

Processus en jeu dans les filtres plantés de roseaux à écoulement vertical : nitrification, transfert d'oxygène et colmatage

Katrin Kayser et Sabine Kunst

Les filtres plantés de roseaux à écoulement vertical (désignés ci-après par le sigle FPRV) avec alimentation syncopee¹ sont très fiables pour les processus de traitement aérobies. De ce fait, ces filtres peuvent atteindre des taux élevés de nitrification et une réduction poussée de la fraction carbonée des effluents. Dès le début d'un colmatage ou en cas de surcharge organique, on peut observer rapidement un accroissement des concentrations rejetées en sels ammoniacaux. De ce fait, la nitrification peut servir d'indicateur très sensible de l'état dans lequel se trouve le système. Cependant, on n'a pas encore trouvé une formule permettant de dimensionner les FPRV pour une nitrification contrôlée. La préservation de conditions de fonctionnement aérobies dans le massif filtrant est un pré-requis crucial pour une bonne nitrification et pour éviter le colmatage (Winter et Goetz, 2003 ; Platzer et Mauch, 1997).

Le défi est de pouvoir conserver des conditions aérobies dans le filtre sans le surdimensionner pour des raisons économiques. Se focaliser sur la demande en oxygène – comme cela se fait par exemple pour des boues activées – semble être une approche cohérente pour dimensionner les filtres plantés de roseaux. Par conséquent, plusieurs auteurs ont développé des approches basiques prenant en compte le bilan d'oxygène dans le filtre (Platzer, 1998 ; Green *et al.*, 1997 ; Johansen et Brix, 1996). Comme cela est décrit schématiquement et de façon simplifiée dans la figure 1 (page 34), les conditions dans le filtre résultent d'interactions complexes entre un

grand nombre de paramètres tels que la charge organique traitée, le degré de colmatage, la température et le comportement hydraulique. Par conséquent, une détermination précise de la concentration en oxygène dans un filtre alimenté de façon intermittente est extrêmement difficile. La demande en oxygène peut être calculée sur des bases relativement fiables à partir des substances contenues dans l'eau usée qui arrive sur le filtre (essentiellement à partir de la DCO et de l'azote Kjeldahl). Déterminer le transfert d'oxygène dans le système semble cependant plus important. Les mécanismes permettant de renouveler l'air dans le massif filtrant sont la diffusion et la convection. La convection est le transport de l'oxygène atmosphérique lié aux mouvements d'eau dans le filtre. En fonction du comportement hydraulique de ce dernier, l'ensemble ou seulement une partie des volumes d'eau est remplacé par de l'air en provenance de l'atmosphère. Pour la diffusion, il faut se souvenir que le transfert de l'oxygène dans l'eau est 10 000 fois plus faible que dans l'air. Par conséquent, le transfert d'oxygène par diffusion est fortement dépendant du contenu air/eau dans les pores du massif. En lien avec cette relation, le colmatage d'un filtre apparaît simultanément avec une décroissance des vitesses d'infiltration (Winter et Goetz, 2003 ; Laber, 2001 ; Langergraber, 2001 ; Platzer et Mauch, 1997).

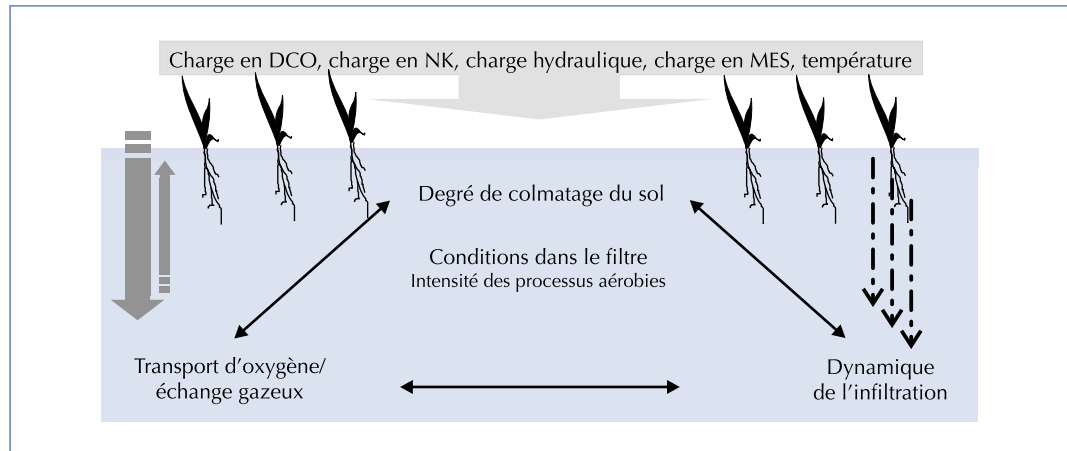
En résumant l'état de l'art, il convient d'établir l'importance particulière des interactions entre le transfert d'oxygène, la dynamique de l'infiltration, les processus de dégradation aérobies et le colmatage dans un filtre planté de roseaux

