



0273-1223(94)00151-0

POPULATION DYNAMICS AND NITRITE BUILD-UP IN ACTIVATED SLUDGE AND BIOFILM PROCESSES FOR NITROGEN REMOVAL

J. L. Rols*, M. Mauret*, H. Rahmani*, K. M. Nguyen*,
B. Capdeville*, J. C. Cornier** and A. Deguin**

* Institut National des Sciences Appliquées, Département de Génie des Procédés Industriels, Unité de Recherche Traitement Biologique des Eaux, Complexe Scientifique de Rangueil, 31077 Toulouse Cédex, France

** Société d'Aménagement Urbain et Rural (SAUR), Challenger, 1 Avenue Eugène Freyssinet, 78064 Saint Quentin en Yvelines Cédex, France

ABSTRACT

This article has the objective of showing the cause effect relationship between the dynamics of growth of autotrophic populations involved in nitrification and the uncontrolled accumulation of nitrite ions. This accumulation results in a disequilibrium in number or viability between the genera *Nitrosomonas* and *Nitrobacter*. This disequilibrium can be imposed, for example, by an inhibition of the activity of the genus *Nitrobacter* linked to the presence of free ammonia in the environment. The threshold of inhibition and the resultant degree of accumulation of nitrite depend both on the history of the sludge utilised as inoculum (mixed autotrophic population or enriched in one of two sources) and on the hydraulic regime of the reactor (completely mixed reactor for the activated sludges and piston reactor for the fixed cultures). These results enable us to better understand the behaviour of a nitrification reactor and to propose solutions either to avoid the accumulation of nitrites or to intensify this accumulation with the goal of proposing a new process of nitrification-denitrification via the nitrites route (nitrites shunt).

KEYWORDS

Nitrification; population dynamics; dynamics; nitrite accumulation; inhibition; ammonia

INTRODUCTION

La pollution azotée constitutive d'une eau résiduaire urbaine se présente principalement sous forme ammoniacale. Un traitement intensif assurant l'élimination de cet azote nécessite la mise en oeuvre d'une première étape d'oxydation de l'ion ammonium en ion nitrate (nitrification), suivie d'une étape de réduction du nitrate en azote moléculaire (dénitrification). Ces deux étapes de traitement font intervenir la formation d'un intermédiaire commun : l'ion nitrite. La présence de nitrites dans un bassin de boues activées ou dans un réacteur à cultures fixées est un signe de mauvais fonctionnement de l'installation et apparaît plus fréquemment au cours de l'étape de nitrification. Ce processus biologique résulte de deux réactions consécutives réalisées par des bactéries autotrophiques du genre *Nitrosomonas* pour la nitrification ($\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NO}_2^-$) et du genre *Nitrobacter* pour la nitratisation ($\text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO}_3^-$). L'accumulation transitoire ou permanente de nitrites est la conséquence d'une dynamique de croissance des deux populations évoluant vers une prédominance du genre *Nitrosomonas* au détriment du genre *Nitrobacter*. Cette modification dynamique peut résulter soit des conditions de fonctionnement propices à la croissance de *Nitrosomonas* (taux de dilution, âge de boues), soit d'une inhibition de l'activité de *Nitrobacter* par une pression de sélection externe. Dans les deux cas, le rapport en nombre des deux populations est modifié de par des cinétiques de croissance différentes (l'inhibition étant un phénomène instantané) et de manière réversible ou non (selon le degré d'inhibition).

L'objectif de cet article est de faire une synthèse des observations et des résultats collectés lors d'expérimentations réalisées avec des boues activées en cultures floculées ou fixées. En utilisant comme pression de sélection l'effet inhibiteur de NH_3 libre, il est analysé le comportement d'une boue activée nitrifiante par rapport au régime hydraulique du réacteur dans lequel la nitrification est réalisée, et par rapport à l'histoire de la boue à travers le conditionnement de l'inoculum. Pour chaque cas, il est présenté le seuil d'inhibition de *Nitrobacter* par NH_3 libre et son impact sur la dynamique de croissance des populations et sur l'accumulation de nitrites (degré d'inhibition, réversibilité du phénomène, modélisation).

