

# La dénitrification autotrophe appliquée au procédé Thiodénox, une solution alternative aux problèmes liés à l'utilisation du méthanol en dénitrification hétérotrophe

■ J. KRIER<sup>1</sup>

**Mots-clés :** bactéries sulfatoréductrices, bactéries sulfo-oxydantes, dénitrification autotrophe, IFAS, nitrites, méthanol

**Keywords:** sulfate-reducing bacteria, sulfur-oxidizing bacteria, autotrophic denitrification, IFAS, nitrites, methanol

## Introduction

La nouvelle directive cadre européenne (DCE) sur les effluents issus d'eaux résiduaires urbaines est particulièrement contraignante sur l'élimination du phosphore et de l'azote. Elle nécessitera la mise en œuvre de procédés de plus en plus performants en matière de filtration pour aller rechercher les derniers milligrammes de phosphore encore présents dans la pollution particulaire ou l'emploi de carbone exogène pour augmenter les rendements de dénitrification et assurer le respect de la norme vis-à-vis des nitrates.

Sur les installations du Syndicat interdépartemental pour l'assainissement de l'agglomération parisienne (Siaap), seule une dénitrification amont/aval poussée avec le recours à une source de carbone exogène comme le méthanol permet de respecter une sortie d'effluent NGL10 (azote global < 10 mg/L).

À l'avenir, le coût du méthanol en rapport avec la diminution des réserves en énergies fossiles et l'augmentation consécutive des prix des biocarburants risque de peser de plus en plus lourd sur la redevance assainissement de la facture d'eau.

À l'heure actuelle, les produits de substitution du méthanol sont souvent des déchets de la production industrielle qui présentent l'inconvénient d'un manque de pérennité dans les sources de production et d'une variabilité dans la composition qui ne permet pas de garantir la qualité de l'effluent rejeté. La dénitrification autotrophe constitue une alternative intéressante à l'emploi de sources de carbone de moins en moins accessibles économiquement. Cette solution commence à faire l'objet de recherches, soit comme voie de substitution à la dénitrification hétérotrophe, soit comme piste d'amélioration aux performances de cette réaction.

Thiodénox, procédé développé par le Siaap dans ses laboratoires de recherche de la direction du développement et de la prospective (DDP) a fait l'objet de différents dépôts de brevet en Europe, aux États-Unis et en Chine. Il met en application cette voie de dénitrification particulière avec un contrôle maîtrisé des performances sur l'élimination de l'azote et une réduction des coûts énergétiques.

Les résultats obtenus entre 2010 et 2014 sur un pilote semi-industriel d'une capacité d'environ 150 équivalent-habitant (EH) fonctionnant selon un mode *moving bed biofilm reactor* (MBBR) ou *integrated fixed-film activated sludge* (IFAS) sont comparés aux performances d'un pilote de boues activées à faible charge d'une capacité de 1 200 EH.

<sup>1</sup> Direction du développement et de la prospective, Siaap – 2, avenue Kleber – 92700 Colombes.

## 1. L'utilisation du méthanol et ses conséquences

### 1.1. Le coût économique

Dans le comparatif technico-économique qui a été effectué en 2005 sur la station de Seine-Centre [ROCHER *et al.*, 2007] dans ses différentes configurations de traitement de l'azote, il ressort que c'est la dénitrification en aval qui permet de garantir un effluent inférieur à 10 mg/L en azote global (NGL). Ces performances sont obtenues sur des biofiltres au prix de fortes dépenses énergétiques en aération et d'un coût important en méthanol, qui représente selon l'auteur environ 40 % du coût total de la biofiltration estimé à cette époque à environ 37 €/1 000 m<sup>3</sup> d'eau traitée.

La dénitrification en amont, même si elle permet d'économiser le prix du méthanol, ne suffit pas à elle seule pour respecter le seuil réglementaire de rejet dans la rivière.

La configuration amont/aval permet simplement de diminuer les coûts en réactif et les dépenses énergétiques, ainsi que de réaliser une économie de l'ordre de 5 à 10 % par rapport à la dénitrification en aval. Il est clairement établi que seul l'ajout de carbone exogène peut permettre d'obtenir les performances requises par rapport aux futures normes de rejet dans le milieu récepteur.

Selon des données du Siaap relatives aux marchés contractés pour répondre aux demandes des différentes stations utilisant ce réactif, il ressort selon la

figure 1 que si l'on exclut de ces chiffres la forte pointe des années 2007 et 2008, on constate une montée régulière du prix du méthanol qui a abouti à un doublement du coût en seulement 6 ans.

Même si l'apport des biotechnologies permettra sans doute à l'avenir de limiter cette hausse, le coût du traitement de l'azote restera toujours très dépendant des fluctuations du cours de ce réactif, auquel pour l'instant il n'existe pas de substitut économiquement correct à propriétés équivalentes.

### 1.2. La problématique nitrites

L'application de la directive sur les eaux résiduaires urbaines (DERU) – et ses conséquences sur la nécessaire augmentation des performances d'élimination de l'azote pour les stations d'épuration – a imposé au Siaap de faire des choix technologiques à la fois sur les filières de traitement, mais également au sein de ces filières de traitement, sur les configurations possibles, notamment dans les étapes de dénitrification.

Le choix des biofiltres s'est imposé pour leurs performances, et la dénitrification en aval a été préférée à la dénitrification en amont pour des raisons d'économies énergétiques.

Depuis la mise en eau de la postdénitrification sur Seine-Aval (SAV) en 2007, la qualité de la Seine a été hautement améliorée en ce qui concerne les nitrates, mais a été simultanément dégradée par la présence de nitrites en quantités inhabituelles et permanentes à l'aval du rejet de SAV.

Selon l'étude menée au Siaap [ROCHER *et al.*, 2011] sur cette problématique, il apparaît que ce sont les conditions d'exploitation de ces biofiltres qui sont les principales causes d'apparition de ces phénomènes. Parmi ces causes figure l'emploi du méthanol en postdénitrification dont la régulation dans le respect d'un rapport C/N optimal demeure un compromis entre une sous-charge modérée génératrice d'un rejet en nitrites, et une surcharge limitant leur production, mais responsable d'une fuite en carbone inacceptable. La postdénitrification avec un apport de carbone exogène présente donc une difficulté particulière pour le respect du bon état physico-chimique du milieu naturel.

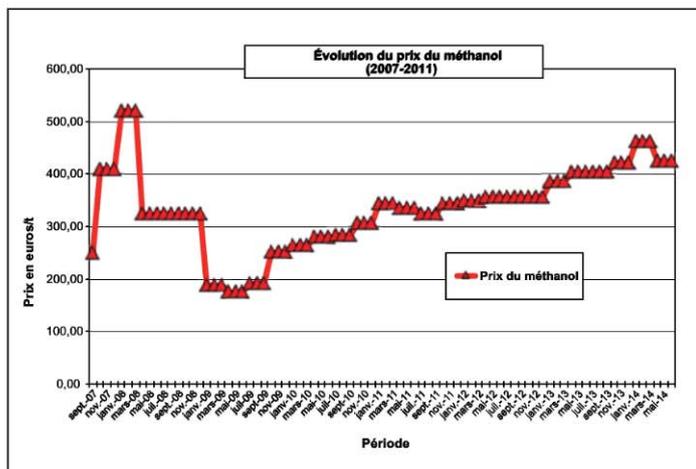


Figure 1. Évolution du prix du méthanol depuis 2007

La pression qu'exerce la nouvelle directive européenne sur le respect d'une réglementation de plus en plus contraignante oblige maintenant les process à travailler dans des conditions extrêmes par rapport au carbone disponible, qui devient limitant pour l'élimination de l'azote à ce niveau. Le recours à un carbone exogène présente un coût supplémentaire de plus en plus difficile à maîtriser et génère des problèmes de contrôle des sous-produits toxiques pour le milieu récepteur.