1. Ce terme s'applique ici à une alimentation intermittente.

Les contacts

Institute for Water Quality and Waste Management, University of Hannover, Welfengarten 1, D-30167 Hannover, Germany

► Figure 1 – Conditions prévalant dans un filtre à écoulement vertical : paramètres influents et interactions.



à écoulement vertical. Avant de simplifier ce système complexe en modèles ou en guides de conception, une brève description et une meilleure compréhension des processus et de leurs interactions sont nécessaires.

Méthodes

2. Station de 1 000 EH, composée d'une lagune de décantation de 700 m² et de 1,5 m de profondeur puis d'une lagune facultative de 2 100 m² et de 1 m de profondeur. Les différentes couches du filtre sont schématisées sur la figure 2 (N.D.T. : note du traducteur).

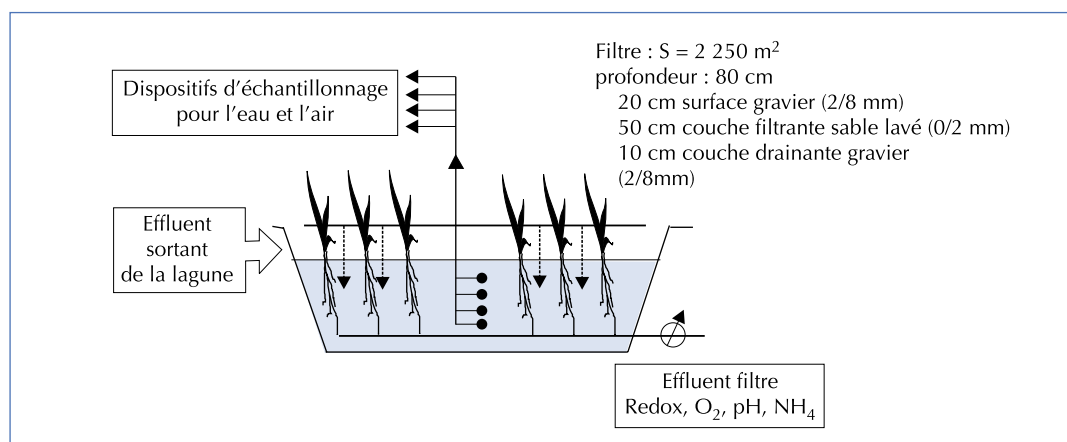
En focalisant l'attention sur l'identification et la description des processus de conversion et de transfert eau/gaz, le filtre planté de roseaux à écoulement vertical de « Ettenbüttel » (2 250 m²) a été examiné en détail. Le filtre planté de roseaux, ajouté en 1998 à une lagune existante, répond au besoin spécifique de nitrification. Des détails² concernant cette installation peuvent être trouvés dans Kayser *et al.* (2003). L'effluent est envoyé dans le filtre à l'aide d'une pompe. Celui-ci a été dimensionné à 2,25 m².EH⁻¹, ce qui est assez faible pour le réseau unitaire du village (avec un apport d'eau moyen de 200 l

d'eau usée par jour et par EH). Le filtre, alimenté de façon intermittente est donc soumis à une forte charge hydraulique. Au cours de deux années d'investigation, une large fourchette de charges hydrauliques jusqu'à 290 l.m⁻².j⁻¹ ont été testées. Les fortes charges ont causé des problèmes de colmatage en hiver et au printemps. Mais cette situation a rendu possible l'analyse des phases avec et sans colmatage du filtre.

Un système de tubes installés à différents niveaux dans le filtre a permis des échantillonnages à différentes hauteurs au sein du massif filtrant (figure 2). De ce fait, il a été possible de décrire en détail les processus de conversion, en conditions colmatées ou non. Sur l'effluent sortant du filtre, les sels ammoniacaux, la concentration en oxygène, le potentiel d'oxydo-réduction et le pH ont été mesurés en continu.

