



HAL
open science

**Traitement du foisonnement filamenteux dû à
Microthrix parvicella par ajout de sels métalliques**
Nadège Durban, Lauriane Juzan, Jean Krier, Alain Héduit, Sylvie Gillot

► **To cite this version:**

Nadège Durban, Lauriane Juzan, Jean Krier, Alain Héduit, Sylvie Gillot. Traitement du foisonnement filamenteux dû à *Microthrix parvicella* par ajout de sels métalliques. Journées Information Eaux 2012, Sep 2012, Poitiers, France. 16 p. hal-00801882

HAL Id: hal-00801882

<https://hal.science/hal-00801882>

Submitted on 18 Mar 2013

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Conférence n° 57

Thème : **Eaux résiduaires urbaines**

**TRAITEMENT DU FOISONNEMENT FILAMENTEUX
DU A *MICROTHRIX PARVICELLA*
PAR AJOUT DE SELS METALLIQUES**

**DURBAN Nadège⁽¹⁾ – JUZAN Lauriane⁽¹⁾ – KRIER Jean⁽²⁾
HEDUIT Alain⁽¹⁾ - GILLOT Sylvie⁽¹⁾**

(1) Irstea - 1 rue Pierre-Gilles de Gennes – CS 10030 – 92761 Antony Cedex
Tel: +33 (0)1 40 96 61 21
Fax : +33 (0)1 40 96 61 99
Mail : nadege.durban@irstea.fr

(2) S.I.A.A.P - D.D.P - 82 av. Kleber -92700 Colombes
Tel: +33 (0)1 41 19 52 14
Mail : jean.krier@siaap.fr

TRAITEMENT DU FOISONNEMENT FILAMENTEUX DU A *MICROTHRIX PARVICELLA* PAR AJOUT DE SELS METALLIQUES

DURBAN Nadège ⁽¹⁾ – JUZAN Lauriane ⁽¹⁾ – KRIER Jean ⁽²⁾
HEDUIT Alain ⁽¹⁾ - GILLOT Sylvie ⁽¹⁾

(1) Irstea - 1 rue Pierre-Gilles de Gennes – CS 10030 – 92761 Antony Cedex
Tel: +33 (0)1 40 96 61 21
Fax : +33 (0)1 40 96 61 99
Mail : nadege.durban@irstea.fr

(2) S.I.A.A.P - D.D.P - 82 av. Kleber -92700 Colombes
Tel: +33 (0)1 41 19 52 14
Mail : jean.krier@siaap.fr

RESUME

Les dysfonctionnements biologiques dus au développement de bactéries filamenteuses posent de nombreux problèmes d'exploitation aux stations d'épuration du type boues activées. Le filament le plus souvent mis en cause dans ce type de dysfonctionnement en France est *Microthrix parvicella*. La solution curative la plus utilisée actuellement est la chloration, traitement efficace mais non spécifique, qui impacte également la biologie des boues activées. Une solution émergente consiste à utiliser des sels d'aluminium qui auraient une action spécifique sur *M. parvicella* et permettraient de préserver la microfaune et les bactéries nitrifiantes. L'objectif de cet article est d'étudier l'impact des sels métalliques, et en particulier des sels d'aluminium, sur le fonctionnement et la microbiologie des boues d'une installation à boues activées sujette à des dysfonctionnements biologiques récurrents.

Les mesures réalisées ont montré une disparition des mousses en surface des bassins ainsi qu'une amélioration nette de l'indice de boues à la plus forte concentration testée ($2,7 \text{ g Al}^{3+} (\text{kg MES})^{-1} \text{ j}^{-1}$). D'après les résultats obtenus en microscopie et en biologie moléculaire, cette amélioration serait due à l'agglomération des floccs et à la diminution des bactéries filamenteuses libres du type *M. parvicella* dans le liquide interstitiel, couplée à un effet d'internalisation des filaments dans les floccs. La biodiversité des bactéries nitrosantes et les rendements épuratoires ne semblent pas affectés par le traitement.

I. INTRODUCTION

En France, la majorité des stations d'épuration fonctionnent sur le principe des boues activées. Environ un quart de ces stations connaît des problèmes de fonctionnement d'ordre biologique appelés foisonnement des boues ou bulking. Ce type de dysfonctionnement se caractérise par un indice de boue (IB) supérieur à 200 mL g^{-1} et par un développement excessif de bactéries filamenteuses. Le foisonnement peut engendrer différents problèmes d'exploitation, notamment des difficultés à maintenir un âge de boues stable ou à déshydrater les boues. Suivant la nature du filament mis en cause lors d'un bulking, des mousses stables peuvent également apparaître en surface des bassins. Ce phénomène, appelé moussage ou foaming, est dû à la prolifération excessive de bactéries filamenteuses dont la membrane est hydrophobe. Les filaments ont donc tendance à flotter en entraînant avec eux des floccs.

Les retours d'expérience ont démontré que *Microthrix parvicella* est la bactérie filamenteuse la plus souvent mise en cause lors de dysfonctionnement du type bulking (Eikelboom *et al.* 1998; Graveleau 2002). Il s'agit d'une des bactéries des boues activées dont la membrane est la plus hydrophobe, elle peut donc provoquer du moussage. Les dysfonctionnements liés à la présence de *M. parvicella* surviennent le plus souvent durant les périodes froides, pour des températures comprises entre 7 et 15°C (Eikelboom *et al.* 1998; Miana *et al.* 2002).

Le phénomène de foisonnement est étroitement lié à la localisation des bactéries filamenteuses et à leur morphologie. *M. parvicella* est une bactérie filamenteuse Gram positive pouvant se situer dans le liquide interstitiel, dans le pourtour, ou à l'intérieur des floes. Le filament est long (100 à 500 µm), sinueux et fin (diamètre de 0,6 à 0,8 µm) (Jenkins *et al.* 2004). Par conséquent, *M. parvicella* peut entraîner des phénomènes d'éclatement des floes et de pontage inter-floes, impactant ainsi fortement l'indice de boue. C'est une bactérie chimio-organotrophe et elle se développe dans des milieux faiblement concentrés en oxygène, de l'ordre de 0,4 mg O₂ L⁻¹ (Wanner 1994; Tandoi *et al.* 1998). Une teneur en oxygène supérieure à 2 mg O₂ L⁻¹ est défavorable à son développement (Rossetti *et al.* 2005). *M. parvicella* peut utiliser différents accepteurs d'électrons suivant les conditions d'aération (Andreasen *et al.* 2000).

M. parvicella assimile préférentiellement les acides gras volatils à longues chaînes (long-chain fatty acids : LCFA) (Andreasen *et al.* 1998, 2000; Nielsen *et al.* 2002). Les LCFA, et d'autres molécules non polaires, se fixeraient préférentiellement sur sa surface hydrophobe. Les lipides seraient ensuite hydrolysés par des enzymes de surface du type lipase et estérase avant d'être assimilés par le filament (Nielsen *et al.* 2002).

M. parvicella peut assimiler ses substrats quelles que soient les conditions d'aération. Cependant, les mécanismes mis en jeu ne sont pas clairement définis. Il est possible que *M. parvicella* ait la capacité d'accumuler les lipides avant de les réutiliser à l'exemple des bactéries déphosphatantes (PAO : Polyphosphate Accumulating Organisms) avec le polyphosphate. *M. parvicella* pourrait donc être assimilé à un organisme accumulant les lipides (lipid-accumulating organisme : LAO), premier en son genre (Nielsen *et al.* 2002).

