



HAL
open science

La production de nitrites lors de la dénitrification des eaux usées par biofiltration - Stratégie de contrôle et de réduction des concentrations résiduelles

Vincent Rocher, Cédric Join, Stéphane Mottelet, Jean Bernier, Sabrina Rechdaoui-Guérin, Sam Azimi, Paul Lessard, André Pauss, Michel Fliess

► To cite this version:

Vincent Rocher, Cédric Join, Stéphane Mottelet, Jean Bernier, Sabrina Rechdaoui-Guérin, et al.. La production de nitrites lors de la dénitrification des eaux usées par biofiltration - Stratégie de contrôle et de réduction des concentrations résiduelles. *Revue des Sciences de l'Eau / Journal of Water Science*, 2018, 31 (1), pp.61-73. 10.7202/1047053ar . hal-01640983v1

HAL Id: hal-01640983

<https://polytechnique.hal.science/hal-01640983v1>

Submitted on 20 Nov 2017 (v1), last revised 25 Nov 2019 (v2)

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

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

1 **Vincent ROCHER^{1*}, Cédric JOIN^{2,6}, Stéphane MOTTELET³, Jean BERNIER¹, Sabrina**
2 **RECHDAOUI-GUERIN¹, Sam AZIMI¹, Paul LESSARD⁴, André PAUSS³, Michel FLIESS^{5,6}**
3

4 ¹SIAAP (Syndicat Interdépartemental pour l'Assainissement de l'Agglomération Parisienne), Direction
5 du Développement et de la Prospective, 82 avenue Kléber, 92700 Colombes, France

6 ²CRAN (CNRS, UMR 7039), Université de Lorraine, BP 239, 54506 Vandœuvre-lès-Nancy, France

7 ³TIMR (EA 4297), Sorbonne Universités & Université de Technologie de Compiègne, rue du docteur
8 Schweitzer, 60203 Compiègne, France

9 ⁴Département de génie civil et de génie des eaux, Université Laval, Québec, Canada, G1V 0A6

10 ⁵LIX (CNRS, UMR 7161), Ecole polytechnique, 91128 Palaiseau, France

11 ⁶AL.I.E.N. (ALgèbre pour Identification & Estimation Numériques), 24-30 rue Lionnois, BP 60120,
12 54003 Nancy, France

13 *vincent.rocher@siaap.fr
14

15 **Titre : La production de nitrites lors de la dénitrification des eaux usées par**
16 **biofiltration - Stratégie de contrôle et de réduction des concentrations résiduelles**
17

18 **Title : Nitrite production during wastewater denitrification by biofiltration - a control**
19 **strategy towards the decrease of residual concentrations**
20

21 Titre court : Contrôle des nitrites en dénitrification sur biofiltre
22
23
24

25 **Résumé**

26 Le développement des unités de post-dénitrification dans les stations d'épuration de l'agglomération
27 parisienne a fait ré-émerger la problématique du nitrite dans les eaux de Seine en aval de Paris. Le
28 contrôle de l'apparition des nitrites au cours de l'étape de post-dénitrification est donc devenu un
29 enjeu technique majeur. Des études visant à mieux appréhender les mécanismes d'apparition du
30 nitrite lors de la dénitrification des eaux usées et à étudier des évolutions techniques (métrologie et
31 boucles de contrôle-commande des procédés) à mettre en œuvre sur les usines pour contrôler et
32 limiter sa production ont été engagées dans le cadre du programme MOCOPEE (www.mocopee.com).
33 De précédents travaux ont montré que les modes usuels d'injection du méthanol ne permettent pas de
34 s'assurer de la stabilité du rapport C/N dans le réacteur biologique et conduisent à une production
35 erratique et incontrôlée de nitrites. La possibilité d'ajouter une « commande sans modèle » à la
36 commande classique a donc été testée à l'aide du modèle mathématique SimBio, modèle permettant
37 de simuler le fonctionnement des unités de biofiltration. La commande sans modèle placée « en fin de
38 traitement » et basée sur la concentration en nitrites mesurée en sortie de procédé, se greffe à la
39 méthode de contrôle classique en y apportant des corrections seulement au besoin. Les résultats des
40 simulations montrent qu'une régulation des injections de méthanol basée sur la « commande sans

1 modèle » permet de stabiliser et maîtriser le nitrite dans le rejet, sans induire d'augmentation des
2 quantités de méthanol injectées.

3 **Abstract**

4 The recent popularity of post-denitrification processes in the greater Paris area wastewater treatment
5 plants has caused a resurgence of the presence of nitrite in the Seine River. Controlling the production
6 of nitrite during the post-denitrification process has thus become a major technical issue. Research
7 studies have been led in the MOCOPEE program (www.mocopee.com) to better understand the
8 underlying mechanisms behind the production of nitrite during wastewater denitrification and to
9 develop technical tools (measurement and control solutions) to assist on-site reductions of nitrite
10 production. Prior studies have shown that typical methanol dosage strategies produce a varying
11 carbon-to-nitrogen ratio in the reactor, which in turn leads to unstable nitrite concentrations in the
12 effluent. The possibility of adding a model-free control to the actual classical dosage strategy has thus
13 been tested on the SimBio model, which simulates the behavior of wastewater biofilters. The
14 corresponding "intelligent" feedback loop, which is using effluent nitrite concentrations, compensates
15 the classical strategy only when needed. Simulation results show a clear improvement in average
16 nitrite concentration level and level stability in the effluent, without a notable overcost in methanol.

