

Approche pour l'identification des causes de la mauvaise décantation des solides biologiques

B. Blanchard, R. Desjardins, F. G. Brière et Y. Béland

Volume 3, numéro 3, 1990

URI : <https://id.erudit.org/iderudit/705073ar>

DOI : <https://doi.org/10.7202/705073ar>

[Aller au sommaire du numéro](#)

Éditeur(s)

Université du Québec - INRS-Eau, Terre et Environnement (INRS-ETE)

ISSN

0992-7158 (imprimé)

1718-8598 (numérique)

[Découvrir la revue](#)

Citer cet article

Blanchard, B., Desjardins, R., Brière, F. G. & Béland, Y. (1990). Approche pour l'identification des causes de la mauvaise décantation des solides biologiques. *Revue des sciences de l'eau*, 3, (3), 241–260. <https://doi.org/10.7202/705073ar>

Résumé de l'article

Les procédés d'épuration biologique à culture libre (boues activées) comprennent habituellement un décanteur qui permet de concentrer les solides biologiques en vue de leur recirculation en tête du réacteur biologique. Lorsque ce décanteur fonctionne mal on observe une perte de solides biologiques (SB), ce qui se traduit par une augmentation de la concentration des matières en suspension (MES) dans l'effluent du décanteur secondaire et par une baisse des performances du procédé d'épuration. Lorsque la concentration de MES dans l'effluent du décanteur secondaire est trop élevée on mesure l'indice de volume des boues (IVB). Un IVB faible indique que les solides biologiques ont de bonnes caractéristiques de décantation de sorte que la cause de la mauvaise efficacité du décanteur est d'ordre physique et peut être identifiée facilement. Lorsque l'IVB est élevé, la mauvaise décantation est alors causée par un désordre de l'écosystème qui se traduit le plus souvent par une croissance excessive d'organismes filamenteux. Les causes et les solutions d'un tel problème sont alors difficiles à identifier. Pour ce travail, les auteurs ont réalisé une importante revue bibliographique dont les résultats sont présentés sous la forme d'un cheminement critique (*fig. 1*). Dans cette figure, les cases numérotées de 1 à 48 sont liées par des énoncés logiques. Ainsi, en répondant à des questions simples, il est possible de cheminer dans la figure 1 et d'identifier les causes les plus probables du déséquilibre microbiologique ainsi que les solutions qui ont déjà été apportées avec succès. De plus les auteurs ont associé à chaque case une fiche technique (portant le même numéro que la case) sur laquelle sont présentées des explications et la liste des références consultées.

Approche pour l'identification des causes de la mauvaise décantation des solides biologiques

Few hints to identify causes of biological solids settling problems

B. BLANCHARD¹, R. DESJARDINS^{2*}, F. G. BRIÈRE², Y. BÉLAND³

RÉSUMÉ

Les procédés d'épuration biologique à culture libre (boues activées) comprennent habituellement un décanteur qui permet de concentrer les solides biologiques en vue de leur recirculation en tête du réacteur biologique. Lorsque ce décanteur fonctionne mal on observe une perte de solides biologiques (SB), ce qui se traduit par une augmentation de la concentration des matières en suspension (MES) dans l'effluent du décanteur secondaire et par une baisse des performances du procédé d'épuration. Lorsque la concentration de MES dans l'effluent du décanteur secondaire est trop élevée on mesure l'indice de volume des boues (IVB). Un IVB faible indique que les solides biologiques ont de bonnes caractéristiques de décantation de sorte que la cause de la mauvaise efficacité du décanteur est d'ordre physique et peut être identifiée facilement. Lorsque l'IVB est élevé, la mauvaise décantation est alors causée par un désordre de l'écosystème qui se traduit le plus souvent par une croissance excessive d'organismes filamenteux. Les causes et les solutions d'un tel problème sont alors difficiles à identifier. Pour ce travail, les auteurs ont réalisé une importante revue bibliographique dont les résultats sont présentés sous la forme d'un cheminement critique (*fig. 1*). Dans cette figure, les cases numérotées de 1 à 48 sont liées par des énoncés logiques. Ainsi, en répondant à des questions simples, il est possible de cheminer dans la figure 1 et d'identifier les causes les plus probables du déséquilibre microbiologique ainsi que les solutions qui ont déjà été apportées avec succès. De plus les auteurs ont associé à chaque case une fiche technique (portant le même numéro que la case) sur laquelle sont présentées des explications et la liste des références consultées.

Mots clés : *Boues activées, microorganismes filamenteux, foisonnement décantation, sédimentation.*

1. Associée professionnelle de recherche, École Polytechnique de Montréal, génie civil, CP 6079, Succursale « A », Montréal (Québec), Canada, H3C 3A7.
2. Professeur, École Polytechnique de Montréal, génie civil, CP 6079, Succursale « A », Montréal (Québec), Canada, H3C 3A7.
3. Ingénieur, Environnement Québec, Assainissement urbain, 5199 rue Sherbrooke Est, Ed. A, Bureau 4800, Montréal (Québec), Canada H1T 3X9.

SUMMARY

Activated sludge is a microbiological aerated sewage treatment process which includes a secondary clarifier to separate the treated effluent from the biological solids. Part of the concentrated solids is recirculated to maintain an adequate concentration of mixed liquor suspended solids (MLSS) in the aerated basin. When the secondary clarifier malfunctions, some biological solids are lost to the effluent: the process efficiency drops and the concentration of suspended solids (SS) increases. When the SS in the effluent is too high the sludge volume index (SVI) must be measured. A low SVI means that the biological solids have good sedimentation characteristics: the problem is then physical in nature and is easily identified. When the SVI is high, the problem is due to a disturbance of the microbiological ecosystem, which is at the origin of excessive filamentous organism growth. The origins and solutions of such a problem are much harder to find. To this end the authors proceeded with an important review of the literature, the results of which are summarized through a critical path, in figure 1. Files from 1 to 48 are linked by logical statements in such a way that by answering simple questions, one can proceed through the files and identify the most probable cause of the biological disturbance as well as the solution which has already proven successful. Furthermore, the authors have linked each file to a technical file which bears the same number and on which an explanation and references are found.

Before proceeding with figure 1 to identify a problem in real life, one must obtain information, resulting from an analysis and observations, with regard to plant effluent, primary clarifier effluent and activated sludge characteristics, including the MLSS concentration. One must also know the chemical oxygen demand (COD), the soluble and total biochemical oxygen demand (BOD₅), as well as the nitrogen and phosphorus concentrations in the plant influent. Furthermore, one must also be told of the presence of toxic material or industrial wastes in the sewage and of the fraction of pollution load which is in the form of particulates. Whether sudden changes in the quality of the plant influent have occurred is worth knowing. The concentration of oxygen or hydrogen sulfide in the primary clarifier is also important. One must also gather data related to the activated sludge treatment itself: type of reactor (completely mixed or plug flow), mixed liquor volatile suspended solids (MLVSS) concentration, dissolved oxygen concentration, rate of oxygen uptake and pH. Finally, the results of a microbiological analysis of the sludge are very useful.