En fonction des conditions environnementales, différentes stratégies métaboliques sont mises en place et permettent au filament de poursuivre son développement. Cette capacité d'adaptation rend le contrôle du foisonnement dû à *M. parvicella* difficile. Les solutions préventives mises en place ne sont pas toujours suffisantes d'où l'intérêt des solutions curatives.

La solution curative la plus utilisée actuellement est la chloration (Jenkins *et al.* 2004). Elle est rapide à mettre en œuvre et peu coûteuse. Cependant, à un dosage mal adapté, son action non spécifique impacte également les bactéries responsables du traitement du carbone et de l'azote (Cotteux *et al.* 2003). De plus, les coproduits de dégradation du chlore sont toxiques pour l'environnement, et ont conduit certains pays à considérer l'utilisation de la chloration uniquement comme mesure d'urgence (ATV 1989).

Dans l'objectif de proposer une solution alternative, différentes études ont montré que l'aluminium aurait une action spécifique sur *M. parvicella* (Paris *et al.* 2005). La gamme de concentrations recommandée est de 2 à 5 g Al³⁺ (kg MES)⁻¹ j⁻¹ (Eikelboom *et al.* 1998).

Cependant, les mécanismes d'action sont mal connus et les résultats obtenus parfois contradictoires concernant les sels métalliques. Certains laissent supposer que les sels de fer auraient un impact positif sur l'indice de boues (De Gregorio *et al.* 2010) et seraient même plus efficaces que l'aluminium (Agridiotis *et al.* 2007). Alors que d'autres auteurs mentionnent un effet spécifique des sels d'aluminium sur *M. parvicella* (Eikelboom *et al.* 1998) et montrent que le fer aurait certes un effet positif mais à des doses beaucoup plus élevées que l'aluminium (Mamais *et al.* 2011).

Afin de préciser l'impact de ce type de traitement alternatif sur *M. parvicella*, le fonctionnement d'une installation connaissant un foisonnement filamenteux annuel a été suivi lors de l'ajout d'une

solution de sels métalliques contenant des sels d'aluminium et des sels de fer. Les mesures ont été réalisées sur le pilote du SIAAP, installé sur la station d'épuration de Seine Aval (78). L'objectif était de suivre les paramètres physico-chimiques caractérisant le fonctionnement et en parallèle la microbiologie des boues activées du pilote.

II. MATERIELS ET METHODES

II.1 Installation expérimentale

Les mesures ont été réalisées sur le pilote de déphosphatation biologique du SIAAP (Pilbio). Il s'agit d'une réplique à l'échelle semi-industrielle (1/300) d'une file de traitement de la tranche II de la station d'épuration de Seine Amont (Rochais 2010). Il fonctionne à très faible charge depuis 2005 et connaît chaque hiver des problèmes de foisonnement dû à *Microthrix parvicella*.

Un débit moyen de $11 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ des effluents prétraités de la station, majoritairement d'origine domestique, est dérivée vers le Pilbio. Le pilote comprend au fil de l'eau : un décanteur primaire, un bassin anaérobie, un bassin d'anoxie, trois bassins aéérés, un dégazeur et un clarificateur (fig.1). La circulation des liqueurs mixtes est de 200% du débit d'entrée de l'installation. La recirculation des boues est fixée à 100% de ce débit ; ces boues transitent par un bassin endogène avant de rejoindre le bassin anaérobie. Les flottants présents sur le clarificateur sont raclés et extraits dans une cuve indépendante, et leur volume est mesuré ainsi que la concentration en MES.

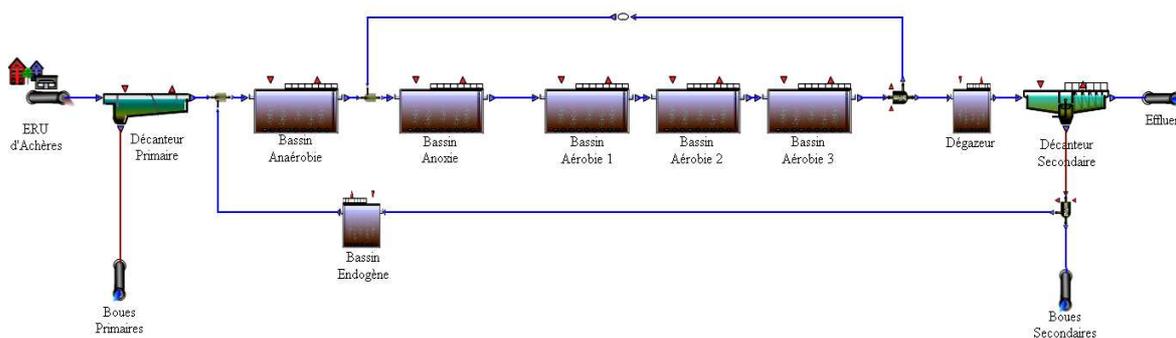


Figure 1 : Synopsis du Pilbio

II.2 Caractéristiques du traitement du foisonnement

Le produit retenu pour lutter contre le développement de *M. parvicella* contient à la fois des sels d'aluminium, pour le traitement du foisonnement, et des sels de fer pour assurer un abattement complémentaire du phosphore (tableau 1).

Tableau 1: Caractéristiques du produit commercial utilisé pour le traitement

Propriétés physiques	
pH	< 1
Température de cristallisation	-15 ° C
Caractéristiques Physico-Chimiques	
Titre AlCl_3	24%
Titre FeCl_3	8%
Titre Al^{3+}	4,90%
Titre Fe^{3+}	2,80%
Impuretés	< 180 ppm

L'injection du produit a été réalisée au niveau du premier bassin aéré (A1) et les prélèvements de liqueur mixte au niveau du bassin suivant (A2). La période d'étude s'étend de début février à fin

mai 2011. Deux prélèvements ont été réalisés afin de caractériser la boue avant le démarrage du traitement (état initial).

La dose de produit injectée durant la première phase de traitement (phase I de la figure 2) correspond à la dose recommandée pour assurer la déphosphatation physico-chimique des eaux usées.

Lors de la phase II, le dosage a été augmenté à une concentration se trouvant dans la gamme recommandée dans la littérature pour le traitement curatif du foisonnement (Paris *et al.* 2005). Ce dosage a été maintenu durant cinq semaines puis ramené au dosage initial durant quatre semaines avant l'arrêt du traitement (dosage dégressif).