17 **Mots-cles**

18 Biofiltration, dénitrification, eau usée, exploitation, nitrites, station d'épuration.

19 **Keywords**

20 Biofiltration, denitrification, wastewater, plant operation, nitrites, wastewater treatment plant.

21

22

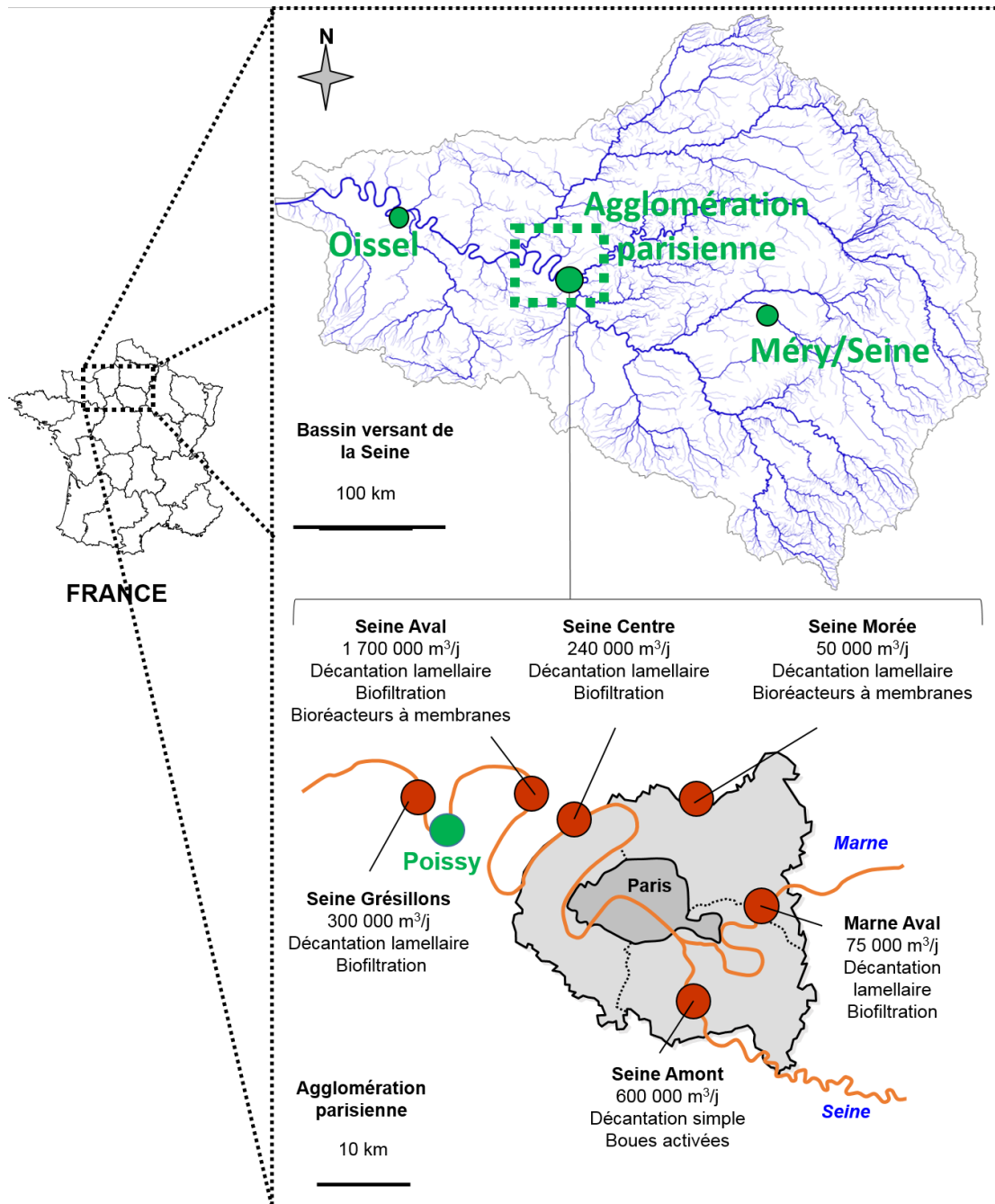
1. LA PROBLEMATIQUE DU « NITRITE » EN AGGLOMERATION PARISIENNE

1.1 Evolution du contexte réglementaire encadrant le traitement des ERU

Ces 20 dernières années, la réglementation concernant le traitement des eaux résiduaires urbaines (ERU) et la qualité des eaux rejetées dans le milieu naturel a fortement évolué. En 2000, la Directive Cadre sur l'Eau (décembre 2000) a notamment imposé aux états membres de l'Union Européenne de restaurer le bon état écologique et chimique des masses d'eau superficielle dans un délai de 15 ans. Le bon état physico-chimique a été défini et des concentrations à ne pas dépasser dans les eaux superficielles ont été fixées pour les paramètres physiques (oxygène, température) et les nutriments (carbone, azote, phosphore). Dans le cas des composés azotés, les seuils à ne pas dépasser ont été fixés à 0,5 mg/L, 0,3 mg/L et 50 mg/L respectivement pour l'azote ammoniacal (NH_4^+), l'azote nitreux (NO_2^-) et l'azote nitrique (NO_3^-).

1.2 Evolution de l'outil industriel de traitement des ERU en agglomération parisienne

1 L'accroissement des exigences réglementaires a conduit les collectivités en charge du traitement des
2 eaux résiduaires urbaines à moderniser leurs usines afin de disposer de filières de traitement
3 capables d'éliminer de manière efficace le carbone, l'azote et le phosphore des eaux usées. En
4 particulier, des efforts importants ont été consentis afin d'intégrer dans les filières de traitement des
5 eaux des unités de traitement biologique de l'azote permettant l'oxydation de l'azote ammoniacal en
6 azote nitrique (étape de nitrification) puis sa réduction en azote gazeux (étape de dénitrification).
7 Ainsi, en région parisienne, le SIAAP traite aujourd'hui l'azote sur l'ensemble de ses usines. Les 2,5
8 millions de mètres cubes d'eau usée générés sur le bassin versant du SIAAP sont acheminés vers
9 des usines d'épuration qui disposent de filières de traitement biologique permettant la nitrification et la
10 dénitrification des eaux usées (figure 1).



1
 2 **Figure 1. Bassin versant de la Seine et localisation et caractéristiques des stations d'épuration**
 3 **traitant les eaux usées de l'agglomération parisienne**

4 Parmi les technologies disponibles pour traiter biologiquement l'azote, la technologie « biofiltration »,
 5 très compacte, a été largement déployée dans les stations d'épuration parisienne. Dans le cas d'une
 6 filière « biofiltration », le traitement de l'azote se fait généralement en associant successivement les
 7 étapes de pré-dénitrification, nitrification et post-dénitrification sur méthanol. Dans cette configuration
 8 type, les nitrates formés lors de la nitrification sont quasiment totalement éliminés lors de la
 9 dénitrication ; les étapes de pré et de post-dénitrification éliminent environ chacune la moitié des

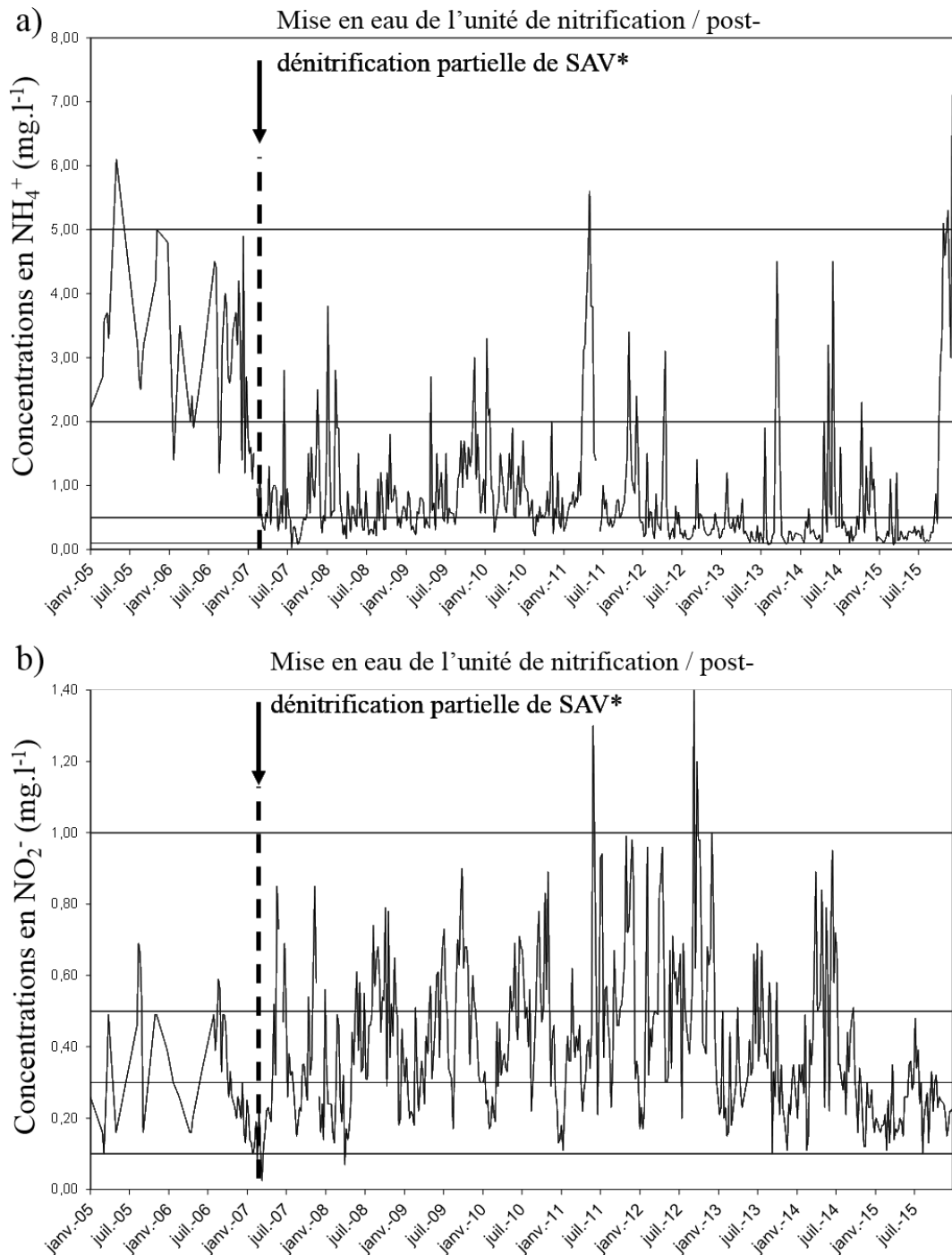
1 nitrates formés (ROCHER et al., 2012 a,b). Dans le cas des installations parisiennes, sur les 2,1
2 millions de m³ d'eau usée nitrifiés quotidiennement sur biofiltres, environ 1 300 000 m³ sont à ce jour
3 dénitrifiés sur des biofiltres post-dénitrifiants. Il convient néanmoins de souligner que cette proportion
4 sera diminuée lorsque les travaux de modernisation de l'usine Seine Aval (Projet BioSav – Horizon
5 2022), qui vont conduire à une modification forte de la file de traitement biologique (intégration d'une
6 filière membranaire, notamment), auront été achevés.