MATERIELS ET METHODES

Inhibition par NH_3 libre

NH_3 est la forme libre de l'azote ammoniacal en solution. Sa concentration dépend à la fois de la concentration en ions NH_4^+ , de la température et du pH. Ford (1980) a proposé une expression basée sur les équilibres ioniques en solution aqueuse pour estimer NH_3 libre. L'effet inhibiteur de NH_3 libre sur les germes *Nitrosomonas* et *Nitrobacter* a été quantifié par Anthonisen (1976). Une représentation sous forme d'abaque permet de définir des intervalles de concentrations en NH_3 libre pour lesquelles il est observé une inhibition de *Nitrobacter* (0.1 à 1 mg N- NH_3/l) et de *Nitrosomonas* (10 à 150 mg N- NH_3/l). Ces intervalles, délimitant les seuils d'inhibition, sont introduits pour tenir compte des phénomènes d'acclimatation des microorganismes à l'agent inhibiteur (seuil de tolérance variable) (Suthersan et Ganczarczyk, 1986 ; Turk et Mavinic, 1989 ; Balmelle et coll., 1992). De plus, du fait de la séparation marquée des intervalles de concentrations en NH_3 libre inhibitrices de *Nitrosomonas* et *Nitrobacter*, il apparaît que ce paramètre est un facteur de sélection de la flore nitrifiante. En effet, pour des concentrations en NH_3 libre comprises entre 1 et 10 mg N- NH_3/l , le genre *Nitrosomonas* devient prédominant et il en résulte un blocage de la nitrification au stade du nitrite. Cette situation a d'ailleurs été exploitée par Abeling et Seyfried (1992) dans le cas d'effluents fortement chargés en NH_4^+ , et par Rahmani et coll. (soumis a et b) dans le cas de cultures fixées.

Méthodes

Préparation des inocula. Au cours des expérimentations, différents types d'inoculum ont été utilisés : des inocula mixtes en bactéries nitrifiantes ou enrichis en *Nitrosomonas* ou *Nitrobacter*. La méthodologie de préparation de ces inocula est la suivante :

- la première étape consiste à développer une population mixte nitrifiante sur un substrat synthétique, à base de sulfate d'ammonium et caractérisé par un ratio COT/N- NH_4^+ de 0.125 (Watson et Valois, 1980). Une unité pilote de boues activées, à alimentation continue, avec recyclage de boues, est utilisée avec une faible charge organique (0.08 kg COT/kg MES.j) et un âge de boues de 20 jours. Ce pilote permet de fournir des inocula mixtes pour les expérimentations, ainsi que pour la préparation d'inocula enrichis.

- la seconde étape consiste à enrichir les inocula mixtes en germes *Nitrosomonas* ou *Nitrobacter*. Une unité pilote fonctionnant en mode semi-continu (Sequencing Batch Reactor) est utilisée. Pour la préparation d'inocula enrichis en *Nitrosomonas*, des cycles d'oxydation sont réalisés en augmentant progressivement la concentration en azote ammoniacal (de 100 à 400 mg N- NH_4^+/l) tout en maintenant les autres paramètres constants (température : 25° C, pH : 8, $\text{HCO}_3^-/\text{N-}\text{NH}_4^+$: 8.64, oxygène dissous 2.5 mg/l). Ainsi, une inhibition de *Nitrobacter* est imposée par NH_3 libre, ce qui a permis d'enrichir à 75 % la population en *Nitrosomonas*. Pour l'enrichissement des inocula en *Nitrobacter*, l'azote ammoniacal est remplacé par l'ion nitrite à des concentrations croissantes (60 à 200 mg N- NO_2^-/l).

Dans tous les cas, les milieux de cultures sont concentrés par centrifugation, fractionnés et congelés dans du glycérol à 25 % (v/v).

Expérimentations. Les expérimentations sont réalisées dans deux types de bioréacteurs :

- un réacteur à culture floculée fonctionnant en mode batch et de volume total 4 litres (Balmelle et coll., 1992)
- un réacteur à culture fixée sur un garnissage de Pouzzolane, fonctionnant en continu à flux ascendant et de volume total 45 litres (Rahmani et coll., soumis a). Des prises d'échantillon réparties sur la hauteur de colonne permettent de mesurer les gradients de concentration en azote.

Les techniques d'analyse des paramètres tels que NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , COT, MES sont issues des normes A.F.N.O.R. ou des "Standard Method".

RESULTATS EXPERIMENTAUX ET DISCUSSION

Etude des réactions de nitrification et nitratisation

Afin de mieux comprendre la dynamique de croissance d'une population nitrifiante mixte, il a été caractérisé les cinétiques biologiques des réactions de nitrification et de nitratisation. L'étude a consisté à analyser dans un réacteur batch l'influence intrinsèque d'un certain nombre de paramètres sur l'activité spécifique de cultures flocculées et enrichies en *Nitrosomonas* ou *Nitrobacter*. A partir des inocula précédemment, il est réalisé des cultures sur milieu minéral synthétique avec comme source d'azote des nitrites pour la croissance de *Nitrobacter* et l'ammoniacque pour *Nitrosomonas*. Les paramètres étudiés sont le pH (5 - 9.5), la température (5 - 35°C), la concentration en substrat azoté (30 - 1000 mg N/l) et la concentration en biomasse (50 - 2000 mg MES/l).