To illustrate the use of figure 1, let us say that we have the following data:

- a) Many filamentous microorganisms are present in the MLSS, in particular *Microthrix parvicella*, type 0092, and *Thiothrix sp*;
- b) The rate of dissolved oxygen uptake is 12 mg O₂/g of SS - h;
- c) The rate of COD removal is 0,48 K_p/K_d of SS - d;
- d) There are no toxic substances in the plant influent;
- e) There are no abrupt changes in plant influent quality;
- f) The pHs of the plant influent and of the MLSS are 7,0 and 6,8 respectively;
- g) The ammonia nitrogen concentration of the plant influent is 1,2 mg/L (N);
- h) The phosphorus concentration of the plant influent is 4,4 mg/L (P);
- i) The total and soluble BOD₅ concentrations of the plant influent are 400 and 80 mg/L respectively.

With this information, we are ready to proceed through figure 1. From file one, one goes to file 2, since the rate of oxygen uptake is sufficient. Otherwise, we would have proceeded to file 32. The reactor being completely mixed, the next step is file 3, where it is said that, because of the low soluble BOD₅ concentration one must go to file 9, where we find a list of filamentous microorganisms which may be responsible for the disturbance. Since two of these microorganisms are effectively present in the mixed liquor suspended solids (MLSS), *Microthrix parvicella* and type 0092, we are invited to go to file 35,

where it is stated that someone has already solved a similar problem by creating a modified contact zone to increase the substrate (organic matter) concentration around the microbiological flocs. The third filamentous microorganism is not identified in file 9. As a second possibility one may assume, in file 2, that the mixing is not complete, which is often the case. With the help of information and results of analyses already available, we proceed, through file 4, 14, 15 and 16, to file 20 where *Thiothrix sp* is included in the microorganisms listed. File 20 is linked to file 41, where it is said that the controlled addition of nitrogen in the plant influent has already been used to solve this type of problem.

The critical path presented in this article is the result of an elaborate study. It may be used as a tool to identify the causes of bad biological flocs sedimentation in the secondary clarifier and select solutions that have already been used successfully.

Key words : *Activated sludge, filamentous organisms, bulking, decantation, sedimentation.*

INTRODUCTION

Lorsqu'on utilise un réacteur biologique à culture libre (boues activées) pour épurer les eaux usées, il faut lui adjoindre un décanteur secondaire pour séparer l'eau épurée des solides biologiques. Lorsque la performance de la décantation n'est pas satisfaisante, il s'ensuit une baisse de la qualité de l'effluent de l'usine d'épuration. Si ce problème persiste, le fonctionnement et le rendement de l'usine risquent d'être affectés, et le rétablissement d'une situation normale peut être long et difficile.

Les causes d'une mauvaise décantation peuvent être d'ordre physique ou d'ordre biologique. Les causes d'ordre physique sont principalement le choix ou l'utilisation inadéquate des équipements du décanteur secondaire. Les causes d'ordre biologique sont plutôt le déséquilibre de la flore microbienne qui se développe dans le liquide mixte.

Dans cet article, nous étudions les causes d'ordre biologique responsables des piètres performances des décanteurs secondaires utilisés dans les usines de traitement des eaux usées par boues activées. Nous décrivons également les symptômes révélateurs des désordres biologiques ainsi que les moyens à employer pour résoudre les problèmes ou, du moins, pour les minimiser.

La littérature sur ce sujet regorge d'exemples de mauvaise décantation. Cependant, dans plusieurs cas les auteurs ne présentent pas toutes les informations nécessaires afin de pouvoir tirer des conclusions valables. Confrontés à ce problème majeur, nous nous sommes limités aux articles offrant le plus d'information possible concernant les conditions du milieu et les caractéristiques du réacteur.

DÉFINITION DU PROBLÈME

Lorsque la concentration de matières en suspension (MES) est trop élevée dans l'effluent du décanteur secondaire, on recommande de mesurer l'indice de volume de boues (IVB) du liquide mixte (APHA, *et al.* 1985). Un faible indice de volume de boues révèle que les caractéristiques de décantation des boues sont satisfaisantes ; dans ce cas, les causes d'une mauvaise décantation sont plutôt d'ordre physique. En revanche, un indice de volume de boues élevé indique que les caractéristiques de décantation des solides biologiques ne sont pas satisfaisantes ce qui est imputable à un déséquilibre d'ordre biologique dans la communauté des microorganismes présents dans le liquide mixte. Le problème le plus fréquent est dû à une croissance excessive des microorganismes filamenteux. En effet, l'enchevêtrement des filaments qui se propagent à l'extérieur des floccs biologiques, s'oppose à la sédimentation des floccs lors de la décantation. Pour résoudre ce problème, il faut trouver la cause du déséquilibre biologique, puis l'éliminer.

Pour bien identifier les causes du déséquilibre biologique et les solutions possibles, l'approche que nous préconisons s'apparente à un cheminement critique (*fig. 1*) : les diverses causes et leurs manifestations (ou symptômes) sont recensées dans les cases 1 à 32, et les solutions proposées, dans les cases 33 à 49. L'ordre de présentation des causes est fonction de la fréquence d'apparition des problèmes réels. À chaque case de la figure 1 correspond une fiche technique qui porte le même numéro et qui comporte les données nécessaires à la poursuite du cheminement critique. Ces fiches résument celles présentées dans le document du *Centre de développement technologique de l'École Polytechnique de Montréal (1988)*. Lorsqu'on connaît les caractéristiques des eaux usées et des boues, on peut à l'aide de la figure 1, identifier la cause du déséquilibre biologique et apporter le ou les correctifs qui s'imposent.

ANALYSES REQUISES

Les analyses et observations requises pour une utilisation adéquate de la figure 1 sont présentées au tableau 1. Pour évaluer adéquatement les performances d'un procédé de traitement par boues activées, il faut faire ces observations régulièrement et analyser les résultats obtenus quotidiennement, afin de déceler les problèmes avant qu'ils ne deviennent trop importants. L'opérateur peut ainsi remédier à la situation avant que la qualité de l'effluent de l'usine d'épuration soit affectée. Les techniques d'analyses pour la plupart des paramètres présentés au tableau 1 sont décrites dans APHA *et al.* 1985. Les autres méthodes telles que celles pour mesurer le taux d'utilisation de l'oxygène dissous sont présentées dans le document du *Centre de développement technologique de l'École Polytechnique de Montréal, 1988*.

Tableau 1 Analyses et observations nécessaires à l'identification de la ou des causes d'une mauvaise décantation à l'aide du cheminement suggéré à la figure 1.

<p>Caractéristiques de l'affluent</p> <ul style="list-style-type: none"> - Demande chimique en oxygène (DCO) - DBO₅ soluble et DBO₅ totale - Concentration d'azote - Concentration de phosphore - Présence de substances toxiques - Variations brusques des qualités de l'affluent - Présence de rejets industriels - Proportion de substrat sous forme particulaire <p>Caractéristiques du réacteur</p> <ul style="list-style-type: none"> - Analyse microscopique des boues - Type de réacteur - Concentration de MES et de MVES - Taux d'utilisation de l'oxygène dissous - Concentration d'oxygène dissous - Variations de pH <p>Effluent du décanteur primaire</p> <ul style="list-style-type: none"> - Concentration d'oxygène dissous - Concentration de H₂S

MVES : matières volatiles en suspension

MES : matières en suspension

DESCRIPTION DU PROBLÈME

À l'aide d'un exemple, nous allons maintenant illustrer l'utilisation de la figure 1.

