



**HAL**  
open science

## Détérioration des matériaux cimentaires dans les ouvrages de nitrification des stations d'épuration

Julie Lewi, Marielle Guéguen Minerbe, Romain Mailler, Matthieu Peyre Lavigne, Issam Nour, Perrine Meche, Sam Azimi, Vincent Rocher, Thierry Chaussadent

► **To cite this version:**

Julie Lewi, Marielle Guéguen Minerbe, Romain Mailler, Matthieu Peyre Lavigne, Issam Nour, et al.. Détérioration des matériaux cimentaires dans les ouvrages de nitrification des stations d'épuration. Matériaux et Techniques, 2020, 108, pp.8. 10.1051/mattech/2020030 . hal-04663672

**HAL Id: hal-04663672**

**<https://univ-eiffel.hal.science/hal-04663672v1>**

Submitted on 29 Jul 2024

**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.

# Détérioration des matériaux cimentaires dans les ouvrages de nitrification des stations d'épuration

Julie Lewi<sup>1,2,\*</sup>, Marielle Guéguen Minerbe<sup>1</sup>, Romain Mailler<sup>2</sup>, Matthieu Peyre Lavigne<sup>3</sup>, Issam Nour<sup>1</sup>, Perrine Meche<sup>2</sup>, Sam Azimi<sup>2</sup>, Vincent Rocher<sup>2</sup>, et Thierry Chaussadent<sup>1</sup>

<sup>1</sup> MAST, CPDM, Université Gustave Eiffel, IFSTTAR, F-77447 Marne-la-Vallée, France

<sup>2</sup> SIAAP, 82, Avenue Kléber, 92700 Colombes, France

<sup>3</sup> INSA Toulouse, 135, Avenue de Rangueil, 31400 Toulouse, France

Reçu le 20 décembre 2019 / Accepté le 15 septembre 2020

**Résumé.** En assainissement, la nitrification est une étape de traitement biologique qui permet, par l'intermédiaire de bactéries nitrifiantes, de transformer les ions ammonium en ions nitrate. Les ouvrages dans lesquels se déroule la nitrification sont construits avec des matériaux cimentaires qui subissent des dégradations de plus en plus visibles ces dernières années. Dans la littérature, il n'existe qu'une seule étude réalisée par une équipe suisse qui s'est intéressée à la détérioration du béton dans les ouvrages de nitrification. Il est reporté dans ces travaux que les dégradations observées sur les ouvrages ont une origine biologique et résultent de l'acidité générée par l'activité biologique nitrifiante à l'interface paroi en béton/biofilm. Néanmoins, d'autres paramètres qui ne sont pas pris en compte peuvent être responsables de la dégradation du béton, ce qui signifie qu'une étude plus détaillée des mécanismes de dégradation est nécessaire pour bien qualifier et quantifier les dégradations dans les ouvrages de traitement biologique. En effet, les dégradations peuvent avoir une origine chimique, une origine mécanique ou une origine biologique. Cet article bibliographique a ainsi pour objectif de décrire et d'analyser les différents paramètres chimiques, biologiques et mécaniques susceptibles d'avoir une influence sur la dégradation du béton dans les ouvrages de nitrification.

**Mots clés :** assainissement / nitrification / matériaux cimentaires / dégradation

**Abstract. Deterioration of cementitious materials in nitrification works in wastewater treatment plants.** In wastewater treatment plants, nitrification is a biological treatment stage, which leads to the production of nitrate ions from nitrate ions using nitrifying bacteria. The structures in which the nitrification takes place are built with cementitious materials, which have degradations more and more apparent in recent years. In the literature, only one study from a Swiss team is available about the deterioration of concrete in nitrification structures. It is reported in this study that the observed degradations have a biological origin and resulted from the acidity generated by the nitrifying biological activity at the interface concrete/biofilm. However, other parameters that are not discussed in this study may be responsible for the degradation of concrete. A detailed study of the degradation mechanisms is necessary in order to qualify and quantify the degradation in nitrification structures. Indeed, the degradations may have a chemical origin, a mechanical origin or a biological origin. This bibliographical article aims to describe and to analyze the different chemical, biological and mechanical parameters which may have an influence on the degradation of concrete in nitrification structures.

**Keywords:** wastewater treatment plants / nitrification / cementitious materials / degradation

## 1 Introduction

La Directive 91/271/CEE relative au traitement des eaux usées urbaines impose aux pays membres de l'Union Européenne (UE) de collecter et traiter les eaux usées

urbaines afin de limiter leurs impacts sur l'environnement et de préserver la qualité des eaux de surfaces [1]. Pour les communes des pays de l'UE, cela se traduit notamment par l'obligation de mettre en place des systèmes d'assainissement conformes aux prescriptions techniques et de respecter les valeurs limites de rejets dans le milieu naturel.

Après collecte des eaux usées, ces dernières sont traitées en station d'épuration (STEP). Le traitement des eaux

\* e-mail: [julie.lewi@ifsttar.fr](mailto:julie.lewi@ifsttar.fr)

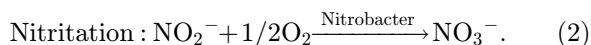
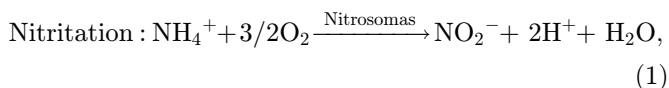
usées se décompose en quatre grandes étapes successives [2,3]:

- le prétraitement, qui permet l'élimination des déchets solides, les sables, les graviers, ainsi que les huiles et graisses;
- le traitement primaire, qui permet l'élimination des matières en suspension des colloïdes et d'une partie des phosphates;
- le traitement secondaire ou biologique qui permet d'élimination de la pollution carbonée, azotée et phosphorée;
- le traitement des boues issues des traitements précédents.

