

OPTIMISATION DE LA FILTRATION LENTE : PROPOSITION D'UNE METHODE SIMPLE POUR RATIONNALISER LES OPERATIONS DE LAVAGE.

E.Delahaye*, T.Petitgand*, R.Boussahel**, J.P.Duguet*, A.Montiel*.

*Société Anonyme de Gestion des Eaux de Paris, 9 rue Schoelcher, 75014, Paris, France.

** HCA, Service de Toxicologie, BP 244, Kouba, Alger, Algérie.

RESUME.

La filtration lente est un moyen biologique de clarification des eaux. Lors de ce processus, ce sont notamment des molécules polymères (synthétisées par les micro-organismes présents dans le milieu filtrant) qui jouent le rôle de coagulant. C'est pourquoi, l'établissement puis le maintien d'un écosystème microbien fixé (biofilm) sur le sable des filtres lents d'une usine de potabilisation est l'une des clés d'un traitement efficace. A ce titre, le rôle du phytoplancton (notamment comme producteur de polymères extracellulaires permettant une bonne bio-coagulation) est important dans l'étape de filtration lente. En contre partie, la présence de biomasse algale en trop grande quantité conduit inévitablement à un colmatage des filtres lents et donc à des pertes de charges importantes.

Pour prévenir ces phénomènes, des lavages d'intensité variable sont réalisés périodiquement. Ils ont pour but d'éliminer la biomasse responsable du colmatage tout en préservant au maximum le biofilm. Malgré ces précautions, après un lavage en profondeur, une période dite de maturation du filtre doit être respectée avant sa remise en service. A l'heure actuelle, ce sont les analyses réalisées sur les effluents d'un filtre qui déterminent sa remise en service ou non, aucun paramètre direct ne permettant d'apprécier l'état du biofilm.

Cette étude réalisée en période estivale constitue une toute première approche. Son but était double : il s'agissait d'une part d'évaluer l'effet du lavage d'un filtre lent sur la quantité de biomasse phytoplanctonique fixée et d'autre part de suivre l'évolution quantitative de celle-ci entre deux lavages d'intensité modérée.

Les résultats obtenus montrent que les lavages peuvent entraîner l'élimination de près de 90 % de la biomasse phytoplanctonique fixée. Après lavage, celle-ci s'accroît de nouveau mais ne retrouve un état d'équilibre qu'après une vingtaine de jours.

Plus généralement, la méthode simple proposée ici pourrait constituer un complément aux mesures indirectes classiquement effectuées avant la remise en service des filtres. Elle pourrait peut être aussi contribuer à réduire la durée de la phase de maturation en aidant les exploitants à adapter les lavages en fonction de l'état des filtres.

INTRODUCTION.

Toute surface immergée dans un environnement aquatique est colonisée par des micro-organismes qui vont sécréter une matrice de polymères extracellulaires [1].

Cette structure composée de micro-organismes inclus dans un gel polymérique extracellulaire (qui peut selon les cas représenter jusqu'à 90% de la matière organique totale [2,3]) est communément appelée biofilm et son principal composant est l'eau (> 95 %).

Au cours de ces dernières années, dans le secteur de la production et de la distribution d'eau potable, l'étude des biofilms a pris une nouvelle ampleur, notamment due aux désavantages que présente l'existence de biomasses fixées dans les réseaux de distribution : altération des qualités organoleptiques, contamination de l'eau circulante et détérioration du réseau (bio-corrosion...).

A l'inverse, dans d'autres cas, la présence des biofilms est souhaitée et la production de polymères extracellulaires par les micro-organismes trouve de nombreuses applications dans les industries pharmaceutiques, cosmétiques ou alimentaires.

De même, bien que luttant contre la présence des biofilms dans les réseaux de distribution, les producteurs d'eau potable les utilisent à certaines étapes de traitement. C'est le cas pour la filtration biologique sur sable à faible vitesse (5 à 10 m³/m²/jour). Ce procédé d'un coût modéré par rapport à d'autres pouvant intervenir au même stade d'une chaîne de traitement, présente l'avantage de constituer une étape de désinfection par l'élimination de micro-organismes dont les pathogènes.

Techniquement, le principe de fonctionnement de ce procédé est relativement simple comme l'illustre la figure 1. En revanche, la filtration lente nécessite de grandes surfaces d'installation. Cette technique se base sur :

- un effet mécanique (effet « tamis ») par rétention des matières en suspension due à la granulométrie du matériau filtrant,
- des mécanismes divers d'adsorption sur le matériau filtrant: forces de Van der Waals et électrostatiques [4] par exemple,
- des mécanismes biologiques par l'établissement d'une « membrane » biologique (schmutzdecke) dans les premiers centimètres des filtres à sable utilisés [4], et ce avant la mise en service de ceux-ci.

Ce dernier phénomène reste encore aujourd'hui mal connu d'autant plus qu'il n'existe pas de définition précise du schmutzdecke [4]. Ainsi selon les auteurs il s'agit soit :

- d'une couche de particules à la surface du filtre,
- d'un développement biologique en surface du filtre,
- d'une zone biologiquement active à l'intérieur du filtre.