7 **1.3 Emergence récente de la problématique du « nitrite » en Seine**

8 La politique d'aménagement et de modernisation des filières de traitement des eaux engagée ces
9 dernières années a permis d'améliorer significativement la qualité de la Seine, notamment vis-à-vis
10 des paramètres azotés. Cette amélioration est illustrée par la figure 2a qui présente l'évolution des
11 concentrations en ammonium mesurées ces 10 dernières années au niveau du site de Poissy. Ce
12 point géographique a été sélectionné dans la mesure où il intègre les principaux rejets du SIAAP et,
13 en particulier, les rejets des stations Seine Centre et Seine Aval. On note que, suite à la mise en
14 service de l'unité de nitrification de la station Seine Aval (SAV), les concentrations en azote
15 ammoniacal dans le milieu naturel ont significativement diminué. En 2005, les concentrations en NH₄⁺
16 étaient de l'ordre de 2-5 mg/L et sont quasi-systématiquement inférieures à 0,5-1 mg/L depuis début
17 2007. Les pics de concentrations encore observés de manière erratique résultent des rejets urbains
18 de temps de pluie susceptibles d'introduire ponctuellement dans le milieu des flux importants d'azote
19 ammoniacal ou des périodes de chômage des ouvrages de traitement. D'un point de vue strictement
20 réglementaire, cette diminution des concentrations en azote ammoniacal dans le milieu s'est traduite
21 par une amélioration de la qualité de cette masse d'eau, de l'état « médiocre » à l'état « passable ».

22 Si le développement des unités de traitement de l'azote a significativement amélioré la qualité des
23 eaux de surface vis-à-vis de l'azote ammoniacal, elle a conjointement fait émerger la problématique
24 du nitrite. La figure 2b, qui présente l'évolution des concentrations en nitrites mesurées ces 10
25 dernières années au niveau du site de Poissy, montre en effet que la mise en place de l'unité de post-
26 dénitrification sur le site Seine Aval a engendré une augmentation des concentrations en nitrites en
27 Seine. Avant 2007, les niveaux de concentration en nitrites étaient de l'ordre de 0,3-0,4 mg/L. La
28 présence de ces nitrites résultait principalement du processus de nitrification qui s'opérait dans le
29 fleuve et, dans une moindre mesure, des apports des stations d'épuration déjà équipées de post-

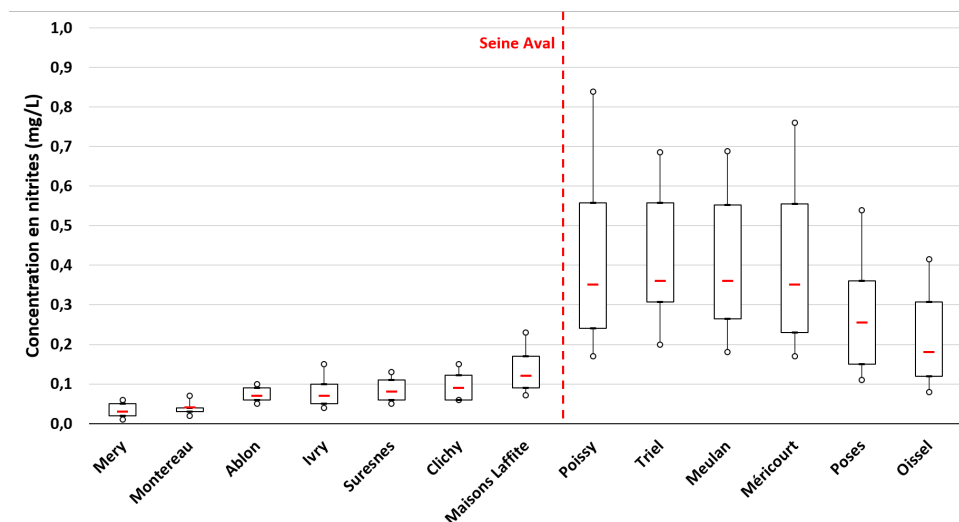
1 dénitrification (Seine Centre, Colombes). Depuis 2007, année de la mise en place de l'unité de post-
2 dénitrification sur Seine Aval, les concentrations en nitrites fluctuent entre 0,2 et 1 mg/L ; la limite du
3 bon état étant fixée à 0,3 mg/L.



4
5 **Figure 2. Evolution de la qualité de la Seine vis-à-vis des paramètres NH₄⁺ et NO₂⁻ en aval de**
6 **l'agglomération parisienne (site de Poissy) entre 2005 et 2015 (Données du réseau de mesure**
7 **MeSeine). Les lignes horizontales illustrent les limites supérieures du très bon état (0,1**

1 $\text{mgNH}_4/\text{L} - 0,1 \text{ mgNO}_2/\text{L}$), du bon état ($0,5 \text{ mgNH}_4/\text{L} - 0,3 \text{ mgNO}_2/\text{L}$), de l'état moyen ($2 \text{ mgNH}_4/\text{L}$
2 $- 0,5 \text{ mgNO}_2/\text{L}$) et de l'état médiocre ($5 \text{ mgNH}_4/\text{L} - 1 \text{ mgNO}_2/\text{L}$) selon la DCE

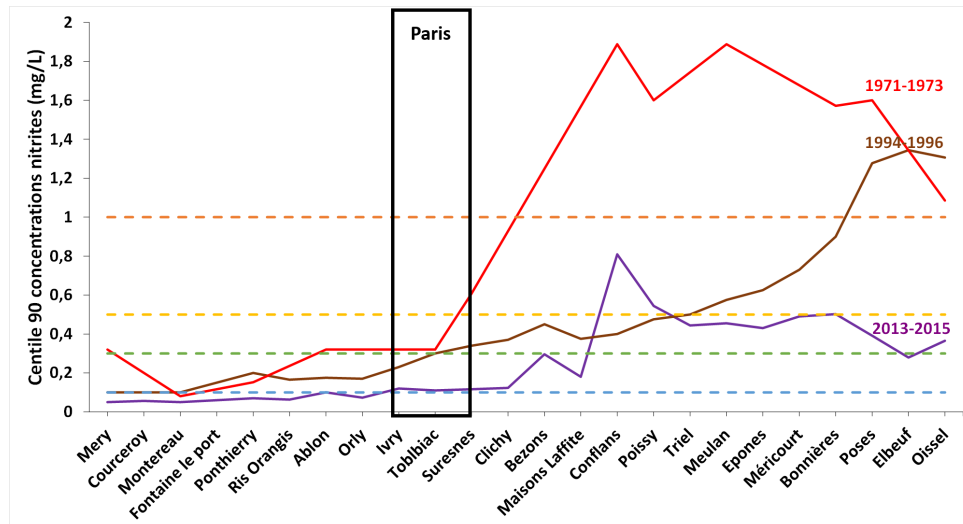
3 Cette augmentation des nitrites en Seine observée à l'aval des stations du SIAAP ne constitue pas
4 une problématique locale puisque les concentrations en nitrites dans les eaux de Seine restent
5 élevées plus de 100 km après le rejet de SAV. Le caractère régional de la problématique « nitrites »
6 est illustré par la figure 3 qui présente l'évolution des concentrations en nitrites en Seine de Méry, 210
7 km en l'amont de Paris, jusqu'à Oissel, site localisé à plus de 150 km de l'usine de Seine Aval. On
8 note que le pic de concentrations en nitrites observé après les principaux apports urbains (Poissy /
9 Triel) s'estompe très lentement et les concentrations en nitrites mesurées à Poses et Oissel,
10 respectivement à 125 et 154 km de l'usine SAV, sont encore de l'ordre de 0,1-0,4 mg/L.