Ce traitement des eaux usées permet de limiter la pollution des eaux de rivières et des eaux côtières. De nombreuses étapes de traitement des eaux sont menées afin de limiter les rejets et de répondre aux exigences de l'arrêté du 21 juillet 2015 [4], issu de la transposition de la Directive 91/271/CEE [1]. Parmi les exigences demandées, l'abattement en azote total pour les STEP de plus de 20 Équivalent-Habitant (EH) doit être de plus de 70 % (moyenne annuelle) avec une concentration maximale annuelle de rejet comprise entre 10 et 15 mg.L<sup>-1</sup> pour les zones sensibles à l'eutrophisation [4]. Cela a conduit les STEP à mettre en place des unités de traitement intensif de l'azote, où l'activité biologique est très intense. L'eutrophisation est un phénomène qui résulte d'un apport important d'azote ou de phosphore dans le milieu naturel et conduit à une prolifération d'algues qui sont ensuite décomposées par des bactéries qui vont consommer une grande partie de l'oxygène présent dans le milieu. Cet appauvrissement en oxygène va alors conduire à la mort des organismes aquatiques par asphyxie. La décomposition des algues par les bactéries peut également engendrer l'émanation de gaz toxiques tels que l'hydrogène sulfuré (H<sub>2</sub>S) ou le méthane (CH<sub>4</sub>) [5].

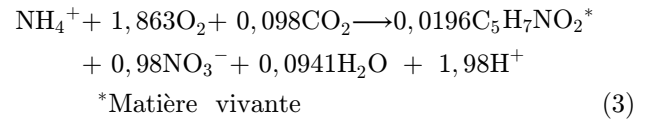
L'azote global est constitué de l'azote organique, de l'azote ammoniacal ainsi que de l'azote des nitrites et des nitrates. En entrée de STEP, l'azote arrive majoritairement sous forme d'azote organique et d'azote ammoniacal. L'azote organique est minéralisé en azote ammoniacal, notamment lors de l'étape de traitement du carbone. L'azote ammoniacal est quant à lui éliminé pendant l'étape de nitrification [6].

Ainsi, les ions ammonium sont oxydés en ions nitrites (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) puis en ions nitrates (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) selon les deux équations simplifiées (1) et (2):



Ces deux mécanismes sont régis par des bactéries nitrifiantes. Les genres les plus utilisés et documentés sont *Nitrosomas* pour la nitritation et *Nitrobacter* pour la nitratation [2]. Il existe différentes réactions globales de nitrification proposées dans la littérature selon la formule utilisée pour représenter la matière vivante. Une des

réactions globales de nitrification, proposée par Metcalf et Eddy [3], est présentée dans l'équation (3).



La nitrification s'effectue généralement dans des bassins de boues activées en culture libre ou dans des biofiltres en culture fixée [3]. Dans ce second cas, les bactéries nitrifiantes sont fixées sur un massif de billes de polystyrène traversé par l'eau à traiter (Fig. 1) [3].

Les ouvrages de nitrification sont généralement construits en matériaux cimentaires sur lesquels apparaissent des dégradations de plus en plus importantes ces dix dernières années [7,8]. Par exemple, dans un biofiltre de la station Seine Centre du SIAAP, opérationnel depuis une dizaine d'années [7], des dégradations de la matrice cimentaire de quelques millimètres de profondeur avec mise à nu des granulats (Fig. 2) sont observées au niveau du massif des billes et de la lame d'eau traitée (Fig. 3) [7]. Les photos de la figure 2 ont été prises dans un biofiltre de la station Seine Aval du SIAAP opérationnel depuis onze ans. Les dégradations du béton dans les deux biofiltres sont visuellement similaires.

Dans la littérature, une seule équipe s'est intéressée aux dégradations dans les ouvrages de nitrification [8,9]. La cause principale pour expliquer ces dégradations est l'acidité générée par l'activité biologique nitrifiante à l'interface biofilm/matériau cimentaire. Ces auteurs ne prennent pas en compte de nombreux paramètres pouvant être à l'origine de ces dégradations. En effet, dans les ouvrages de nitrification, les dégradations observées peuvent avoir une origine chimique et être générées par l'eau à traiter ou l'eau traitée. Elles peuvent également être d'origine mécanique, liées à la présence de billes dans les biofiltres. Enfin, le biofilm présent dans le massif de billes ou sur la paroi du béton peut être à l'origine de dégradations biologiques. Dans un premier temps, nous nous intéressons à l'impact de la colonne d'eau puis des contraintes mécaniques dans les biofiltres. Nous terminons enfin avec l'impact des microorganismes sous forme de biofilm localisé dans les différentes zones des biofiltres. Cette étude se base sur des données issues de la littérature et des diagnostics réalisés sur un ouvrage de nitrification de la station Seine Centre du SIAAP.