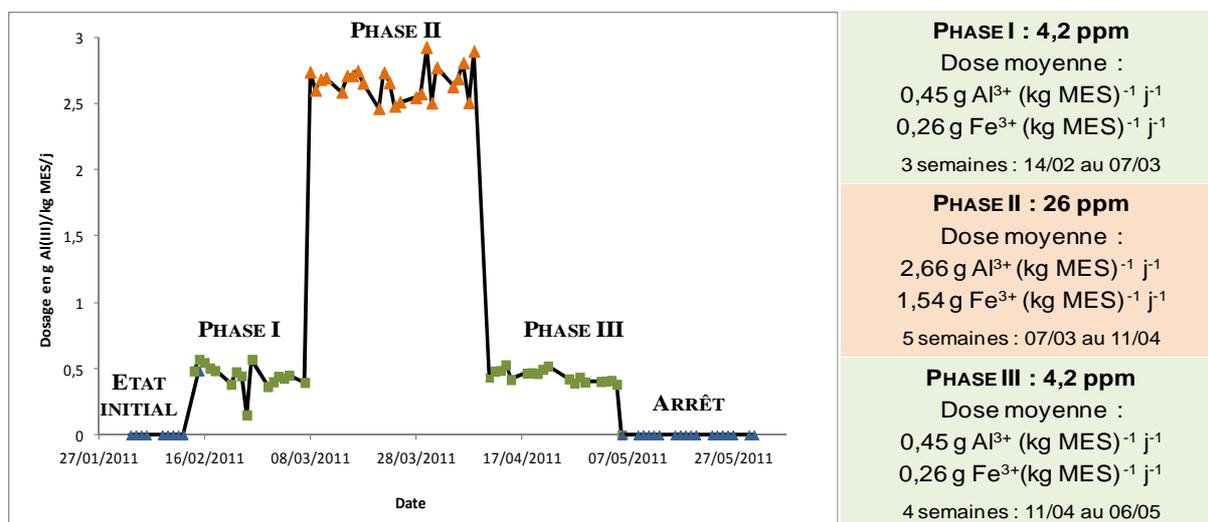


Figure 2 : Dosage appliqué au cours des expérimentations sur le pilote

II.3 Analyses réalisées

II.3.1 Paramètres physico-chimiques

Des échantillons moyens journaliers asservis au débit d'alimentation du pilote ont été analysés par le laboratoire du SIAAP afin de déterminer les paramètres physico-chimiques classiques en entrée et sortie du pilote (MES, DCO, DBO₅, formes de l'azote et du phosphore) (Rochais 2010). Ces analyses ont permis de caractériser le fonctionnement de l'installation, et notamment les rendements épuratoires, grâce à cinq prélèvements par semaine. L'indice de boues a été également suivi tous les jours sauf les week-ends et les jours fériés. La mesure des concentrations en sels de fer et en sels d'aluminium a été réalisée une fois par semaine dans le flux d'entrée et de sortie ainsi que sur les liqueurs mixtes.

II.3.2 Observations microscopiques

Les observations microscopiques à l'état frais permettent de caractériser la microfaune (biodiversité, densité, état physiologique), les floes (taille, structure), l'état du liquide interstitiel (filaments libres, bactéries dispersées) et de réaliser une première identification des filaments. L'indice filamenteux (IF) défini par Jenkins (2004) permet d'apprécier de façon subjective l'abondance des filaments présents dans les floes (échelle de 0 à 6, tableau 2).

Tableau II : Indices Filamenteux (IF)

0	Absence	Pas de filament
1	Peu de filaments	Filaments présents occasionnellement dans certains floccs
2	Quelques filaments	Filaments présents fréquemment dans certains floccs
3	Fréquent	Filaments présents dans tous les floccs à faible densité (1à5/floccs)
4	Très fréquent	Filaments présents dans tous les floccs à moyenne densité (5 à 20/floccs)
5	Abondant	Filaments présents dans tous les floccs à fortes densités (> 20/floccs)
6	En excès	Filaments présents dans tous les floccs (filament > floccs)

Pour plus de commodités, un autre indice correspondant à la quantité de filaments libres dans le liquide interstitiel a été mis en place durant l'étude : IFL pour Indice Filamenteux Libre. Il est estimé à l'aide d'un indice allant de 0 (absence de filaments) à 3 (présence excessive de filaments). Des colorations de Neisser et de Gram ont été réalisées afin de confirmer l'identité des filaments observés à l'état frais (Eikelboom *et al.* 1998; Jenkins *et al.* 2004).

II.3.3 Fluorescent *In Situ* Hybridization (FISH)

L'intérêt du FISH dans le contexte de cette étude est de marquer spécifiquement *M. parvicella* au sein des boues activées afin de l'identifier, de le localiser et d'étudier sa morphologie. Le principe repose sur l'hybridation *in situ* de sondes oligonucléotidiques fluorescentes sur l'ARN de la sous-unité 16S des ribosomes du groupe ciblé.

Pour cela, trois sondes ont été utilisées afin de marquer spécifiquement *M. parvicella* (tableau 4). Pour obtenir plus de contraste, l'ensemble des bactéries a été marqué à l'aide d'un mix de trois sondes généralistes (tableau 3). La membrane de *M. parvicella* étant trop imperméable pour que la sonde pénètre dans la cellule, un prétraitement chimique à base de lysozyme et d'achromopeptidase a été réalisé (Sekar *et al.* 2003).

Tableau III : Sonde FISH

Sonde	Séquence	Fluorophore	Espèce ciblée	Référence
MPA223	GCC GCG AGA CCC TCC TAG	Cy3	<i>Microthrix parvicella</i>	(Erhart <i>et al.</i> 1997)
MPA60	GGA TGG CCG CGT TCG ACT			
MPA645	CCG GAC TCT AGT CAG AGC			
EUB 338 I	GCT GCC TCC CGT AGG AGT	FITC	<i>Eubacteria</i>	(Daims <i>et al.</i> 1999)
EUB 338 II	GCA GCC ACC CGT AGG TGT		<i>Planctomycetales</i>	
EUB 338 III	GCT GCC ACC CGT AGG TGT		<i>Verrucomicrobiales</i>	

II.3.4 DGGE (Denaturing Gradient Gel Electrophoresis)

La DGGE est une technique d'électrophorèse en gradient de dénaturants, basée sur la mobilité d'acides nucléiques de même taille mais de séquence nucléotidique différente, amplifiés par le même jeu d'amorces PCR (Polymerase Chain Reaction). Dans le cadre de cette étude, il s'agit d'une PCR nichée, comprenant une première amplification avec des amorces spécifiques aux AOBs, suivie d'une deuxième amplification avec des amorces spécifiques aux bactéries totales (tableau 4).

L'abondance des bandes sur le profil électrophorétique obtenu reflète la biodiversité en bactérie nitrosantes du milieu, chaque bande correspondant au moins à une espèce.

Tableau IV : Amorces PCR pour DGGE

Amorces		Référence
Amplification spécifique aux AOBs	CTO 189F AB-GC	CCG CCG CGC GGC GGG CGG GGC GGG GGC ACG GGG GGA GRA AAG CAG GGG ATC G
	CTO 189F C-GC	CCG CCG CGC GGC GGG CGG GGC GGG GGC ACG GGG GGA GRA AAG CAG GGG ATC G
	CTO 654R	CTA GCY TTG TAG TTT CAA ACG C
Amplification bactéries totales	341F-GC	CGC CCG GGG CGC GCC CCG GGC GGG GCG GGG GCA CGG GGG G CCT ACG GCA GGC AGC AG
	518R	ATT ACC GCG GCT GCT GG

III. RESULTATS

III.1 Performances de traitement du pilote

III.1.1 Moussage

Avant le traitement, l'ensemble des bassins était recouvert d'une couche de mousse dense. Au cours de la phase I, le volume de mousses a progressivement diminué pour ne persister que sur le bassin A1. Une semaine après l'augmentation de la dose (phase II), les mousses ont totalement disparu de la surface des bassins. Ceci s'est répercuté sur le volume des boues raclées qui a suivi la même évolution (fig.5.d).

III.1.2 Indice de boues

La figure 3 présente l'évolution de l'indice de boues et de la température de l'eau brute sur la période de février à juin 2011.