Dans l'effluent d'une station d'épuration (de type boues activées), on décèle une augmentation importante des matières en suspension ; de plus, dans le décanteur secondaire, le voile de boue atteint presque la surface de l'eau, et l'IVB est élevé, ce qui laisse présager un déséquilibre biologique. Les résultats des observations et des analyses effectuées conformément aux indications du tableau 1 permettent d'affirmer que :

a) plusieurs bactéries filamenteuses prédominent dans la communauté bactérienne du liquide mixte. L'analyse taxonomique des organismes filamenteux révèle la prédominance de trois espèces différentes soit : *Microthrix parvicella*, type 0092 et *Thiothrix sp.* ;

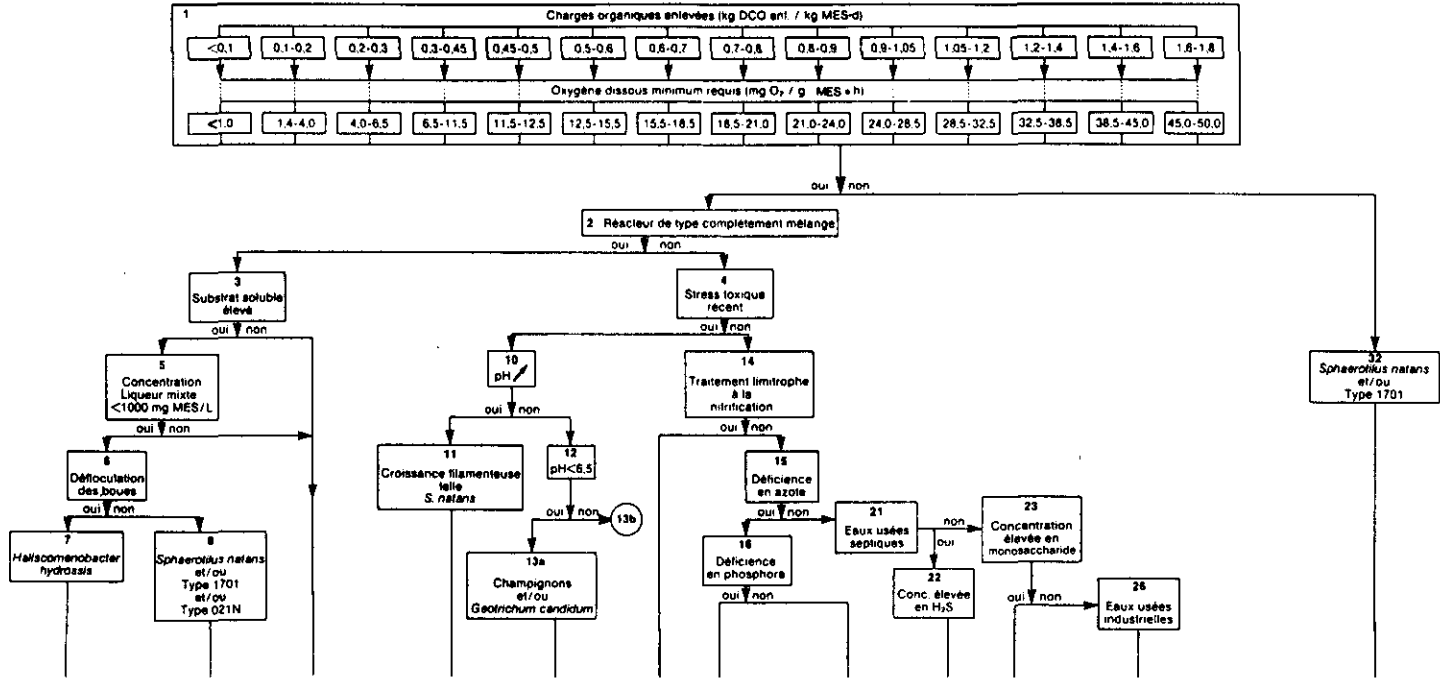
b) le taux d'utilisation de l'oxygène est de 12 mg O₂/g MES·h ;

c) l'enlèvement de la DCO est de 0,48 kg DCO/kg MES·d ;

d) il n'y a aucune substance toxique dans l'affluent de l'usine d'épuration ou dans le réacteur biologique ;

e) il n'y a aucune variation brusque des caractéristiques de l'affluent ;

f) les pH de l'affluent et du bassin d'aération sont respectivement de 7,0 et de 6,8 ;



- g) la concentration de l'azote ammoniacal dans l'affluent est de 1,2 mg/L (N) ;
- h) la concentration de phosphore dans l'affluent est suffisante soit 4,4 mg/L (P) ;
- i) la DBO₅ totale dans l'affluent est de 400 mg/L et la DBO₅ soluble, de 80 mg/L.

RÉSOLUTION DU PROBLÈME

On commence l'analyse du problème à la case 1 de la figure 1 : on vérifie si la charge organique éliminée chaque jour correspond aux taux d'utilisation de l'oxygène dissous. Dans ce cas, on constate que, pour éliminer quotidiennement, dans le réacteur de boues activées, 0,48 kg de DCO par kg de MES, le taux d'utilisation de l'oxygène est de 12,0 mg O₂/g MES·h. Sur la figure 1 ces deux valeurs sont reliées par un trait pointillé indiquant ainsi que le taux d'utilisation est acceptable ; on passe donc à la case 2 (si tel n'avait pas été le cas, on serait passé à la case 32, où on aurait obtenu des données relatives aux organismes filamenteux dominants dans le cas d'un manque d'oxygène dissous dans les bassins d'aération). La case 2 présente le type d'écoulement dans le bassin d'aération ; étant donné que le réacteur est théoriquement de type complètement mélangé, on passe à la case 3. Dans le cas d'un tel réacteur nous n'avons pas considéré les effets d'un stress toxique. Un tel cas est d'ailleurs très peu documenté, probablement parce qu'un bon mélange disperse bien la substance toxique et en atténue les effets. Toutefois, avant de poursuivre, il faut se rappeler que, en pratique, ce type de réacteur est rarement parfaitement mélangé et que, dans cet exemple, la mauvaise décantation peut être due à des causes non spécifiques au type de réacteur. La fiche technique 3 traite de problèmes imputables à des concentrations élevées de substrat soluble. Puisque, dans cet exemple, la DBO₅ soluble de l'affluent est faible, on passe directement à la case 9, où sont recensées les principales espèces de bactéries filamenteuses présentes dans de telles conditions. On remarque que deux des trois organismes qui prédominent dans la communauté des microorganismes du liquide mixte sont identifiés à la case 9, ce qui confirme que le déséquilibre biologique est causé, du moins en partie, par le réacteur de type complètement mélangé. À la case 35 sont recensées les principales solutions déjà utilisées avec succès pour résoudre ce type de problème. Cependant, un des organismes prédominants ne figure pas à la case 9 ; il existe donc probablement une autre cause au déséquilibre responsable de la mauvaise décantation des boues. Il faut par conséquent revenir à la case 2. On voit que tous les problèmes de décantation liés au réacteur de type complètement mélangé sont regroupés à la gauche de la figure 1 et que tous les autres problèmes de décantation présentés au centre et à la droite de la figure 1 ne sont pas spécifiques à un type d'écoulement donné, puisqu'ils peuvent survenir dans tous les types de réacteurs biologiques à culture en suspension. À partir de ces observations, on peut déduire qu'un aspect