## 2 Impact des conditions physico-chimiques de la colonne d'eau

### 2.1 pH de l'effluent

En nitrification, l'effluent est principalement composé d'ions ammonium, d'ions nitrates et d'ions bicarbonates (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>). Au sein des ouvrages en fonctionnement, le pH de l'effluent est généralement compris entre 7 et 8, conditions favorables à une nitrification optimale [2,10]. Dans la plupart des cas, l'acidité générée par la réaction de nitrification (Éq. (1)) est tamponnée par les bicarbonates (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>) naturellement présents dans l'eau et le pH de

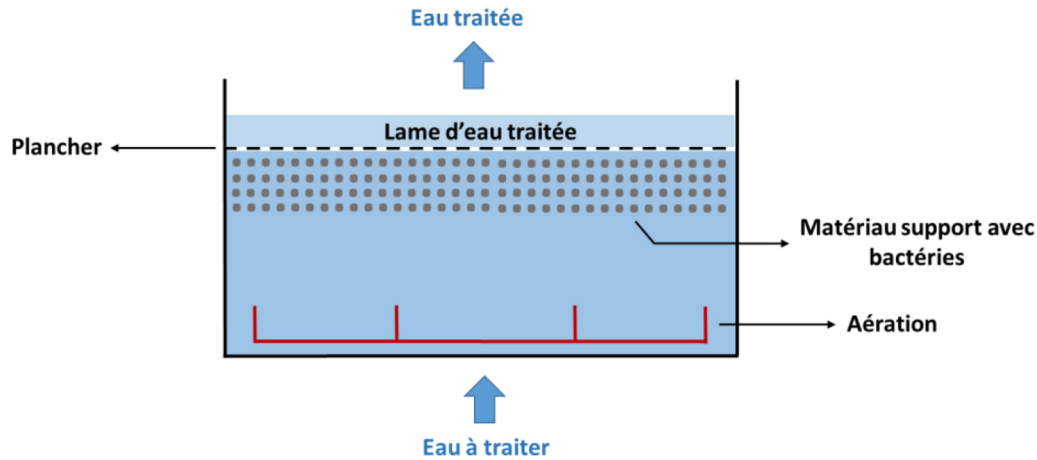


Fig. 1. Schéma simplifié d'un type de biofiltre (Biostyr<sup>®</sup>OTV).

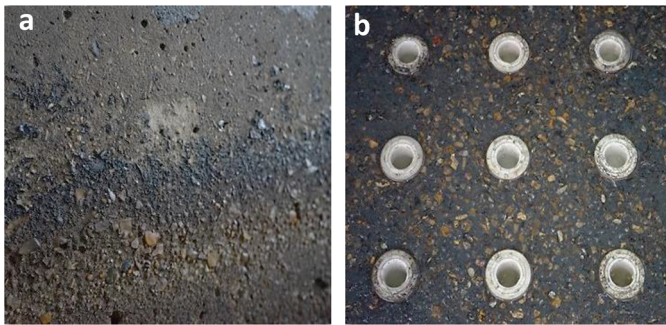


Fig. 2. Usure du béton sur un mur au niveau de la lame d'eau traitée (a) et sur le plancher d'un biofiltre de la station Seine Aval (b).

l'effluent reste dans une gamme de pH de 7–8. Lorsque les eaux ne contiennent pas assez de bicarbonates pour tamponner l'acidité liée à la nitrification, des ajouts de réactifs alcalins tels que la chaux sont effectués pour maintenir le pH de l'effluent entre 7 et 8 [2].

Dans la norme FD P18-011 [11], l'acidité de l'environnement est reconnue comme étant agressive vis-à-vis du béton qui est un milieu alcalin et des recommandations en termes de choix de ciment sont ainsi prescrites. Ces recommandations concernent uniquement l'aspect chimique de l'effluent et ne tiennent pas compte de l'activité biologique qui peut créer localement, sur la paroi de l'ouvrage, des zones ayant des conditions de pH différentes de celles de l'effluent. Le pH est considéré comme agressif pour le béton lorsqu'il atteint des valeurs inférieures ou égales à 6,5 [11]. D'après les données des effluents de la Station Seine Centre du SIAAP en 2018 (Tab. 1), le pH de l'effluent dans les ouvrages de biofiltration en fonctionnement n'est donc pas considéré comme agressif pour le béton en conditions de fonctionnement normales (hors arrêts des ouvrages).

Toutefois, lorsque les ouvrages sont à l'arrêt, le pH de l'effluent peut atteindre des valeurs inférieures à 7 et dégrader le béton [10]. En effet, dans les STEP, les biofiltres peuvent être arrêtés pour une maintenance ou un chômage

partiel ou complet de la station. Lors de ces arrêts, une modification des conditions physico-chimiques se produit à l'intérieur de l'ouvrage. L'interruption de l'alimentation en eau crée une carence nutritionnelle chez les bactéries et induit une lyse bactérienne avec rejet d'éléments nutritifs dans le milieu plus importante que dans les conditions habituelles de fonctionnement [10]. Dans le cas des biofiltres nitrifiants, les éléments rejetés sont principalement de l'azote organique et de l'ammonium. Lorsqu'une aération continue est maintenue dans l'ouvrage par l'exploitant, afin de limiter la lyse et la fermentation, les bactéries nitrifiantes présentes dans le massif vont consommer ces éléments azotés et une nitrification intense va alors se mettre en place. Ceci induit une consommation rapide de l'alcalinité du milieu et, par conséquent, une baisse du pH pouvant aller jusqu'à des valeurs de 4 [10]. Si une alternance optimisée de périodes aérées et non aérées n'est pas mise en place dans les biofiltres nitrifiants pendant ces périodes d'arrêt, le milieu peut donc devenir très agressif pour le béton et potentiellement induire sa dégradation [10,11]. L'activité biologique lors de l'arrêt de l'ouvrage est plus intense au cœur du massif filtrant que dans les zones sans billes. Cela peut donc expliquer pourquoi la zone du massif est dégradée (zone 2 sur la Fig. 4) et que celle sous le massif ne l'est pas (zone 1 sur la Fig. 4). Cependant, la zone au-dessus du plancher présente des dégradations équivalentes à celle du massif de billes alors qu'il y a peu ou pas d'activité biologique dans la lame d'eau (Fig. 3).