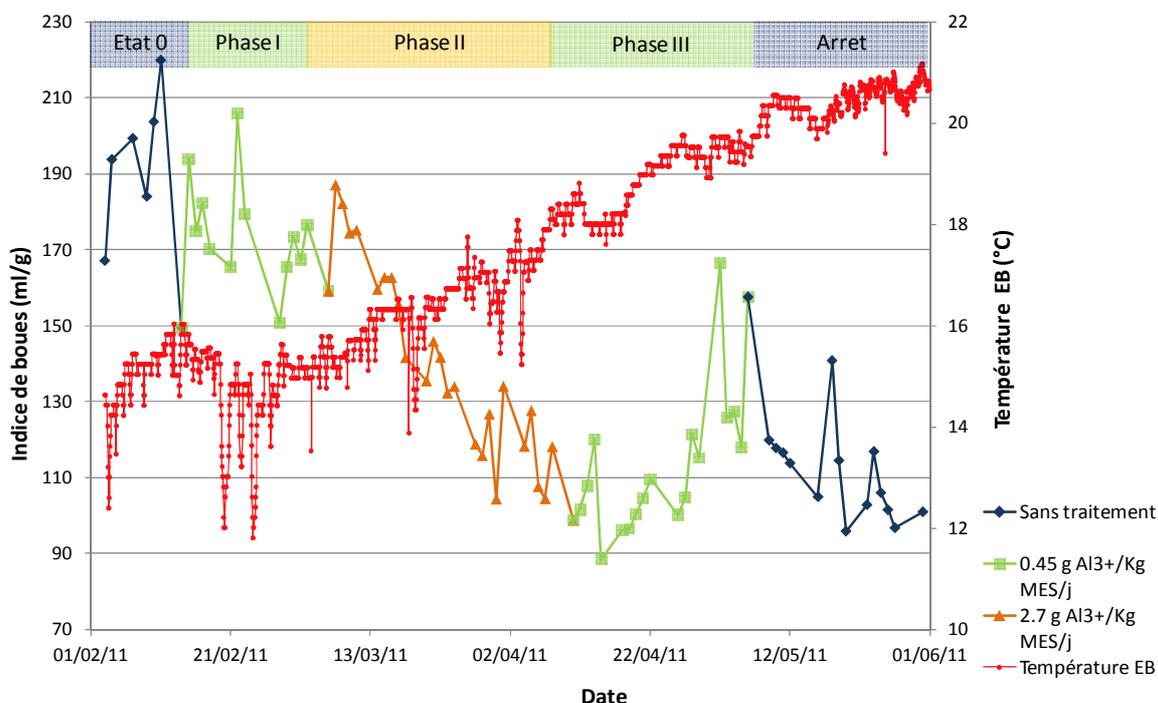


Figure 3 : Evolution de l'indice de boues et de la température de l'eau brute (EB) de février à juin 2011

Avant l'ajout de sels métalliques, l'indice de boues (IB) était supérieur ou égal à 170 mL g⁻¹. Durant la phase I du traitement, il a légèrement diminué avant de se stabiliser à une valeur proche de 170 mL g⁻¹. L'augmentation de la dose de sels métalliques injectée a conduit, durant la phase II, à une diminution de l'IB de 187 mL g⁻¹ le 08/03 à 99 mL g⁻¹ le 11/04, soit une diminution de l'ordre de 50% en cinq semaines. Lorsque le dosage a été réduit durant la phase III, l'IB a augmenté et cela malgré une température de l'eau brute élevée (19°C en moyenne). Une diminution de l'IB a été ensuite observée à partir du 09/05, sans doute liée à l'augmentation de température qui, supérieure à 20°C, est moins favorable au développement de *M. parvicella* (Miana *et al.* 2002).

Ces résultats ont été comparés à ceux des années précédentes, représentés sur la figure 4. En 2009, aucun sel métallique n'avait été injecté, en 2010, 5 ppm puis 10 ppm de chlorure ferrique avaient été injectés afin d'étudier la déphosphatation physico-chimique.

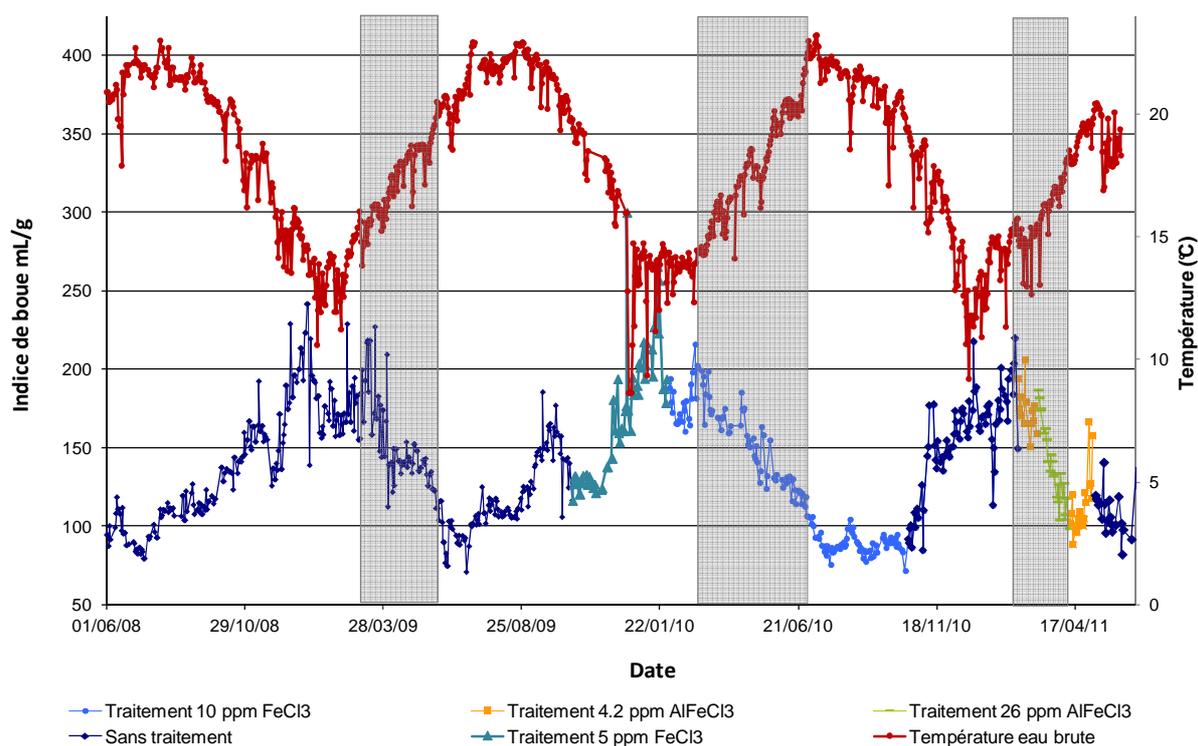


Figure 4: Evolution de l'indice de boues et de la température de l'eau brute de 2009 à 2011

Dans le tableau 5 sont rapportées pour chaque année les données d'indice de boue et de température en eau brute, sur la période où l'indice de boues passe de 200 à 100 mL g⁻¹ (zone grisée fig.).