11
12 **Figure 3. Evolution des concentrations en nitrites en Seine de Mery à Oissel (Base de données**
13 **2010-2015 [SNS], n = 36-262). La boîte est construite à partir des quartiles et médianes (Q25 /**
14 **médiane / Q75), les extrémités des moustaches représentent les déciles 10 et 90**

15 Enfin, il convient de rappeler que la présence de nitrites dans les eaux de surface à l'aval de
16 l'agglomération parisienne n'est pas un phénomène récent. Ainsi, dès les années 1970, les
17 concentrations en nitrites dans la rivière étaient élevées (figure 4). Des concentrations de 1,90 mg/L
18 (centile 90) étaient atteintes sur les tronçons de Seine allant de Conflans Sainte-Honorine à Meulan.
19 Dans les années 1994-1995, on observait encore des concentrations importantes en nitrites, de
20 l'ordre de 1,4 mg/L (centile 90), plus à l'aval, de Bonnières à Oissel. Il est probable que ces nitrites,

1 mesurés dans les années 1970-1990, étaient en grande partie produits lors de la nitrification qui
2 s'opérait dans la rivière du fait de la présence d'azote ammoniacal, les stations d'épuration de
3 l'époque ne réalisant pas ou peu la nitrification.



4

5 **Figure 4. Evolution des centiles 90 des concentrations en nitrites en Seine de Mery à Oissel**
6 **pour les années 1971-1973, 1994-1996 et 2013-2015 (Base de données 1970-2015 [SNS], n = 12-**
7 **132). Les lignes horizontales pointillées illustrent les limites supérieures du très bon état (0,1**
8 **mgNO₂/L), du bon état (0,3 mgNO₂/L), de l'état moyen (0,5 mgNO₂/L) et de l'état médiocre (1**
9 **mgNO₂/L) selon la DCE**

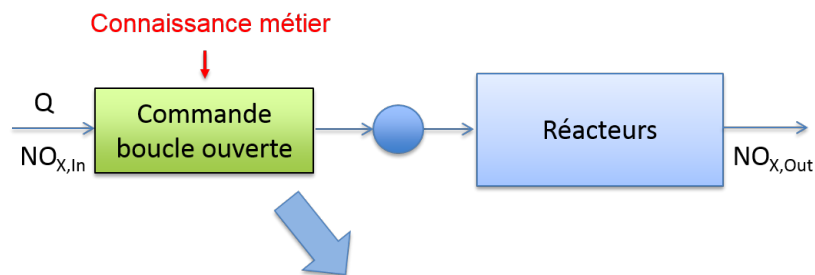
10

11 **2. LIMITES DES MODES D'INJECTION DU METHANOL ACTUELS EN POST-** 12 **DENITRIFICATION SUR BIOFILTRÉS**

13 Des études visant à mieux appréhender les mécanismes d'apparition des nitrites lors de la
14 dénitrification des eaux usées et ainsi être capable d'apporter des solutions concrètes pour réduire,
15 voire supprimer, leur production ont récemment été menées (ROCHER et al., 2011a,b,c ; ROCHER et
16 al, 2015). Ces études ont montré que lorsque que les charges en azote appliquées sur les biofiltres
17 dénitrifiant ne dépassent pas la charge admissible et que les concentrations en ortho-phosphates
18 dans l'influent ne sont pas limitantes, le facteur clé qui conditionne l'apparition de nitrites est la
19 régulation des injections de carbone, et notamment de méthanol.

1 Le ratio DBO injectée / N-NOx appliqué constitue un facteur de contrôle déterminant de l'apparition de
 2 nitrites. Le maintien d'un rapport d'environ C/N de 3 dans le réacteur biologique permet d'éviter la
 3 présence de nitrites dans les eaux de rejet. Il faut donc que l'exploitant soit capable de maintenir, en
 4 toutes circonstances, ce ratio dans les réacteurs biologiques, et cela malgré la fluctuation des
 5 conditions d'alimentation des ouvrages dénitrifiants (variations des débits et des concentrations).
 6 Cette capacité à stabiliser le rapport C/N dans le réacteur biologique dépend essentiellement du mode
 7 de régulation des injections de méthanol appliqué sur l'installation.

8 De manière schématique, les modes actuels de régulation du méthanol consistent d'abord à évaluer,
 9 en temps réel, le flux d'azote accepté sur les unités de dénitrification. Ce flux est généralement estimé
 10 à partir de mesures en continu des débits et des concentrations en azote dans les eaux acceptées sur
 11 l'ouvrage. Puis, le flux d'azote à éliminer est généralement déterminé en fixant une valeur de consigne
 12 en nitrates à respecter dans les eaux de rejet. La quantité de méthanol à injecter est alors calculée en
 13 multipliant le flux d'azote à éliminer par un coefficient d'exploitation (K). Ce coefficient d'exploitation,
 14 généralement de l'ordre de 3, correspond au rapport entre la quantité de matière organique
 15 biodégradable consommée et la quantité de nitrates éliminée au cours de la dénitrification (figure 5).
 16 Ce coefficient est fixé à partir de la connaissance métier du système exploité.



Commande basée sur un flux d'azote à éliminer

$$Q_{meth} = K Q_{Eau} (NO_{X,in} - NO_{X,out})$$

17

18 **Figure 5. Schéma de la boucle de régulation actuelle**

19 Tel que montré dans ROCHER et al. (2015), ce mode de régulation, basé sur une valeur de consigne
 20 en nitrates à respecter, ne permet pas de s'assurer de la stabilité du milieu réactionnel dans lequel
 21 baigne la biomasse épuratrice. Pour un coefficient d'exploitation fixe, le ratio C/N réel maintenu dans
 22 le réacteur biologique peut fluctuer dans des proportions importantes si le niveau de concentration de
 23 l'effluent alimentant l'ouvrage est fluctuant. Cette instabilité du milieu réactionnel perturbe le

1 fonctionnement de la biomasse épuratrice dont les besoins en carbone, azote et phosphore doivent,
2 en toutes circonstances, être satisfaits pour assurer un traitement complet de l'azote nitrique. Ces
3 perturbations conduisent à la production de nitrites.

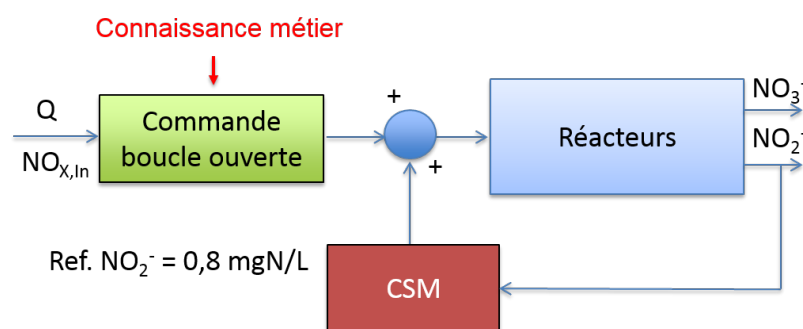
4

5 3. PRISE EN COMPTE DU NITRITE RESIDUEL EN TEMPS REEL VIA LA 6 COMMANDE SANS MODELE (CSM)

7 3.1 Description de la CSM

8 3.1.1. Principe généraux

9 La commande sans modèle se place « en fin de traitement » et se base sur la concentration en nitrites
10 mesurée en sortie de procédé. Elle se greffe à la méthode de contrôle classique précédemment
11 décrite, en y apportant des corrections si besoin est (figure 6). Elle permet de fermer la boucle de
12 contrôle par rapport au schéma actuel, ce qui habituellement fournit de meilleurs résultats. Bien qu'elle
13 soit capable d'effectuer des corrections tant positives que négatives, la commande sans modèle a été
14 restreinte à un apport positif uniquement dans cette étude. Plus directement, elle est inactive lorsque
15 la concentration de nitrite en sortie de procédé passe sous la consigne, et redevient active lorsqu'au
16 contraire la consigne est dépassée.



17 *Adapte et corrige en fonction de la mesure NO_2^-
(contribution qui peut être négative)*

18

18 **Figure 6. Schéma de la boucle de régulation intégrant la commande sans modèle basée sur la**
19 **mesure en nitrites résiduels en sortie d'ouvrage**

1 Une écrasante majorité des correcteurs utilisés en pratique sont de type PID (proportionnel-intégral-
2 différentiel). L'utilisation fréquente de correcteurs PID est généralement motivée par le fait qu'ils ne
3 nécessitent pas de « bonne » modélisation par des équations différentielles ou aux différences, trop
4 souvent inextricable. Cependant, le réglage des gains et des correcteurs PID sont difficiles (ÅSTRÖM
5 et MURRAY, 2008 ; FRANKLIN et al., 2015 ; de LARMINAT, 2012) et les performances de ces
6 correcteurs se dégradent, parfois beaucoup, en présence de fortes non-stationnarités et non-
7 linéarités.