## 2.2 Dureté temporaire de l'eau

La dureté d'une eau est représentée par sa teneur en éléments minéraux et notamment par sa proportion en ions  $\text{Ca}^{2+}$  et  $\text{Mg}^{2+}$ . Plus une eau est dure, plus elle est riche en éléments minéraux. La dureté temporaire d'une eau désigne quant à elle sa teneur en éléments carbonatés, c'est-à-dire en bicarbonates ( $\text{HCO}_3^-$ ) et carbonates ( $\text{CO}_3^{2-}$ ) [12]. La proportion de chacun de ces ions dans l'eau dépend du pH du milieu [13] (Fig. 5). Dans les ouvrages de nitrification, cette dureté temporaire tam-

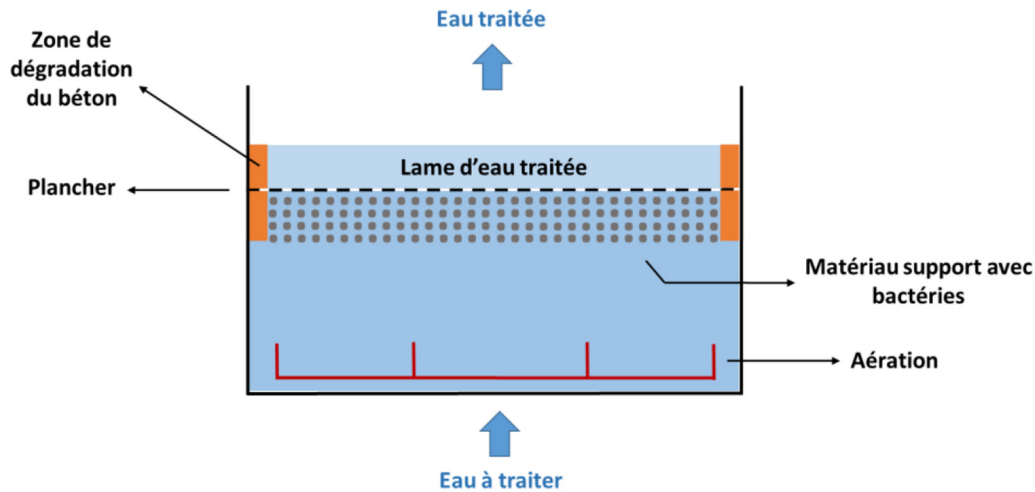


Fig. 3. Zones de dégradation du béton dans un biofiltre de la station Seine Centre [7].

**Tableau 1.** Moyenne journalière sur l'année 2018 de la concentration en  $\text{NH}_4^+$ , du pH et du TAC (titre alcalimétrique complet) des effluents en entrée et sortie de biofiltres nitrifiants de la station Seine Centre (données internes SIAAP).

		$\text{NH}_4^+$	pH	TAC
Moyenne journalière en 2018	Entrée biofiltration nitrification	19,6 mg $\text{NH}_4\cdot\text{L}^{-1}$	7,6	252 mg $\text{CaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$
	Sortie biofiltration nitrification	0,7 mg $\text{NH}_4\cdot\text{L}^{-1}$	7,5	153 mg $\text{CaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$



Fig. 4. État du béton sous le plancher du biofiltre de la station Seine Centre (zone 1 : sous le massif de billes ; zone 2 : massif de billes) [7].

ponne l'acidité générée par l'activité du biofilm mais elle a également un effet protecteur vis-à-vis de la dégradation du béton puisqu'elle peut permettre la formation d'une couche de calcite [14]. En effet, lors de la dissolution des composés alcalins du béton et de la lixiviation des ions  $\text{Ca}^{2+}$ , ces derniers peuvent précipiter avec les éléments carbonatés ( $\text{HCO}_3^-$  ou  $\text{CO}_3^{2-}$  selon le pH) présents dans l'eau pour former une couche de calcite ( $\text{CaCO}_3$ ). La calcite va alors agir comme une barrière de protection contre la diffusion de l'acidité et ainsi ralentir la dégradation du béton. Leemann et al. [14] ont mis en évidence, par MEB et spectroscopie de

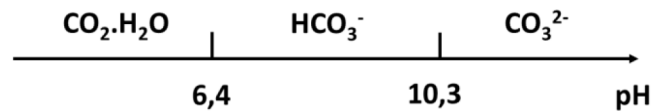


Fig. 5. Diagramme de prédominance du  $\text{CO}_2$  dissous, de  $\text{HCO}_3^-$  et de  $\text{CO}_3^{2-}$  en fonction du pH.

rayons X à dispersion d'énergie (EDS), cette couche de calcite sur des échantillons de bétons formulés avec des ciments CEM I, CEM II et CEM III et exposés pendant 2 ans dans un bassin de boues activées. Sur le béton avec le ciment CEM I, cette couche est retrouvée à 50  $\mu\text{m}$  de profondeur par rapport à la surface du matériau. La spectroscopie de rayons X à dispersion d'énergie (EDS) a été utilisée pour déterminer la composition chimique des différentes couches dans le matériau (ratio Ca/Si). La profondeur de chaque couche a été déterminée par analyse de leur porosité à partir des nuances de gris sur les images obtenues par MEB. Les teintes gris clair et gris foncé correspondent respectivement à des zones de haute et de faible porosité. D'après Leemann et al. [14], la couche de calcite est formée au sein de la couche dégradée, coté béton sain, par précipitation entre les ions  $\text{Ca}^+$  lixiviés du béton sain et les éléments carbonatés ( $\text{CO}_3^{2-}$ ) issus de l'effluent. Elle est ensuite dissoute du côté extérieur par réaction avec les éléments carbonatés ( $\text{HCO}_3^-$  ou  $\text{H}_2\text{CO}_3$ ) issus de l'effluent. Cette couche de calcite n'est pas retrouvée sur des échantillons de béton avec un ciment CEM V issu du biofiltre de la station Seine Centre alors que l'ouvrage est

opérationnel depuis une dizaine d'années et que des carbonates sont présents dans l'effluent (Tab. 1) [7]. Cependant, les parois du biofiltre ont été nettoyées avant le prélèvement et l'analyse des échantillons de béton. La couche de calcite a donc pu être éliminée lors de ce nettoyage.