Les résultats de ces expérimentations sont présentés sur les figures 1 et 2, respectivement pour les cinétiques de nitrification et de nitratisation. Les vitesses exprimées sont des vitesses maximales de consommation des ions concernés, obtenues par régression linéaire des cinétiques dans le plan ($[\text{N}]$, t). Une comparaison des résultats des cultures enrichies en *Nitrosomonas* ou *Nitrobacter* montre que :

- la température optimale pour les deux types de cultures est de 25° C. Pour des températures inférieures, le facteur d'activation Q_{10} est d'environ 3.5.

- l'intervalle de pH optimal est borné par 7 et 8.5.

- d'après les résultats de Prince Agbodjan (1977), les constantes d'inhibition à demi saturation en substrat azoté sont de 780 mg N- NH_4^+ /l pour *Nitrosomonas* et 290 mg N- NO_2^- /l pour *Nitrobacter*. Bien que n'ayant pu mesurer ces constantes, nos résultats expérimentaux restent cohérents avec ces valeurs.

- les réactions suivent une cinétique d'ordre 0 par rapport à la concentration initiale en biomasse.

De ces observations expérimentales, les constantes cinétiques des deux réactions biologiques ont été identifiées (voir tableau 1) à partir du modèle de Monod appliqué à la consommation de chaque substrat azoté

$$r_s = \frac{\mu_{\max}}{Y_{\text{obs}}} \cdot \frac{S}{K_s + S} \cdot \left[Y_{\text{obs}} \cdot (S_0 - S) + X_{\text{ov}} \right]$$

avec :

- S : concentration en substrat azoté (NH_4^+ ou NO_2^-) à l'instant t (mg N/l)
- S_0 : concentration initiale en substrat azoté (mg N/l)
- μ_{\max} : taux de croissance exponentiel (h^{-1})
- Y_{obs} : rendement de conversion substrat-biomasse (mg MES/mg N)
- K_s : constante d'affinité (mg N/l)
- X_{ov} : concentration initiale en biomasse viable (mg MES/l)
- r_s : vitesse de dégradation du substrat azoté (mg N/l.h)

Parmi les paramètres identifiés, X_{ov} représente la fraction des microorganismes viables, au temps $t=0$, capables de se reproduire avec un taux de croissance μ_{\max} . Ce paramètre peut être utilisé pour définir la viabilité de l'inoculum utilisé à travers le coefficient :

$$T_v = X_{\text{ov}} / X_{\text{OT}} \quad \text{avec } T_v: \text{taux de viabilité}$$

X_{OT} : concentration initiale en microorganismes (mg MES/l)