La dénitrification autotrophe dans des configurations particulières de fonctionnement est une alternative qui permettrait de stopper cette dépendance à un carbone noble dont l'utilisation en épuration est peut-être contestable.

## 2. La dénitrification autotrophe

### 2.1. Le principe

Contrairement à la dénitrification hétérotrophe, la dénitrification autotrophe est un processus biologique dans lequel les bactéries utilisent une source de carbone inorganique comme donneurs d'électrons et les nitrates ou les nitrites comme accepteurs finals d'électrons. Le donneur d'électrons qui peut être l'hydrogène ou le soufre (sous ses différentes formes réduites) est oxydé en H<sub>2</sub>O dans le cas de l'hydrogène et en soufre élémentaire ou en sulfates dans le cas du soufre réduit. Les nitrates ou les nitrites sont réduits en azote.

Nous nous intéresserons plus particulièrement au cas du soufre dont le cycle biochimique d'oxydo-réduction est exploité dans le procédé Thiodénox.

Le cycle du soufre (selon LE FAOU et coll. [1990]) présente en figure 2 les différentes voies d'oxydation et de réduction de ce composé à partir duquel les micro-organismes spécifiques de cet élément peuvent tirer leur énergie selon un système aérobie ou anaérobie.

En phase aérobie, certaines bactéries (comme celles du genre *Thiobacillus*) ont la faculté d'oxyder différentes formes du soufre (S<sup>0</sup>, S<sup>2-</sup>, SO<sub>3</sub><sup>2-</sup>...) en sulfates (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>), en utilisant soit l'oxygène soit les nitrates comme accepteur final d'électrons. Lorsque l'accepteur final est le nitrate et la source de carbone du CO<sub>2</sub>, on parle alors de dénitrification autotrophe.

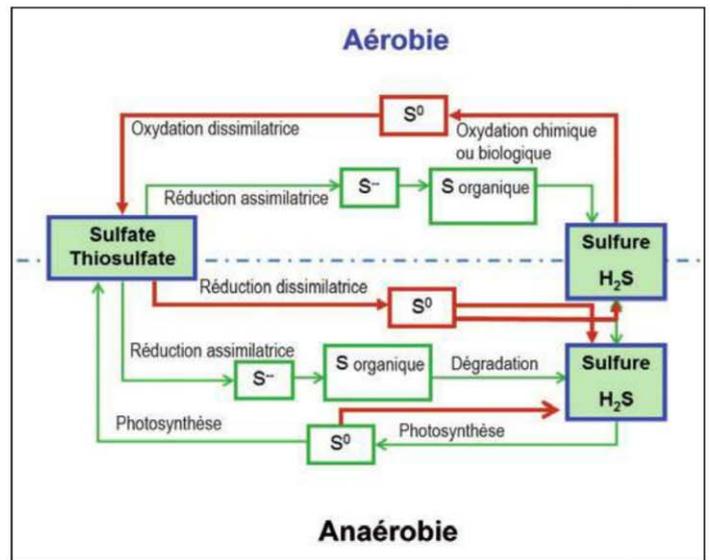
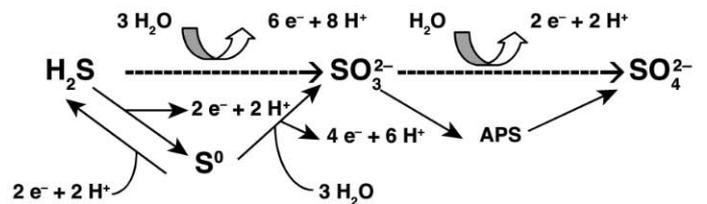


Figure 2. Cycle biochimique du soufre [LE FAOU et al., 1990]

La réaction d'oxydation des bactéries sulfo-oxydantes à partir de l'H<sub>2</sub>S peut être résumée ainsi :



C'est l'adénosine-5-phosphosulfate (APS), forme activée du sulfate, molécule riche en énergie qui permet la production d'ATP.

Les bactéries filamenteuses du genre *Beggiatoa* ou *Thiobacillus* réalisent facilement ce type d'oxydation dans un environnement pauvre en oxygène qui les fait qualifier de microaérophiles. C'est sous différentes formes (sulfures, thiosulfate, sulfites) sans oublier le soufre élémentaire S<sup>0</sup> que ce composé peut participer à cette réaction par une voie bactérienne dont les représentants les plus classiques sont les bactéries du genre *Thiobacillus*. La grande richesse adaptative de ces bactéries spécifiques intéresse de plus en plus les chercheurs dans cette voie autotrophe de dénitrification qui permet de s'affranchir du carbone.

### 2.2. Le point sur la recherche en dénitrification autotrophe

Une recherche bibliographique non exhaustive sur le thème de la dénitrification autotrophe montre que

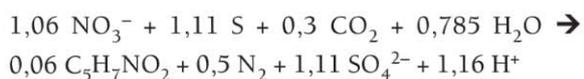
des études et applications commencent à émerger, principalement dans le domaine de traitement des eaux potables.

La dénitrification autotrophe utilise des composés inorganiques comme le soufre ou l'hydrogène en tant que donneurs d'électrons.

L'emploi de l'hydrogène s'est longtemps heurté à sa faible solubilité et aux risques associés à l'utilisation de ce gaz, qui peuvent être compensés par électrolyse de l'eau et la formation d'hydrogène *in situ* [SAKAKIBARA *et al.*, 1994 ; FELEKE *et al.*, 1998 ; SAKAKIBARA et NAKAYAMA, 2001 ; SZEKERES *et al.*, 2002 ; FELEKE et SAKAKIBARA, 2002 ; PROSNANSKY *et al.*, 2002 ; SAKAKIBARA et KURODA, 1993 ; HAIYAN WANG et JIUHUI QU, 2003].

Le soufre lui est généralement préféré pour son innocuité dans sa forme amorphe élémentaire.

Cette technique déjà éprouvée en laboratoire n'est cependant pas sans inconvénient. L'équation ci-dessous permet de constater que cette réaction autotrophique s'accompagne d'une production d'ions H<sup>+</sup> consommateurs d'alcalinité et d'une libération de sulfates qui peuvent faire dépasser les limites réglementaires de potabilisation.



Pour neutraliser cette acidification, le système de dénitrification sur calcaire et soufre (*sulfur-limestone autotrophic denitrification process*, SLAD) a été développé [KRUITHOF *et al.*, 1988 ; GAYLE *et al.*, 1989 ; HISCOCK *et al.*, 1991 ; ZHANG *et al.*, 1999 ; KOENIG et LIU, 2002 ; SAHINKAYA *et al.*, 2011 ; WEILI ZHOU *et al.*, 2011].

Pour limiter la production de sulfates, les recherches s'orientent plutôt vers une voie mixotrophe, combinaison de dénitrification hétérotrophe et autotrophe à base de soufre afin de réduire les quantités d'éthanol ou de méthanol utilisées, les rejets en sulfates et la baisse de pH associée à la consommation du TAC (titre alcalimétrique complet).

Des applications sont également à l'étude pour la réduction des apports de nitrates dans les nappes phréatiques sous forme de barrières perméables réactives (*permeable reactive barrier*, PRB) à base de

soufre élémentaire [BATCHELOR et LAWERENCE, 1978 ; CLAUS et KUTZNER, 1985 ; WANG, 1998 ; KOENIG et LIU, 2001, 2002 ; KIMURA *et al.*, 2002 ; MOON *et al.*, 2004 ; ZENG et ZHANG, 2005 ; SIERRA-ALVAREZ *et al.*, 2007 ; DELLA ROCCA *et al.*, 2006].