### 2.3 Ions ammonium

Dans les études reportées dans la littérature, les ions ammonium ne sont pas considérés comme un paramètre pouvant être responsable de la dégradation du béton dans les ouvrages de nitrification. Or, l'agressivité des ions ammonium vis-à-vis du béton a été mise en évidence dans le cadre d'études sur le nitrate d'ammonium ( $\text{NH}_4\text{NO}_3$ ) qui est utilisé en agriculture comme fertilisant [15–18]. Dans la norme FD P18-011 [11], les ions ammonium sont également considérés comme agressifs pour des concentrations égales ou supérieures à  $15 \text{ mg NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$ . Dans les études sur le nitrate d'ammonium, la réaction des ions ammonium avec le béton conduit à une baisse du pH de surface du matériau et à une dissolution de ses composés alcalins ( $\text{Ca}(\text{OH})_2$ , C-S-H) (Éq. (4)).



En laboratoire, des essais de dégradation accélérés ont été menés en immergeant des échantillons de béton dans des solutions de  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  [15–18]. En général, la solution est à saturation ( $6 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ ) et renouvelée tous les mois. À cette concentration, la cinétique de dégradation d'un béton avec un ciment CEM I varie entre  $0,6 \text{ mm} \cdot \text{j}^{-1}$  et  $2 \text{ mm} \cdot \text{j}^{-1}$  selon les études et le rapport e/c de l'échantillon [16]. Pour des concentrations comprises entre  $0,12 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$  et  $1,2 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ , la cinétique de dégradation varie de  $0,2 \text{ mm} \cdot \text{j}^{-1}$  à  $0,4 \text{ mm} \cdot \text{j}^{-1}$  [16]. Les épaisseurs de dégradation des échantillons sont généralement déterminées par test à la phénolphaléine.

Dans le cas du biofiltre de la station Seine Centre, le pH de l'effluent étant en moyenne de 7,5, les ions  $\text{NH}_4^+$  présents dans l'effluent sont majoritairement sous leur forme acide (pKa du couple  $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$  égal à 9,2). Même si la concentration en  $\text{NH}_4^+$  retrouvée dans les effluents est considérée comme agressive d'après la norme FD P18-011 [11], elle reste néanmoins très inférieure à celles utilisées dans les essais (Tab. 1). Par ailleurs, dans un biofiltre, la concentration en  $\text{NH}_4^+$  est la plus importante dans la partie inférieure de l'ouvrage, en-dessous du massif de matériau support des bactéries. Des dégradations devraient donc être observées à cet endroit si les ions ammonium sont responsables de l'attaque du béton. Or, dans le biofiltre de la station Seine Centre, le béton n'est pas détérioré dans cette zone (Fig. 4).

### 2.4 Ions nitrite

Les ions nitrite sont les intermédiaires réactionnels de la réaction de nitrification. Ils peuvent donc être présents dans la colonne d'eau et potentiellement participer à la dégradation du béton dans les biofiltres. Cependant, la

réaction de nitritation est l'étape limitante de la nitrification [3]. Il n'y a donc pas d'accumulation de nitrites dans l'effluent. Dans le biofiltre de la station Seine Centre du SIAAP, les concentrations en ions nitrite retrouvés dans l'effluent sont considérées comme négligeables.

### 2.5 Ions nitrate

Les ions nitrate sont les produits de la réaction de nitrification et sont donc présents dans les effluents (Éq. (1)). Dans la littérature, il n'existe pas d'étude concernant la dégradation du béton par les nitrates. Cependant, dans le cadre des études sur le nitrate d'ammonium, les ions ammonium sont présents en solution avec les ions nitrates. Même si ces derniers sont considérés comme inertes vis-à-vis du béton, il est difficile de savoir quel ion est responsable des dégradations observées. Les ions nitrate pourraient donc potentiellement participer à la dégradation du béton.

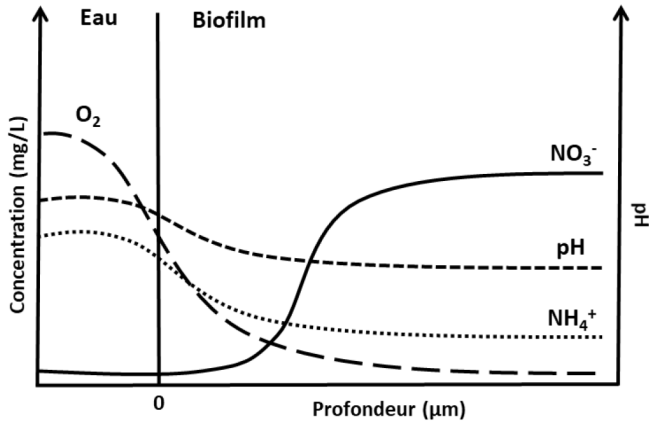
## 3 Impact de la contrainte mécanique

Le procédé de traitement par biofiltre présente une contrainte mécanique plus importante que le procédé par boues activées du fait de la présence de matériau support pour les bactéries sous forme de billes qui peuvent être abrasives pour le béton. Cette différence de contrainte mécanique peut être à l'origine de dégradations du béton plus importantes dans les biofiltres que dans les bassins de boues activées. Bischof et al. [8] ont analysé l'usure du béton dans des biofiltres et des bassins de boues activées de plusieurs STEP et, pour une même dureté de l'eau, les dégradations observées dans les biofiltres sont plus importantes que celles observées dans les bassins de boues activées. Cependant, les différences entre les dates de mise en fonctionnement des ouvrages ne sont pas prises en compte dans ces observations. L'usure plus importante observée dans les biofiltres peut donc venir du fait que ces ouvrages sont plus vieux que les bassins à boues activées. Il en est de même concernant les charges appliquées en ammonium. L'intensité de nitrification peut donc être très différente entre les ouvrages et influencer de manière non négligeable les taux de dégradation observés. D'autre part, dans le cas du biofiltre de la station Seine Centre, si l'érosion mécanique a une influence sur la dégradation du béton, celle observée dans la zone du massif devrait être plus importante que celles des autres zones, or, ce n'est pas le cas.