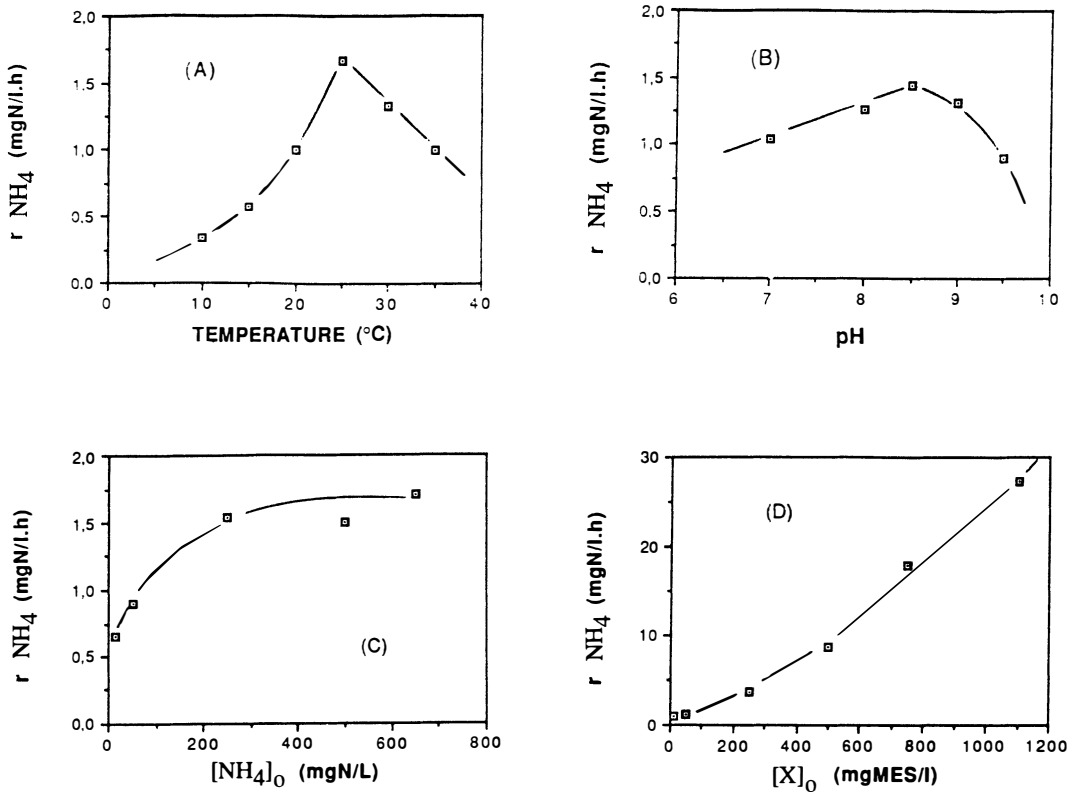


Fig. 1. Influence des paramètres température (A), pH (B), concentration initiale en ammonium (C) et concentration initiale en biomasse (D) sur les cinétiques de nitrification d'une culture enrichie en *Nitrosomonas*. Conditions opératoires : $T=25^{\circ}C$; $pH=8.1$; $[O_2]_{dissous}=5mg/l$; $[HCO_3]_0/[N-NH_4]_0=8.64$; $[NH_4]_0=40 mgN/l$; $[X]_0=90 mgMES/l$

TABLEAU 1 Constantes Cinétiques des Réactions de Nitrification et Nitrification à $25^{\circ}C$

PARAMETRE	NITROSOMONAS	NITROBACTER
μ_{max}	0.02	0.02
K_s (mg N/l)	1	2
Y_{obs} (mg MES/mg N)	0.05	0.015

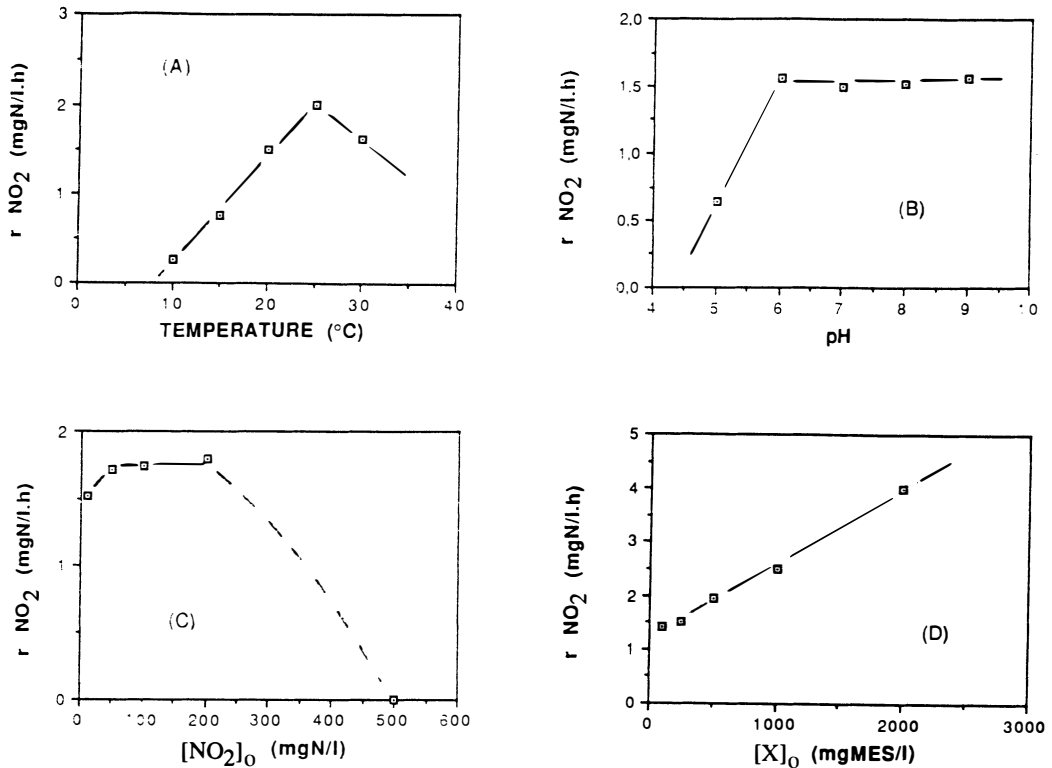


Fig. 2 . Influence des paramètres température (A), pH (B), concentration initiale en nitrite(C) et concentration initiale en biomasse (D) sur les cinétiques de nitrification d'une culture enrichie en *Nitrobacter*.
Conditions opératoires : T=25°C ; pH=8 ; $[O_2]$ dissous=5mg/l ; $[HCO_3]_0/[N-NO_2]_0=6.42$
 $[NO_2]_0=25$ mgN/l ; $[X]_0=500$ mgMES/l