Dans le domaine des eaux résiduaires, les recherches concernent surtout des effluents industriels [SIKORA et KEENEY, 1976 ; JEUNG-JIN PARK *et al.*, 2009 ; VAIOPOULOU *et al.*, 2005, WEI LI *et al.*, 2009] ou les lixiviats de décharges [KOENIG et LIU, 1996, 2001].

Dernièrement, en 2009 [CHEN *et al.*, 2012], une application pour le traitement d'eaux résiduaires urbaines, qui s'apparente à la configuration mise en œuvre dans le Thiodénox a été développée sous forme de prototype pilote pour l'aéroport de Hong Kong.

Cette liste non exhaustive d'études et recherches sur la dénitrification autotrophe, aussi bien dans le domaine des eaux potables que des eaux résiduaires, témoigne de l'intérêt de la communauté scientifique pour une technique qui mérite d'être explorée économiquement. Dans le contexte de l'épuration des eaux résiduaires urbaines où la disponibilité du carbone endogène n'est plus à la hauteur des enjeux environnementaux qui s'imposent à notre société, cette technique offre une piste nouvelle à l'optimisation économique des moyens d'épuration.

Dans le domaine du traitement des eaux résiduaires urbaines, le procédé Thiodénox, après quelques modifications de sa configuration initiale, peut justifier de résultats permettant de placer la technique en concurrence avec celles éprouvées, disponibles sur le marché.

### 3. Le procédé Thiodénox

Développé à l'échelle d'un pilote de laboratoire dans les années 2000 à la direction du développement et de la prospective du Siaap, un prototype de 12 m<sup>3</sup> a été construit en 2005 pour être testé à l'échelle industrielle sur le site de Seine-Aval.

Le principe de fonctionnement est résumé dans la figure 3.





Figure 5. Photo du pilote installé sur le site de Seine-Aval

Le prototype fonctionnant sous le principe du *moving bed biofilm reactor* (MBBR), présenté sur la figure 5, se compose de trois cuves remplies à hauteur de 40 % par un matériau plastique (surface spécifique de  $660 \text{ m}^2/\text{m}^3$ ) et d'un décanteur.

Pendant les années 2005 à 2011, le pilote a été exploité dans sa configuration MBBR originelle et dans un mode de fonctionnement semi-industriel, afin d'évaluer les performances maximales et tester sa fiabilité dans le temps.

Les premiers résultats ont confirmé le bilan de performances établi à partir des essais effectués sur un pilote de laboratoire, qui avait fait l'objet d'une première publication dans TSM en 2004 (« Une nouvelle technique de traitement des eaux résiduaires urbaines mise au point dans les laboratoires de recherche du Siaap : le procédé THIODENOX », J. KRIER, TSM 2004 ; 10 : 97-109).

La faisabilité d'une épuration des composés carbonés et azotés à l'échelle industrielle à partir des réactions qui n'avaient pas été jusqu'à présent utilisées dans ce type d'applications a pu être établie.

Les charges limites appliquées sont compatibles avec une exploitation industrielle dans le domaine des performances habituellement rencontrées pour ce type de procédés.

Néanmoins, au regard de la future réglementation européenne, le rendement d'élimination de l'azote s'est révélé limite par suite d'un rapport C/S un peu faible pour atteindre le niveau de performances souhaité. Un dopage en sulfures aurait été nécessaire pour permettre d'atteindre un rendement de dénitrification

stable dans le temps de 70 %, ou un niveau de sortie inférieur au NGL10 ( $\text{N-NTK} + \text{N-NO}_3 + \text{N-NO}_2 < 10 \text{ mg/L}$ ).

Le procédé a également montré une certaine faiblesse au cours des temps de pluie avec une difficulté à retrouver rapidement ses performances de temps sec après le passage d'un épisode pluvieux.

Ce bilan nous a amené à réfléchir sur les pistes d'amélioration du procédé pour lui permettre d'augmenter et de fiabiliser ses performances (sans recourir au dopage en sulfures) afin d'accéder au marché des procédés d'épuration commercialisables.

#### 4. Le procédé Thiodénox modifié

Le mode de fonctionnement MBBR initialement choisi a montré ses capacités à atteindre des performances épuratrices intéressantes dans un contexte d'alimentation favorable en carbone et en sulfates, mais également ses limites qui ne permettent pas de garantir en toutes circonstances un niveau de rejet conforme à une législation renforcée au niveau de l'azote.

Dans cette configuration, c'est la biomasse fixée qui assure la majorité du travail épuratif avec une potentialité épuratrice intermédiaire entre une biomasse fixée sur biofiltre et une boue activée.

La biomasse d'un process MBBR est constamment en équilibre avec la charge appliquée, ce qui peut permettre d'expliquer la difficulté à retrouver rapidement ses performances initiales après un épisode pluvieux, qui diminue la charge et lessive la population bactérienne fixée sur les supports.

L'étape de décantation peut également représenter un problème puisque la charge particulaire appliquée repose en grande partie sur les matières en suspension de l'eau brute, en concentration trop faible pour exercer une clarification efficace, qui nécessiterait certainement un traitement physico-chimique.

Nous avons donc choisi sans modifier fondamentalement les revendications du brevet initial qui caractérisent l'innovation, de passer à un autre mode de fonctionnement en cultures mixtes qu'on appelle *integrated fixed-film activated sludge* (IFAS), appliqué uniquement sur les deux derniers réacteurs nitrifiants et dénitrifiants.

Le mode IFAS ou culture mixte doit permettre d'apporter un gain supplémentaire au rendement d'élimination de l'azote et de stabiliser la population bactérienne afin d'éviter le décrochage des performances consécutives au temps de pluie.

En même temps, la boue activée assure une meilleure clarification des effluents de sortie.

Enfin, cette boue activée possède une potentialité dénitrifiante complémentaire qui sera exploitée pour améliorer les rendements de dénitrification afin d'obtenir une sortie d'effluent inférieure au NGL10. La dénitrification par la biomasse libre de l'IFAS fonctionne selon deux modes, un mode rapide avec apport de sulfures exogène en provenance de la zone anaérobie, et un mode plus lent endogène qui utilise le soufre stocké sous forme particulaire dans les bactéries sulfo-oxydantes. C'est la combinaison de ces deux modes dans les zones anoxiques du process qui permet d'obtenir de meilleurs résultats sur le NGL qu'en configuration MBBR.

Cette optimisation avec pour objectif la recherche de hautes performances au niveau de l'azote a fait l'objet de recherches particulières qui ont nécessité l'essai de nombreuses configurations avant d'aboutir à la solution optimale.

Dans le principe, cette solution reste proche de la configuration brevetée, cependant les modifications novatrices qui permettent cette amélioration des résultats ne seront pas clairement exposées afin d'en préserver la confidentialité.

## 5. Résultats

Les performances du procédé ont été établies sur la base des huit dernières années d'exploitation, dont nous avons extrait les périodes de fonctionnement optimisées. Les résultats concernant l'élimination du carbone et de l'azote en nitrification/dénitrification seront examinés en comparant les résultats obtenus en configuration MBBR et IFAS.

Le fonctionnement MBBR est opérationnel depuis 2005, mais l'optimisation des performances en particulier sur la nitrification peut être considérée comme satisfaisante à partir de l'année 2010. Les résultats seront donc examinés et comparés entre 2010 et 2013 pour le mode MBBR et 2014 pour le mode IFAS optimisé sur cette dernière année.

