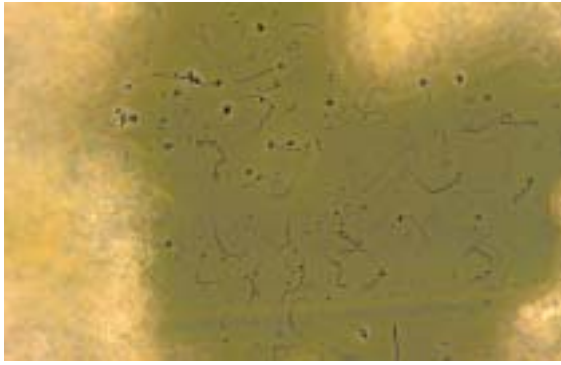


Figure 22 – Spirilles. Contraste de phase 500 X

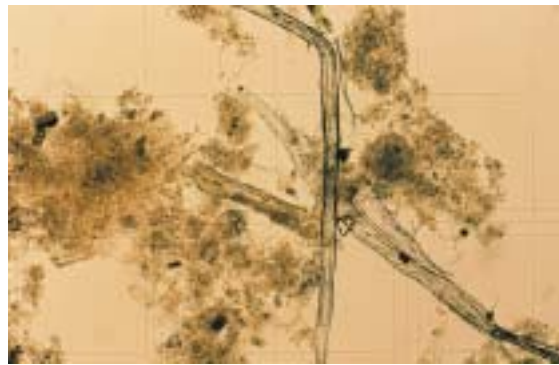


Figure 23 – Débris végétaux. Lumière naturelle 100 X



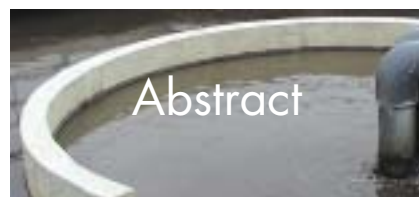
Figure 24 – Algue. Contraste de phase 100 X



Ce guide technique rassemble les connaissances actuelles relatives aux dysfonctionnements d'origine biologique des principaux procédés de traitement de l'eau résiduaire urbaine. Il concerne principalement les phénomènes de foisonnement et de moussage dans les procédés à boue activée.

L'ensemble des problèmes biologiques est largement décrit et illustré. Avant de détailler les méthodes de lutte usuelles, des recommandations précises de conception et d'exploitation de station d'épuration sont rappelées. Huit fiches techniques viennent compléter ce document en détaillant des points précis relatifs à des paramètres essentiels d'exploitation. Dans les annexes, la démarche d'identification des bactéries filamenteuses est présentée en détail ainsi que les principales relations entre les filaments recensés et les facteurs responsables de leur présence, informations importantes pour les actions à entreprendre avant d'envisager les techniques curatives de lutte

Ce guide très complet est un outil pratique non seulement pour lutter contre les dysfonctionnements biologiques mais aussi pour rappeler les principales règles d'exploitation d'une station d'épuration à boue activée.



Current knowledge relating to the poor biological performance of the principal processes of urban waste water treatment is put forward in this guide. Bulking and foaming phenomena in activated sludge processes are mainly dealt with.

The whole of the biological problems are largely described and illustrated. Before detailing the conventional control methods, precise recommendations of design and operating of wastewater treatment plants are recalled. Eight technical files are included and deal with accurate points related to operating fundamental parameters. In the appendices, the way to identify the filamentous bacteria as well as the main relations between the listed filaments together with the factors responsible for their presence are presented in detail: a basic information before implementing the right control techniques.

This comprehensive guide is a practical tool to not only for controlling the biological operating problems but also to recall the principal management rules of an activated sludge wastewater treatment plant.