## 4 Impact du biofilm

### 4.1 Biofilm nitrifiant

Dans les ouvrages de nitrification, les bactéries sont présentes dans le massif de billes et sur les parois en béton sous forme de biofilm. Un biofilm est une structure hétérogène, composée de microorganismes et d'une matrice extracellulaire, adhérente à une surface. Au sein d'un biofilm nitrifiant, il existe une diversité microbienne et des gradients de concentrations en ions  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{O}_2$  et pH (Fig. 6) [19–21].



**Fig. 6.** Gradient de concentration en  $O_2$ ,  $NO_3^-$ ,  $NH_4^+$  et pH au sein d'un biofilm nitrifiant (d'après T.C. Zhang et P.L. Bishop, 1996 [21]).

Ces gradients varient notamment selon l'épaisseur du biofilm et les concentrations retrouvées dans l'effluent. Dans les couches les plus profondes du biofilm, les concentrations retrouvées en substrats et produits peuvent ainsi être différentes de celles retrouvées dans l'effluent [20]. En profondeur du biofilm, la concentration en  $O_2$  est généralement faible voire nulle et les ions  $NO_3^-$  sont retrouvés à une concentration supérieure à celle de l'effluent. Ces zones dépourvues d' $O_2$  et riches en  $NO_3^-$  sont appelées des zones anoxiques. Les concentrations en ions  $NH_4^+$  et  $NO_2^-$  dans les couches profondes du biofilm sont quant à elles généralement plus faibles que celles de l'effluent. Elles peuvent cependant être non négligeables. Le pH retrouvé au sein du biofilm est également inférieur à celui de l'effluent [21].

## 4.2 Biofilm dans le massif de billes

Dans le massif de billes, lorsque le biofiltre est en fonctionnement, ou dans les bassins biologiques en culture libre, l'activité biologique ne semble pas impacter la dégradation du béton. En effet, les bactéries nitrifiantes produisent des protons dans l'effluent qui sont tamponnés par les ions  $HCO_3^-$  naturellement présents dans les eaux usées [2]. Le pH de l'effluent reste compris entre 7 et 8 et ne dégrade donc pas le béton [10,11]. Comme détaillé dans la section 2.1, l'activité du biofilm dans le massif de billes peut cependant avoir un impact lorsque le biofiltre est à l'arrêt et que le pH de l'effluent atteint des valeurs inférieures à 7 [10].

## 4.3 Biofilm sur la paroi en béton

### 4.3.1 Nitrification

À l'interface biofilm/béton, la production locale d'acidité par le biofilm peut entraîner des zones ayant des pH inférieurs à celui de l'effluent (Fig. 6). Ces pH peuvent être inférieurs à 7 et dégrader la paroi en béton. Dans la littérature, cette production locale d'acidité est reportée comme étant la principale cause des dégradations observées [8,9]. Elle va induire la dissolution des composés

alcalins du béton (Portlandite ( $Ca(OH)_2$ ), C-S-H) avec une lixiviation d'ions calcium ( $Ca^{2+}$ ) et sa dégradation progressive. À la surface du matériau, cela se traduit par une zone présentant une porosité plus importante que celle du matériau sain et l'apparition des premiers granulats. Drugă et al. [22], ont mis en évidence par microscope optique et test à la phénolphthaléine, sur des échantillons de béton avec des ciments CEM I et CAC exposés pendant 35 jours dans un bassin de boues activées, des couches de dégradation de respectivement 95 et 45  $\mu m$ . Le pH de surface des échantillons, déterminé par papier pH, est de respectivement 6 et 7 pour les ciments CEM I et le CAC. Leemann et al. [14] ont quant à eux mis en évidence, par microscope électronique à balayage (MEB), une épaisseur de dégradation moyenne de 105  $\mu m$  sur des échantillons de béton de ciment CEM I exposés pendant 282 jours dans trois bassins de boues activées et un biofiltre. Dans le biofiltre de la station Seine Centre en fonctionnement depuis une dizaine d'années et construit à partir de ciment CEM V, des dégradations équivalentes de 5 millimètres de profondeur sont observées au niveau de la lame d'eau traitée et du massif de matériau support des bactéries (Fig. 3). Le pH de surface du béton, estimé à la phénolphthaléine, est inférieur à 9 dans les deux zones. Dans un biofiltre, le biofilm se développe sur la paroi de l'ouvrage au niveau du massif support des bactéries mais il peut également être présent sur la paroi au niveau de la lame d'eau traitée. Ainsi, si l'intensité de nitrification est équivalente dans la zone de la lame d'eau traitée et du massif, alors l'activité biologique nitrifiante peut potentiellement être responsable de la dégradation du béton observée dans le biofiltre de la station Seine Centre (Fig. 4).