Quoiqu'il en soit, au cours de cette phase va se développer un biofilm sur les grains de sable dans lequel seront hébergés des algues microscopiques, des bactéries et du zooplancton. Les molécules polymères synthétisées par ces micro-organismes va alors participer au traitement de l'eau [5] en jouant le rôle de coagulant.

D'un point de vue biologique, c'est toute la biocénose fixée qui va participer à l'épuration de l'eau avec entre autres effets :

- une élimination de la matière organique directement liée à la quantité de biomasse contenue dans le filtre [6],
- une élimination des bactéries potentiellement pathogènes, avec dans certains cas la disparition de plus de 90% des coliformes totaux [7],
- un abaissement de la turbidité qui a lieu à la surface et dans les premiers centimètres du filtre lent [8],
- une rétention des formes de résistance de certains protozoaires comme *Giardia sp* ou *Cryptosporidium sp* [7].

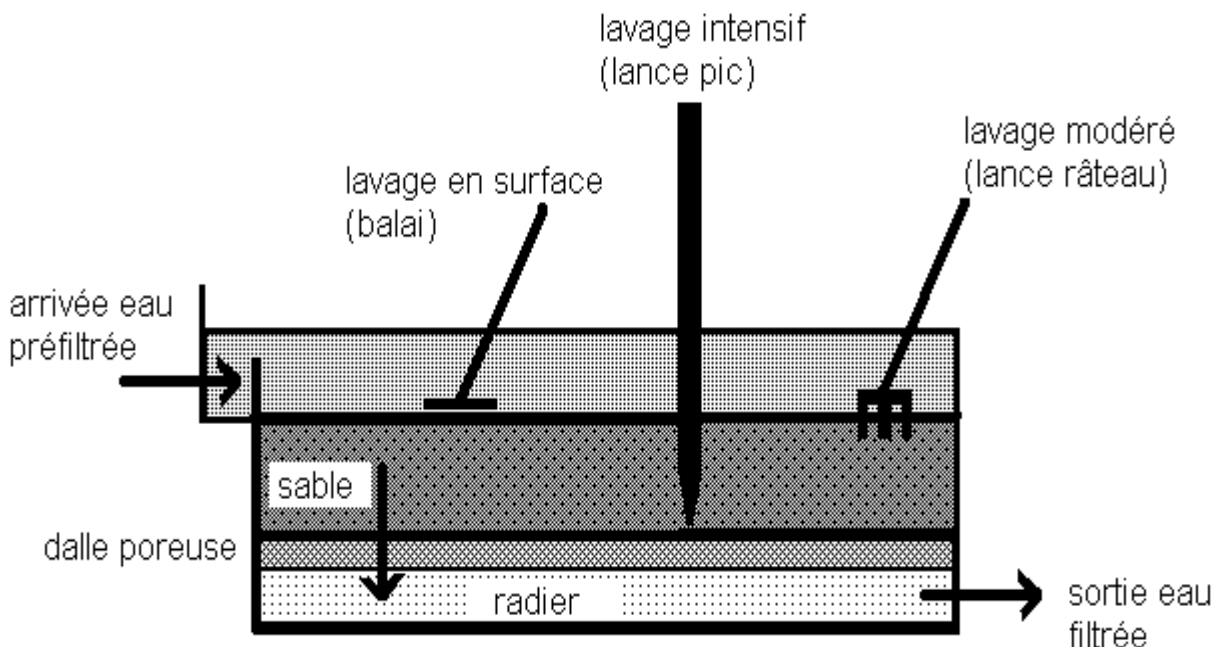


Figure 1 : Schéma de fonctionnement d'un bassin à filtration lente et des différentes opérations de lavage.

Au cours de l'étape de filtration lente, les algues jouent un rôle prépondérant :

- par leur capacité avérée à synthétiser des polymères extracellulaires [1] qui assurent à la fois un rôle structural (cohésion du biofilm et fixation) stabilisateur [8] et épurateur avec notamment la fixation des métaux lourds [9, 10],
- en émettant des métabolites extracellulaires qui peuvent être biodégradés par la chaîne alimentaire que constituent entre autre les levures, les champignons et les bactéries [11],

- mais surtout par leur activité métabolique :
 - consommation de gaz carbonique [8],
 - consommation des nitrates et des phosphates [12],
 - libération d'oxygène qui va oxyder les micro-polluants organiques et minéraux.