du problème de décantation n'est pas lié au type d'écoulement du réacteur. On passe donc à la case 4, où il est question de stress toxique récent. Or il n'y a ici aucun stress toxique récent. On passe par conséquent à la case 14, qui traite de nitrification. La faible concentration d'azote, mesurée à l'affluent de la station, incite à croire qu'il peut y avoir une déficience en azote. À la fiche 15, on lit que lorsque le rapport DBO_5/N est supérieur à 20:1, la quantité d'azote est insuffisante. De la case 15 on passe à la case 16 qui traite de la concentration de phosphore dans l'affluent : les résultats de l'analyse indiquent qu'il n'y a pas de déficience en phosphore. En consultant la liste des organismes de la case 20, on trouve que l'espèce filamenteuse prédominante dans le réacteur y est mentionnée. Dans ce cas, on recommande par conséquent de considérer que la déficience en azote est une autre cause probable du problème de décantation des boues, et d'envisager les principales solutions présentées à la fiche 41.

DESCRIPTION DES FICHES TECHNIQUES

Nous présentons ci-dessous, pour chaque case de la figure 1, une fiche technique où nous décrivons brièvement les données nécessaires au cheminement critique et donnons la liste des références que nous avons consultées. Aux fiches 33 à 49, nous proposons un bref résumé des solutions proposées.

Fiche 1 : Besoin en oxygène dissous

Plusieurs auteurs traitent de la relation qui existe entre la charge massique de matière organique et la concentration minimale d'oxygène dissous par unité de masse de MES dans le liquide mixte (PALM *et al.*, 1980 ; JENKINS *et al.*, 1986 ; LAU *et al.*, 1984a ; LAU *et al.*, 1984b).

Fiche 2 : Type de réacteur

Plusieurs chercheurs ont montré que dans un réacteur de type complètement mélangé, la dilution immédiate de la totalité du substrat dans le bassin d'aération, est favorable au foisonnement des boues (CHUDOBA *et al.*, 1973a ; LEE *et al.*, 1982 ; PUJOL, 1984 ; WHEELER *et al.*, 1984 ; CHIESA *et al.*, 1985 ; DAIGGER *et al.*, 1985 ; KURANE *et al.*, 1986 ; TOMLINSON, 1976).

Fiche 3 : Forme du substrat

Plusieurs chercheurs ont remarqué qu'un substrat constitué de matière organique soluble et facilement assimilable avait tendance à favoriser le développement d'organismes filamenteux (CHUDOBA *et al.*, 1973a ; CHUDOBA *et al.*, 1973b ; LEE *et al.*, 1982 ; VAN DEN EYNDE *et al.*, 1982 ; VAN VEEN *et al.*, 1982 ; CHUDOBA *et al.*, 1985).

Fiche 4 : Stress toxique

Un stress toxique est une modification brusque, cyclique ou non, des conditions d'alimentation du réacteur biologique, modification qui peut changer le fonctionnement de celui-ci et surtout affecter la flore bactérienne. Le pH est le paramètre qui le plus fréquemment varie brusquement (SHIMIZU *et al.*, 1980 ; SEZGIN, 1977).

Fiche 5 : Concentration de MVES dans le liquide mixte

Une concentration de MVES inférieure à 900 mg/L dans le liquide mixte et un âge de boues de 30 jours ou plus peuvent entraîner des problèmes de décantation (BLANCHARD, 1987).

Fiche 6 : Déflocculation des boues

Il y a déflocculation des boues lorsque la concentration du liquide mixte est faible et l'âge des boues élevé ; les problèmes de décantation sont alors nettement visibles (BLANCHARD, 1987).

Fiche 7 : Organismes filamenteux

Lorsque les concentrations du liquide mixte et du substrat sont faibles, l'organisme filamenteux prédominant est *Haliscomenobacter hydrossis* (BLANCHARD, 1987).

Fiche 8 : Organismes filamenteux

Lorsqu'il n'y a pas de déflocculation, les organismes filamenteux prédominants responsables du gonflement des boues sont principalement *Sphaerotilus natans*, type 1701 et type 021N (JENKINS *et al.*, 1986).

Fiche 9 : Organismes filamenteux

Un réacteur dans lequel la concentration de liquide mixte est supérieure à 1 000 mg/L et qui reçoit un affluent dont le substrat est soluble peut être affecté par des problèmes de gonflement des boues. Dans ce cas, les organismes filamenteux sont ceux présentés à la case 9 de la figure 1 (JENKINS *et al.*, 1986 ; ERIKSON et AXBERG, 1981 ; KURANE *et al.*, 1986).

Fiche 10 : pH élevé

Lorsque la valeur du pH de l'affluent atteint 9, la croissance de bactéries filamenteuses est favorisée. Toutefois, au cours d'essais où la valeur du pH a été maintenue entre 9 et 10, il n'y a eu aucune croissance de bactéries filamenteuses (YASUDA, 1976).

Fiche 11 : Organismes filamenteux

Au cours d'essais en laboratoire, on a remarqué une augmentation du nombre d'organismes filamenteux (*S. natans*) avec un affluent dont la valeur

du pH variait de 6 à 9. En deçà de cette plage de pH, une mauvaise décantation est plutôt imputable à des champignons (YASUDA, 1976).

Fiche 12 : pH faible

Dans les stations d'épuration où l'on traite des eaux usées dont l'alcalinité et le pH sont faibles (alcalinité ≤ 100 mg/L (CaCO_3) et $\text{pH} \leq 6,5$), il y a développement de champignons (PIPES, 1979).

Fiche 13a : Organismes filamenteux

Une baisse de la valeur du pH favorise la croissance de champignons dans les boues activées (SEZGIN *et al.*, 1978 ; WAGNER, 1984 ; CHUDOBA *et al.*, 1985 ; YASUDA, 1976). Lorsque la valeur du pH varie entre 3 et 4, il y a croissance de champignons. Les champignons les plus fréquents sont *Geotrichum candidum* (JONES, 1964).

Fiche 13b :

Après une baisse de la valeur du pH, aucun organisme s'opposant à la décantation des boues, autre que ceux recensés à la fiche 13a, n'a été observé.

Fiche 14 : Nitrification

Dans les réacteurs biologiques où la nitrification est amorcée, il peut y avoir croissance excessive d'organismes filamenteux (WAGNER, 1984). Lors de la nitrification, il y a dégagement d'ions hydrogène ce qui peut entraîner une baisse de la valeur du pH si l'alcalinité de l'eau est faible.