8 Dans ce contexte, la « commande sans modèle » constitue une alternative intéressante. Cette
9 commande repose sur des techniques nouvelles d'estimations en ligne (FLIESS et SIRA-RAMIREZ,
10 2008 ; SIRA-RAMIREZ et al., 2014). Elle a pour but de conserver les avantages des PID (absence de
11 modélisation) tout en gommant leurs inconvénients. Des applications réussies dans les domaines les
12 plus variés, accompagnées quelquefois de brevets, ont vu le jour, en France et à l'étranger. A titre
13 d'exemple, on peut citer : les commandes de barrages hydroélectriques (JOIN et al., 2010), d'alliages
14 à mémoire de forme (GEDOUIN et al., 2011), de manipulateurs flexibles (AGEE et al., 2015), de
15 serres agricoles (LAFONT et al., 2015), et de certains convertisseurs (CAO et al., 2016). Mentionnons
16 enfin la facilité et le coût faible de la mise-en-œuvre matérielle (JOIN et al., 2013 ; 2017). Le lecteur
17 intéressé par la CSM trouvera en FLIESS et JOIN (2013) tous les développements nécessaires à une
18 meilleure compréhension. La référence JOIN et al. (2017) contient des compléments techniques utiles
19 quant à la dénitrification.

20 **3.1.2. Fondements mathématiques de la CSM**

21 **Modèle ultra-local.** On se restreint, pour simplifier les notations, à un système monovarié, d'entrée
22 u (la variable manipulée, soit le débit de méthanol dans ce cas-ci) et de sortie y (la variable contrôlée,
23 soit la concentration en nitrites en sortie de procédé dans ce cas-ci). On remplace le modèle
24 mathématique global, qui est largement, pour ne pas dire entièrement, inconnu, par un modèle «
25 phénoménologique », dit *ultra-local*, valable sur un court laps de temps,

$$26 \quad y^{(v)} = F + \alpha u \quad (1)$$

1 L'ordre de dérivation ν , en général 1, choisi par l'opérateur, est étranger à l'ordre de dérivation
2 maximum de y , inconnu, du système¹ ; le paramètre constant α , fixé par l'opérateur afin que les
3 valeurs numériques de u et $y^{(\nu)}$ aient le même ordre de grandeur, n'a pas *a priori* de valeur précise ; F ,
4 qui contient toutes les informations « structurelles », dépend de toutes les autres variables du
5 système, y compris des perturbations, et de leurs dérivées.

6 L'estimation en ligne réelle de la valeur numérique de F permet de réactualiser (1) à chaque instant et
7 confère à la commande qui en découle son caractère adaptatif. La comparaison suivante avec une
8 procédure courante en informatique graphique devrait éclairer le lecteur. Pour reproduire une courbe
9 arbitrairement compliquée sur un écran on n'utilise pas son équation mais l'approximation par de
10 courts segments de droite juxtaposés. Le résultat satisfait l'œil en général. Ici, l'analogie de ce
11 segment est (1).

12 **Correcteurs P intelligents.** L'utilisation du modèle développé en (1) permet de déterminer une valeur
13 de u à injecter pour atteindre une valeur de y souhaitée. Ainsi, grâce au caractère prédictif de (1),
14 l'évolution du nitrite en fonction de la dose de méthanol injectée peut être évaluée. Puisque ce modèle
15 *ultra-local* est simple, il est facile de déterminer la dose de méthanol nécessaire à l'obtention d'une
16 concentration résiduelle de NO_2^- donnée. Le modèle n'étant toutefois jamais parfait, la valeur de débit
17 de méthanol qui en découle est partiellement empreinte d'erreur.

18 Avec l'objectif d'imposer à y de suivre une référence ou consigne y^* , l'expression de u issue de (1)
19 s'écrit, pour $\nu=1$:

$$20 \quad u = -\frac{F-y^*}{\alpha} \quad (2)$$

21
22 Afin de compenser une erreur éventuelle (liée à l'estimation de F , par exemple) un correcteur
23 proportionnel est ajouté à l'action (2) :

$$24 \quad u = -\frac{F-y^*+K_p e}{\alpha} \quad (3)$$

25 Où $e = y - y^*$ est l'erreur de poursuite, $K_p > 0$ est un gain, choisi de sorte que $\dot{e} + K_p e = 0$ soit stable.

26 La commande définie en (3) constitue alors un *proportionnel* rendu *intelligent* (ou iP) par le terme

¹ Voir FLIESS et JOIN (2013) pour une discussion sur l'ordre ν

1 adaptatif F . La valeur de K_p doit être choisie pour obtenir un compromis satisfaisant entre rapidité de
2 correction et stabilité du système en boucle fermée.

3 La consigne y^* est déterminée par l'ingénieur de façon à obtenir la performance désirée, compte tenu
4 des possibilités de l'appareillage. C'est l'aspect *prédictif*, ou *feedforward*. Quant au gain K_p en (3), son
5 choix est infiniment plus aisé que le réglage des PID, comme en conviendra tout utilisateur de cette
6 technique.

7 Comme F en (1) contient tout ce qui est mal connu, le correcteur (3) est « robuste » par rapport à
8 des phénomènes aussi complexes que les bruits de mesure, des perturbations ou le vieillissement
9 (cette robustesse a été confirmée dans tous les exemples concrets). C'est un autre avantage
10 considérable par rapport aux PID traditionnels.

11 Enfin, l'estimation de F est menée dans le domaine opérationnel² (YOSIDA, 1984), et est obtenue en
12 suivant les percepts décrits dans FLIESS et SIRA-RAMIREZ (2008) et SIRA-RAMIREZ et al. (2014).
13 Le lecteur pourra se référer à ces articles et, notamment à FLIESS et JOIN (2013) pour de plus
14 amples détails sur cette question.

15 **3.2. Evaluation de la capacité de la CSM à maîtriser le flux de nitrites résiduels**

16 **3.2.1. Description du modèle SimBio utilisé pour tester la CSM**

17 Les études menées pour cerner les processus d'apparition des nitrites lors de la dénitrification sur
18 biofiltres (ROCHER et al., 2011a,b,c ; ROCHER et al, 2015) ont permis de générer les données
19 nécessaires pour calibrer et valider un modèle de prédiction du fonctionnement des biofiltres
20 dénitrifiant. Ce modèle (SimBio®, programme Mocopée), capable de simuler les performances des
21 unités de de post-dénitrification (BERNIER et al., 2014), a été utilisé comme plateforme pour tester
22 l'efficacité de la commande sans modèle.

23 Il s'agit d'un modèle phénoménologique décrivant les processus globaux impliqués durant la
24 biofiltration des eaux usées. Le modèle SimBio est construit sous l'environnement Matlab, avec la
25 toolbox Simulink et à partir de sous-modèles disponibles dans la littérature scientifique. L'hydraulique

² La terminologie *transformation de Laplace* est aussi très courante (voir FRANKLIN et al., 2015 ; de LARMINAT, 2009 ; par exemple). Rappelons que s , dite parfois *variable de Laplace*, correspond à la dérivation par rapport au temps. Alors, s^{-1} donne, dans le domaine temporel, l'intégrale

1 du biofiltre y est représentée à l'aide de six réacteurs complètement mélangés de volume égal placés
2 en série, de manière à approximer un écoulement piston tout en maintenant les temps de simulation
3 dans le domaine du raisonnable. La présence de média dans la colonne est considérée comme
4 réduisant le volume disponible au passage du liquide dans les réacteurs par un facteur de porosité ϵ .
5 Un biofilm est représenté sous formes de couches superposées sur le média à l'aide du modèle de
6 SPENGLER et DZOMBAK (1992), adapté à la biofiltration. Le transport des polluants solubles vers,
7 dans et hors du biofilm se fait par diffusion. Les polluants particulaires sont échangés entre la couche
8 de surface du biofilm et le liquide par détachement du biofilm et filtration des particules (HORNER et
9 al., 1986). L'impact des lavages sur l'enlèvement du biofilm est considéré simplement par une perte
10 d'une fraction fixe de l'épaisseur du biofilm en surface, calculé de manière indépendante dans chaque
11 réacteur.