## 5.1. La pollution carbonée

### 5.1.1. Fonctionnement MBBR

L'élimination de la pollution carbonée s'effectue principalement sur l'étage anaérobie, qui a fonctionné dans un premier temps avec un réacteur de 4 m<sup>3</sup>, puis depuis l'année 2009 avec un réacteur réduit à 2 m<sup>3</sup>.

L'élimination d'une grande partie du carbone sans aération constitue l'un des avantages du procédé.

C'est la DCO soluble (DCOs) qui a été choisie pour apprécier les performances qui peuvent être examinées dans la représentation graphique de la charge volumique éliminée (CVE) en fonction de la charge volumique appliquée (CVA) sur la période 2010-2013 (figure 6).

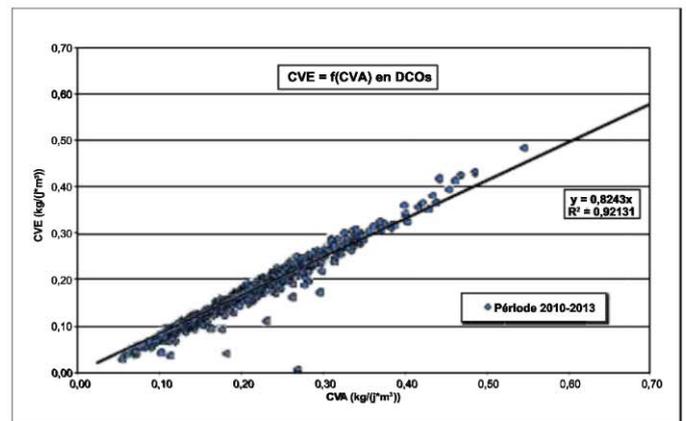


Figure 6. Charge volumique éliminée (CVE) en DCO soluble (DCOs) en fonction de la charge volumique appliquée (CVA) au volume total (période 2010-2013)

La réduction du volume de la cuve anaérobie à partir des années 2009 n'a pas dégradé les performances du procédé qui se maintiennent sensiblement au même niveau que les années précédant le changement de cuve. Une charge de 4 kg/m<sup>3</sup>\*j en DCO soluble appliquée au volume du premier étage peut être éliminée à hauteur de 60 % en moyenne.

La base de dimensionnement initiale de 2 kg/m<sup>3</sup>\*j a pu être doublée au cours de l'exploitation industrielle.

### 5.1.2. Fonctionnement IFAS

Le fonctionnement IFAS a été rajouté sur la courbe des CVE/CVA (fonctionnement global) en rouge (figure 7).

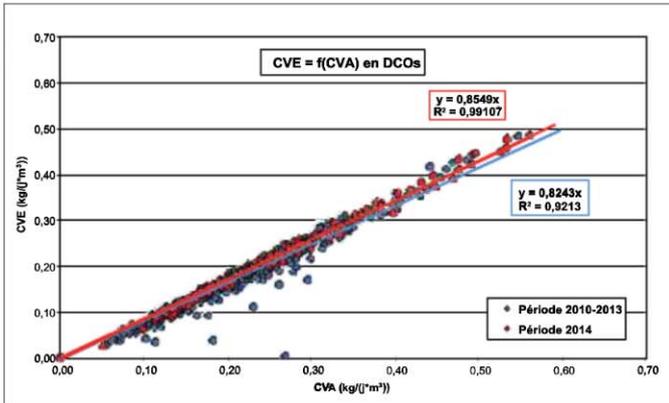


Figure 7. Charge volumique éliminée (CVE) en DCO soluble (DCOs) en fonction de la charge volumique appliquée (CVA) au volume total (périodes 2010-2013/2014)

L'élimination de la DCOs est déjà optimisée dans le fonctionnement MBBR, le mode IFAS qui n'a été adopté que sur les étages nitrifiants et dénitrifiants apporte cependant une certaine fiabilisation des performances globales sur le carbone, avec un rendement moyen de 85 % pour l'élimination de ce paramètre.

Les charges éliminées sont relativement faibles, car elles sont calculées sur le volume global, les résultats sur la période MBBR avaient permis d'atteindre des charges appliquées sur l'étage anaérobie de 3 à 4 kg/m<sup>3</sup>\*j sans dégradation des rendements.

	2010/2013 (MBBR)		2014 (IFAS)	
	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie
DCOs (mg/L)	119	22	120	19
Rendement (%)	82		85	

Tableau I. Résultats comparés de l'élimination de la demande chimique en oxygène soluble (DCOs) (MBBR/IFAS)

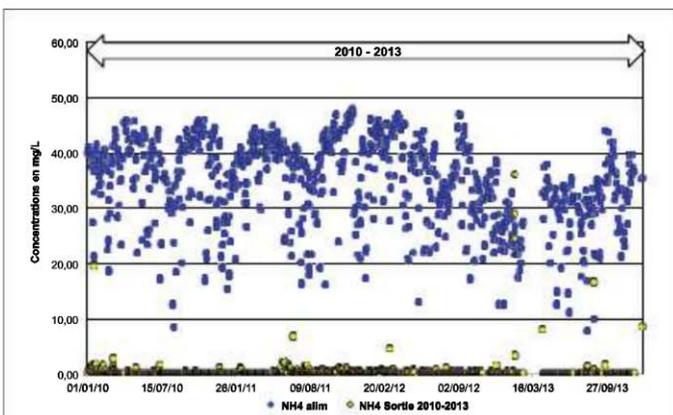


Figure 8. N-NH<sub>4</sub> entrée/sortie en fonction du temps (Fonctionnement MBBR)

Dans le *tableau I* nous avons comparé les résultats de sortie pour les deux configurations au débit similaire de 0,9 m<sup>3</sup>/h et une charge appliquée similaire de 0,2 kg/m<sup>3</sup>\*j sur l'ensemble de l'installation.

Les résultats de sortie confirment une certaine amélioration de la qualité de l'eau traitée pour ce paramètre par rapport au fonctionnement en MBBR.

## 5.2. La pollution azotée

### 5.2.1. La nitrification

L'élimination de la pollution azotée concerne l'étape de nitrification et de dénitrification. L'étape de nitrification s'effectue sur le troisième étage de 6 m<sup>3</sup> de capacité.

#### 5.2.1.1. Mode MBBR

Les résultats de sortie concernant le paramètre azote ammoniacal en fonctionnement MBBR sont retranscrits sur la *figure 8*.

À partir de 2010, la concentration de sortie en N-NH<sub>4</sub> est restée stable et témoigne d'un bon fonctionnement de la biomasse nitrifiante, associé à un rendement élevé.

#### 5.2.1.2. Fonctionnement IFAS

Les résultats obtenus en mode IFAS ont été ajoutés sur le même graphique (*figure 9*).

Le fonctionnement IFAS stabilise légèrement les performances en nitrification qui sont déjà élevées.

Les *tableaux II* et *III* résument les conditions d'exploitation et les résultats obtenus en nitrification pour les deux modes de fonctionnement.