Fiche 15 : Déficience en azote

Il y a déficience en azote lorsque le rapport DBO_5/N est supérieur à 20:1. Lorsque la quantité d'azote est insuffisante, l'enlèvement de la pollution carbonée se poursuit à l'aide d'organismes filamenteux qui ont moins besoin d'azote plutôt qu'à l'aide d'organismes qui favorisent la formation de floccs fermes qui décantent bien (WU, 1976).

Fiche 16 : Déficience en phosphore

Les eaux sont déficientes en phosphore lorsque le rapport DBO_5/P est supérieur à 100:1. Ces eaux, favorisent la prolifération des bactéries filamenteuses (JONES, 1965).

Fiche 17 : Production élevée d'exopolymères

Il y a souvent production excessive de polysaccharides extra-cellulaires en cas de déficience en éléments nutritifs (HALE et CARVER, 1983). Eikelboom et Van Buijsen (1983) associent l'excès de production de matériel extra-cellulaire à un foisonnement visqueux (ou non filamenteux). Il existe une méthode simple permettant de vérifier s'il y a production excessive de polymères extra-cellulaires (JENKINS *et al.*, 1986).

Fiche 18 : Production de mousse

Parallèlement à la production excessive de polymères extra-cellulaires dans les boues activées, il y a souvent production de mousse inerte, qui flotte à la surface des bassins d'aération et des décanteurs secondaires.

Fiche 19 : Organismes filamenteux

Les principales bactéries associées à la déficience en éléments nutritifs (azote, phosphore) sont : type 021N, *Thiothrix spp.*, type 0041, type 0675. Les bactéries de type 021N sont prédominantes dans les réacteurs où l'on traite des effluents industriels (JONES, 1965 ; RICHARD *et al.*, 1985).

Fiche 20 : Organismes filamenteux

Les principaux organismes filamenteux présents dans les boues activées atteintes de déficience en azote sont : *Thiothrix spp.*, *S. natans*, type 021N, *Haliscomenobacter hydrossis*, type 0041, type 0675 (JENKINS *et al.*, 1986). On peut ajouter à cette liste le champignon *Geotrichum candidum* (JONES, 1965).

Fiche 21 : Eaux usées septiques

Habituellement, les eaux usées deviennent septiques lorsqu'elles séjournent trop longtemps dans les conduites d'égout ou dans le décanteur primaire ou lorsque la purge des boues de ce décanteur est insuffisante.

Fiche 22 : Concentration élevée de H₂S

Lorsque les concentrations de produits soufrés sont élevées, il y a prolifération d'organismes filamenteux.

Fiche 23 : Concentration de monosaccharides

Une grande quantité d'acides gras volatils ou de monosaccharides dans les eaux usées peut être responsable d'un foisonnement filamenteux. On a ainsi remarqué un tel foisonnement lorsque la concentration d'acide acétique était de 100 mg/L et celle d'acide propionique, de 38 mg/L (SYKES *et al.*, 1979).

Fiche 24 : Organismes filamenteux

Les organismes qui croissent habituellement dans les milieux riches en monosaccharides sont des algues bleu-vertes nommées *Schizothrix calcicola* (SYKES *et al.*, 1979).

Fiche 25 : Organismes filamenteux

La croissance de certaines bactéries filamenteuses est favorisée dans les eaux usées septiques riches en acide organique et en H₂S. Les affluents septiques comportent souvent des concentrations non négligeables de soufre. Les microorganismes les plus souvent présents sont : *Thiothrix sp.*, *Beggiatoa spp.*, type 021N (FARGUHAR et BOYLE, 1972 ; HOUTMEYERS, 1978 ; WILLIAMS et UNZ, 1985 ; RICHARD *et al.*, 1985 ; SYKES *et al.*, 1979 ; NOWAK *et al.*, 1986).

Fiche 26 : Eaux usées industrielles

Les eaux usées industrielles peuvent, de la même manière que les eaux municipales, favoriser le foisonnement des boues (JENKINS et RICHARD, 1985).

Fiche 27 : Voile de boue soulevé

En cas de dénitrification, en phase anoxie, il y a production d'azote gazeux sous forme de microbulles qui se logent souvent sous les floccs de boues actives, ce qui peut soulever le voile de boue (NI, 1983).

Fiche 28 : Organismes filamenteux

Dans un réacteur de boues activées où l'on traite un effluent d'usine de pâtes et papiers, le foisonnement est le plus souvent dû à des bactéries de type 0675 (JENKINS et RICHARD, 1985). Les organismes filamenteux recensés dans sept stations où l'on traite les effluents d'usines de pâtes et papiers sont : type 0092, *Nocardia sp.*, type 1701, *H. hydrossis* (STROM et JENKINS, 1984).

Fiche 29 : Dénitrification

Lors de la dénitrification, l'absence prolongée d'oxygène dans le milieu peut favoriser la prolifération d'organismes filamenteux (NI, 1983).

Fiche 30 : Mousse flottante

Au cours de la mise en service d'une station d'épuration, l'apparition d'une mousse blanche sur les bassins d'aération est normale. Habituellement, cette mousse disparaît lorsque l'âge des boues excède 10 jours et que la population bactérienne atteint un état stationnaire. L'apparition de la mousse peut aussi être liée à la prolifération d'actinomycètes monocarioformes. On présume que la formation de cette mousse d'actinomycètes découle de la présence, dans les affluents d'usines, d'huile et de graisse que les actinomycètes peuvent solubiliser et utiliser comme substrat (EIKELBOOM, 1975 ; PIPES, 1978).

Fiche 31a : Actinomycètes

La mousse composée à 90 % d'actinomycètes échappe à la purge automatique des boues et à la recirculation. La durée de son séjour dans le réacteur biologique est donc beaucoup plus longue que celle des solides biologiques. La formation des mousses d'actinomycètes est principalement imputable à *Nocardia sp.* (JENKINS *et al.*, 1986). On a par ailleurs isolé les espèces suivantes dans les mousses d'actinomycètes : *Nocardia amarae*, *Nocardia rhodochrus*, *Nocardia asteriodes*, *Nocardia caviae*, *Microthix parvicella* (LECHEVALIER, 1975).

Fiche 31b :

À la lumière des connaissances actuelles, on peut affirmer qu'aucun organisme autre que ceux présentés à la fiche 31a n'est associé à la formation des mousses décrites à la fiche 30.

Fiche 32 : Organismes filamenteux

Les principaux organismes filamenteux associés à une déficience en oxygène dissous sont *Sphaerotilus natans* et type 1701 (JENKINS *et al.*, 1986).

SOLUTIONS PROPOSÉES POUR RÉSOUDRE LES PROBLÈMES DE DÉCANTATION

- À partir des informations puisées dans nos lectures (citées en référence) et des résultats de nos propres travaux, nous pouvons présenter un résumé des principales solutions proposées pour résoudre les problèmes de mauvaise décantation. Pour déterminer les causes ou le contexte d'un problème donné il suffit de consulter la figure 1.