Dans le cadre de nos expérimentations de nitrification et dénitrification, ce paramètre prend une valeur moyenne de 5% + ou - 2%, ce qui signifie que seulement 5% de la biomasse des deux inocula est viable et participe effectivement à la dégradation des substrats azotés. Ce modèle cinétique est donc un outil d'évaluation de la viabilité d'un inoculum, ce qui permet de caractériser la potentialité de nitrification d'une boue nitrifiante. De plus, à l'aide de ces modèles cinétiques de consommation de NH_4^+ et NO_2^- , il est possible de simuler la réaction de nitrification par une population mixte. En effet, disposant des constantes cinétiques, et de l'équation d'accumulation transitoire des nitrites définie par :

$$\frac{dNO_2}{dt} = r_{NH_4} - r_{NO_2}$$

on a accès facilement, par l'intermédiaire d'un résultat expérimental, aux taux de viabilité des deux populations. Dès lors, le modèle de nitrification peut être simulé dans des conditions expérimentales pour lesquelles la concentration en azote ammoniacal est différente, ou le ratio en nombre de bactéries actives *Nitrosomonas/Nitrobacter* varie. Ainsi, la simulation d'une dynamique de croissance des deux populations débouche sur une estimation de la cinétique d'accumulation de NO_2^- dans le milieu de culture. Ceci est illustré sur la figure 3 où il est reporté une simulation des cinétiques de nitrification et dénitrification pour deux ratios en nombre différents. Concrètement, ce déséquilibre peut être imposé par une pression de sélection telle que l'inhibition sélective de *Nitrobacter* par NH_3 libre. C'est ce phénomène qui sera étudié par la suite.

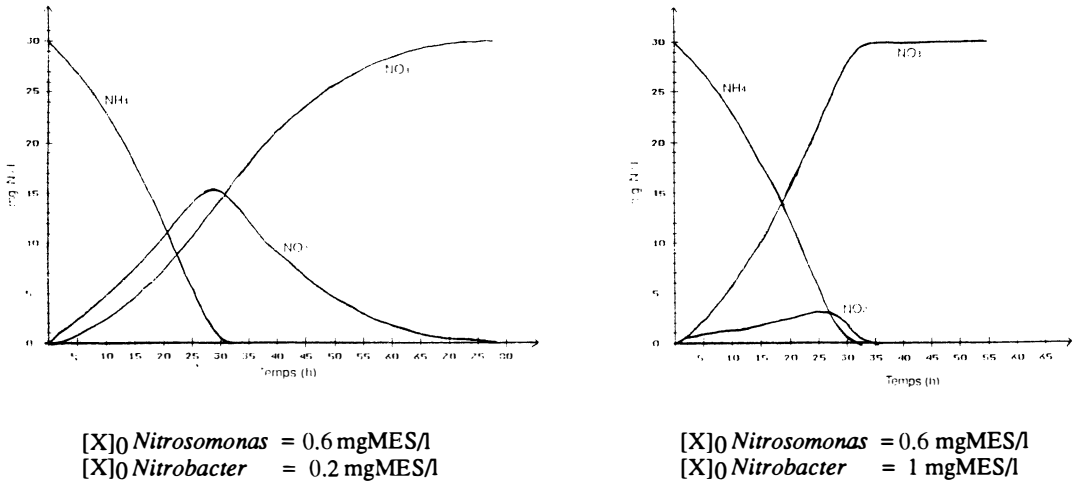


Fig. 3. Simulation des cinétiques de nitrification et nitratisation

Analyse de l'inhibition par NH_3 libre

Lorsque les deux réactions consécutives de la nitrification sont prises séparément, il a été montré que les cinétiques d'oxydation de NH_4^+ ou de NO_2^- sont fonctions du taux de viabilité de l'inoculum (activité et nombre de microorganismes). De par les effets potentiels d'inhibition, la concentration en NH_3 libre est un facteur qui peut moduler sélectivement l'activité de *Nitrobacter* par rapport à celle de *Nitrosomonas* (les seuils d'inhibition étant différents sur l'échelle concentration). Des expérimentations ont été réalisées de manière à définir les seuils d'inhibition de *Nitrobacter* par NH_3 libre en fonction de l'histoire de l'inoculum et du régime hydraulique du réacteur, et à analyser la réversibilité du phénomène.