Tableau V : Synthèse de l'évolution de l'indice de boue de 2009 à 2011

Date		Pente IB (g mL ⁻¹ j ⁻¹)	Pente température (°C j ⁻¹)	$\Delta IB/\Delta T$ (g mL ⁻¹ °C ⁻¹)	Nombre de jours
Début	Fin				
01/03/2009	25/05/2009	-0,76	0,05	-13,99	85
01/03/2010	02/07/2010	-0,63	0,06	-10,58	123
11/02/2011	11/04/2011	-1,48	0,06	-24,18	59

Pour une élévation de température équivalente, le traitement appliqué en 2011 a permis d'accélérer la diminution de l'indice de boues d'un facteur 2 sachant que le dosage a été progressif. Il est possible que la diminution de l'indice de boue aurait été encore plus rapide si la dose de $2.7 \text{ g Al}^{3+} (\text{kg MES})^{-1} \text{ j}^{-1}$ avait été injectée dès le début du traitement.

En ce qui concerne les sels de fer, ils ne semblent pas avoir d'impact significatif sur l'amélioration des conditions de décantation.

III.1.3 Traitement de l'azote et du phosphore

Le rendement d'abattement de l'azote est resté stable au cours du temps, à une valeur comprise entre 70 et 75 % (fig. 5.a). L'ajout de sels métalliques n'a donc pas d'impact significatif sur ce paramètre.

L'abattement du phosphore a été quant à lui nettement modifié par l'ajout des sels métalliques, qui correspondait à un dosage en sels de fer de 1,1 ppm (phase I) et de 6,5 ppm (phase II). Le rendement de déphosphatation obtenu a atteint 96 % dans la phase II (fig. 5.b), où il est resté stable. Il a chuté lorsque la dose de fer a diminué (phase III) et à l'arrêt du dosage. Deux semaines ont été nécessaires pour que ce rendement retrouve sa valeur initiale comprise entre 80 et 90 %, correspondant au niveau de déphosphatation biologique atteignable sur le Pilbio (Rochais 2010).

III.1.4 Matières en suspension

Les dysfonctionnements biologiques de type foisonnement et/ou moussage couplés à des indices de boues élevés induisent des pertes de matières en suspension (MES). Lors de ces tests, la concentration de MES en sortie du pilote a diminué progressivement durant le dosage (fig.5.c) pour atteindre une valeur inférieure à 10 mg L^{-1} (phase II).

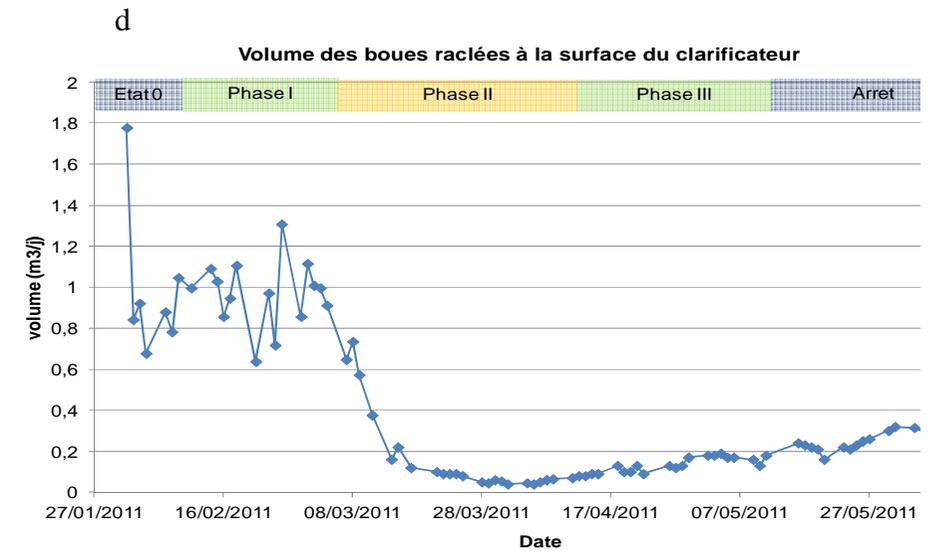
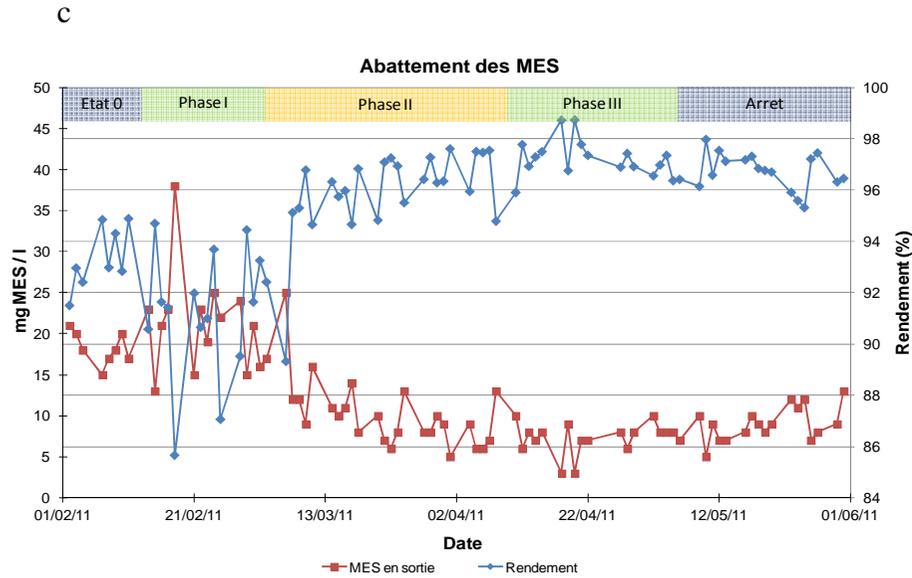
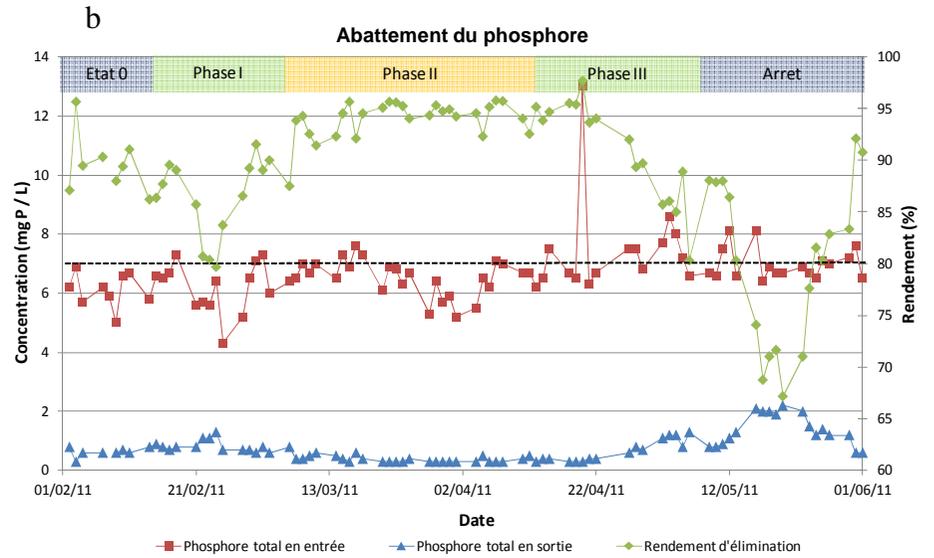
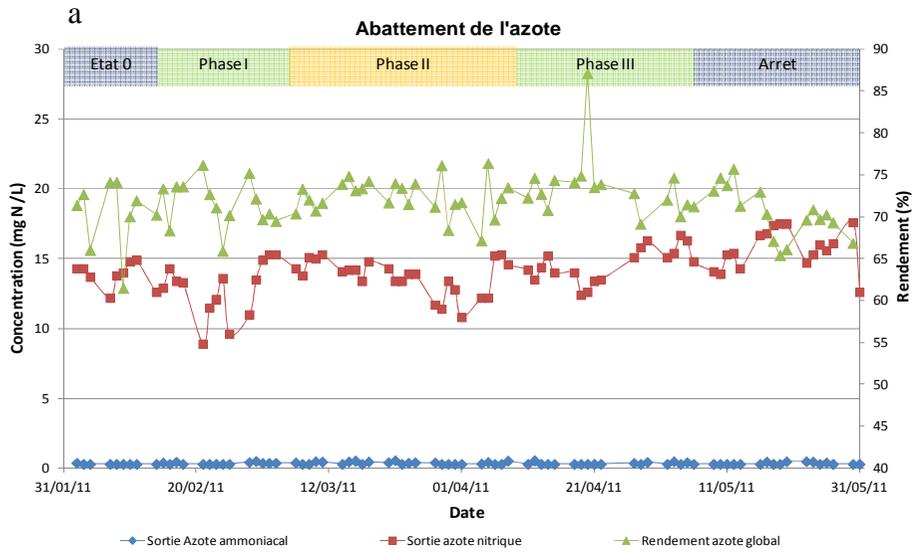