Afin de rechercher systématiquement les limites du transfert d'oxygène et les performances en

► Figure 2 – Filtre à écoulement vertical de « Ettenbüttel » (dispositifs d'échantillonnage et de mesures).



nitrification des filtres à écoulement vertical, des essais en colonnes (diamètre 20 cm, remplies de matériaux équivalents à ceux du filtre de Ettenbüttel) ont été réalisés. Dans une première série de tests, les colonnes ont été alimentées avec l'influent du filtre de Ettenbüttel, additionné de sels ammoniacaux, pour avoir une concentration constante de 50 mg/l $N-NH_4$. La charge hydraulique a été augmentée graduellement chaque 3 ou 4 jours (de $100 \text{ l.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ jusqu'à $900 \text{ l.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$). Au cours de la 2^e série d'essais, les mêmes charges de sels ammoniacaux ont été apportées, mais à une charge hydraulique constante de $120 \text{ l.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$, et donc avec des concentrations croissantes de $N-NH_4$. Pour déterminer l'influence des températures hivernales et estivales sur le comportement hydraulique des filtres plantés de roseaux, la courbe de ressuyage d'une colonne (après une alimentation à 70 l.m^{-2}) a été suivie à 3 et 20 °C.

Résultats et discussion

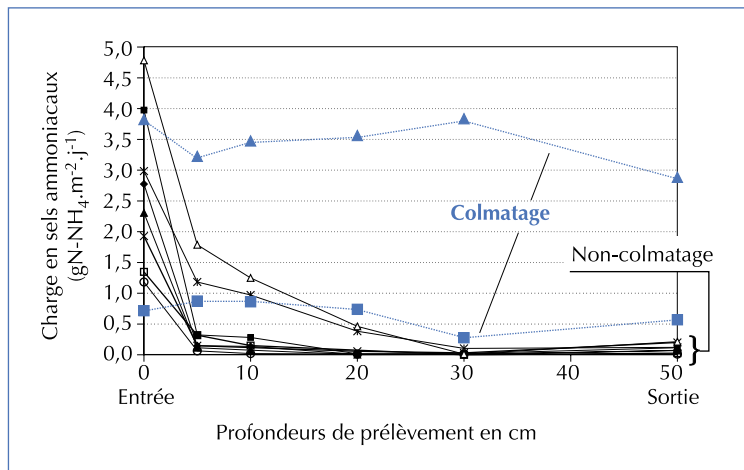
Nitrification

La figure 3 présente la nitrification en terme de décroissance des sels ammoniacaux au cours du passage de l'effluent dans le filtre de Ettenbüttel à différentes périodes et pour différentes charges de sels ammoniacaux.

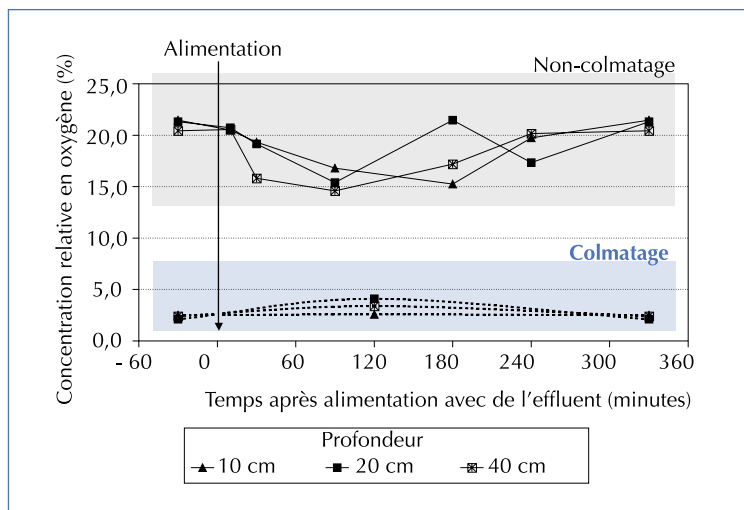
La plupart du temps, le filtre a fonctionné correctement, en assurant une forte nitrification et sans colmatage. Dans ces conditions, la nitrification est presque complète après 5 cm de filtration. Lorsque les charges en sels ammoniacaux sont plus fortes, la zone dans laquelle la nitrification a lieu atteint 30 cm. À deux reprises au cours des périodes d'échantillonnage, des parties du filtres ont colmaté ; les résultats apparaissent sur la figure 3. Il est manifeste que la capacité d'infiltration est faible au cours de ces périodes et il n'est guère possible de distinguer des zones où elle serait plus importante, à l'instar de ce qui est observé en cas de non colmatage, que ce soit en surface ou au fond du massif filtrant.