Toutefois, il existe un problème récurrent à ce procédé de traitement. En effet, outre l'apparition possible de goûts anormaux sur l'eau filtrée, les filtres lents sont particulièrement sensibles à un développement algal trop important qui provoque un colmatage en surface [13, 14]. C'est pourquoi un lavage régulier doit être réalisé. La méthode utilisée pour le lavage varie selon le degré de colmatage du filtre lent : dans les cas de faible colmatage c'est un simple lavage en surface qui est réalisé alors que pour des niveaux de colmatage plus élevés, de l'eau sous pression est injectée de façon ascendante dans les 5 ou 10 premiers centimètres d'épaisseur du filtre (lavage modéré à la lance râteau, figure 1) ou même sur toute sa hauteur (lavage intensif à la lance pic, figure 1). D'autre part, après lavage, une phase de maturation du filtre doit être respectée avant sa remise en service [15]. Cette maturation consiste en une somme de phénomènes complexes et mal connus incluant à la fois des processus physiques et biologiques comme la synthèse de composés polymériques par les micro-organismes [16] ou encore l'établissement d'une population de prédateurs [17].

Actuellement, le temps théorique de maturation du filtre varie selon le type de lavage : il est d'autant plus important que le lavage a été intensif (de quelques heures à plusieurs jours). L'eau filtrée pendant cette phase de maturation est recyclée au niveau des préfiltres. Pratiquement, à la SAGEP, un filtre lent est remis en service pour la production à partir du moment où l'eau filtrée présente une turbidité inférieure ou égale à 0,10 NTU (consigne interne).

Il existe donc aujourd'hui des lacunes dans les connaissances du fonctionnement de la filtration lente que ce soit au niveau des phénomènes physiques et biologiques responsables de l'épuration de l'eau ou encore au niveau de la phase de maturation. Ce constat met en évidence la difficulté rencontrée par les producteurs d'eau potable pour optimiser le procédé et sa gestion tant du point de vue de la fréquence des lavages que de leur intensité.

Cette étude a eu pour buts d'évaluer l'effet des lavages sur la fraction phytoplanctonique du biofilm formé sur le sable d'un filtre lent de l'usine de Joinville le Pont et de suivre la reconstitution de ladite fraction entre deux lavages modérés successifs. Ceci a nécessité une phase d'optimisation qui a consisté en la mise au point d'un protocole de décrochage du biofilm permettant de ne considérer que les algues réellement fixées au sable.

I. MATERIEL ET METHODES.

L'usine de Joinville Le Pont.

Cette usine a une capacité maximale de production de 300000 m³/jour. La figure 2 en schématise les différentes étapes de traitement.

Quand elle est utilisée, la préozonation se fait à une dose d'ozone appliquée de 0,8 mg d'O₃/l. La coagulation de contact a lieu sur filtres de BIOLITE (granulométrie: 2,7 mm), après injection de chlorure ferrique (solution commerciale) à faible dose (5 à 10 ppm) et de polyélectrolyte AS34 (0,025-0,05 ppm). Comme à l'étape suivante (préfiltres), la vitesse de passage de l'eau est alors de 8 à 10 m/h. Pour l'étape de filtration lente, la vitesse passe ensuite à 0,2-0,4 m/h. L'ozonation est réalisée en maintenant un résiduel de 0,4 ppm d'ozone pour 8 minutes de temps de contact environ. Elle est suivie d'une filtration sur charbon actif en grains (CAG) : 2,1 mètres d'épaisseur avec des vitesses moyennes de 7 m/h. La désinfection finale se fait à l'hypochlorite de sodium de façon à obtenir un résiduel de chlore libre de 0,5 ppm après 30 minutes de temps de contact.

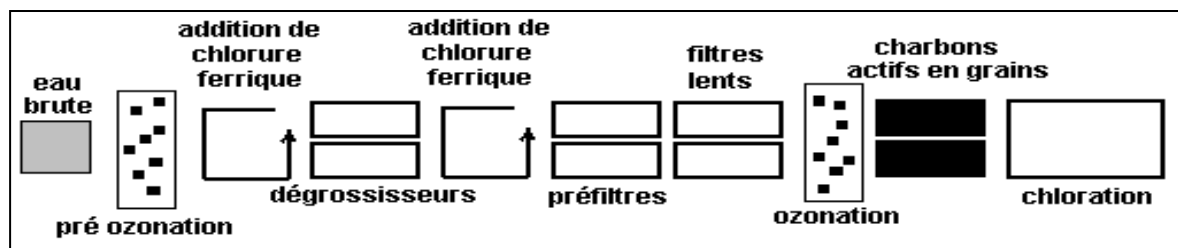


Figure 2. La filière de traitement de l'usine de Joinville le Pont.

Lorsque les concentrations en algues sont supérieures à 20000/ml, l'eau passe par un flotteur après avoir subi une préozonation et ce, avant de rejoindre les dégrossisseurs ou les préfiltres. Au niveau de cette étape est ajouté du chlorure ferrique à des doses variant de 10 à 50 ppm ainsi qu'un polymère anionique (AS34) comme adjuvant de coagulation (1/100^{ème} de la dose de FeCl₃). Une fois le floc formé, de l'air est injecté à une pression de 4,5 bars sous forme de micro-bulles assurant une bonne répartition du gaz. Ce sont ces micro-bulles qui entraîneront le floc à la surface. Il sera éliminé par raclage pour rejoindre une filière de traitement des boues.

Préparation des échantillons et comptage.