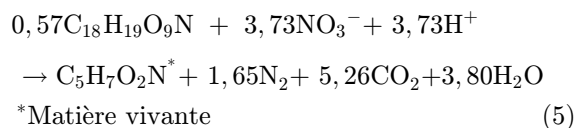
### 4.3.2 Ions ammonium, nitrites et nitrates

À l'interface biofilm/béton, les concentrations en ions  $NH_4^+$ ,  $NO_2^-$  et  $NO_3^-$  retrouvées peuvent être non négligeables voire supérieures à celle de l'effluent dans le cas des nitrates (Fig. 6). Les ions ammonium présents dans le biofilm n'ont potentiellement pas d'impact sur la dégradation du béton puisque dans la colonne d'eau ils sont retrouvés à des concentrations supérieures et qu'ils ne dégradent pas le béton. Les ions nitrites et nitrates participent quant à eux potentiellement à la dégradation du béton puisqu'ils sont retrouvés dans le biofilm à des concentrations plus importantes que dans l'effluent. Cependant, dans la littérature, il n'existe pas de travaux relatifs à l'impact des ions nitrites et nitrates sur la dégradation du béton.

### 4.3.3 Dénitrification

Les zones anoxiques retrouvées en profondeur du biofilm peuvent être le siège d'une réaction biologique, appelée la dénitrification, qui transforme les nitrates en diazote ( $N_2$ ). Il existe différentes réactions globales de dénitrification proposées dans la littérature selon la formule utilisée pour représenter la matière vivante. Une des réactions globales de dénitrification, proposée par Henze et al. [23], est présentée dans l'équation (5). La dénitrification est réalisée par une grande variété de bactéries hétérotrophes qui

utilisent le carbone organique pour produire leur biomasse et la réduction des nitrates comme source d'énergie [6].



La réaction de dénitrification peut potentiellement participer à la détérioration du béton dans les ouvrages de nitrification en STEP. Bischof et al. [8] ont analysé l'état du béton dans des bassins de boues activées et des biofiltres de dénitrification en fonctionnement depuis plusieurs années. Une usure du béton pouvant aller jusqu'à 1 mm a été mesurée. Toutefois, la dégradation du béton liée à la dénitrification est moins importante que celle liée à la nitrification. En effet, dans une même STEP et pour le même type de procédé, l'usure du béton observée dans les ouvrages de nitrification est plus importante que dans les ouvrages de dénitrification [8]. Il est à noter que les différences entre les dates de mise en fonctionnement des ouvrages ne sont pas prises en compte dans cette observation. L'usure plus importante observée dans les ouvrages de nitrification peut donc venir du fait que ces ouvrages sont plus vieux que les ouvrages de dénitrification.

## 5 Conclusion et perspectives

La dégradation du béton dans les ouvrages de nitrification a été étudiée par une seule équipe à l'heure actuelle. Les mécanismes de dégradation, déduits à partir d'essais *in situ*, sont reportés comme étant une attaque acide des  $\text{H}^+$  produits par le biofilm nitrifiant qui induit la dissolution des composés alcalins du béton avec une décalcification. Cette attaque est ralentie par la formation d'une couche de calcite protectrice dans le matériau qui est issue de la précipitation du calcium dissout et des éléments carbonatés ( $\text{HCO}_3^-$  ou  $\text{CO}_3^{2-}$ ) présents dans les eaux usées. Cependant, d'autres paramètres qui ne sont pas pris en compte dans les études menées en Suisse, peuvent être à l'origine de la dégradation du béton. En effet, les dégradations dans les ouvrages de nitrification peuvent avoir une origine chimique et être générées par le pH de l'effluent ou les ions  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_2^-$  et  $\text{NO}_3^-$  présents dans ce dernier. Elles peuvent être d'origine mécanique et liées à la présence de billes dans les biofiltres. Les dégradations peuvent également avoir une origine biologique et être induites par le biofilm présent dans le massif de billes ou sur la paroi du béton. L'analyse bibliographique de chacun des paramètres et les observations faites sur le biofiltre de la station Seine Centre du SIAAP montrent que la contrainte mécanique liée aux billes dans les biofiltres ne semble pas avoir d'impact sur la dégradation du béton dans ce type d'ouvrage. L'effluent ne semble également pas influencer sur la dégradation du béton dans les ouvrages en fonctionnement et à l'arrêt sauf dans le cas des ions  $\text{NO}_3^-$  dont l'impact sur le béton n'est pas connu dans la littérature. Les dégradations observées dans les biofiltres de nitrification semblent induites par l'activité biologique locale du biofilm

présent sur la paroi en béton. Ces dégradations peuvent résulter de l'acidité produite lors de la nitrification par le biofilm et/ou de la réaction de dénitrification qui peut avoir lieu en profondeur du biofilm. Elles peuvent également être liées à la présence des ions  $\text{NO}_2^-$  et  $\text{NO}_3^-$  à l'interface biofilm/béton. En plus des ions  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_2^-$  et  $\text{NO}_3^-$ , d'autres éléments azotés peuvent potentiellement participer à la dégradation du béton. En effet, les réactions de nitrification et de dénitrification sont ici présentées de manière simplifiée (Éqs. (1), (2) et (5)). En réalité, ce sont des réactions plus complexes qui ont plusieurs intermédiaires azotés tels que  $\text{NH}_2\text{OH}$  ou  $\text{N}_2\text{O}$  dans le cas de la nitrification [24]. Ces intermédiaires peuvent donc potentiellement être présents à l'interface biofilm/béton et jouer un rôle dans la dégradation du béton. L'étude du rôle respectif de chacun des paramètres décrits dans ce travail s'avère ainsi indispensable pour déterminer plus précisément les mécanismes mis en jeu dans la dégradation du béton des ouvrages de nitrification. Cela permettrait de proposer des préconisations en termes de choix de bétons et de mode d'exploitation pour limiter la dégradation des ouvrages.