Figure 5 : Fonctionnement du pilote : rendements épuratoires et volume des boues raclées

III.1.5 Bilans matière sur le fer et l'aluminium

Afin de préciser le devenir des sels métalliques présents dans l'effluent d'entrée du pilote et ceux ajoutés, les concentrations en fer et en aluminium ont été suivies en entrée de pilote, dans les liqueurs mixtes et en sortie de pilote. Les quantités de sels métalliques rejetées avec l'effluent étaient inférieures aux quantités en entrée de pilote (fig.4). Les sels métalliques se sont concentrés dans les boues.

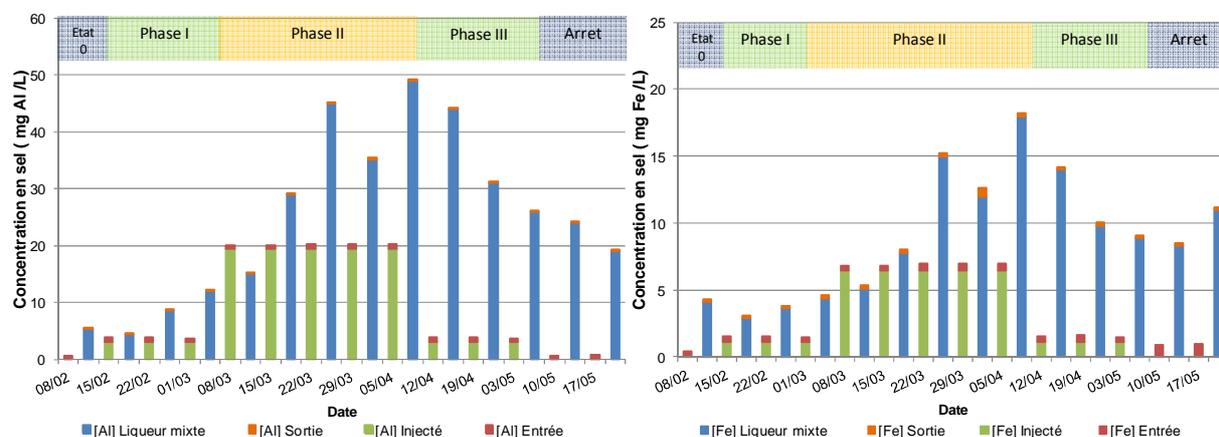


Figure 6 : Suivi des sels d'aluminium et des sels de fer dans les flux en entrée et sortie du pilote

III.2 Observations microscopiques

Avant de commencer le traitement, l'indice filamenteux global (IF) était de 4 et le filament majoritaire était *M. parvicella* (fig.7.a). Les observations microscopiques à l'état frais n'ont pas mis en évidence de variation significative des indices filamenteux spécifiques ou de la structure des floes durant la phase I (fig.7. d et c).

Dès la première semaine de la phase II, l'indice filamenteux dans le liquide interstitiel (IFL) a diminué et les filaments se sont resserrés autour des floes (fig.7 d). A la fin de la phase II, l'IFL était nul alors que l'IF global avait très peu diminué. Les floes étaient également plus compacts et plus fermes avec une internalisation des filaments. Le nombre de filaments à l'intérieur des floes ne semblait pas avoir diminué (fig.7,e et f). A l'arrêt du dosage, une ouverture des floes a été observée et l'IFL a augmenté tant que la température restait inférieure à 20°C (fig.7.g.). Toutefois, les filaments responsables de cette ouverture des floes n'étaient pas seulement du type *M. parvicella* (fig. 7.h et i).