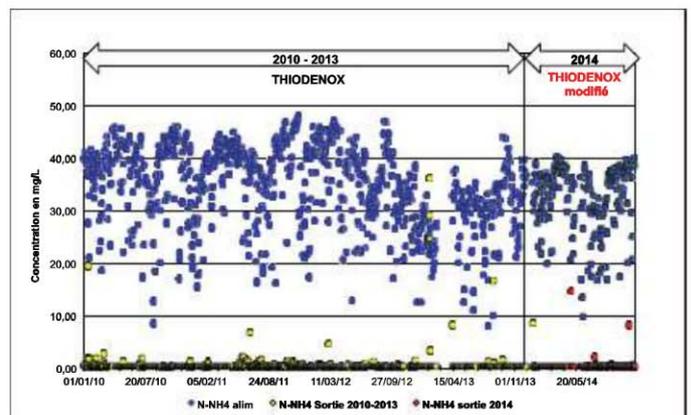


Figure 9. N-NH<sub>4</sub> entrée/sortie en fonction du temps (fonctionnement MBBR/IFAS)

	Cuve aérée		
	CVA <sub>3</sub> kg/m <sup>3</sup> /j	CVE <sub>3</sub> kg/m <sup>3</sup> /j	Temps de séjour (h)
2010-2013	0,12	0,12	5,8
2014	0,12	0,12	5,8

Tableau II. Comparaison des charges volumiques appliquées (CVA) et éliminées (CVE) en N-NH<sub>4</sub> (période 2010-2013/2014)

	2010/2013 (MBBR)		2014 (IFAS)	
	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L)	35	0,55	32,1	0,43
Rendement (%)	98		99	

Tableau III. Résultats de sortie et rendement d'élimination en N-NH<sub>4</sub> (fonctionnement comparé MBBR/IFAS)

La nitrification, qui ne constitue pas la revendication première du brevet, fonctionne généralement sur le principe du tout ou rien, le mode IFAS n'apporte rien de plus aux performances si ce n'est une certaine fiabilisation.

### 5.2.2. La dénitrification

L'étape de dénitrification est réalisée sur le deuxième étage du process d'une capacité de 4 m<sup>3</sup>.

#### 5.2.2.1. Mode MBBR

Les résultats en azote global pour l'exploitation 2010-2013 sont présentés sur la figure 10.

On peut constater que les concentrations de sortie fluctuent de manière assez importante avec une moyenne qui se situe autour de 15 mg/L. Le NGL10 est dépassé 50 % du temps, sauf au cours de la

période estivale de 2011 où un changement de configuration a été testé. Cette modification a permis de maintenir la concentration en NGL de sortie à des valeurs basses, mais n'a pas été retenue pour des problèmes liés à la turbidité de l'eau épurée.

#### 5.2.2.2. Mode IFAS

La période de fonctionnement en IFAS 2014 a été rajoutée sur le graphe (figure 11).

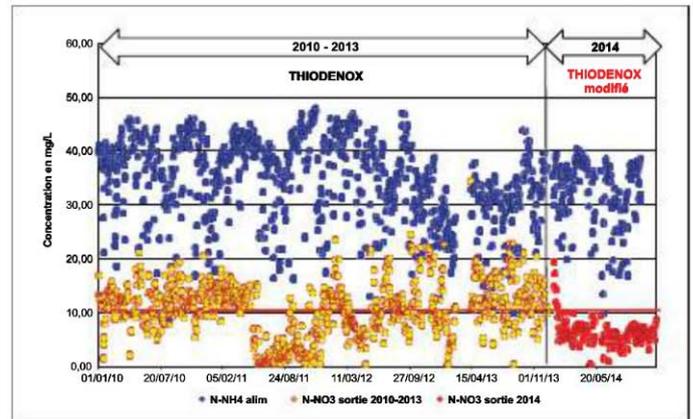


Figure 11. N-NGL entrée/sortie en fonction du temps (fonctionnement MBBR/IFAS)

On peut constater que le fonctionnement IFAS améliore et stabilise nettement les performances, la concentration de sortie inférieure au NGL10 a été respectée tout au long de la période.

La courbe CVE/CVA appliquée à la globalité du process et calculée sur les nitrates disponibles (figure 12) confirme l'évolution favorable du fonctionnement en IFAS pour l'étape de dénitrification.

En fonctionnement MBBR, les points sont assez dispersés autour de la droite de tendance et traduisent

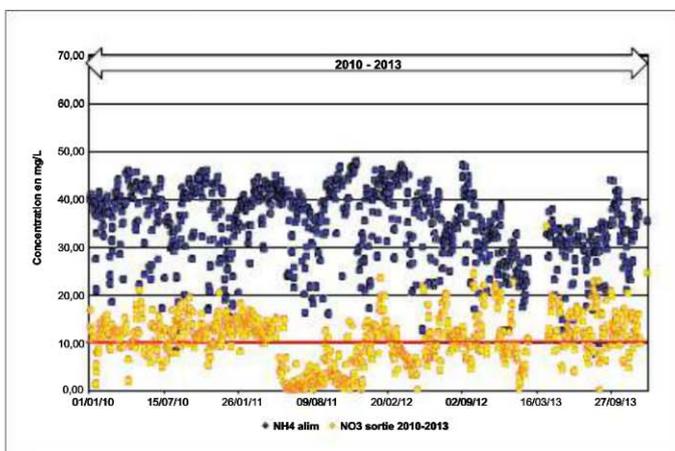


Figure 10. Azote global N-NGL entrée/sortie en fonction du temps (fonctionnement MBBR)

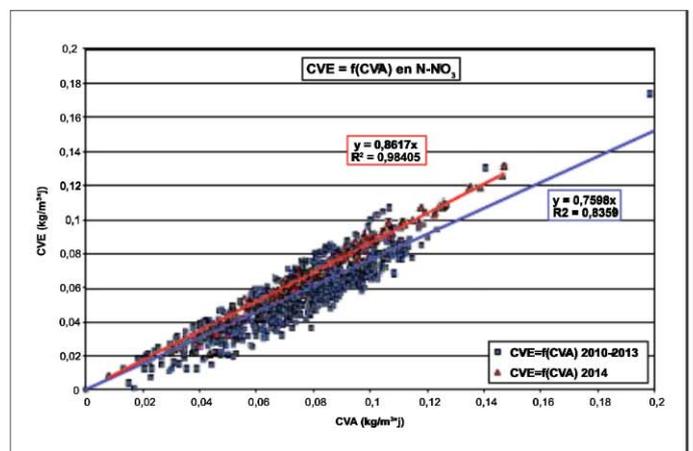


Figure 12. Charge volumique éliminée (CVE) en fonction de la charge volumique appliquée (CVA) en N-NGL (fonctionnement comparé MBBR/IFAS)

	2010/2013 (MBBR)		2014 (IFAS)	
	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie
N-NGL (mg/L)	50,9	18,4	48,8	8,7
Rendement (%)	64		82	

Tableau IV. Résultats de sortie en N-NGL (fonctionnement comparé MBBR/IFAS)

un manque de stabilité du système. En mode IFAS, le taux de recirculation en zone de dénitrification a pu être augmenté de manière significative afin d'atteindre les rendements nécessaires pour maintenir le niveau de sortie en dessous du NGL10. Le coefficient de corrélation élevé témoigne d'une bonne fiabilité du rendement qui s'établit en moyenne à 86 % contre 76 % dans le cas du fonctionnement en MBBR. Le rendement de 76 % est surévalué, car il prend en compte la période de changement de configuration de 2011, qui permettait d'obtenir de très bons rendements de dénitrification. Le *tableau IV* récapitule les résultats de sortie en azote global pour les deux modes de fonctionnement.

Les résultats moyens sur les eaux épurées en N-NGL confirment cette amélioration des rendements apportée par le mode de fonctionnement IFAS.

### 5.3. Production de boues

La faible production de boues par rapport aux processus conventionnels aérobies d'épuration biologique constitue un avantage important du procédé que nous avons cherché à mettre en évidence.

La production de boues mesurée sur le pilote a été comparée à une production théorique calculée par deux méthodes différentes, d'une part avec la formule

du binôme (Ph. Duchène, Cemagref, 1999), d'autre part avec les abaques Degrémont sur la production de boues biologiques (*Mémento technique de l'eau*).