Après récolte, quelle que soit leur provenance, les échantillons sont fixés au formaldéhyde (5% en volume) et mis à décanter pendant 12 heures dans des colonnes en verre (cellules à décanter) prévues à cet effet. Cette méthode permet des facteurs de concentration variant de 5 à 40, sans détérioration des éléments du phytoplancton. Les comptages sont ensuite réalisés sur un microscope inversé (Olympus IX 70), à l'objectif 60. Les résultats sont exprimés en nombre total d'algues/ml ou en nombre total d'algues décrochées/cm² (pour les échantillons de biofilm).

Optimisation du protocole de décrochage de la fraction phytoplanctonique du biofilm.

Le prélèvement de quelques grammes de sable (granulométrie : 0,6 mm, densité du sable sec : 1,8 kg/l) s'effectue dans les premiers centimètres du filtre lent étudié (surface filtrante : 1049 m²) à l'aide d'une canne à prélèvement prolongée d'un godet. Un gramme de sable (surface : 53 cm²) est pesé et est rincé 5 fois successivement, à chaque fois par immersion de l'échantillon dans 10 ml d'eau déminéralisée dans un bêcher pendant deux minutes. Les eaux de rinçage sont récupérées dans un second bêcher à travers un tamis de 0,5 mm de maille. Une fois ces 5 rinçages réalisés, l'échantillon de sable est versé dans un erlenmeyer (100 ml) contenant 10 ml d'eau déminéralisée. L'erlenmeyer est ensuite passé aux ultrasons (cuve Branson 1510) pendant deux minutes, le niveau d'eau dans l'erlenmeyer se situant un centimètre sous la surface de l'eau dans la cuve. Les algues contenues dans les eaux de rinçage et le sonicat, sont dénombrées selon la méthode de comptage de concentration par décantation explicitée ci-dessus.

Cinétique d'accroissement de la fraction phytoplanctonique du biofilm entre deux lavages et effet de ceux-ci.

L'évolution de la quantité d'algues fixées/cm² de sable du filtre lent étudié a été suivie entre deux lavages modérés à la lance râteau.

Pour cela, des prélèvements de sable ont été effectués :

- le jour même avant (Pi) et après lavage (P0),
- 8, 13, 15, 16, 17, 20, 23 et 27 jours après lavage (P8 à P27),
- immédiatement après le second lavage (Pf).

La quantification du nombre d'algues fixées dans le biofilm a été réalisée selon la méthode qui s'était préalablement dégagée des résultats de la phase d'optimisation, notamment en ce qui concerne le nombre de rinçages nécessaires pour ne considérer que les algues fixées sur le sable.

II. RESULTATS ET DISCUSSION.

Optimisation du protocole de décrochage de la fraction phytoplanctonique du biofilm.

Les résultats des comptages d'algues/ml pour les eaux de lavage (tableau 1) montrent une décroissance du nombre total d'algues au fil des rinçages pour atteindre une valeur négligeable par rapport à la quantité d'algues dans le sonicat (figure 3).

Par conséquent, il est logique d'estimer que les algues recueillies ici appartenaient à une structure dont le détachement ne s'est pas fait sous l'effet de simples rinçages mais a nécessité l'énergie des ultra-sons. C'est cette fraction phytoplanctonique obtenue après 5 rinçages successifs d'un gramme de sable et une sonication de deux minutes qui sera considérée dans la suite de l'étude comme ayant « appartenu » au biofilm.

Tableau 1. Résultats des comptages d'algues effectués pour les eaux de 5 rinçages successifs et le sonicat d'un gramme de sable (Pi).

	Nombre d'algues/ml
Eau déminéralisée après le premier rinçage	$6,8.10^4$
Eau déminéralisée après le deuxième rinçage	$2,1.10^4$
Eau déminéralisée après le troisième rinçage	$1,2.10^4$
Eau déminéralisée après le quatrième rinçage	$3,3.10^3$
Eau déminéralisée après le cinquième rinçage	$1,3.10^3$
Sonicat (eau déminéralisée après sonication)	$1,8.10^5$