Une première série d'expérimentations a consisté à réaliser des cultures en réacteur batch à partir d'inocula enrichis en germes *Nitrosomonas*. La concentration en NH_3 libre est modifiée en jouant sur la concentration en NH_4^+ de 15 à 500 mg N/l. Les résultats exprimés en pourcentage d'inhibition de la nitratisation par le rapport $100 [\text{N-NO}_2^-]/[\text{N-NO}_x]$ sont présentés sur la figure 4 (A). Une inhibition totale de la nitratisation est observée pour une concentration en NH_3 libre supérieure à 3 mg N/l. Ce seuil est situé au delà de l'intervalle de concentrations inhibitrices introduit par Anthonisen (1976). Cependant, Turk et Mavinic (1989) ont montré l'aptitude d'acclimatation d'une boue nitrifiante dans un réacteur à alimentation continue, induisant une tolérance à NH_3 libre jusqu'à 5 mg N/l. Il apparaît donc que l'histoire de l'inoculum (dans notre cas enrichissement en présence de fortes concentrations en NH_3 libre) ou la conduite du réacteur (réacteur à alimentation continue) sont deux facteurs susceptibles de modifier la dynamique de croissance de *Nitrobacter* en présence de NH_3 libre du fait d'une induction d'acclimatation. Ces deux facteurs sont donc à prendre en considération dans le cas d'une culture en population mixte. Une deuxième observation de ces expérimentations concerne l'irréversibilité du phénomène induit par l'inhibition (accumulation permanente de Nitrites). En effet, une culture batchensemencée avec un inoculum appauvri en *Nitrobacter* ne retrouve pas son activité de nitratisation dès lors que la concentration en NH_3 libre devient inférieure au seuil d'inhibition par consommation de NH_4^+ . Ce phénomène est directement lié à l'histoire de l'inoculum et est perpétué lors de la culture batch par l'action d'inhibition. Il en résulte alors un déséquilibre marqué des deux populations en nombre (préparation de l'inoculum) et en dynamique de croissance (inhibition) ne permettant pas d'observer un retour d'activité lorsque l'inhibition est appliquée à l'échelle de temps d'une culture batch.

Une deuxième série d'expérimentations a consisté à réaliser des cultures en réacteur batch à partir d'inocula constitués d'une population mixte de *Nitrosomonas* et *Nitrobacter*. Une vérification de l'homogénéité des inocula avant ensemencement de chaque culture est systématiquement réalisée à l'aide de tests d'oxydation de NH_4^+ et NO_2^- . La concentration en NH_4^+ balaie l'intervalle 15 - 500 mg N/l et les résultats sont présentés sur la figure 4 (B). Dans ces conditions expérimentales standards, il n'est pas observé de seuil d'inhibition totale de *Nitrobacter* jusqu'à des concentrations en NH_3 libre de 17 mg N/l. Par contre, au delà de 3 mg N- NH_3 /l, il apparaît une accumulation transitoire de nitrites pouvant atteindre 50 % de l'azote ammoniacal initial. Mais cette inhibition partielle de *Nitrobacter* induit un phénomène réversible.

En effet, dès lors que la concentration en NH_3 libre de la culture devient inférieure à 4 mg N/l du fait de la consommation de NH_4^+ , la réaction de nitrification retrouve les caractéristiques cinétiques maximales de l'inoculum. Dans ce cas, le temps de retour d'activité de *Nitrobacter* est très court et incomparable avec celui observé dans les expérimentations précédentes. De ce fait, l'inhibition atténuée temporairement l'activité du microorganisme (activité quasi nulle tant que l'inhibition est maintenue) sans en modifier sensiblement le nombre (inoculum riche en *Nitrobacter*).

De ces deux séries d'expérimentations, il apparaît donc que le phénomène d'inhibition est caractérisé par une inhibition spécifique du microorganisme que l'on doit exprimer par le rapport des concentrations N- NH_3 libre/biomasse viable plutôt que par la seule concentration en NH_3 libre. Des tentatives de détermination du seuil d'inhibition à partir des résultats expérimentaux ont permis de définir le seuil compris entre 0.5 et 3 mg N- NH_3 /mg Xov *Nitrobacter*.

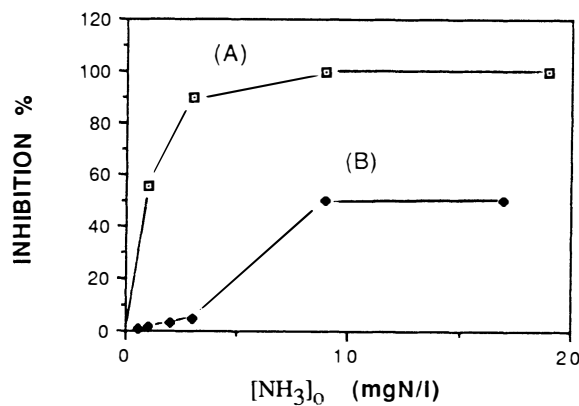


Fig. 4. Influence de la concentration initiale en NH_3 libre sur le pourcentage d'inhibition de la réaction de nitrification en réacteur batch : (A) inoculum enrichi en *Nitrosomonas* (B) inoculum mixte.