Transfert d'oxygène

La figure 4 montre la concentration relative en oxygène dans les gaz du massif filtrant, à différentes hauteurs, avant et après alimentation, avec de l'effluent sous conditions colmatantes et non colmatantes. Les valeurs enregistrées en conditions non colmatantes au cours de l'été 2000 présentaient une forte nitrification pour une



▲ Figure 3 – Nitrification dans le filtre (périodes de fonctionnement avec et sans colmatage).



▲ Figure 4 – Dynamique de l'oxygène dans les gaz du massif filtrant après alimentation avec de l'effluent en conditions colmatantes et non colmatantes.

charge hydraulique de $80 \text{ l.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ (4 doses par jour, chacune à 20 l.m^{-2}).

En situation de non colmatage du filtre, la teneur en oxygène des gaz est proche de la teneur normale atmosphérique soit 21 % à toutes les profondeurs. Après l'alimentation, la concentration d'oxygène décroît sur toutes les profondeurs. Après environ 5 heures et avant la prochaine alimentation à 6 heures, la concentration en oxygène atteint à nouveau celle de l'air. Ceci révèle une situation aérobie stable dans le filtre, car la consommation d'oxygène résultant de l'alimentation d'eau usée est compensée par le

transfert d'oxygène avant la bâchée suivante. Si avec la même qualité d'effluent, par exemple, le filtre avait été alimenté toutes les 3 heures avec 20 l.m^{-2} , ce qui signifierait une charge hydraulique journalière de $160 \text{ l.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$, le temps de réoxygénation entre chaque bâchée n'aurait pas été suffisamment long pour rétablir l'équilibre en oxygène. Pendant de courtes périodes, ce type de fonctionnement n'aurait pas entraîné une situation problématique. Mais une telle charge apportée en permanence aurait initié une sérieuse dégradation de la teneur en oxygène du filtre et un risque associé de colmatage. En se référant à la figure 3, il est évident que pendant une période de colmatage, la teneur en oxygène est également faible (environ 2-4 %) avant et après une alimentation en eau usée. À ce moment-là, bien que les mesures soient réalisées avec des charges relativement faibles de 50 mm.j^{-1} , la réoxygénation ne se produit pas (à l'instar de la nitrification).

Comme cela a déjà été mentionné en introduction, plusieurs approches peuvent être trouvées dans la bibliographie pour quantifier le transfert d'oxygène dans les filtres à écoulement vertical. À partir des mesures qu'il a lui-même entreprises, Platzer (1998) a estimé le transfert d'oxygène par diffusion à $1 \text{ g O}_2.\text{m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ (pour quantifier l'apport journalier, Platzer estime que pendant 1,5 heure, la diffusion ne peut pas intervenir à cause d'une humidité trop importante dans les pores). Platzer calcule le transfert d'air par convection dans le filtre, en assumant que le volume d'eau qui traverse le filtre est remplacé par un volume identique d'air. Selon cette approche, pour une charge hydraulique de $60 \text{ l.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ apportée en 4 bâchées, le transfert total d'oxygène est estimé à $36 \text{ g O}_2.\text{m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ et à $54 \text{ g O}_2.\text{m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ pour une charge de $120 \text{ l.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$. Les calculs de Schwager et Boller (1997) donnent un résultat total de $56 \text{ g O}_2.\text{m}^{-2}.\text{j}^{-1}$, se répartissant en $43 \text{ g O}_2.\text{m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ par diffusion et $13 \text{ g O}_2.\text{m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ par convection, pour une charge hydraulique de $120 \text{ l.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$. En se référant à des observations empiriques du transfert d'oxygène apparent sur des systèmes en fonctionnement, Cooper *et al.* (1998) rapportent des valeurs comprises entre 50 et $90 \text{ g O}_2.\text{m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ pour des filtres à écoulement vertical.