12 Dans un contexte de post-dénitrification où on retrouve très peu de particules ou même de pollution
13 carbonée soluble dans les eaux en entrée du procédé, le phénomène principal à modéliser consiste
14 en la croissance des bactéries épuratrices dans le biofilm. La base du modèle de conversion
15 biologique de la pollution est dans ce cas-ci l'Activated Sludge Model 1 (ASM1, HENZE et al., 1987).
16 Ce modèle est fréquemment utilisé et représente la croissance des biomasses hétérotrophes et
17 autotrophes, ainsi que la consommation et la production de substrats carbonés et azotés qui sont
18 impliquées. Les réactions de nitrification et de dénitrification sont toutefois représentées dans l'ASM1
19 comme se déroulant en une seule étape, soit respectivement le passage du NH_4^+ en NO_3^-
20 directement, puis la transformation du NO_3^- en N_2 . Ceci fait en sorte que la version originale de ce
21 modèle n'est pas en mesure de fournir des prédictions sur les concentrations en nitrites durant le
22 traitement de l'azote. Afin de pallier ce manque, une modification est apportée au modèle de
23 conversion biologique : la réaction de dénitrification est considérée par un processus se déroulant en
24 deux étapes. Pour ce faire, les schémas du processus de dénitrification considérés dans le modèle
25 ASM1N (HIATT et GRADY, 2008) sont utilisés. Ce modèle est à la base conçu pour représenter la
26 dénitrification en quatre étapes et ainsi pouvoir simuler les émissions de NO et N_2O pouvant se
27 produire. Une seule biomasse hétérotrophe est simulée, en considérant que seules certaines fractions
28 sont en mesure de réaliser chacune des réactions impliquées. Seules les deux premières réactions de
29 dénitrification du modèle ASM1N (NO_3^- vers NO_2^- vers N_2) sont pour l'instant implantées dans le

1 modèle SimBio. Celles-ci sont quelque peu adaptées du point de vue stœchiométrie pour compenser
2 l'absence des deux dernières réactions.

3 La version du modèle SimBio utilisées dans le cadre de cette étude a précédemment été calibrée sur
4 des mesures horaires de nitrites et nitrates récoltées sur une partie du procédé de post-dénitrification
5 de la station d'épuration de Seine-Centre située à Colombes en banlieue parisienne. Plus de détails
6 sont disponibles sur le modèle SimBio tant en nitrification tertiaire qu'en post-dénitrification
7 respectivement dans ROCHER et al. (2014a,b) et dans BERNIER et al. (2014).

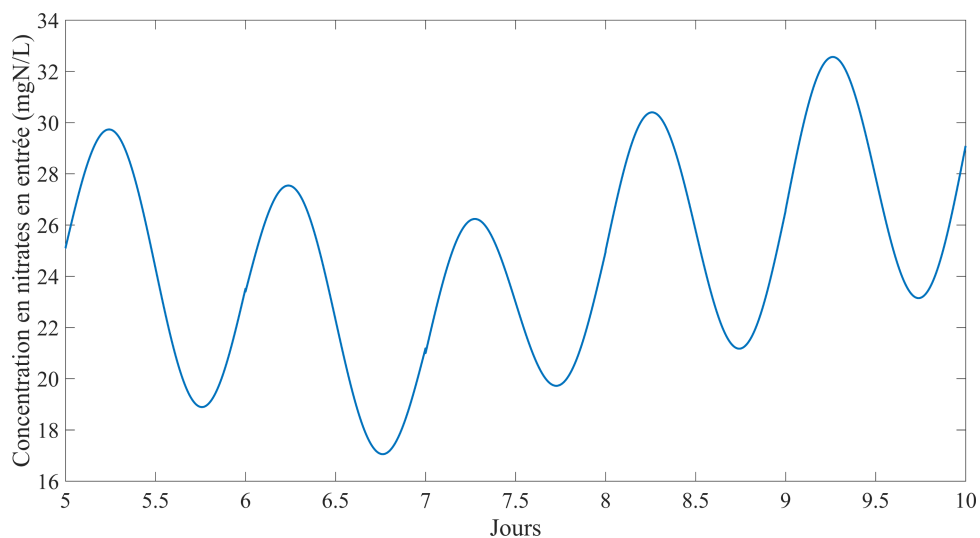
8 **3.2.2. Stratégie d'évaluation de l'efficacité de la CSM**

9 Afin d'en comparer l'efficacité, les deux stratégies de contrôle du nitrite précédemment décrites
10 (figures 5 et 6) ont été implantées dans le modèle SimBio. Chaque méthode de contrôle a été simulée
11 sur une période de dix jours, en utilisant un jeu de données synthétiques fortement représentatif des
12 variations dans les charges de NO_x observées en entrée de post-dénitrification à Seine-Centre. Les
13 cinq premiers jours du modèle ont servi à acclimater le modèle aux conditions d'entrée imposées.
14 Seuls les cinq derniers jours ont donc été considérés lors de l'évaluation des performances de chaque
15 solution simulée. Afin de comparer l'efficacité des deux solutions de contrôle évaluées, la méthode de
16 contrôle « actuelle » a été simulée en utilisant un jeu de paramètres de calcul de la dose de méthanol
17 à injecter (rapport méthanol/ NO_x) calibré. Cette calibration a visé à obtenir une concentration
18 moyenne en nitrites en sortie de traitement la plus proche possible de la consigne indiquée à la
19 commande sans modèle. La calibration des paramètres a dans ce cas été réalisée *a posteriori* sur le
20 même jeu de données utilisé pour l'évaluation. Ce scénario illustre donc les performances optimales
21 du contrôle actuel que l'on pourrait atteindre vis-à-vis des nitrites.

22 La stratégie de contrôle utilisant la commande sans modèle a quant à elle été couplée au mode de
23 régulation actuel tel qu'illustré en figure 6. Les paramètres de la régulation actuelle ne sont dans ce
24 cas-ci pas optimisés, l'amélioration des concentrations en nitrite dans l'effluent étant laissée
25 entièrement à la commande sans modèle. Le coefficient d'exploitation est donc simplement fixé à sa
26 valeur par défaut de 3.

27 **3.2.2.1. Evaluation des résultats obtenus avec la CSM**

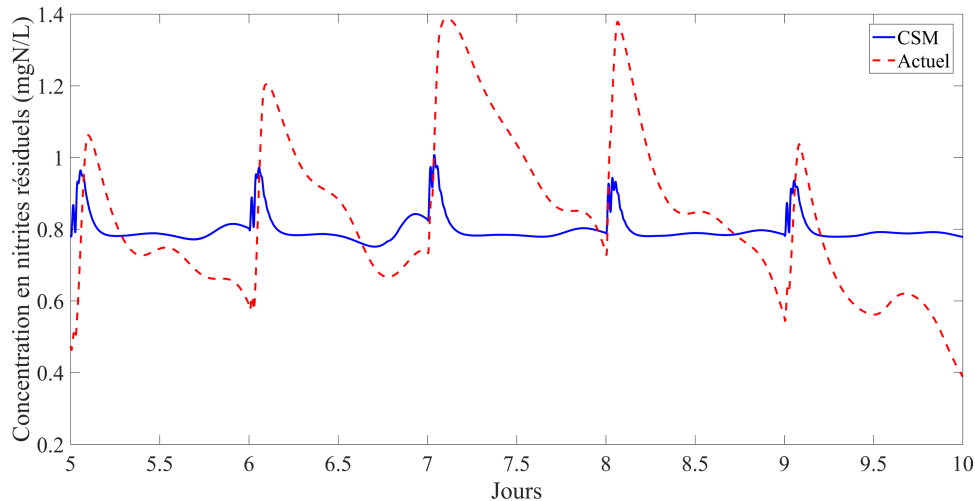
1 La figure 7 illustre les données de concentrations en NO_3^- imposées à l'entrée du modèle durant les
2 cinq jours d'évaluation des performances de contrôle. La figure 8 illustre quant à elle les résultats des
3 simulations pour les deux différents scénarios de contrôle évalués : le scénario actuel et le scénario
4 commande sans modèle (CSM). Enfin, la figure 9 illustre pour les deux scénarios les répartitions en
5 nitrites en sortie de traitement, en dose de méthanol utilisé et en nitrates en sortie de traitement, sous
6 forme de boîtes à moustaches. Dans tous les cas, la consigne visée est de 0,8 mgN/L en nitrites.