Conditions opératoires : $T=25^\circ\text{C}$; $\text{pH} = 8.1$; $[\text{O}_2 \text{ dissous}] = 5 \text{ mg/l}$; $[\text{HCO}_3^-]_0/[\text{N-NH}_4^+]_0 = 8.64$; $[\text{NH}_4]_0$ variable ; $[\text{X}]_0 = 100 \text{ mgMES/l}$

Enfin, une troisième série d'expérimentations a consisté à étudier le phénomène d'inhibition dans des réacteurs à alimentation continue. Un réacteur à cultures fixées, constitué d'un garnissage de Pouzzolane et ensemencé par un inoculum enrichi en *Nitrosomonas*, a été mis en œuvre sur une durée de 6 mois. Une alimentation continue en effluent synthétique concentré à 110 mg N- NH_4^+ /l a permis d'obtenir les résultats présentés sur la figure 5. Le pH n'étant pas régulé, le gradient de NH_3 libre dans le réacteur résulte d'une consommation de NH_4^+ et d'une acidification du milieu. Par rapport à l'azote ammoniacal, ce réacteur permet d'éliminer une charge volumique de 0.44 kg N- NH_4^+ /m³.j pour une charge hydraulique de 0.45 m³/m².h.

Une analyse des gradients de concentrations en nitrites et nitrates montre une accumulation de nitrites sur les 150 premiers centimètres, puis une nitrification sur les 60 derniers centimètres. Cette transition apparaît dans la colonne dès que la concentration en NH_3 libre est inférieure à 0.1 mg N/l. Ce seuil est bien différent des seuils observés précédemment en cultures floculées. Dans ce cas, il est cumulé les effets de l'inoculum (enrichi en *Nitrosomonas*), de l'inhibition par NH_3 libre (inhibition irréversible dans la première partie de la colonne), et du régime hydraulique (écoulement piston de la phase liquide). Il en résulte alors une répartition spatio-temporelle différente des germes *Nitrosomonas* et *Nitrobacter* dans le réacteur débouchant sur le découplage des deux réactions consécutives de la nitrification. Si ce même réacteur avait été ensemencé par un inoculum mixte, nous aurions obtenu un découplage partiel des deux réactions résultant d'un seuil d'inhibition par NH_3 libre plus élevé.

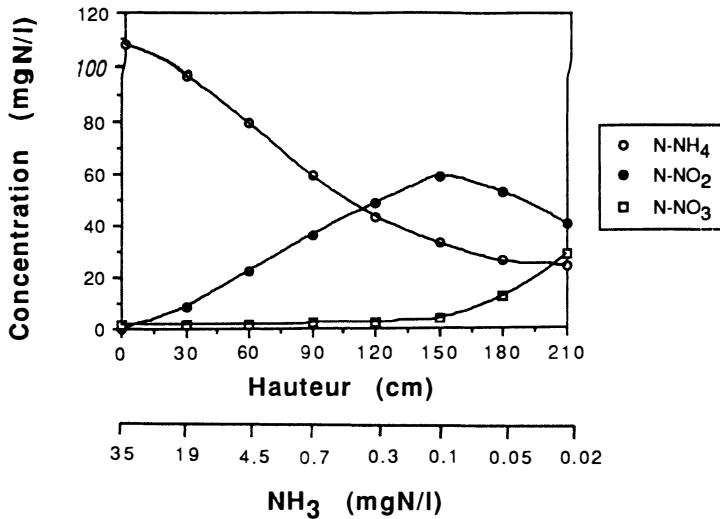


Fig. 5 . Evolution des gradients de concentration des formes azotées dans le réacteur à garnissage en régime stationnaire.

Le cas des cultures floculées en réacteur à alimentation continue couplé à un clarificateur a également été traité pour un régime hydraulique correspondant à un réacteur infiniment mélangé. Dans ce type de réacteur, la concentration en azote ammoniacal est faible, et il en résulte des concentrations en NH₃ libre quasiment nulles (pour des concentrations d'alimentation en NH₄⁺ allant jusqu'à 150 mg N/l, un temps de séjour hydraulique de 10 h et un âge de boues de 16 j). Dans cette gamme de concentrations, il ne peut être observé d'inhibition liée directement à NH₃ libre. Par contre, cette inhibition peut apparaître dans le cas où l'activité de *Nitrosomonas* est ralentie par un autre facteur que NH₃ libre (par exemple la température, le pH, la teneur en oxygène dissous, l'alcalinité...) donnant lieu à une augmentation de la concentration résiduelle en NH₄⁺. L'inhibition par NH₃ libre peut également avoir lieu dans le cas d'effluents fortement chargés en NH₄⁺ (effluents industriels). Notons enfin que, par rapport à une culture batch, le comportement d'une culture à alimentation continue est différent à cause premièrement des concentrations en NH₄⁺ plus faible avec lesquelles la boue nitrifiante est mise en contact, deuxièmement de l'impact minime de la constitution de l'inoculum (mixte ou enrichi), et troisièmement de la possibilité d'adaptation de la population à NH₃ libre (déplacement du seuil d'inhibition).