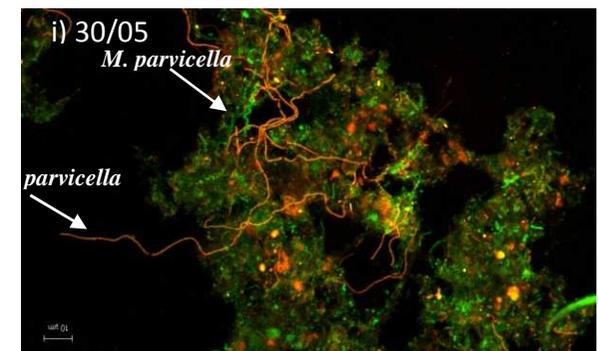
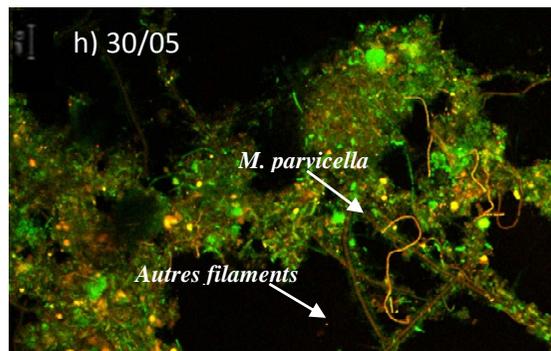
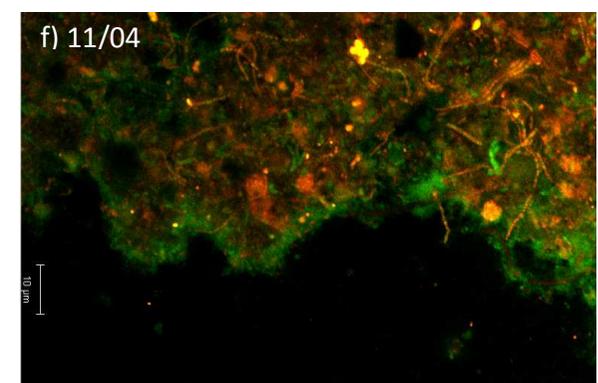
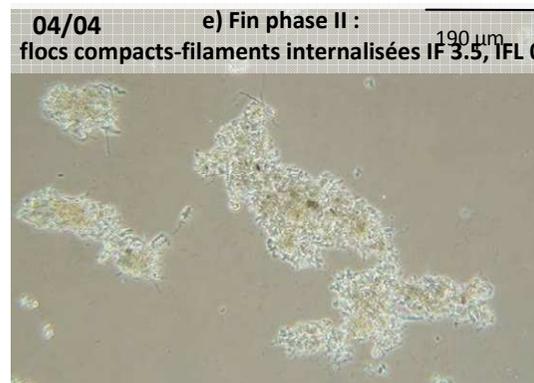
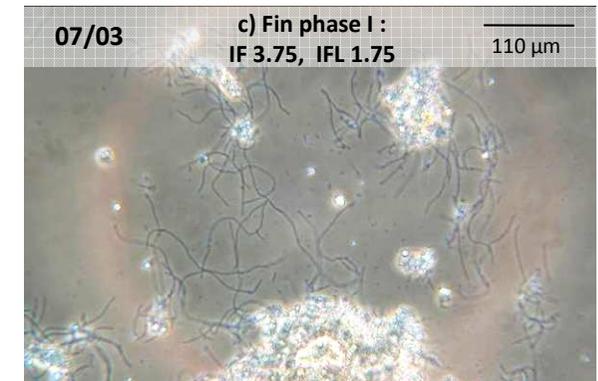
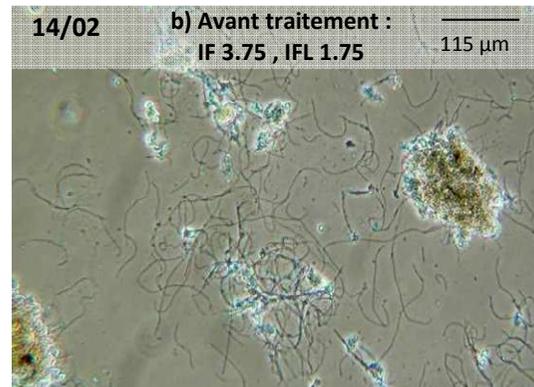
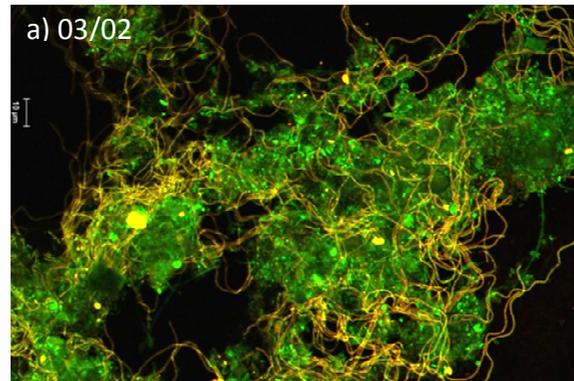


Figure 7 : Suivi de l'indice filamenteux, de la structure des floccs et de la localisation des filaments

Photos b,c,d,e,g : Observation à l'état frais en contraste de phase, l'IF est associé à *M. parvicella*

Photos a, f,g,i : Observation en FISH, rouge : marquage spécifique à *M. parvicella* (Cy3) vert : marquage de l'ensemble des bactéries (FITC)

NB : La couleur orangée est due à la superposition des deux marquages

III.3 Biodiversité des bactéries nitrifiantes

La biodiversité des bactéries nitrosantes (AOBs : Ammonia Oxidising Bacteria) a été étudiée en DGGE et les profils obtenus sont quasiment identiques (fig.8). Ces derniers sont relativement riches avec une dizaine d'espèces présentes, dont deux majoritaires, correspondant au cluster 6a-*N. oligotropha*, comme observé par Souef dans des boues activées de plusieurs stations d'épuration fonctionnant à très faible charge (2008).

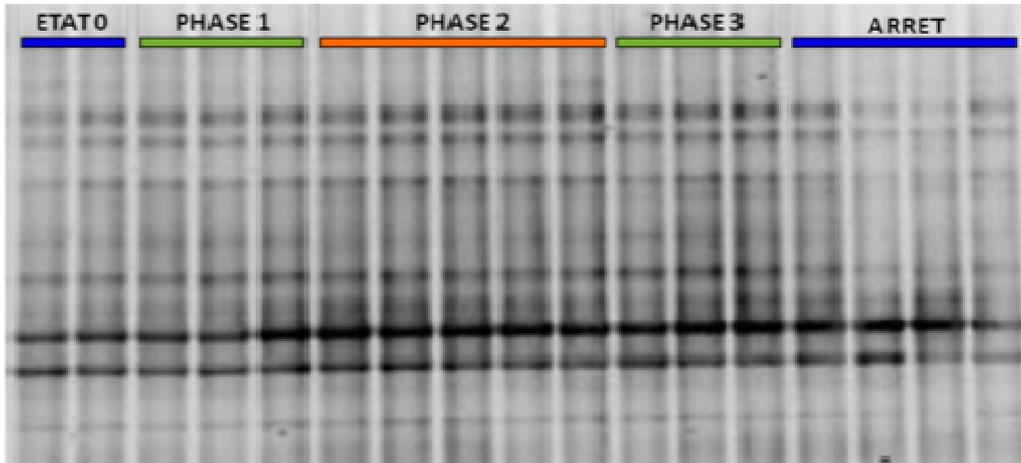


Figure 8 : Profils DGGE : suivi des AOBs
Gradient de dénaturant de 30 % à 50 %

D'après ces observations, la biodiversité des AOBs n'est pas affectée par le traitement. Ceci est en adéquation avec les résultats du suivi des rendements épuratoires de l'azote.

IV. DISCUSSION

A une dose de $2,7 \text{ g Al}^{3+} (\text{kg MES})^{-1} \text{ j}^{-1}$, les sels d'aluminium réduisent visiblement le phénomène de moussage et ont un impact positif sur la capacité des boues à décanter, représentée par l'indice de boues. Dans cette étude, l'augmentation concomitante de la température a très certainement également eu une influence positive sur l'indice de boues, mais la comparaison avec les résultats obtenus les années précédentes a montré que pour une évolution de température équivalente, la chute de l'indice de boues est deux fois plus rapide en présence des sels métalliques.

A cette dose, les sels d'aluminium semblent affecter en priorité les filaments libres et engendrer en parallèle un phénomène d'internalisation des filaments dans les floccs. Les floccs deviennent plus denses et leur taille augmente, ce qui améliore les conditions de décantation (diminution de l'indice de boue et de la concentration en MES en sortie du pilote).

A l'arrêt du traitement, un phénomène d'ouverture des floccs apparaît à nouveau. Ceci laisse supposer que l'effet des sels d'aluminium s'estomperait assez rapidement soit au bout de deux à trois semaines.

Dans cette étude, un mélange de sels de fer et de sels d'aluminium a été utilisé. Il est donc difficile de dissocier leur impact respectif. Toutefois, l'injection de sels de fer en 2010 (10 ppm) ne semble pas avoir amélioré les conditions de décantation. Cependant, les doses utilisées dans la littérature pour observer un impact significatif sur le foisonnement filamentueux sont au moins deux fois plus importantes que celles appliquées en 2010 (Mamais *et al.* 2011).

Un suivi sur le même pilote sera réalisé en 2012 avec du chlorure d'aluminium (AlCl_3) afin d'étudier l'impact de ces sels seuls sur les boues activées et sur le foisonnement de *M. parvicella* et de pourvoir conforter les résultats de cette étude.