7

8 **Figure 7. Concentration en nitrates imposée en entrée du modèle SimBio lors des simulations**
9 **des différents scénarios de contrôle**

10 Tel qu'illustré en figure 8, le contrôle actuel, une fois ses paramètres de calcul calibrés, parvient à
11 osciller autour de la consigne visée (valeur moyenne simulée sur les nitrites de 0,84 mgN/L, médiane
12 de 0,81 mgN/L). Ces oscillations sont par contre d'une ampleur relativement importante, atteignant un
13 minimum et un maximum de respectivement 0,39 et 1,39 mgN/L de nitrite. Elles sont causées par le
14 phénomène décrit précédemment : en utilisant des paramètres de calcul constants avec cette
15 méthode de contrôle, le rapport C/N en entrée de traitement varie en fonction de la concentration en
16 NO_3^- . Le modèle étant soumis à des variations intra et inter-journalières sur la teneur en nitrates
17 (figure 7), ceci affecte la répartition $\text{NO}_3^-/\text{NO}_2^-$ dans l'eau traitée. Il est également important de
18 rappeler que les paramètres de calcul utilisés pour obtenir ces résultats ont été optimisés *a posteriori*
19 sur cette période de cinq jours pour viser l'atteinte de la consigne en moyenne autant que possible.
20 Dans une situation réelle, ce degré d'optimisation est difficilement atteignable.



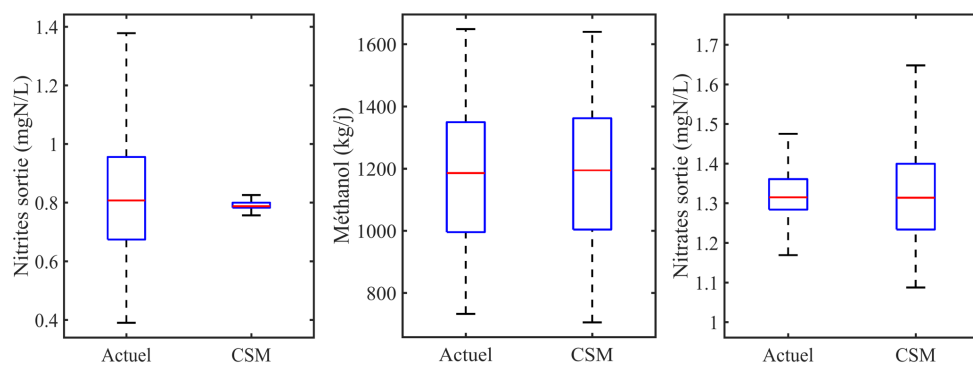
1

2 **Figure 8. Simulation des concentrations en nitrites résiduels avec le mode de régulation actuel**
 3 **(pointillé rouge) et le mode de régulation combinant la boucle métier et la commande sans**
 4 **modèle (trait bleu)**

5 La commande sans modèle parvient quant à elle à maintenir des concentrations en nitrites largement
 6 plus stables autour de la consigne. En effet, la valeur moyenne obtenue en sortie sur cette variable
 7 est de 0,80 mgN/L (médiane de 0,79 mgN/L), mais les valeurs minimale et maximale obtenues sont
 8 dans ce cas-ci de 0,75 et 1,00 mgN/L, respectivement. Seule une perturbation particulière est
 9 observable lors de chaque début de journée, où la teneur en nitrites en sortie augmente sur une
 10 courte période avant de revenir à la consigne. Celle-ci est due à la réalisation du lavage des biofiltres
 11 considérée se produire une fois par jour dans le modèle SimBio, en début de journée. Les lavages ont
 12 un effet potentiellement important sur les quantités de biomasse dénitrifiante dans le biofiltre et donc
 13 sur la production et l'élimination des nitrites et nitrates. Il semble que la commande sans modèle
 14 nécessite un certain moment avant d'arriver à se réadapter aux nouvelles conditions prévalant dans le
 15 réacteur. Cette période demeure toutefois relativement courte (~3 heures) et d'amplitude contenue,
 16 malgré l'effet important et soudain des lavages qui provoquent son apparition. Un effet similaire peut
 17 être observé sur les résultats de simulation obtenus avec le contrôle actuel. Il s'agit dans ce cas-ci
 18 d'un mélange de l'impact des lavages et de l'augmentation des concentrations de nitrate en entrée de
 19 procédé présente aux mêmes heures.

20 La boîte à moustaches sur les nitrites en figure 9 confirme la nette amélioration sur la stabilité des
 21 NO_2^- en sortie de traitement lors du passage à la méthode de contrôle actuelle au contrôle sans

1 modèle. Les boîtes à moustache du centre (débit de méthanol injecté par le contrôle) et de droite
2 (concentration en nitrates en sortie de traitement) de la figure 9 résument le comportement des autres
3 variables importantes dans le contexte de la post-dénitrification. Dans le cas du méthanol injecté, les
4 moyennes et médianes pour chaque méthode de contrôle sont relativement semblables (contrôle
5 actuel : moyenne de 1181 kg/j et médiane de 1185 kg/j ; commande sans modèle : moyenne de 1181
6 kg/j et médiane de 1195 kg/j). Les quartiles 1 et 3 sont quant à eux légèrement plus élevés dans le
7 cas de la commande sans modèle. Les gains de stabilité sur les nitrites apportés sont donc
8 relativement peu impactant sur les coûts d'opération du procédé. Dans le cas du nitrate, la méthode
9 de contrôle actuelle est en fait plus stable que la commande sans modèle. En effet, dans ce second
10 cas, l'injection du méthanol est principalement dictée pour stabiliser les nitrites. Les variations de
11 charge en nitrates en entrée de traitement se répercutent donc moins sur les nitrites qu'auparavant,
12 mais plus sur les nitrates. Les concentrations en NOx ($\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$ dans ce cas-ci) simulées en sortie
13 de traitement demeurent toutefois relativement similaires, quoique plus stables autour de la médiane
14 pour la commande sans modèle que pour le contrôle actuel (non-montré). Ceci implique d'abord que
15 le gain de stabilité sur les nitrites apporté par la commande sans modèle est dans l'absolu supérieur à
16 la perte de stabilité sur les nitrates. Cela implique également qu'en dosant une quantité
17 approximativement similaire de méthanol, mais à des moments plus appropriés, la commande sans
18 modèle arrive à stabiliser à la fois les concentrations simulées en sortie de traitement en NO_2^- et en
19 NOx.



20

21 **Figure 9. Comparaison des performances simulées des deux modes de régulation au regard de**
22 **la maîtrise des concentrations résiduelles en nitrites, de la consommation en méthanol et de la**
23 **maîtrise des nitrates résiduels**

1

2 **4. CONCLUSIONS**

3 La modernisation des filières de traitement des eaux engagée ces 20 dernières années en
4 agglomération parisienne a permis d'améliorer significativement la qualité de la Seine, notamment vis-
5 à-vis de l'azote ammoniacal. Mais le développement des unités de post-dénitrification dans les
6 stations d'épuration de l'agglomération parisienne a conjointement fait ré-émerger la problématique du
7 nitrite dans les eaux de Seine. Ainsi, le contrôle de l'apparition des nitrites au cours de l'étape de post-
8 dénitrication est devenu un enjeu technique majeur. Le SIAAP a engagé des études visant à mieux
9 appréhender les mécanismes d'apparition du nitrite lors de la dénitrication des eaux usées et à
10 étudier des évolutions techniques à mettre en œuvre sur les usines pour contrôler et limiter sa
11 production (Programme MOCOPEE, www.mocopee.com).