CONCLUSION

Une accumulation de nitrites dans un processus de nitrification résulte généralement d'une modification des dynamiques de croissance des germes *Nitrosomonas* et *Nitrobacter*. Il est montré que les principaux facteurs susceptibles d'interférer sur cette dynamique sont la nature de l'inoculum (rapport en nombre des deux populations et viabilité), l'inhibition par NH₃ libre (croissance de *Nitrobacter* ralentie), le mode de conduite du réacteur (batch ou alimentation continue) et le régime hydraulique du réacteur (infiniment mélangé ou piston). La possibilité de combiner ces 4 facteurs dans les procédés à cultures floculées ou fixées rend difficile la détermination d'un seuil d'inhibition de *Nitrobacter* par NH₃ libre et il est préférable de caractériser ce seuil par le rapport [N-NH₃]/[biomasse viable]. De même, selon les échelles de temps de la culture, il est difficile de caractériser les cinétiques de retour d'activité lorsque les conditions d'inhibition sont levées. La prédiction de l'accumulation de nitrites dans une culture reste cependant possible moyennant une étude expérimentale visant à caractériser le taux de viabilité de la boue nitrifiante. Cette approche est particulièrement intéressante dans le cas où l'accumulation des nitrites est recherchée car elle permet de prédire les conditions optimales de mise en œuvre des microorganismes pour lesquelles l'activité de *Nitrobacter* est ralentie. Ce nouveau concept de traitement des pollutions azotées via les nitrites est expérimenté depuis seulement quelques années et laisse présager d'une prochaine intégration dans les procédés d'épuration.

REMERCIEMENTS

Ce programme de recherche a reçu un soutien financier de la part de la Société SAUR (filiale du groupe Bouygues) et s'inscrit en partie dans le cadre de la réalisation d'un programme Européen STEP intitulé : "optimisation des processus et procédés biologiques de conversion des pollutions aqueuses azotées". Les auteurs souhaitent également remercier Mmes J. Chudoba, C. Marrot et C. Brouzes qui ont réalisé les expérimentations.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Abeling, U. et Seyfried, C.F. (1992). Anaerobic-aerobic treatment of high-strength ammonium wastewater-Nitrogen removal via nitrite. Wat. Sci. Tech., 26 (5/6), 1007-1015.
- Anthonisen, A. C. (1976). Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. J.W.P.C.F., 48, 5, 835-852.
- Balmelle, B., Nguyen, K.M., Capdeville, B., Cornier, J.C. et Deguin, A. (1992). Study of factors controlling nitrite build-up in biological processes for water nitrification. Wat. Sci. Tec., 26 (5/6), 1017-1025.
- Ford, D.L. (1980). Comprehensive analysis of nitrification of chemical processing wastewaters. J.W.P.C.F., 52, 11, 2726-2746.
- Prince Agbodjan, W. (1977). Contribution à l'étude théorique et expérimentale des phénomènes de nitrification dans les processus de traitement biologique des eaux usées. Thèse Docteur Ingénieur n°22 INSA Toulouse
- Rahmani, H., Rols, J.L., Capdeville, B., Cornier, J.C. et Deguin, A. (soumis a). Nitrite build-up during wastewater nitrification in a submerged granular biofilter. Wat. Res.
- Rahmani, H., Rols, J.L., Capdeville, B., Cornier, J.C. et Deguin, A. (soumis b). Nitrite removal by a fixed culture in a submerged granular biofilter. Wat. Res.
- Suthersan, S. et Ganczarzyk, J.J. (1986). Inhibition of Nitrite oxidation during nitrification, some observations. Water Poll. Res. J. Canada, 21, 2, 257-266.
- Turk, O. et Mavinic, D.S. (1989). Stability of nitrite build-up in an activated sludge system. J.W.P.C.F., 61, 8, 1440-1448.
- Watson, S.W. et Valois, F.W. (1980). The family *Nitrobacteraceae*. dans : The Prokaryotes, a Handbook on Habitats, Isolation, and Identification of Bacteria, New York, I, 1005 - 1019.