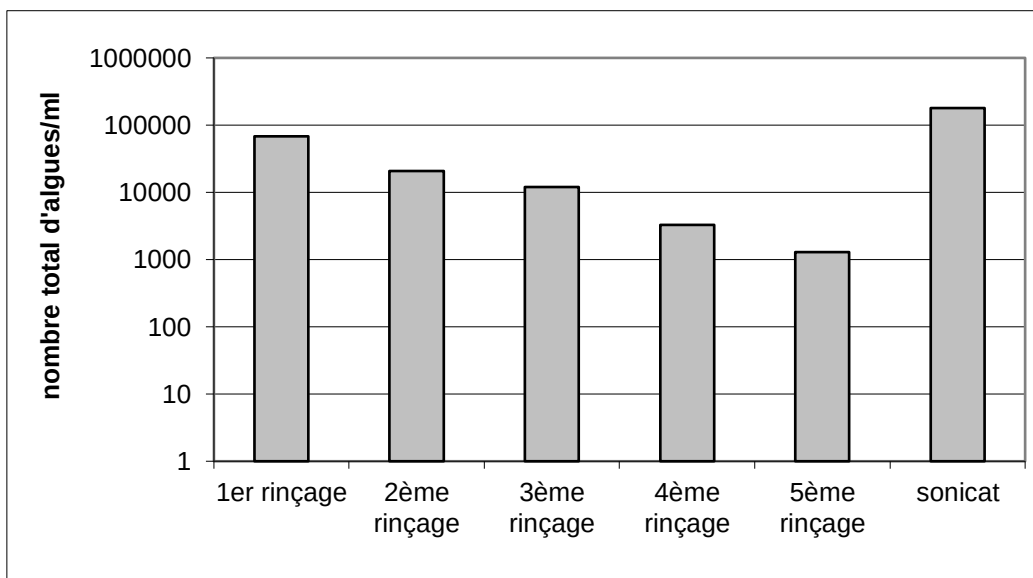
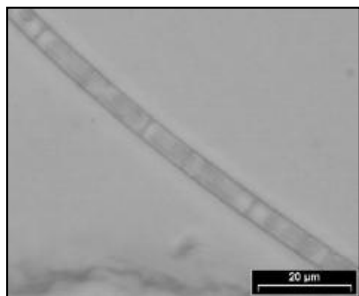


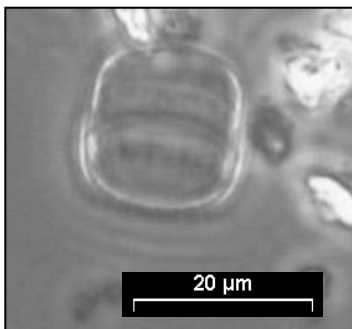
Figure 3. Evolution du nombre total d'algues/ml dans les différentes eaux de rinçage et après sonication.

La grande majorité des algues (environ 80 %) présentes dans le sonicat se compose d'algues brunes de la classe des Diatomeophycées (figure 4) et plus précisément des 3 ordres suivants :

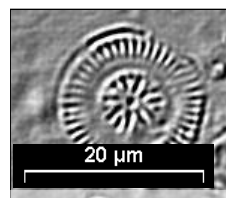
- Diatomales : *Diatoma sp*, *Fragilaria sp*,
- Coscinodiscales : *Melosira sp*, *Stephanodiscus sp*,
- Naviculales : *Navicula sp*, *Nitzschia sp*, *Cymbella sp*.



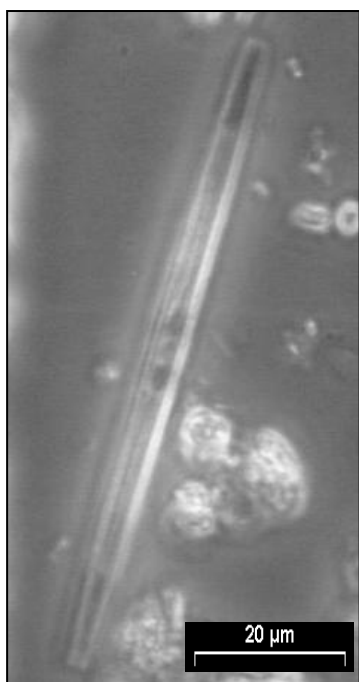
Melosira sp



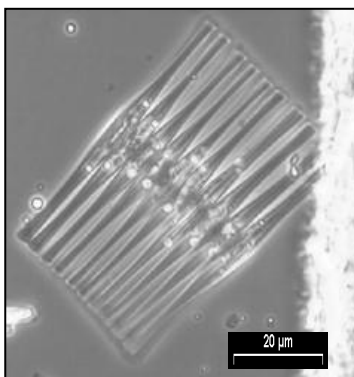
Stephanodiscus sp



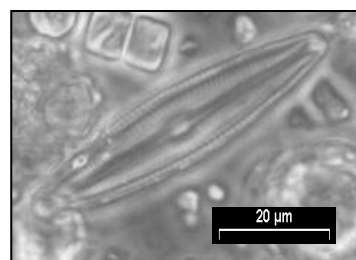
Ornementation d'un
frustule de *Stephanodiscus*
sp.



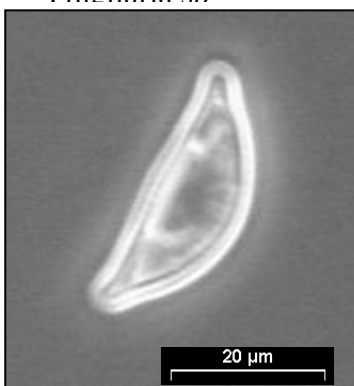
Diatoma sp



Fragilaria sp



Navicula sp



Nitzschia sp

Figure 4. Algues majoritaires dans le biofilm phytoplanctonique du biofilm formé sur le sable des filtres lents.

Effet des lavages sur la fraction phytoplanctonique du biofilm formé sur un filtre lent.