Fiche 33 : Faible concentration du liquide mixte et défloculation

On peut résoudre les problèmes de défloculation associée à une prolifération excessive de bactéries filamenteuses en augmentant la concentration du liquide mixte dans les bassins d'aération. Pour ce faire, on peut réduire le volume du réacteur ou mettre hors service un ou plusieurs bassins d'aération. Lorsque le problème de foisonnement entrave le fonctionnement de l'usine d'épuration, on peut éventuellement recourir à des solutions palliatives : oxydation par le chlore ; ajout de polymères synthétiques ou de coagulants (chaux ou chlore ferrique) (*Centre de recherche et de développement technologique de l'École Polytechnique de Montréal 1988, JENKINS et al., 1986*).

Fiche 34 : Forte concentration en substrat soluble et faible concentration des MES dans le liquide mixte

Lorsque la concentration en substrat dans l'affluent est élevée ou lorsque la concentration de MES dans le liquide mixte est faible (inférieure à 1 000 mg/L), il faut augmenter la concentration de MES en réduisant le volume du bassin d'aération. On peut également créer une zone de contact dans laquelle le substrat se mélange à la boue recirculée en amont du bassin d'aération. Dans cette zone de contact, le mélange doit être parfaitement homogène (EIKELBOOM, 1982 ; SALAMEH et MALINA, 1986 ; PUJOL, 1987). Toutefois, ces mêmes auteurs diffèrent d'avis sur un point : l'aération de cette zone. EIKELBOOM (1982) insiste sur le fait que le taux d'utilisation du substrat en absence d'oxygène est plus élevé chez les bactéries agglutinantes que chez les populations filamenteuses, tandis que les autres auteurs obtiennent des résultats aussi concluants avec des zones de contact aérées. La durée du séjour du substrat dans la zone de contact doit en favoriser la capture (adsorption) par les floccs biologiques et non son assimilation (*Centre de recherche et de développement technologique de l'École Polytechnique de Montréal, 1988 ; CHUDOBA et al., 1982*). Lorsque le foisonnement des boues entrave le fonctionnement de l'usine d'épuration, on peut également recourir aux mesures palliatives décrites à la fiche 33.

Fiche 35 : Réacteur complètement mélangé

Pour résoudre un problème de foisonnement des boues, on peut créer une zone de contact modifiée (EIKELBOOM, 1982 et PUJOL, 1987). Une telle solution implique cependant des travaux majeurs. Tout accroissement de la concentration du substrat au voisinage des floes biologiques favorise la prolifération des bactéries agglutinantes ou floculantes aux dépens de celle des bactéries filamenteuses.

Fiche 36 : pH élevé à l'affluent

On peut résoudre à la source le problème de foisonnement causé par un pH trop élevé de l'affluent : il suffit d'installer les équipements qui permettent d'ajuster le pH des eaux usées. On recourt à cette solution lorsque les problèmes dus à un pH trop élevé sont fréquents, prévisibles, ou les deux. Dans les autres cas, il est plus économique d'ajouter du chlore dans la conduite de recirculation des boues lorsqu'il y a prolifération d'organismes filamenteux.

Fiche 37 : pH faible à l'affluent

Si le pH est faible en permanence ou si les baisses de pH sont prévisibles, on ajoute de la chaux à l'affluent. Si les baisses de pH sont peu fréquentes et imprévisibles, il vaut mieux ajouter, au besoin, du chlore dans la conduite de recirculation des boues.

Fiche 38 : Nitrification

Lorsque les baisses de pH dues à une nitrification sont fréquentes, il faut tamponner les eaux, c'est-à-dire augmenter leur alcalinité.

Fiche 39 : Déficience en éléments nutritifs

On peut résoudre temporairement un tel problème, en ajoutant du sulfate ferreux (26 g/m³) ou de l'hydroxyde de calcium (11 mg/L) en amont du décanteur secondaire (WAGNER, 1984). Pour éliminer définitivement la cause de ce problème, il faudrait ajouter des éléments nutritifs dans l'affluent du réacteur biologique comme nous l'indiquons à la fiche 40.

Fiche 40 : Déficience en azote et en phosphore

Le traitement par boues activées d'un affluent dont les concentrations en azote et en phosphore sont faibles est plus efficace lorsque l'âge des boues est élevé. Parfois, même si les quantités d'azote et de phosphore dans l'affluent semblent suffisantes, il peut y avoir une carence de ces éléments surtout s'ils sont présents sous une forme difficilement assimilable par les microorganismes, alors que le carbone est facilement assimilable. Pour résoudre ce problème lié à la qualité du substrat, on ajoute une certaine dose d'éléments nutritifs lorsque la charge hydraulique est faible. Les microorganismes se constituent ainsi des réserves d'éléments nutritifs qu'ils utiliseront en cas de déficience (RICHARD *et al.*, 1985).

Pour vérifier si les concentrations d'éléments nutritifs sont suffisantes, on mesure les concentrations d'azote inorganique soluble et d'orthophosphates

solubles dans l'effluent du décanteur secondaire. La concentration d'azote inorganique soluble doit toujours être supérieure à 0,2 mg/L et celle des ortho-phosphates solubles doit être d'environ 0,2 mg/L (PO_4^{-3}) (JENKINS *et al.*, 1986 et RICHARD *et al.*, 1985).

Fiche 41 : Déficience en azote

Le rapport optimal entre les concentrations de carbone, d'azote et de phosphore ($\text{DBO}_5/\text{N}/\text{P}$) est de 100/5/1. Si, après analyse des eaux, on constate une déficience en azote, on peut ajouter de l'azote dans l'affluent jusqu'à ce qu'il y en ait une faible quantité résiduelle dans l'effluent du décanteur secondaire. Cette quantité résiduelle doit toujours être inférieure à la concentration permise dans l'effluent de l'usine.

Fiche 42 : Concentration élevée de H_2S

Le H_2S peut être présent dans les eaux usées qui arrivent à l'usine d'épuration, ou bien il peut être formé dans le bassin de décantation primaire. Dans le premier cas, il faut identifier, dans le réseau d'égouts, la cause de la baisse de concentration en oxygène dissous et corriger la situation si possible. Si c'est impossible, on peut éventuellement recourir à un oxydant chimique ou à une préaération.

Dans le second cas, la formation de H_2S résulte d'une digestion anaérobie des boues accumulées au fond du décanteur primaire. On doit alors simplement retirer les boues du décanteur et veiller par la suite à les extraire plus fréquemment. On recommande en outre de réduire le temps de rétention hydraulique de ce bassin (FARQUHAR et BOYLE, 1972 ; NOWAK *et al.*, 1986).

Fiche 43 : Eaux usées septiques

Si des conditions de septicité se développent dans le décanteur primaire, on recommande d'augmenter la fréquence d'extraction des boues. De plus, on peut réduire le temps de rétention hydraulique en mettant hors service, lorsque cela est possible, une partie du décanteur primaire (TOMLINSON et CHAMBERS, 1984). Si les eaux de l'affluent de l'usine d'épuration sont septiques, leur concentration d'acides organiques volatils est probablement élevée : on applique alors les recommandations de la fiche 42.

Fiche 44 : Concentration élevée de monosaccharides

Pour limiter le foisonnement causé par l'algue bleu-verte *Schizothrix*, on élimine la source d'acétate dans l'affluent de l'usine. Si cela est impossible, on augmente le taux de transfert de l'oxygène à l'entrée du bassin d'aération au cours des périodes où la teneur en acétate est élevée (SYKES *et al.*, 1979).