#### 5.3.1. Formule du binôme

Ce modèle du binôme permet d'estimer la production de boues synthétisées lors de la transformation de la matière organique en incluant la contribution des matières en suspension de l'influent (prétraitées ou décantées).

Elle peut s'écrire de manière générique :

$$AS = k(\alpha DBO_5 + \beta MES),$$

AS est la production de boues qui peut s'exprimer en flux journalier ;

DBO<sub>5</sub> (demande biochimique en oxygène mesurée à 5 jours) et MES (matières en suspension) sont les flux journaliers à traiter ;

$\alpha$  et  $\beta$  (dont la somme peut par simplification être égale à 1) et  $k$  sont les paramètres d'ajustement tenant compte des particularités des influents et du traitement.

En pratique, en boues activées, une approximation peut être apportée à cette formule en fixant la valeur de 0,5 aux coefficients  $\alpha$  et  $\beta$ .

La formule simplifiée peut alors s'écrire :

$$AS = k(DBO_5 + MES)/2.$$

Avec, par temps sec :

$k = 0,84$  pour les réseaux séparatifs ;

$k = 1,02$  pour les réseaux unitaires ;

Les résultats comparatifs sont présentés dans le *tableau V* en considérant que le réseau alimentant la station d'épuration de Seine-Aval est majoritairement unitaire.

Débit alimentation (m <sup>3</sup> /h)	Débit boues excès (L/j)	Production boues réelle (kg/j)	Production boues calculée (k = 1,02) (kg/j)	Rapport réel/théorique (k = 1,02) (%)	Production boues par kg DBO <sub>5</sub> éliminé (kg/kg)
0,75	450	2,38	3,8	63	0,76
0,82	400	2,09	3,8	55	0,72
0,92	450	2,64	4,3	61	0,72
1,22	792	3,95	6,6	60	0,68
1,45	957	6,18	8,1	79	0,96
1,66	1 150	7,48	9,52	78	0,9

DBO<sub>5</sub> : demande biochimique en oxygène mesurée à 5 jours.

Tableau V. Production réelle et théorique de boues en excès en fonctionnement IFAS

Pour les quatre premières plages de débits testés, le rapport entre la production de boues réellement mesurée et la production de boues théorique reste relativement constant. La production de boues représente environ 60 % de la production de boues théorique, soit une économie de près de 40 %. Ce gain élevé est à prendre avec modération pour tenir compte des marges d'incertitudes du raisonnement et des mesures.

Les valeurs plus fortes obtenues aux débits de 1,45 et 1,66 m<sup>3</sup>/h ne sont pas représentatives d'un système stabilisé et traduisent une certaine approche des limites du système.

La production de boues par kg de DBO<sub>5</sub> éliminée peut être évaluée en moyenne à environ 0,7 kg/kg DBO<sub>5</sub> éliminée pour cette première période.

### 5.3.2. Abaques Degrémont

Un calcul théorique à partir des abaques Degrémont (*Mémento technique de l'eau*) pour une boue activée à faible charge et un rapport MES/DBO<sub>5</sub> de 1,3 conduit à une production d'environ 1 kg de boues/kg DBO<sub>5</sub> éliminée.

Ces deux modes de calcul montrent donc une réelle réduction du volume de boues produit par Thiodénox, de 30 à 40 % sur un système classique d'épuration par boues activées.

### 5.4. Les émissions dans l'atmosphère

Sur l'ensemble des réacteurs qui composent le procédé, deux sont entièrement clos, la cuve anaérobie et la cuve anoxique.

La composition du gaz sur ces deux réacteurs a été suivie pendant la période d'essais 2014 en configuration IFAS. Les valeurs sont données à titre indicatif, car résultant de mesures effectuées à partir d'un appareil portable de précision limitée. Elles sont données dans le *tableau VI*.

Dans l'atmosphère gazeuse, on relève la présence :

- d'H<sub>2</sub>S en concentration importante dans la cuve anaérobie, en équilibre avec la production de sulfures dans le réacteur. La concentration redescend à des valeurs faibles en zone anoxique après l'oxydation des sulfures par les bactéries sulfo-oxydantes ;
- de méthane en une proportion qui reste limitée par la compétition pour le substrat commun (acides gras volatils) des bactéries sulfatoréductrices et des méthanogènes. La concentration chute à des valeurs équivalentes à celles de l'atmosphère ambiante en zone anoxique ;
- de CO<sub>2</sub> en concentration dix fois plus élevée que dans l'atmosphère ambiante, qui résulte dans les deux cuves des différentes activités biologiques et, dans la cuve anoxique, des réactions de modification de l'équilibre calco-carbonique dans le mélange entre la sortie de la zone anaérobie et les effluents de retours de la zone aérée.

Aucune pression susceptible de provoquer un départ dans l'atmosphère n'étant relevée dans ces cuves, on peut considérer que les gaz produits sont évacués par dissolution dans l'eau. C'est le cas en particulier pour le CO<sub>2</sub> dans la cuve anaérobie où l'on relève une augmentation du TAC d'environ 25 % entre l'entrée et la sortie.

La cuve anaérobie réalisant environ 50 % de l'élimination de la DCOs, on peut considérer que les émissions de CO<sub>2</sub> pour l'ensemble du process seront limitées à la zone aérée, ce qui correspond à environ 20 % de la DCOs éliminée.

Les émissions directes sont donc plus faibles du fait que deux réacteurs sont fermés, le CO<sub>2</sub> reste dans l'eau et n'est pas évacué à ce stade. La production de CO<sub>2</sub> devrait être similaire, mais le type d'émission est différent.

	CH <sub>4</sub> en %	CO <sub>2</sub> en %	O <sub>2</sub> en %	H <sub>2</sub> S en ppm
Air ambiant	1,1	0,1	20	0
Cuve anaérobie	5,8	1,1	1,1	1 929
Cuve anoxique	1,8	1,3	4,1	30

Tableau VI. Composition de l'atmosphère gazeuse des réacteurs anaérobie et anoxique

### 5.5. Comparaison des performances avec une boue activée

Les performances du procédé en mode MBBR et IFAS ont été comparées avec celles d'un pilote en boues activées à faible charge (24 heures de temps de séjour, 200 m<sup>3</sup> de volume de bassins) qui reproduit le fonctionnement de la station d'épuration Seine-Amont.

Les deux pilotes sont alimentés à partir des mêmes eaux brutes qui sont décantées pour le pilote en boues activées, et non décantées pour le procédé Thiodénox.

Les résultats globaux sur le carbone et l'azote sont présentés dans le *tableau VII*.

La comparaison des performances entre ces différents modes de fonctionnements montre que pour une élimination du carbone équivalente, le Thiodénox en mode IFAS est nettement plus performant en dénitrification qu'un process de boues activées à faible charge. L'écart d'élimination sur l'azote total est consécutif aux différences de rendement d'élimination des MES, le clarificateur du Thiodénox n'étant pas optimisé.

Le niveau de sortie en nitrites est faible et comparable à celui de l'installation en boues activées.

### Conclusions

Les modifications apportées au fonctionnement initialement prévu du procédé Thiodénox, sans remettre en cause les revendications principales du brevet déposé, ont permis d'apporter une solution d'une part aux limites de fonctionnement révélées lors de l'exploitation du pilote en configuration MBBR, notamment en ce qui concerne la dénitrification dont le rendement moyen a été nettement amélioré passant de 64 % à 82 %. Cette solution apporte également une réelle alternative à l'utilisation de méthanol comme source de carbone pour le respect des normes européennes.