## Références

1. Directive du conseil du 21 mai 1991 relative au traitement des eaux urbaines résiduaires (91/271/CEE).
2. G. Tchobanoglous, F.L. Burton, H.D. Stensel, Wastewater engineering: treatment and reuse, 4th ed., Mc Graw Hill, Metcalf & Eddy, Inc., 2003
3. Degrémont, Mémento technique de l'eau, Tome 2, pp. 422–423, 2005
4. Arrêté du 21 juillet 2015 relatif aux systèmes d'assainissement collectif et aux installations d'assainissement non collectif, à l'exception des installations d'assainissement non collectif recevant une charge brute de pollution organique inférieure ou égale à 1,2 kg/j de DBO<sub>5</sub>.
5. G. Pinay, C. Gascuel, A. Ménesguen, Y. Souchon, M. Le Moal (coord.), A. Levain, C. Etrillard, F. Moatar, A. Pannard, P. Souchu, L'eutrophisation: manifestations, causes, conséquences et prédictibilité. Synthèse de l'Expertise scientifique collective CNRS-Ifremer-INRA-Irstea (France), 148 p, 2017
6. G. Deronzier, S. Schérite, Y. Racault, J.-P. Canler, A. Liénard, A. Héduit, P. Duchène, Traitement de l'azote dans les stations d'épuration biologique des petites collectivités, Document Technique FNDAE, 79 p, 2001
7. S. Azimi, P. Ferreira, V. Rocher, C. Paffoni, A. Goncalves, Vieillessement des unités de biofiltration des eaux usées: bilan après 10 années de fonctionnement, L'Eau, L'Industrie, Les Nuisances 339, 58–66 (2010)
8. S. Bischof, B. Bühlmann, W. Hangartner, U. Huggenberger, P. Lunk, A. Leemann, U. Mühlethaler, K. Strahm, R. Von Schulthess, H. Widmer, Érosion du béton dans les bassins biologiques des stations d'épuration (Cahier technique No. 01), Cemsuisse, Suisse, 2010
9. A. Leemann, B. Lothenbach, C. Hoffmann, Biologically induced concrete deterioration in a wastewater treatment plant assessed by combining microstructural analysis with thermodynamic modeling, Cem. Concr. Res. 40, 1157–1164 (2010)



10. V. Rocher, C. Paffoni, A. Goncalves, S. Azimi, V. Legaigneur, Exploitation des unités de biofiltration des eaux résiduaires urbaines. Gestion des périodes d'arrêt. L'Eau, L'Industrie, Les Nuisances **325**, 59–67 (2009)
11. Norme FD P18-011. 2016. Béton – Définition et classification des environnements chimiquement agressifs – Recommandations pour la formulation des bétons.
12. <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/publications/vie-saine/recommandations-pour-qualite-eau-potable-canada-document-technique-durete.html>
13. <https://www.emse.fr/~bouchardon/enseignement/proces-sus-naturels/up2/web/chimie-carbonate-calcaire.htm>
14. A. Leemann, B. Lothenbach, H. Siegrist, C. Hoffmann, Influence of water hardness on concrete surface deterioration caused by nitrifying biofilms in wastewater treatment plants, Int. Biodeterior. Biodegrad. **64**, 489–498 (2010)
15. S. Assié, G. Escadeillas, V. Waller, Estimates of self-compacting concrete “potential” durability, Construct. Build. Mater. **21**, 1909–1917 (2007)
16. M. Alexander, A. Bertron, N. De Belie, Performance of cement-based materials in aggressive aqueous environments. RILEM State-of-the-Art Reports, Springer, Netherlands, Dordrecht, 2013
17. C. Le Bellégo, B. Gérard, G. Pijaudier-Cabot, Chemo-mechanical effects in mortar beams subjected to water hydrolysis, J. Eng. Mech. **126**, 266–272 (2000)
18. V.H. Nguyen, H. Colina, J.M. Torrenti, C. Boulay, B. Nedjar, Chemo-mechanical coupling behaviour of leached concrete Part I: Experimental results. Nucl. Eng. Des. **7** (2007).
19. S. Chen, J. Ling, J-P. Blancheton, Nitrification kinetics of biofilm as affected by water quality factors, Aquac. Eng. **34**, 179–197 (2006)
20. S. Okabe, H. Satoh, Y. Watanabe, In situ analysis of nitrifying biofilms as determined by in situ hybridization and the use of microelectrodes, Appl. Environ. Microbiol. **65**(7), 3182–3191 (1999)
21. T.C. Zhang, P.L. Bishop, Evaluation of substrate and pH effects in a nitrifying biofilm, Water Environ. Res. **68**(7), 1107–1115 (1996)
22. B. Drugă, N. Ukrainczyk, K. Weise, E. Koenders, S. Lackner, Interaction between wastewater microorganisms and geopolymer or cementitious materials: Biofilm characterization and deterioration characteristics of mortars, Int. Biodeterior. Biodegrad. **134**, 58–67 (2018)
23. M. Henze, P. Harremoës, J. La Cour Jansen, E. Arvin, Wastewater treatment – Biological and chemical processes, 3rd ed., Springer-Verlag, Berlin, 383 p, 1997
24. P. Wunderlin, J. Mohn, A. Joss, L. Emmenegger, H. Siegrist, Mechanisms of N<sub>2</sub>O production in biological wastewater treatment under nitrifying and denitrifying conditions, Water Res. **46**(4), 1027–1037 (2012)

**Citation de l'article** : Julie Lewi, Marielle Gueguen-Minerbe, Romain Mailler, Matthieu Peyre Lavigne, Issam Nour, Perrine Meche, Sam Azimi, Vincent Rocher, Thierry Chaussadent, Détérioration des matériaux cimentaires dans les ouvrages de nitrification des stations d'épuration, Matériaux & Techniques **108**, 306 (2020)