Afin de rechercher les limites de la nitrification et du transfert d'oxygène et pour vérifier les approches mentionnées ci-dessus, des tests en colonnes ont été conduits et le bilan d'oxygène calculé. Comme cela a déjà été dit, les charges d'azote

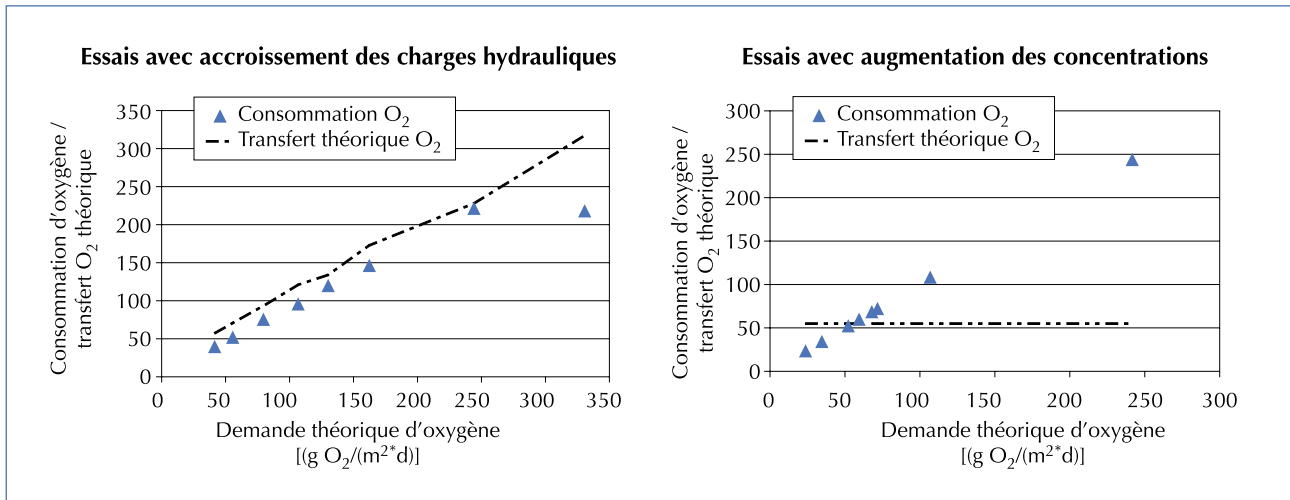
Kjeldahl apportées dans les colonnes ont été progressivement augmentées selon deux axes : en augmentant les charges hydrauliques et en augmentant les concentrations d'azote. La charge d'azote a été augmentée jusqu'à $60 \text{ g NK.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ au cours des deux séries de tests. La nitrification a augmenté proportionnellement avec la charge d'azote apportée dans les deux séries. Cependant, à la charge de $43 \text{ g NK.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$, la nitrification a commencé à baisser au cours de la première série de tests, en augmentant la charge hydraulique. Pour cette série, un maximum de nitrification a été atteint pour une charge de $42 \text{ g NK.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$. Pour la seconde série (augmentation des concentrations), la charge maximale de $58 \text{ g NK.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ a été atteinte mais sans décroissance de la nitrification.

Le calcul du bilan d'oxygène pour les deux séries comprend la détermination des paramètres suivants :

- **le transfert théorique d'oxygène** dans le filtre selon l'approche de Platzer (1998) (voir ci-dessus) ;
- **la demande en oxygène** en s'appuyant sur les charges en DCO, NK et NGL dans l'effluent alimentant le filtre selon les hypothèses suivantes :
 - demande d'oxygène pour une « nitrification complète » (95 % de réduction de NK) : $4,6 \text{ g O}_2.\text{g}^{-1}$ de NK ;
 - demande d'oxygène pour une réduction de 90 % de la DCO : $1,0 \text{ g O}_2.\text{g}^{-1}$ DCO ;
 - la dénitrification minore la demande d'oxygène, en supposant que 10 % de l'azote total entrant dans le filtre est dénitrifié, soit un apport de $2,9 \text{ g O}_2.\text{g}^{-1}$ NGL ;
 - la consommation d'oxygène estimée selon les demandes ci-dessus mais en tenant compte des performances réellement observées.

La comparaison des bilans d'oxygène des deux séries d'essais est particulièrement intéressante en se focalisant sur le transfert d'oxygène (figure 5). Théoriquement, selon l'approche décrite précédemment, le transfert d'oxygène aurait dû croître avec la charge hydraulique. Mais seule une augmentation des concentrations a conduit à un transfert d'oxygène constant au cours de la seconde série de tests.

Dans la première série d'essais, le transfert théorique d'oxygène augmente avec les charges, de sorte que le transfert et la demande d'oxygène



▲ Figure 5 – Comparaison des bilans d'oxygène au cours des essais : avec augmentation des charges hydrauliques (à gauche) et des concentrations en NK (à droite).