En effet, la stabilisation et la fiabilisation des performances en dénitrification permettent le respect du NGL10 en toutes circonstances en limitant l'impact des temps de pluies constaté sur le fonctionnement du procédé en mode MBBR.

Cette fiabilisation du fonctionnement des biomasses épuratrices a également permis d'augmenter la capacité d'épuration du procédé puisque le débit d'exploitation en configuration MBBR a pu être doublé passant de 0,8 m<sup>3</sup>/h à plus de 1,6 m<sup>3</sup>/h en système IFAS.

	2010/2013 (MBBR)		2014 (IFAS)		2014 (Boues activées)
	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie	Sortie
DCOs (mg/L)	119	22	120	19	18
Rdt DCOs (%)	82		85		85
N-NTK (mg/L)	52	5	49	2,4	1,2
Rdt N-NTK (%)	90,4		95,1		97,5
N-NO <sub>3</sub> (mg/L)	0,5	10,6	0,4	6,2	10
N-NO <sub>2</sub> (mg/L)	0,06	0,25	0,11	0,04	0,07
N-NGL (mg/L)	52,5	15,7	49,4	8,7	11,2
Rdt N-NGL (%)	70,1		82,4		77,3

DCOs : demande chimique en oxygène soluble ; NTK : azote total Kjeldahl ; NGL : azote global ; Rdt : rendement.

**Tableau VII. Comparaison des performances sur le carbone et l'azote avec une boue activée à faible charge**

La dénitrification autotrophe dans ce mode de fonctionnement permet tout en garantissant un rejet exempt de nitrites de respecter largement les normes de rejet de la DERU.

Les intérêts du procédé Thiodénox confrontés au marché de la technologie MBBR n'en sont que renforcés :

- économie énergétique sur la production d'air, liée à la consommation de la plus grande partie du carbone sans apport d'oxygène ;
- faible production de boues liée à l'utilisation de biomasses à caractère autotrophe ou anaérobie, à faible taux de croissance ;
- respect d'un rejet NGL10 exempt de nitrites sans utilisation de méthanol ;
- faibles émissions de CO<sub>2</sub> dans l'atmosphère.

L'option proposée permet pour le même rapport S<sup>2-</sup>/N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> de 1,6 que celui testé en mode MBBR de

garantir un rejet inférieur au NGL10 et de s'affranchir d'un dopage éventuel en sulfures en cas de carence.

La dénitrification autotrophe apparaît donc dans cette application comme une alternative sérieuse et fiable, concurrentielle à la voie de dénitrification hétérotrophe qui domine encore le marché de l'épuration. La technologie Thiodénox dans sa configuration IFAS est plus performante sur le plan de la dénitrification qu'un process par boues activées à faible charge. Elle permet d'atteindre des niveaux de sortie très faibles en NGL. Elle apparaît également opposable aux nouvelles techniques émergentes d'élimination de l'azote comme les procédés Anamox qui revendiquent les mêmes pôles d'intérêt par rapport à l'état de l'art.

Les résultats obtenus sur un an en mode IFAS par cette technique sont fiables et suffisamment performants pour être confrontés en phase d'industrialisation aux procédés conventionnels du marché.

## Bibliographie

BATCHELOR B., LAWRENCE A.W. (1978) : « A kinetic model for autotrophic denitrification using elemental sulfur ». *Water Res* ; 12 : 1075-84.

CLAUS G., KUTZNER H.T. (1985) : « Physiology and kinetics of autotrophic denitrification by *Thiobacillus denitrificans* ». *Appl. Microbiol. Biotechnol.* ; 22 : 283-8.

CHEN G.H., CHUI H.K., WONG C.L., TANG D. T.W., LU H., JIANG F., VAN LOOSDRECHT M.C.M. (2012) : « An innovative triple water supply system and a Novel SANI® Process to alleviate water shortage and pollution problem for water-scarce coastal areas in China ». *Journal of Water Sustainability* ; Volume 2, Issue 2 : 121-9.

DELLA ROCCA C., BELGIORNO V., MERIC S.R. (2006) : « An heterotrophic/autotrophic denitrification (HAD) approach for nitrate removal from drinking water ». *Process Biochemistry* ; 41 : 1022-8.

FELEKE Z., SAKAKIBARA Y. (2002) : « A bio-electrochemical reactor coupled with adsorber for the removal of nitrate and inhibitory pesticide ». *Water Res* ; 36 : 3092-102.

FELEKE Z., ARAKI K., SAKAKIBARA Y., WATANABE T., KURODA M. (1998) : « Selective reduction of nitrate to nitrogen gas in a biofilm-electrode reactor ». *Water Res* ; 32 : 2728-34.

GAYLE B.P., BOARDMAN G.D., SHERRARD J.H., BENOIT R.E. (1989) : « Biological denitrification of water ». *J. Environ. Eng.* ; 115 : 930-43.

HAIYAN WANG, JIUHUI QU. « Combined bioelectrochemical and sulfur autotrophic denitrification for drinkingwater treatment ». *Water Research* ; 37 : 3767-75.

HISCOCK K.M., LLOYD J.W., LERNER D.N. (1991) : « Review of natural and artificial denitrification of groundwater ». *Water Research* ; 25 : 1099-111.

JEUNG-JIN PARK, IM-GYU BYUN, SO-RA PARK, JAE-HO LEE, SEUNG-HAN PARK, TAE-JOO PARK, TAE-HO LEE (2009) : « Use of spent sulfidic caustic for autotrophic denitrification in the biological nitrogen removal processes : Lab-scale and pilot-scale experiments ». *Journal of Industrial and Engineering Chemistry* ; 15 : 316-22.

KIMURA K., NAKAMURA M., WATANABE Y. (2002) : « Nitrate removal by a combination of elemental sulphur-based denitrification and membrane filtration ». *Water Research* ; 36 : 1758-66.

KOENIG A., LIU. L.H. (1996) : « Autotrophic denitrification of landfill leachate using elemental sulphur ». *Water Sci. Technol.* ; 34 (5/6) : 469-476.

KOENIG A., LIU. L.H. (2001) : « Kinetic model of autotrophic denitrification in sulphur packed-bed reactors ». *Wat. Res. Vol.* ; 35 (8) : 1969-78.

KOENIG A., LIU. L.H. (2002) : « Use of limestone for pH control in autotrophic denitrification: continuous flow experiments in pilot-scale packed bed reactors ». *Journal of Biotechnology* ; 99 : 161-71.

KRUIHOF J.C., VAN BENNEKOM C.A., DIERX H.A., HIJNEN W.A.M., VAN PAASSEN J.A.M., SCHOONERS J.C. (1988) : « Nitrate removal from groundwater by sulphur/limestone filtration ». *Water Supply* ; 6 : 207-17.

LE FAOU A., RAJAGOPAL B.S., DANIELS L., FAUQUE G. (1990) : « Thiosulfate, polythionates and elemental

sulfur assimilation and reduction in the bacterial world ». *FEMS Microbiology Letters* ; Volume 75, Issue 4 : 351-81.

LIU L.H., KOENIG A. (2002) : « Use of limestone for pH control in autotrophic denitrification : batch experiments ». *Process Biochemistry* ; 37 : 885-93.

MOONA H.S., AHN B.K.-H., LEEB S., NAMA K., KIMA J.Y. (2004) : « Use of autotrophic sulfur-oxidizers to remove nitrate from bank filtrate in a permeable reactive barrier system ». *Environmental Pollution* ; 129 : 499-507.

PROSNANSKY M., SAKAKIBARAB Y., KURODA M. (2002) : « High-rate denitrification and SS rejection by biofilm-electrode reactor (BER) combined with microfiltration ». *Water Res* ; 36 : 4801-10.