Comme l'indiquent les résultats présentés dans le tableau 2 et sur la figure 5, il semble que l'effet des lavages à la lance râteau du point de vue de l'élimination des algues du biofilm soit variable : abattement de 97,5 % des algues fixées pour le premier lavage contre 58,2 % pour le second.

Cette variabilité de l'élimination des algues du biofilm soulève le problème de la gestion de la phase de maturation faisant suite à des lavages intensifs. En effet, le temps de maturation correspondant au temps de régénération de l'écosystème du biofilm, va varier en fonction de l'élimination des micro-organismes du biofilm. Ainsi, l'effet variable des lavages manuels des filtres lent, si il se confirmait, expliquerait peut être en partie la variabilité constatée de la durée de la phase de maturation nécessaire avant la remise en service d'un filtre.

Tableau 2. Comparaison du nombre total d'algues fixées décrochées/cm² avant et après lavage du filtre lent.

	Nombre total d'algues fixées décrochées/cm ²	
	Avant lavage du bassin	Après lavage du bassin
Premier lavage	Pi = $3,4.10^4$	P0 = $8,5.10^2$
Second lavage	P27 = $1,3.10^4$	Pf = $5,5.10^3$

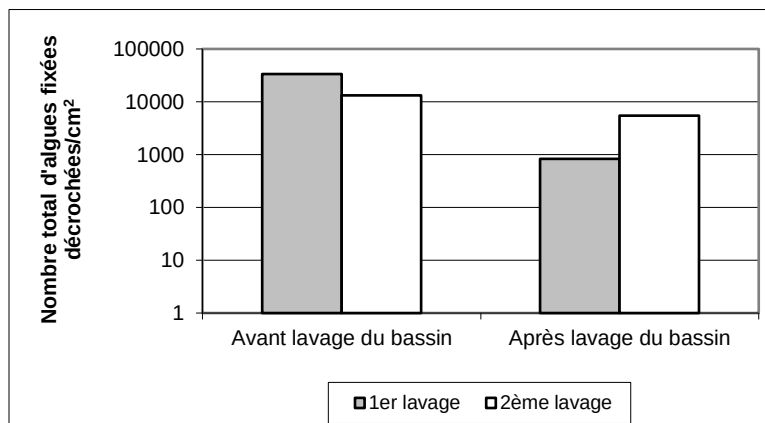


Figure 5. Effets comparés de deux lavages d'un filtre lent du point de vue de l'élimination de la fraction phytoplanctonique du biofilm.

Cinétique d'accroissement de la fraction phytoplanctonique du biofilm entre deux lavages.

Le tableau 3 donne les résultats obtenus sur les sonicats et les eaux de rinçage en nombre d'algues/ml pour les différentes dates de l'étude.

D'autre part, bien qu'il soit important d'observer qu'à partir du 13^{ème} jour, le nombre d'algues dans les eaux du cinquième rinçage a toujours été supérieur à 4.10^3 /ml (valeur non négligeable dans l'absolu), le rapport entre le nombre total d'algues/ml dans l'eau du cinquième rinçage et le nombre total d'algues/ml dans le sonicat est toujours resté quant à lui inférieur à 20%. Si la cinétique avait dû se poursuivre, peut-être que le protocole de rinçage nécessaire à ne considérer que la fraction phytoplanctonique effectivement fixée se serait révélé insuffisant.

Le tableau 4 traduit les données du tableau 3 en nombre total d'algues fixées décrochées/cm² de sable pour les différentes dates de l'étude. La conversion du nombre d'algues/ml (n) en nombre d'algues par cm² (N) se fait selon la formule suivante :

$$N = \frac{10n}{53}$$

où 10 (ml) est le volume d'eau déminéralisée utilisé pour les sonications, n le nombre d'algues comptées par millilitre et 53 (cm²) la surface de colonisation offerte par 1 gramme de sable.

Enfin, la figure 6 représente la cinétique d'accroissement de la fraction phytoplanctonique du biofilm formé sur le sable du filtre lent étudié sur la période de l'étude.

Dans le cas présent, la cinétique d'accroissement des algues dans le biofilm prend l'allure d'une sigmoïde et peut se décomposer en une succession de trois phases: une phase d'accroissement lent (phase initiale de 0 à 13 jours), une phase d'accroissement rapide (13 à 20 jours) et enfin l'atteinte d'un état d'équilibre une vingtaine de jours après le lavage avec une valeur au plateau de l'ordre de $1,3$ à $2,3.10^4$ algues/cm².

Tableau 4. Evolution du nombre total d'algues fixées dans le biofilm formé sur un filtre lent entre deux lavages de celui-ci.