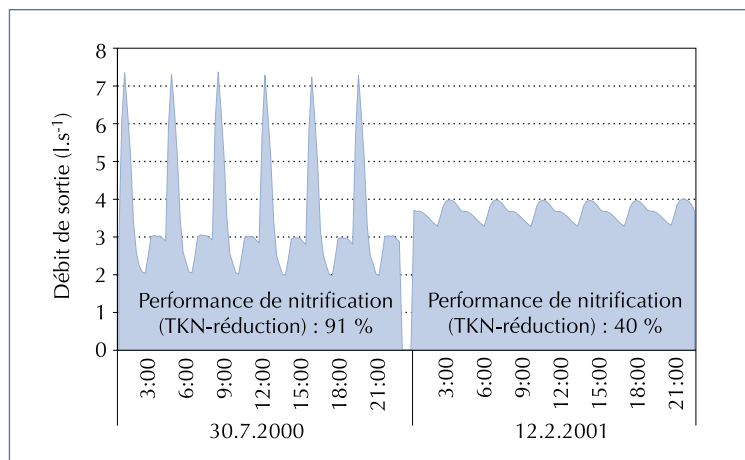
évoluent harmonieusement. La consommation d'oxygène demeure en-dessous de la demande d'oxygène ainsi que le transfert, et atteint une valeur maximale de 220 g O₂.m⁻².j⁻¹. Dans la seconde série d'essais, le transfert d'oxygène dans le système est constant à environ 55 g O₂.m⁻².j⁻¹. En relation avec les fortes charges de DCO et NK, la demande théorique d'oxygène a cru bien au-delà de cette valeur, ce qui signifie un bilan d'oxygène négatif dans le filtre. Cependant, la consommation d'oxygène continue à s'élever jusqu'à 243 g O₂.m⁻².j⁻¹. Bien que la transférabilité des résultats de mesures sur colonnes sur des stations en taille réelle est limitée, ces fortes déviations entre la demande réelle d'oxygène consommé et le transfert théorique d'oxygène montre sans aucun doute que ce dernier a été sous-estimé.

Les résultats indiquent que l'influence de la charge hydraulique sur le transfert total d'oxygène dans le filtre a été surestimé dans les calculs réalisés selon l'approche de Platzer (1998). Laber (2001), qui a conduit des essais avec des systèmes fortement chargés hydrauliquement (entre 200 et 1200 mm.j⁻¹), en est venu à une conclusion similaire. Il a observé une nitrification complète seulement pour une demande d'oxygène d'environ 20-30 g O₂.m⁻².j⁻¹. En suivant l'hypothèse qu'un volume d'eau est remplacé par un volume équivalent d'air, une charge hydraulique de 200 mm.j⁻¹ conduirait à un transfert d'oxygène de 60 g O₂.m⁻².j⁻¹. De plus, il peut être conclu que le transfert d'oxygène par diffusion dans un filtre non colmaté peut être de beaucoup supérieur à celui estimé par Platzer (1998).

Comportement hydraulique

En complément, les investigations ont aussi porté sur la dynamique de l'écoulement de l'effluent en fonction des conditions prévalant dans le filtre et des températures. Comme le présente exemplairement la figure 6, les phases au cours desquelles la nitrification est forte sont caractérisées par des ressuyages rapides avec des pics élevés.

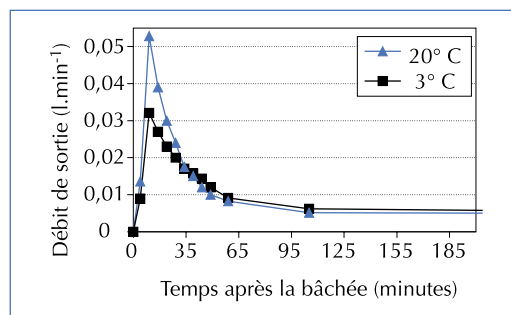
Des pointes marquées représentent un fort et rapide ressuyage du filtre, qui indique un transfert d'oxygène efficace par convection et diffusion dans le filtre planté de roseaux. En comparaison, la dynamique du ressuyage est faible quand la nitrification est peu importante. Après l'arrivée



▲ Figure 6 – Dynamique du ressuyage en sortie du FPRV (jours caractéristiques avec forte et faible nitrification) à une charge hydraulique de 136 mm.j⁻¹.

de la bâchée, le débit de sortie augmente et décroît lentement. Le débit minimum reste à une plus forte valeur que lorsque la nitrification est élevée. Ceci signifie que l'humidité dans le filtre demeure comparativement élevée. Le transfert d'oxygène par diffusion dépend fortement du taux d'humidité dans les pores. En raison du fait que le transfert d'oxygène par diffusion dans l'eau est 10 000 fois plus faible que dans l'air, des changements minimes d'humidité dans les pores peuvent réduire considérablement le transfert d'oxygène dans le filtre.