12 Cet article montre que la modification des pratiques d'exploitation des unités de post-dénitrification
13 permettrait d'accroître la maîtrise du nitrite en sortie de station d'épuration. Les modes de régulation
14 classiques ne permettent pas de s'assurer de la stabilité du rapport C/N dans le réacteur biologique et
15 conduisent à une production erratique et incontrôlée de nitrites. La possibilité d'ajouter une
16 « commande sans modèle » à la commande classique a donc été testée à l'aide du modèle
17 mathématique SimBio, modèle permettant de simuler le fonctionnement des unités de biofiltration. La
18 commande sans modèle placée « en fin de traitement » et basée sur la concentration en nitrites
19 mesurée en sortie de procédé, se greffe à la méthode de contrôle classique en y apportant des
20 corrections seulement au besoin. Les résultats des simulations décrits dans ce papier montrent qu'une
21 régulation des injections de méthanol basée sur la « commande sans modèle » permet de stabiliser et
22 maîtriser le nitrite dans le rejet, sans induire d'augmentation des quantités de méthanol injectées.

23

24 **REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES**

25 AGEE, J.T., KIZIR, S. et BINGUL, Z. (2015). Intelligent proportional-integral (iPI) control of a single link
26 flexible joint manipulator. *J. Vibrat. Contr.*, 21, 2273-2288.

- 1 ASTROM, K.J. et MURRAY, R.M. (2008). *Feedback Systems: An Introduction for Scientists and*
2 *Engineers*. Princeton University Press, Princeton, NJ, Etats-Unis, 408 p.
- 3 BERNIER J., ROCHER V. et LESSARD P. (2014). Modelling headloss and two-step denitrification in a
4 full-scale wastewater post-denitrifying biofiltration plant. *J. Env. Eng. Sci.*, 9, JS3, 171-180.
- 5 CAO, L., Li, H. et ZHANG, H. (2016). Model-free power control of front-end PFC AC/DC converter for
6 on-board charger. *8th International Power Electronics and Motion Control Conference (IPEMC-ECCE*
7 *Asia)*, IEEE, Hefei, Chine.
- 8 FLIESS, M. et JOIN, C. (2013). Model-free control. *Int. J. Control*, 86, 2228-2252.
- 9 FLIESS, M. et SIRA-RAMIREZ, H. (2008). Closed-loop parametric identification for continuous-time
10 linear systems via new algebraic techniques, Garnier, H., Wang, L. (Eds): *Identification of Continuous-*
11 *time Models from Sampled Data*, Springer, 362-391.
- 12 FRANKLIN, G.F., POWELL, J.D. et EMMANI-NAEINI, A. (2015). *Feedback Control of Dynamic*
13 *Systems (7th ed.)*, Pearson Education, Harlow, 880 p.
- 14 GEDOUIN, P.-A., DELALEAU, E., BOURGEOT, J.-M., JOIN, C., ARAB-CHIRANI, S. et CALLOCH, S.
15 (2011). Experimental comparison of classical pid and model-free control: position control of a shape
16 memory alloy active spring. *Control Eng. Practice*, 19, 433-441.
- 17 HENZE M., GRADY C.P.L., GUJER W., MARAIS G.V.R. et MATSUO T. (1987). A general-model for
18 single-sludge waste-water treatment systems. *Wat. Res.* 21, 505-515.
- 19 HIATT W.C. et GRADY C.P.L. (2008). An updated process model for carbon oxidation, nitrification and
20 denitrification. *Wat. Env. Res.*, 80, 2145-2156.
- 21 HORNER R.M.W., JARVIS R.J. et MACKIE R.I. (1986). Deep bed filtration: a new look at the basic
22 equations. *Wat. Res.*, 20, 215-220.
- 23 JOIN, C., BERNIER, J., MOTTELET, S., FLIESS, M., RECHDAOUI-GUERIN, S., AZIMI, S. et
24 ROCHER, V. (2017). A simple and efficient feedback control strategy for wastewater denitrification.
25 *IFAC 2017 World Congress*, 9 au 14 juillet, Toulouse, France.

1 JOIN, C., CHAXEL, F. et FLIESS, M. (2013). "Intelligent" controllers on cheap and small
2 programmable devices. *2nd International Conference on Control Fault-Tolerant Systems*, 9 au 11
3 octobre, Nice, France, Compte rendu, pp. 554-559. En ligne : [https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-](https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00845795/en/)
4 [00845795/en/](https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00845795/en/)

5 JOIN, C., ROBERT, G. et FLIESS, M. (2010). Vers une commande sans modèle pour aménagements
6 hydroélectriques en cascade. *6e Conférence Internationale Francophone d'Automatique*, 2 au 4 juin,
7 Nancy, France, En ligne : <https://hal.archives-ouvertes.fr/inria-00460912/en/>

8 LAFONT, F., BALMAT, J.-F., PESSEL, N. et FLIESS, M. (2015). A model-free control strategy for an
9 experimental greenhouse with an application to fault accommodation. *Comput. Electron. Agricult.*,
10 110, 139-149.

11 de LARMINAT, Ph. (2009). *Automatique appliquée (2e éd.)*, Hermès-Lavoisier, Paris, France, 390 p.

12 ROCHER, V., PAFFONI, C., GONCALVES, A., GUERIN, S., AZIMI, S. GASPERI, J., MOILLERON, R.
13 et PAUSS, A. (2012a). Municipal wastewater treatment by biofiltration: comparisons of various
14 treatment layouts. Part 1: assessment of carbon and nitrogen removal. *Water Sci. Technol.* 65 (9),
15 1705-1712.

16 ROCHER, V., PAFFONI, C., GONCALVES, AZIMI, S. et PAUSS, A. (2012b). Municipal wastewater
17 treatment by biofiltration: comparisons of various treatment layouts. Part 2: assessment of the
18 operating costs in optimal conditions. *Water Sci. Technol.* 65 (9), 1713-1719.

19 ROCHER, V., LAVERMAN, A.M., GASPERI, J., AZIMI, S., GUERIN, S., MOTTELET, S., VILLIERES,
20 T. et PAUSS, A. (2015). Nitrite accumulation during denitrification depends on the carbon quality and
21 quantity in wastewater treatment with biofilters. *Env. Sci. Pol. Res.*, 22 (13), 10179-10188.

22 ROCHER, V., PAFFONI, C., GONCALVES, A., AZIMI, S. et BRIAND, C. (2011a). Conditions
23 d'apparition des nitrites lors de la dénitrification des eaux usées par biofiltration. 1. Importance de la
24 charge appliquée en azote. *L'Eau, l'Industrie, les Nuisances*, 344, 384-388.

1 ROCHER, V., PAFFONI, C., GONCALVES, A., AZIMI, S., GUERIN-RECHDAOUI, S. et PAUSS, A.
2 (2011b). Conditions d'apparition des nitrites lors de la dénitrification des eaux usées par biofiltration. 2.
3 Importance des apports en substrat carboné. *L'Eau, l'Industrie, les Nuisances*, 344, 389-397.

4 ROCHER, V., MECHE, P., GUERIN-RECHDAOUI, S., PAFFONI, C., GONCALVES, A. et AZIMI, S.
5 (2011c). Conditions d'apparition des nitrites lors de la dénitrification des eaux usées par biofiltration. 3.
6 Importance des apports en phosphore. *L'Eau, l'Industrie, les Nuisances*, 344, 398-404.

7 ROCHER V., BERNIER J., GUERIN S. et LESSARD P. (2014a). Modélisation du fonctionnement des
8 biofiltres nitrifiants de la station d'épuration Seine Aval (Siaap) : Cas des performances épuratoires.
9 *TSM*, 11, 85-104.

10 ROCHER V., BERNIER J., GUERIN S. et LESSARD P. (2014b). Modélisation du fonctionnement des
11 biofiltres nitrifiants de la station d'épuration Seine Aval (Siaap) : Cas de l'encrassement et des pertes
12 de charge. *TSM*, 11, 106-118.

13 SIRA-RAMIREZ, H., GARCIA-RODRIGUEZ, C., CORTES-ROMERO, J. et LUVIANO-JUAREZ, A.
14 (2014). *Algebraic Identification and Estimation Methods in Feedback Control Systems*, Chichester,
15 373 p.

16 SPENGEL D.B. et DZOMBAK D.A. (1992). Biokinetic modelling and scale-up considerations for
17 rotating biological reactor contactors. *Wat. Env. Res.*, 64, 223-235.

18 YOSIDA, K. (1984). *Operational Calculus (traduit du japonais)*, Springer, New York, 170 p.

19
20
21