Fiche 45 : Soulèvement du voile de boue

Lorsqu'il y a dénitrification dans le décanteur secondaire, le soulèvement du voile de boue est d'autant plus important que ce dernier est compact et épais. Lorsque la nitrification n'est pas nécessaire, on l'évite, de préférence en réduisant le temps de rétention hydraulique dans les bassins d'aération.

Lorsqu'elle est nécessaire, on prévoit plutôt une zone anoxie dans laquelle on peut limiter la dénitrification. On peut en outre, augmenter la recirculation des boues pour limiter la durée de leur séjour dans le décanteur, ou augmenter le taux d'aération à la sortie du bassin d'aération (TOMLINSON et CHAMBERS, 1984).

Fiche 46 : Dénitrification et prolifération d'organismes filamenteux

Lorsque la dénitrification entraîne la prolifération d'organismes filamenteux, on recommande, pour des charges spécifiques inférieures à 0,2 kg COT/kg MES-d, de faire en sorte que le rapport entre les volumes anaérobie et aérobie soit inférieur ou égal à 0,55 (NI, 1983). Dans certains cas, on peut éventuellement recourir à une chloration (EPA, 1987).

Fiche 47 : Mousses d'actinomycètes

Les causes de la prolifération de *Nocardia* sous forme de mousses étant mal connues, il est difficile de proposer une méthode infaillible pour limiter celle-ci. Dans les boues résultant d'une digestion anaérobie, on a observé la présence de produits toxiques pour les organismes du type *Nocardia* (LECHEVALIER *et al.*, 1977) ; on peut donc, entre autres, ajouter à l'entrée du bassin d'aération du surnageant provenant du digesteur anaérobie. Cette méthode, qu'on n'a expérimentée avec succès qu'en laboratoire, n'a pratiquement pas été utilisée aux Etats-Unis (LECHEVALIER, 1975). L'utilisation d'antimousse, quant à elle, a donné des résultats décevants (JENKINS, *et al.*, 1986). Lors d'essais effectués dans six usines, on a aménagé une zone de contact en amont des bassins d'aération, ce qui a permis, dans quatre cas sur six, de limiter la prolifération des mousses (SEZGIN et KARR, 1986).

Fiche 48 : Eaux usées industrielles

Dans les eaux usées industrielles, les concentrations d'éléments nutritifs (azote et phosphore) sont souvent très faibles ou ces éléments sont présents sous de formes difficilement assimilables. Dans ce cas, on recommande de déterminer les quantités requises d'éléments nutritifs et de les ajouter dans l'affluent du réacteur.

Fiche 49 : Déficience en oxygène dissous

On peut remédier à une déficience en oxygène dissous dans le réacteur biologique de deux façons : a) en y injectant davantage d'oxygène dissous ; b) en y réduisant la masse de solides biologiques. Lorsqu'on utilise cette dernière méthode, il faut cependant s'assurer que les concentrations finales de MES et de MVES, dans le réacteur biologique, soient toujours suffisamment élevées pour que la défloculation des boues n'ait pas lieu.

CONCLUSION

Les problèmes dus à une mauvaise décantation des boues imputable à un déséquilibre d'ordre biologique entraînent, à la limite, une baisse de la qualité de l'effluent des stations d'épuration. Or, les causes de tels problèmes sont variées.

Pour déterminer la ou les véritables causes d'une mauvaise décantation, il faut d'abord posséder une bonne connaissance de la microbiologie des boues activées et savoir caractériser adéquatement le fonctionnement du bioréacteur. Après quoi, à l'aide du cheminement critique proposé dans le présent article, on peut isoler la ou les causes de la mauvaise décantation et proposer une ou plusieurs solutions appropriées.

REMERCIEMENTS

Les auteurs tiennent à remercier la Société québécoise d'assainissement des eaux et le Conseil national de recherche en sciences naturelles et en génie du Canada dont l'appui financier a permis la réalisation de la présente recherche.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- APHA, AWWA, WPCF, 1985. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 16e édition, Joint Editorial Board – APHA, AWWA AND WPCF, Washington (D.C.) 20005, 1134 p.
- BLANCHARD B., 1987. *Détérioration du floc biologique occasionnée par le surdimensionnement de bassins d'aération*. Mémoire de maîtrise, École Polytechnique, Université de Montréal, 131 p.
- CENTRE DE DÉVELOPPEMENT TECHNOLOGIQUE DE L'ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL, 1988. *Guide technique sur les causes et le contrôle de la mauvaise décantation causée par un déséquilibre de l'écosystème des boues activées*. Rapport préparé pour la Société québécoise d'assainissement des eaux et le ministère de l'Environnement du Québec, 133 p.
- CHIESA S.C., IRVINE R.L., MANNING J.F. JR., 1985. Feast/famine growth environments and activated sludge population selection. *Biotechnol. Bioeng.*, vol. XXVII : 562-569.
- CHUDOBA J., OTTAVA V., MADERA V., 1973a. Control of activated sludge filamentous bulking – I. Effect of hydraulic regime or degree of mixing in a aeration tank. *Water Res.*, 7(8) : 1163-1182.
- CHUDOBA J., GRAU P., OTTAVA V., 1973b. Control of activated sludge filamentous bulking – II. Selection of microorganisms by means of a selector. *Water Res.*, 7(10) : 1383-1406.
- CHUDOBA J., DOHANYOS M., GRAU P., 1982. Control of activated sludge filamentous bulking – IV. Effect of sludge regeneration. *Water Sci Technol.*, 14 (1/2) : 73-93.