En examinant les données de fonctionnement du FPRV en hiver et en été, nous avons supposé que non seulement, le degré de colmatage du sol mais aussi la température, a une incidence sur la dynamique du ressuyage. En théorie, la viscosité plus forte de l'eau à faible température entraîne une perméabilité plus faible du filtre en hiver. Par conséquent, la courbe de ressuyage d'une colonne expérimentale a été mesurée sous différentes températures dans une chambre climatisée. La figure 7 montre le résultat pour les températures de 3 et 20 °C. Il est évident que l'intensité du ressuyage à 3 °C est plus faible, puisque le maximum atteint seulement 64 % de celui obtenu à 20 °C en moyenne sur plusieurs jours d'observation. À partir de ces résultats, il faut tenir compte qu'à faible température (en climats froids et/ou en hiver), la capacité hydraulique d'un filtre est réduite comparativement à celle de températures chaudes.



▲ Figure 7 – Courbes de ressuyage d'une colonne à 3 et 20 °C.

Conclusions

À partir des investigations présentées et de leurs résultats, il est possible de se faire une idée relativement juste de la situation d'un filtre en conditions colmatantes ou non colmatantes.

En conditions non colmatantes avec une nitrification élevée, le filtre ressuie rapidement. Après alimentation, l'eau s'écoule à travers les pores qui sont bien aérés et non obstrués par des substances organiques ou non. En lien avec cette infiltration rapide, un pic de ressuyage peut être observé rapidement après l'alimentation. Ce ressuyage rapide a d'importants effets positifs sur le transfert d'oxygène dans le filtre, par convection et diffusion. Avant chaque bâchée, la concentration en oxygène dans les pores du filtre atteint constamment des valeurs élevées, proches de celles de l'air. En observant les mécanismes de transfert, les résultats indiquent que la diffusion est le phénomène le plus important. La vitesse de transfert d'oxygène par diffusion dans les premiers centimètres du filtre peut atteindre des valeurs proches de celles attendues dans l'air. Ceci est particulièrement intéressant, car la plupart des phénomènes de dégradation et de conversion se produisent dans les 5 à 10 cm superficiels du filtre. Si la charge hydraulique et/ou organique excède la capacité de traitement du filtre (qui est plus faible en conditions climatiques froides), la concentration en oxygène dans le filtre commence à baisser. Un fonctionnement permanent avec de telles charges conduit au colmatage du filtre. La dynamique des processus décrits en conditions non colmatantes, qui représente une sorte de « respiration du filtre », disparaît quand le colmatage survient. La dynamique de l'infiltration, du transfert d'oxygène et des processus de dégradation aérobies décroît à un niveau très faible.

En observant la position clef du transfert d'oxygène dans le filtre pour presque tous les processus, il convient d'y porter une attention soutenue dans de futures recherches. Moins que des mesures directes et la modélisation du transfert d'oxygène (qui sont sans aucun doute difficiles dans le système complexe que représente un filtre), une étape relativement aisée et importante est de faire un bilan des systèmes opérationnels sur la base des taux de conversion et de dégradation et de leur consommation d'oxygène associée. Les données collectées en provenance d'une multitude de stations, en considérant différentes conditions limites, devraient conduire à des formulations plus fiables du transfert d'oxygène dans des filtres plantés de roseaux à écoulement vertical.

Pour une observation continue du bilan d'oxygène dans un filtre, nous recommandons un enregistrement continu du potentiel redox dans

l'effluent en sortie de filtre. Dans Kayser (2003), nous pouvons démontrer que le potentiel redox est un excellent indicateur de l'état du filtre planté, car il révèle une relation franche entre ses fluctuations et valeurs absolues par rapport à la fourniture d'oxygène, à la nitrification et au comportement hydraulique. □

Remerciements

Le soutien financier de cette recherche a été apporté par la Fondation fédérale allemande pour l'environnement (DBU).