ROCHER V., GARCIA-GONZALEZ E., PAFFONI C., THOMAS W. (2011) : « La production de nitrites lors de la dénitrification des eaux usées : un sujet sensible et complexe ! ». *L'Eau, l'Industrie, les Nuisances* ; 344 : 80-3.

ROCHER V., PAFFONI C., GONÇALVES A., AZIMI S., WINANT S., LEGAIGNEUR V., GOUSAILLES M. (2007) : « La biofiltration des eaux usées : comparatif technique et économique de différentes configurations de traitement ». *Houil. Blanc.* ; 1 : 95-102.

SAHINKAYA E., DURSUN N., KILIC A., DEMIREL S., UYANIK S., CINAR O. (2011) : « Simultaneous heterotrophic and sulfur-oxidising autotrophic denitrification process for drinking water treatment: Control of sulfate production ». *Water Research* ; 45 : 6661-7.

SAKAKIBARA Y., FLORA J.R.V., SUIDAN M.T., KURODA M. (1994) : « Modelling of electrochemically activated denitrification ». *Water Res* ; 28(5) : 1077-86.

SAKAKIBARA Y., KURODA M. (1993) : « Electric prompting and control of denitrification ». *Biotechnol. Bioeng.* ; 42 : 535-7.

SAKAKIBARA Y., NAKAYAMA T. (2001) : « A novel multi-electrode system for electrolytic and biological water

treatments: electric charge transfer and application to denitrification ». *Water Res.* ; 35 : 768-78.

SIKORA L.J., KEENEY D.R. (1976) : « Evaluation of a sulfur-*Thiobacillus denitrificans* nitrate removal system ». *J. Environ. Quality* ; 5 : 298-303.

SIERRA-ALVAREZ R., BERISTAIN-CARDOSO R., SALAZAR M., GÓMEZ J., RAZO-FLORES E., FIELD J.A. (2007) : « Chemolithotrophic denitrification with elemental sulfur for groundwater treatment ». *Water Res.* ; 41 (6) : 1253-262.

SZEKERES S., KISS I., KALMAN M., SOARES M.I. (2002) : « Microbial population in a hydrogen-dependent denitrification reactor ». *Water Res.* ; 36 : 4088-94.

VAIOPOULOU E., MELIDIS P., AIVASIDIS A. (2005) : « Sulfide removal in wastewater from petrochemical industries by autotrophic denitrification ». *Water Research* ; 39 : 4101-9.

WEI LI, QING-LIANG ZHAO, HAO LIU (2009) : « Sulfide removal by simultaneous autotrophic and heterotrophic desulfurization-denitrification process ». *Journal of Hazardous Materials* ; 162 : 848-53.

WEILI ZHOU, YEJUE SUN, BINGTAO WU, YUE ZHANG, MIN HUANG, TOSHIKI MIYANAGA, ZHENJIA ZHANG (2011) : « Autotrophic denitrification for nitrate and nitrite removal using sulfur-limestone ». *Journal of Environmental Sciences* ; 23(11) : 1761-9.

WANG Z.S. (1998) : « Application of biofilm kinetics to the sulfur/lime packed bed reactor for autotrophic denitrification of groundwater ». *Water Sci. Technol.* ; 37 (9) : 97-104.

ZENG H., ZHANG T.C. (2005) : « Evaluation of kinetic parameters of a sulfur-limestone autotrophic denitrification biofilm process ». *Water Res.* ; 39 : 4941-52.

ZHANG T.C., LAMPE D.G. (1999) : « Sulfur: limestone autotrophic denitrification processes for treatment of nitrate-contaminated water: batch experiments ». *Wat. Res.* ; Vol. 33, No. 3 : 599-608.

## Résumé

J. KRIER

### La dénitrification autotrophe appliquée au procédé Thiodénox, une solution alternative aux problèmes liés à l'utilisation du méthanol en dénitrification hétérotrophe

Le procédé Thiodénox, qui a fait l'objet d'un dépôt de brevet national et international en juin 2003, est un nouveau procédé de traitement des eaux résiduaires urbaines mis au point par le Syndicat interdépartemental pour l'assainissement de l'agglomération parisienne (SIAAP). Il permet l'épuration par voie biologique de la pollution carbonée et azotée d'une eau résiduaire urbaine, en utilisant l'activité métabolique des bactéries participant au cycle biochimique d'oxydo-réduction du soufre. Le traitement complet par la technique des cultures mixtes (*moving bed biofilm-reactor*) qui a fait l'objet d'une première évaluation entre les années 2006 et 2011 a été modifié pour fonctionner en mode IFAS (*integrated fixed-film*

*activated sludge*). Cette nouvelle configuration permet en plus d'une élimination du carbone sans apport d'oxygène, de respecter un rejet inférieur à 10 mg/L de N-NGL en fonctionnement fiabilisé, exempt de nitrites avec une consommation énergétique en air et une production de boues inférieures à celles des procédés MBBR conventionnels actuellement sur le marché. La comparaison des performances avec une boue activée à faible charge sur le même effluent à traiter est très favorable au Thiodénox sur le plan de la dénitrification. En réduisant la consommation énergétique et en limitant les rejets gazeux de CO<sub>2</sub> dans l'atmosphère, le procédé s'inscrit dans une logique de développement durable.

# Abstract

J. KRIER

## Autotrophic denitrification applied to process Thiodénox, an alternative solution to the problems related to the use of methanol in the heterotrophic denitrification

The Thiodénox process which was the subject of a deposit of national and international patent in June 2003, is a new process for treatment of urban wastewater developed by Siaap (Syndicat inter-départemental pour l'assainissement de l'agglomération parisienne). It allows the wastewater treatment by biological pathway of carbon and nitrogen from urban waste water pollution, using the metabolic activity of bacteria involved in the biochemical cycle of oxidation-reduction of sulphur. Comprehensive treatment by mixed cultures (moving bed reactor) technology that has been the subject of an initial assessment between the years 2006 and 2011 was modified for operation

IFAS (integrated fixed film activated sludge). This new configuration allows elimination of carbon without additional oxygen, to respect a rejection of less than 10 mg/l of N.NGL in operation reliable, free of nitrites with an energy in the air and a sludge production lower than those of conventional MBBR processes currently on the market. Comparison of performance with a low load activated sludge process on the same effluent to be treated is very favourable to the THIODENOX on the map of denitrification. By reducing energy consumption and limiting the emission of CO<sub>2</sub> to the atmosphere, the process fits in a logic of sustainable development.



À PARAÎTRE

### Logiciel 3R 2014

Les nouvelles recommandations pour le dimensionnement de la réhabilitation par chemisage et tubage des réseaux d'assainissement sont disponibles.

Ce logiciel permet la vérification du dimensionnement mécanique, selon ces techniques, d'ouvrages (circulaires ou non) en tenant compte de trois états de dégradation de l'existant.

Il comprend :

- Un manuel d'utilisation ;
- Le texte de la méthode ;
- Cinq modules de dimensionnement mécanique : chemisage circulaire, tubage circulaire, chemisage non circulaire, tubage (avec coulis) non circulaire, tubage avec enroulement hélicoïdal ;
- Un module de dimensionnement hydraulique.



**Ce logiciel comprend :** le manuel d'utilisation, le texte de la méthode de dimensionnement, 5 modules de dimensionnement mécanique (chemisage circulaire, tubage circulaire, chemisage non circulaire, tubage (avec coulis) non circulaire, tubage (avec enroulement hélicoïdal) et 1 module de dimensionnement hydraulique.

Commandez-le sur <http://www.astee.org/production/logiciel-3r-2014/>