- CHUDOBA J., CECH J.S., FARKAC J., GRAU P., 1985. Control of activated sludge filamentous bulking – Experimental verification of a kinetic selection theory. *Water Res.*, 19(2) : 191-196.
- DAIGGER G.T., ROBBINS M.H., MARSHALL B.R., 1985. The design of a selector to control low-F/M-filamentous bulking. *J. Water Pollut. Control Fed.*, 57(3) : 220-226.
- EIKELBOOM D.H., 1975. Filamentous organisms observed in activated sludge, *Water Res.*, 9(4) : 365-388.
- EIKELBOOM D.H., 1982. *Biosorption and prevention of bulking sludge by means of high floc loading*. Bulking of Activated Sludge : Preventative and Remedial Methods. Ed. B. Chambers and E.J. Tomlinson, Pub. Ellis Horwood Limited, 279 p.
- EIKELBOOM D.H., VAN BUIJSEN H.J.J., 1983. *Microscopic sludge investigation manual*. TNO Research Institute for Environmental Hygiene, Netherlands, 2e édition, 100 p.
- EPA, 1987. Summary Report. *The causes and control of activated sludge bulking and foaming*. EPA/625/8-88/012, 92 p.
- ERIKSON L., AXBERG C., 1981. Pollutants on flocculation and sedimentation behaviour in biological wastewater treatment. I. Model System *E. coli* B., *Water Res.*, 15(4) : 421-431.
- FARQUHAR G.J., BOYLE W.C., 1972. Control of *Thiothrix* in activated sludge. *J. Water Pollut. Control Fed.*, 44(1) : 14-24.
- HALE F.D., CARVER S.R., 1983. Viscous bulking of activated sludge. *Water Pollut. Control Fed., Conf.* n° 3808, 9 p.
- HOUTMEYERS J., 1978. Relations between substrate feeding pattern and development of filamentous bacteria in activated sludge processes. *Agricultura*, 26 : 1-136.
- JENKINS D., RICHARD M.G., 1985. The causes and control of activated sludge bulking. *TAPPI Journal*, 68(2) : 73-76.
- JENKINS D., RICHARD M.G., DAIGGER G.T., 1986. *Manual on the causes and control of activated sludge bulking and foaming*. Ridgeline Press, Lafayette, 165 p.
- JONES P.H., 1964. *Study on the ecology of the filamentous sewage fungus, Geotrichum candidum*. Thèse de doctorat, Northwestern University, Illinois, 245 p.
- JONES P.H., 1965. The effect of nitrogen and phosphorous compounds on one of the micro-organisms responsible of sludge bulking. *Proc. 20th Purdue Ind. Waste Conf.*, p. 297-315.
- KURANE R., TAKEDA K., SUZUKI T., 1986. Screening for and characteristics of microbial flocculants. *Agric. Biol. Chem.*, 50(9) : 2301-2307.
- LAU A.D., STROM P.F., JENKINS D., 1984a. Growth kinetics of *Sphaerolus natans* and a floc former in pure and dual continuous culture. *J. Water Pollut. Control Fed.*, 56(1) : 41-51.
- LAU A.D., STROM P.F., JENKINS D., 1984B. The Competitive Growth of Floc-Forming and Filamentous Bacteria : a Model for Activated Sludge Bulking. *J. Water Pollut. Control Fed.*, 56(1) : 52-61.
- LECHEVALIER H.A., 1975. Actinomycetes of sewage treatment plants. EPA 600/2-75-031.
- LECHEVALIER H.A., LECHEVALIER M.P., WYSKOWSKI P.E., 1977. Actinomycetes of sewage treatment plants. EPA 600/2-77-145, 79 p.
- LEE S.E., KOOPMAN B.L., JENKINS D., LEWIS R.F., 1982. The effects of aeration bassin configuration on activated sludge bulking at low organic loading. *Water Sci. Technol.*, 14 : 407-427.
- NI Y.H., 1983. *Effect of anaerobic conditions on activated sludge settleability*. Butterworth Publ., p. 683-691.
- NOWAK G., BROWN G.D., YEE A., 1986. Effect of feed pattern and D.O. on growth of filamentous bacteria. *J. Water Pollut. Control Fed.*, 58(10) : 978-984.
- PALM J.C., JENKINS D., PARKER D.S., 1980. Relationship between organic loading, dissolved oxygen concentration and sludge settleability in the completely-mixed activated sludge process. *J. Water Pollut. Control Fed.*, 52(10) : 2484-2506.
- PIPES W.O., 1978. Actinomycete scum production in activated sludge processes. *J. Water Pollut. Control Fed.*, 5 : 628-634.
- PIPES W.O., 1979. Bulking, deflocculation and pinpoint floc. *J. Water Pollut. Control Fed.*, 51(1) : 62-70.
- PUJOL R., 1984. La zone de contact. Premiers résultats dans la lutte contre le fo

- sonnement des boues activées. *TSM - L'eau*, 4 : 199-205.
- PUJOL R., 1987. *Maîtrise du foisonnement des boues activées : - Biosorption et zones de contact - Approche méthodologique*. Thèse de doctorat, Inst. Nat. des Sc. appliquées de Lyon, 154 p.
- RICHARD M.G., SHIMIZU G.P., JENKINS D., 1985. The growth physiology of the filamentous organism type 021N and its significance to activated sludge bulking. *J. Water Pollut. Control Fed.*, 57(12) : 1152-1161.
- SALAMEH M.F., MALINA J.F., 1986. The effect of sludge age and selector configuration on the control of filamentous bulking in the activated sludge process. *60th Annual Conf. of Water Pollut. Control Fed.*, 15 p.
- SEZGIN M., 1977. *The effect of dissolved oxygen concentration on activated sludge process performance*. Thèse de doctorat, Université de la Californie, Berkeley, 273 p.
- SEZGIN M., JENKINS D., PARKER D.S., 1978. A unified theory of filamentous activated sludge bulking. *J. Water Pollut. Control Fed.*, 50(2) : 362-381.
- SEZGIN M., KARR P.R., 1986. Control of actinomycete scum on aeration basins and clarifiers. *J. Water Pollut. Control Fed.*, 58(10) : 972-977.
- SHIMIZU T., WAKIMURA K., TANEMURA K., ICHIKAWA K., 1980. Factors affecting sludge bulking in the activated sludge process. *J. Ferment. Technol.*, 58(3) : 275-286.
- STROM P.F. JENKINS D., 1984. Identification and significance of filamentous microorganisms in activated sludge. *J. Water Pollut. Control Fed.*, 56(5) : 449-459.
- SYKES R.M., ROZICH A.F., TIEFERT T.A., 1979. Algal and bacterial filamentous bulking of activated sludge. *J. Water Pollut. Control Fed.*, 51(12) : 2829-2840.
- TOMLINSON E.J., 1976. *Bulking - A survey of activated sludge plants*. Water research center, England, T.R. # 35, 32 p.
- TOMLINSON E.J., CHAMBERS B., 1984. Control strategies for bulking sludge. *Water Sci. Technol.*, 16(10-11) : 15-34.
- VAN DEN EYNDE E., VRIENS L., JERACHTERT H., 1982. Relation between substrate feeding pattern and development of filamentous bacteria in activated sludge processes : Part III. Applications with industrial wastewaters. *Eur. J. Appl. Microbiol. Biotechnol.*, 15 : 246-251.
- VAN VEEN W.L., KRUL J.M., BULDER C.J.E.A., 1982. Some growth parameters of *Haliscomenobacter hydrossis* (Syn. *Steptothrix hyalina*) a bacterium occurring in bulking activated sludge. *Water Res.*, 16 : 531-534.
- WAGNER F., 1984. Studies on the causes and prevention of bulking sludge in Germany. *Water Sci. Technol.*, 16(10-11) : 1-14.
- WHEELER M.L., JENKINS D., RICHARD M.G., 1984. The use of a selector for bulking control at the Hamilton, Ohio, USA, Water Pollution Control Facility. *Water Sci. Technol.*, 16(10-11) : 35-53.
- WILLIAMS T.M., UNZ R.F., 1985. Filamentous sulfur bacteria of activated sludge : Characterization of *Thiothrix*, *Beggiatoa* and *Eikelboom* type 021N strains. *Applied and Environmental Microbiology*, 49(4) : 887-898.
- WU Y.C., 1976. Role of nitrogen in activated sludge process. *Environ. Eng. Div. Prog. Amer. Soc. Civil Eng.*, 102 : 897-907.
- YASUDA M., 1976. Influence of pH and organic loading on the filamentous bulking of activated sludge. *Trans. JSCE*, 8 : 131-132.