	P ₀	P ₈	P ₁₃	P ₁₅	P ₁₆	P ₁₇	P ₂₀	P ₂₃	P ₂₇
Nombre total d'algues fixées décrochées/cm ²	$8,5.10^2$	$2,2.10^3$	$4,0.10^3$	$9,2.10^3$	$1,4.10^4$	$1,9.10^4$	$2,3.10^4$	$1,3.10^4$	$1,3.10^4$

Tableau 3. Nombre d'algues/ml sur les sonicats et les eaux de rinçage pour les différentes

	Nombre total d'algues/ml										
	Pi	P ₀	P ₈	P ₁₃	P ₁₅	P ₁₆	P ₁₇	P ₂₀	P ₂₃	P ₂₇	P _f
Eau 1 ^{er} rinçage	6,8.10 ⁴	2,3.10 ⁴	1,4.10 ⁴	5,6.10 ⁴	8,1.10 ⁴	8,0.10 ⁴	1,1.10 ⁵	7,2.10 ⁴	9,5.10 ⁴	1,4.10 ⁵	1,3.10 ⁵
Eau 2 ^{ème} rinçage	2,1.10 ⁴	4,2.10 ³	1,1.10 ³	1,4.10 ⁴	2,2.10 ⁴	4,0.10 ⁴	2,1.10 ⁴	1,7.10 ⁴	3,6.10 ⁴	2,3.10 ⁴	3,1.10 ⁴
Eau 3 ^{ème} rinçage	1,2.10 ⁴	1,0.10 ³	5,2.10 ²	9,7.10 ³	*	1,3.10 ⁴	1,8.10 ⁴	1,3.10 ⁴	1,7.10 ⁴	2,0.10 ⁴	2,9.10 ⁴
Eau 4 ^{ème} rinçage	3,3.10 ³	7,6.10 ²	6,0.10 ²	6,2.10 ³	8,6.10 ³	1,2.10 ⁴	7,9.10 ³	6,7.10 ³	1,2.10 ⁴	2,2.10 ⁴	1,6.10 ⁴
Eau 5 ^{ème} rinçage	1,3.10 ³	2,4.10 ²	2,4.10 ²	3,4.10 ³	4,3.10 ³	7,6.10 ³	4,3.10 ³	4,1.10 ³	8,4.10 ³	1,3.10 ⁴	1,2.10 ⁴
Sonicat	1,8.10 ⁵	4,5.10 ³	1,2.10 ⁴	2,1.10 ⁴	4,9.10 ⁴	7,3.10 ⁴	1,0.10 ⁵	1,2.10 ⁵	6,8.10 ⁴	7,0.10 ⁴	2,9.10 ⁴

dates de l'étude.

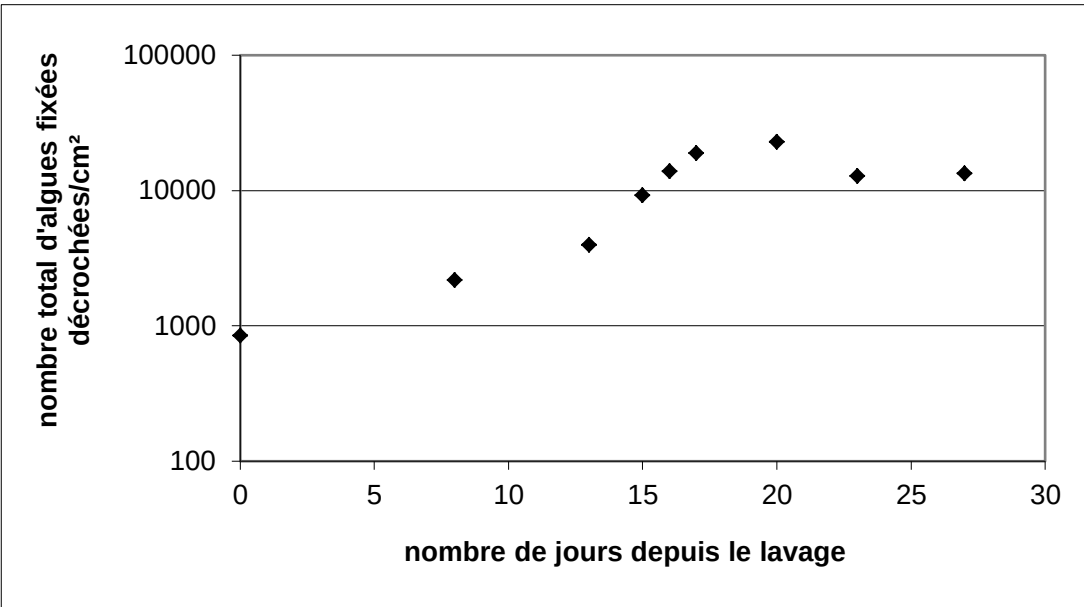


Figure 6. Courbe d'accroissement de la fraction phytoplanctonique du biofilm (nombre total d'algues fixées décrochées/cm²) d'un filtre lent entre deux lavages.