Résumé

Les filtres plantés de roseaux à écoulement vertical avec alimentation synchrone sont très fiables en ce qui concerne les processus aérobies. Pour un fonctionnement sûr avec taux de nitrification élevés sans risque de colmatage, il est essentiel de préserver des conditions aérobies dans le filtre. Le défi consiste à maintenir des conditions aérobies sans surdimensionner le système pour des raisons économiques. Il est très difficile de déterminer la concentration en oxygène dans ces filtres parce qu'elle résulte finalement d'interactions complexes d'un grand nombre de paramètres influents tels que la charge surfacique, le degré de colmatage, la température et le comportement hydraulique du filtre planté. Pour accroître les connaissances de ce système complexe, différents tests et mesures ont été conduits pendant plusieurs années. Concentrées sur des questions d'identification et la description des conversions et des transferts de gaz et d'eau, une station en taille réelle en conditions colmatées et non colmatées a été observée en détail. En complément, des tests en colonnes ont été réalisés. Les résultats permettent de décrire quelques processus et leurs interactions dans le massif filtrant. Des recommandations pour un fonctionnement sûr et contrôlé sont émises.

Abstract

Vertical-flow reed beds (VF) with intermittent feeding are extremely reliable regarding aerobic processes. For a safe operation with high nitrification rates and without soil clogging it is essential to preserve aerobic conditions in the filter. The challenge is to keep aerobic conditions in the filter without oversizing the system (economical aspects). It is very difficult to determine the current oxygen content in the filters because it ultimately results from complex interactions of a large number of different influencing parameters such as loading rate, degree of clogging, temperature, and hydraulic behaviour of the reed bed. To gain better knowledge of this complex system, different tests and examinations were carried out over several years. Focussing the questions of identification and the description of conversion and transport processes (water/gas), a full scale treatment plant under clogged and non-clogged conditions was investigated in detail. Additionally soil column test were carried out. The results make it possible to describe some of the processes and their interactions in the filter body. Recommendations for a safe and controlled operation can be derived.

Bibliographie

- COOPER, P.-F., SMITH, M., MAYNARD, H., 1997, The Design and Performance of a Nitrifying Vertical-Flow Reed Bed Treatment System, *Water Science and Technology*, vol. 35, n° 5, p. 215–221.
- BRIX, H., SCHIERUP, H.-H., 1990, Soil oxygenation in reed beds : the role of macrophyte and soil-atmosphere interface oxygen transport, in *Constructed wetlands in water pollution control*, P.-F. COOPER ET B.-C. FINDLATER (Eds.), Pergamon Press, Oxford, Royaume-Uni, p. 53-66.
- GREEN, M.-B., FRIEDLER, E., RUSKOL, Y, SAFARI, I., 1997, Investigation of alternative method for nitrification in constructed wetlands, *Water Science and Technology*, vol. 35, n° 5, p. 63-70.
- JOHANSEN, N.H., BRIX, H., 1996, *Design Criteria for a Two-stage Constructed Wetland. Wetland Systems for Water Pollution Control*, Proceedings ICWS, Institute for Water Provision, Vienne, Autriche.
- KAYSER, K., 2002, Nitrifikation in Teich-Bodenfilteranlagen, Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, Heft 121.
- KAYSER, K., KUNST, S., FEHR, G., VOERMANEK, H., 2003, Controlling a combined lagoon/reed bed system using the Oxidation-reduction potential (ORP), *Water Science and Technology*, vol. 48, n° 5, p. 167-174.
- LABER, J., 2001, Bepflanzte Bodenfilter zur weitergehenden Reinigung von Oberflächenwasser und Kläranlagenabläufen, Wiener Mitteilungen, Wasser - Abwasser – Gewässer, Band 167.
- LANGERGRABER, G., 2001, Development of a Simulation Tool for Subsurface Flow Constructed Wetlands. Wiener Mitteilungen, Wasser - Abwasser – Gewässer, Band 169.
- PLATZER, C., 1998, Entwicklung eines Bemessungsansatzes zur Stickstoffelimination in Pflanzenkläranlagen. Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft Nr.6, TU Berlin, Fachbereich 6.
- PLATZER, C., MAUCH K., 1997, Soil-Clogging in vertical flow reed beds – mechanisms, parameters and... solutions ? *Water Science & Technology*, vol. 35, n° 5, p. 13-20.
- SCHWAGER, A., BOLLER, M., 1997, Transport phenomena in intermittent filters, *Water Science & Technology*, vol. 35, n° 6, p. 13-20.
- WINTER, K.-J., GOETZ, D., 2003, The impact of sewage composition on the soil clogging phenomena of vertical flow constructed wetlands, *Water Science & Technology*, vol. 48, n° 5, p. 9-14.