V. CONCLUSION

Afin de préciser l'effet de sels métalliques sur le fonctionnement des boues activées, et plus particulièrement *Microthrix parvicella*, le pilote du SIAAP, soumis à un foisonnement filamenteux annuel, a été suivi lors de l'ajout d'une solution contenant des sels de fer et d'aluminium. Les paramètres de fonctionnement du pilote ont été étudiés, ainsi que la microbiologie des boues activées.

Les mesures ont été réalisées pour deux concentrations en sels métalliques appliquées. La première correspond à une dose de fer de 0,26 g Fe³⁺ par kg de MES et par jour et une dose d'aluminium de 0,45 g Al³⁺ (kg MES)⁻¹ j⁻¹. Ces doses ont été ensuite multipliées par six, soit respectivement 2,66 g Fe³⁺ (kg MES)⁻¹ j⁻¹ et 1,54 g Al³⁺ (kg MES)⁻¹ j⁻¹.

Les résultats obtenus montrent que :

- L'ajout des sels métalliques à une dose correspondant à celle requise pour l'abattement du phosphore (faible dose car en complément de la déphosphatation biologique) n'a que peu d'impact sur l'indice de boues et sur la structure des floccs d'après les observations faites en microscopie classique et en FISH ;
- L'augmentation du dosage permet de réduire significativement le phénomène de moussage et a un impact positif sur la capacité des boues à décanter, qui se traduit par une diminution de l'indice de boues ;
- A cette dose, les sels d'aluminium semblent affecter en priorité les filaments libres et engendrer en parallèle un phénomène d'internalisation des filaments dans les floccs. Les floccs deviennent plus denses et leur taille augmente ce qui améliore les conditions de décantation ;
- L'augmentation concomitante de la température a très certainement une influence positive sur l'indice de boues, mais la comparaison avec les résultats obtenus les années précédentes a montré que, pour une évolution de température équivalente, la chute de l'indice de boues est deux fois plus rapide en présence des sels métalliques.

Ces résultats devront être confortés par l'étude de l'impact de sels d'aluminium seuls. Par ailleurs, Irstea prépare une enquête nationale qui aura pour objectif de recenser les stations d'épuration connaissant des dysfonctionnements biologiques et les solutions appliquées pour lutter contre le foisonnement des boues.

REFERENCES

- Agriiotis, V., C. F. Forster, et al. (2007). "Addition of Al and Fe salts during treatment of paper mill effluents to improve activated sludge settlement characteristics." Bioresource Technology **98**(15): 2926-2934.
- Andreasen, K. and P. H. Nielsen (1998). "In situ characterization of substrate uptake by *Microthrix parvicella* using microautoradiography." Water Science and Technology **37**(4-5): 19-26.
- Andreasen, K. and P. H. Nielsen (2000). "Growth of *Microthrix parvicella* in nutrient removal activated sludge plants: Studies of in situ physiology." Water Research **34**(5): 1559-1569.
- ATV (1989). Report : prevention and control of bulking sludge and scum. Korr. Abwass. ATV Working Group 2.6.1. **36**: 165.
- Cotteux, E. and P. Duchene (2003). Nitrification preservation in activated sludge during curative bulking chlorination. **47**: 85-92.
- Daims, H., A. Brühl, et al. (1999). "The domain-specific probe EUB338 is insufficient for the detection of all bacteria: Development and evaluation of a more comprehensive probe set." Systematic and Applied Microbiology **22**(3): 434-444.

- De Gregorio, C., A. H. Caravelli, et al. (2010). "Performance and biological indicators of a laboratory-scale activated sludge reactor with phosphate simultaneous precipitation as affected by ferric chloride addition." Chemical engineering journal **165**(2): 607-616.
- Eikelboom, D. H., A. Andreadakis, et al. (1998). "Survey of filamentous populations in nutrient removal plants in four European countries." Water Science and Technology **37**(4-5): 281-289.
- Erhart, R., D. Bradford, et al. (1997). "Development and use of fluorescent in situ hybridization probes for the detection and identification of "Microthrix parvicella" in activated sludge." Systematic and Applied Microbiology **20**(2): 310-318.
- Graveleau, L. (2002). Les dysfonctionnements biologiques dans les stations d'épuration à boue activée : diagnostic de la situation en France sur la période 1999 - 2001. Cemagref Antony.
- Jenkins, D., M. G. Richard, et al. (2004). Manual on the causes and control of activated sludge, bulking, foaming, and other solids separation problems. Boca Raton / London / New York.
- Kowalchuk, G. A., Stephen, Jr., et al. (1997). "Analysis of ammonia-oxidizing bacteria of the beta subdivision of the class Proteobacteria in coastal sand dunes by denaturing gradient gel electrophoresis and sequencing of PCR-amplified 16S ribosomal DNA fragments." Applied and Environmental Microbiology **63**(4): 1489-1497.
- Mamais, D., E. Kalaitzi, et al. (2011). "Foaming Control in activated sludge treatment plants by coagulants addition " Global Nest Journal **13**(3): 237-245.
- Miana, P., L. Grando, et al. (2002). "Microthrix parvicella foaming at the Fusina WWTP." Water Science and Technology **46**(1-2): 499-502.
- Muyzer, G., E. C. Dewaal, et al. (1993). "Profiling of Complex Microbial-Populations by Denaturing Gradient Gel-Electrophoresis Analysis of Polymerase Chain Reaction-Amplified Genes-Coding for 16s Ribosomal-Rna." Applied and Environmental Microbiology **59**(3): 695-700.
- Nielsen, P. H., P. Roslev, et al. (2002). "Microthrix parvicella, a specialized lipid consumer in anaerobic-aerobic activated sludge plants." Water Science and Technology **46**: 73-80.
- Paris, S., G. Lind, et al. (2005). "Dosing aluminum chloride to control Microthrix parvicella." Acta Hydrochimica Et Hydrobiologica **33**(3): 247-254.
- Rochais, E., Krier, J., Héduit, A., Fayoux, C., Gousailles, M. (2010). Optimisation du traitement de l'azote: Le cas des eaux usées de l'agglomération parisienne. Paris, FRANCE, Association générale des hygiénistes et techniciens municipaux.
- Rochais, E. K., J; Heduit, A; Fayoux, C; Gousailles, M (2010). "Optimisation du traitement de l'azote. Le cas des eaux usées de l'agglomération parisienne." Techniques, sciences, méthodes **3**: 11.
- Rossetti, S., M. C. Tomei, et al. (2005). ""microthrix parvicella", a filamentous bacterium causing bulking and foaming in activated sludge systems: A review of current knowledge." FEMS Microbiology Reviews **29**(1): 49-64.
- Sekar, R., A. Pernthaler, et al. (2003). "An improved protocol for quantification of freshwater Actinobacteria by fluorescence in situ hybridization." Applied and Environmental Microbiology **69**(5): 2928-2935.
- Souef, A. (2008). Bio-Augmentation de l'activité nitrifiante des boues activées. Ingénierie et Environnement Paris Est. Paris, Université Paris XII: 263.
- Tandoi, V., S. Rossetti, et al. (1998). "Some physiological properties of an Italian isolate of "Microthrix parvicella"." Water Science and Technology **37**(4-5): 1-8.
- Wanner, J. (1994). "Activated sludge population dynamics." Water Science and Technology **30**(11): 159-169.