CONCLUSION

Le protocole de rinçage permettant de ne considérer que les algues effectivement fixées au sable du filtre lent a été vérifié à chaque date de prélèvement et s'est avéré efficace tout au long de cette étude. D'autre part, la méthode proposée ici a permis :

- de prouver que l'effet des lavages manuels du point de vue de l'abaissement du nombre d'algues fixées/cm² est variable,
- de suivre en un point précis d'un bassin de filtration lente la cinétique de formation de la fraction algale du biofilm. Toutefois, on peut à juste titre s'interroger sur la représentativité d'une telle stratégie d'échantillonnage. En effet, vérifier que la surface d'un filtre lent présente une répartition homogène de la fraction phytoplanctonique du biofilm, doit être une priorité pour la suite de cette étude.

Afin de mieux comprendre le rôle des algues, il va falloir poursuivre l'accumulation de données sur l'établissement de la fraction phytoplanctonique du biofilm d'un filtre lent, d'une part d'un point de vue quantitatif comme cela a été fait, mais aussi d'un point de vue qualitatif en s'interrogeant notamment sur les caractéristiques du peuplement phytoplanctonique du biofilm et de leurs différences avec le peuplement algal dans l'eau interstitielle. Mais ce travail ouvre des voies encore plus larges puisque le protocole établi pourrait peut-être :

- s'appliquer avec autant d'efficacité à l'étude par exemple de la fraction bactérienne du biofilm existant dans les filtres lents,
- constituer une méthode simple pour estimer la pénétration des micro-organismes (y compris des pathogènes comme *Giardia sp* ou *Cryptosporidium sp*) dans la couche de matériau filtrant en prenant les algues (faciles à dénombrer) comme indicateurs.

D'autre part, la suite logique de cette étude va être de faire le lien entre l'efficacité des lavages et la remise en service des filtres en utilisant la méthode simple proposée ici. De même, il faudra faire le lien avec certains paramètres indirects permettant l'évaluation de l'état d'évolution du biofilm comme la turbidité et l'analyse bactériologique.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.

- [1] Flemming H.C., Wingender J. (2001) Relevance of microbial extracellular polymeric substances (EPSs)-Part I : Structural and ecological aspects, *Wat.Sci.Tech.*, 43, 1-8.
- [2] Christensen B.E., Characklis W.G. (1989) Physical and chemical properties of biofilms, *Biofilms*, 93-130, ISBN: 0-471-82663-4.
- [3] Nielsen P.H., Jahn A., Palmgren R. (1997) Conceptual model for production and composition of exopolymers in biofilms, *Wat.Sci.Tech.* , 36, 11-19.
- [4] Weber –Shirk M.L., Dick R.I. (1997) Physical-chemical mechanisms in slow sand filters , *J. A WWA*, 89, 88-100.

- [5] Bellamy W.D., Hendricks D.W., Logsdon G.S. (1985) Slow sand filtration : Influences of selected process variables, *J. AWWA* , 77, 12-62.
- [6] Collins M.R., Eighmy T.T., Fenstermacher J.M., Spanos S.K. (1992), Removing Natural Organic Matter by Conventional Slow sand Filtration, *J.AWWA*, 84, 80-90.
- [7] Schuler P.F., Gosh M.M., Gopalan P. (1991) Slow sand and diatomaceous earth filtration of cysts and other particulates, *Wat.Res.*, 25, 995-1005.
- [8] Yallop M.L., Paterson D.M., Wellsbury P. (2000) Interrelationships between rates of microbial production, exopolymer production, microbial biomass, and sediment stability in biofilms of intertidal sediments, *Microbiol. Ecol.*, 39, 116-127.
- [9] Muhammad N., Parr J., Smith M.D., Wheatley A.D. (1998) Microbial uptake of heavy metals in slow sand filters, *Environ.Technol.*, 19, 633-638.
- [10] Chmielewska E., Medved J. (2001) Bioaccumulation of heavy metals by green algae *Cladophora glomerata* in a refinery sewage lagoon, *Croatia Chem. Acta*, 74, 135-145.
- [11] Wolter K. (1982) Bacteria Incorporation of Organic Substances Released by Natural Phytoplankton Populations, *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 7 ; 287-295 .
- [12] Wik T. (1999) Adsorption and denitrification in nitrifying trickling filters, *Wat.Res.*, 33, 1500-1508.
- [13] Madoni P., Davoli D., Cavagnoli G., Cucchi A., Pedroni M., Rossi F. (2000) Microfauna and filamentous microflora in biological filters for tap water production, *Wat.Res.*, 34, 3561-3572.
- [14] Le Bihan Y., Lessard P. (2000) Monitoring biofilter clogging : Biochemical characteristics of the biomass, *Wat.Res.*, 34, 4284-4294.
- [15] Haarhoff J., Cleasby J.L. (1991) Biological and physical Mechanisms in slow Sand Filtration, *Slow Sand Filtration*, G.S. Logsdon ; New York .
- [16] Wotton R.S. (1996) Colloids, bubbles and aggregates, a perspective on their role in suspension feeding, *J. North Am. Benthological Soc.*, 15, 127-135.
- [17] Weber –Shirk M.L., Dick R.I. (1997) Biological mechanisms in slow sand filters, *J.AWWA*, 89, 72-83.