

# la dénitrification dans les sols : régulation de son fonctionnement et applications à la dépollution

par Jean-Claude Germon et Yves Couton

INRA, CMSE, laboratoire de Microbiologie des sols, 17, rue Sully, 21034 Dijon cedex  
*germon @dijon.inra.fr*

## Introduction

Lors des premiers travaux sur la dénitrification dans les sols (Dehérain et Maquenne, 1882), cette transformation était perçue comme une perte d'azote utilisable par la plante. On ne s'est intéressé à son rôle épurateur et protecteur de la qualité des eaux que plus tard, avec l'accroissement des pollutions azotées (Mariotti, 1994). En effet, les entrées d'azote dans la biosphère ont fortement crû depuis un siècle avec la production de fertilisants de synthèse, l'intensification de la culture des légumineuses et le retour au sol des pollutions azotées atmosphériques dues à la combustion des carburants fossiles ; elles ont été accompagnées d'un accroissement généralisé des teneurs en azote minéral des eaux de surface ou profondes, conduisant à des situations préoccupantes comme dans le Nord de l'Europe ou l'Ouest de la France. La dénitrification conduit aussi à la production de protoxyde d'azote ( $N_2O$ ), gaz fortement impliqué dans l'accroissement de l'effet de serre (Germon *et al.*, 1999). La dénitrification dans le sol et le sous-sol apparaît donc comme un mécanisme protecteur de la qualité des eaux. On peut essayer de tirer profit de son fonctionnement naturel ou induit pour réduire les pollutions nitriques d'origines diffuses ou pour mettre en place des systèmes de traitement de pollutions azotées localisées. Il importe de s'assurer en même temps qu'elle n'accroisse pas les émissions de  $N_2O$ .

## La régulation de la dénitrification dans les sols

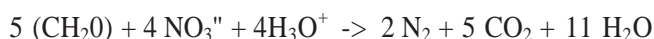
### La microflore dénitrifiante

Le fonctionnement de la dénitrification biologique dans les sols est assuré par la microflore dénitrifiante, microflore bactérienne anaérobie facultative très répandue, dont le niveau de population est rarement le facteur limitant de l'activité dénitrifiante dans les horizons de surface. Des niveaux de populations dénitrifiantes de  $10^6$  bactéries par gramme de sol sont fréquents dans les horizons labourés (Chèneby *et al.*, 1998) ; ces populations décroissent avec la profondeur (Weier et Mc Rae, 1992) sans disparaître complètement : la présence de bactéries dénitrifiantes a été démontrée dans différents aquifères profonds (Mariotti, 1994). En absence de nitrate et de conditions favorables à la dénitrification, ces populations sont capables de se maintenir durablement dans le sol et le sous-sol : les *Pseudomonas* (voir encadré page suivante), qui constituent le genre le plus fréquemment isolé, sont capables de développer un métabolisme fermentaire adapté aux conditions de survie et qui ne peut assurer la croissance en conditions de milieu plus favorables (Jorgensen et Tiedje, 1993).

### Les facteurs proximaux

La dénitrification ne fonctionne efficacement que lorsque cette microflore est placée en conditions favorables. Les facteurs de régulation qui interviennent directement sur la microflore, facteurs qualifiés de *proximaux*, sont l'oxygène, la disponibilité en azote oxydé et en substrat carboné.

La dénitrification est un mode de respiration anaérobie dans lequel les nitrates ou leurs dérivés se substituent à l'oxygène et contribuent à l'oxydation de la matière organique selon le schéma global :



L'oxygène est un inhibiteur du fonctionnement et/ou de la synthèse de la plupart des enzymes impliquées dans la dénitrification ; dans le sol le fonctionnement de la dénitrification dépend du niveau d'humidité qui conditionne l'aération et le niveau d'anoxie<sup>1</sup> (Grundman et Rolston, 1987). L'activité dénitrifiante du sol croît de façon exponentielle avec la part de la porosité occupée par l'eau, à partir d'un seuil situé généralement entre 60 et 65% de cette porosité. Les variations d'humidité des sols liées à la pluviométrie induisent un fonctionnement de la dénitrification par « puises » (à-coups), avec une variabilité dans le temps qui la rend difficilement mesurable.

La présence de nitrate ou d'une forme oxydée de l'azote est indispensable au fonctionnement de la dénitrification : en matière d'épuration, l'azote ne peut être dénitrifié que s'il est auparavant nitrifié. Dans le sol, la réponse de l'activité dénitrifiante à la concentration en nitrate est dite « de type Michaelis-Menten », avec une constante apparente d'affinité *Km* variable selon les sols et généralement de 2 ou 3 ordres de grandeur supérieure à la constante d'affinité mesurée sur les cultures pures de bactéries : sur des sols non remaniés, Hénault (1993) et Schipper *et al.* (1993) ont défini respectivement un *Km* apparent de 22 et 5 mg d'azote par kg de sol.

La disponibilité en substrat organique est, après l'aération, le principal facteur de régulation de la dénitrification dans les sols : de nombreuses relations ont été définies entre la teneur en différentes formes de carbone du sol et l'activité dénitrifiante potentielle ou réelle. En conditions favorables, la cinétique de dénitrification dans le sol suit celle de la minéralisation du carbone et permet ainsi de définir une quantité d'azote potentiellement dénitrifiable en relation avec le carbone minéralisable (Germon *et al.*, 1983). On peut ainsi définir les quantités de composés carbonés nécessaires à la réduction des nitrates dans les conditions de fonctionnement du sol : Reddy *et al.* (1982) ont ainsi mesuré sur des suspensions de sols placées en anoxie un rapport molaire entre le nitrate consommé et le CO<sub>2</sub> dégagé variant de 0,6 à 1,8 -valeurs proches du ratio théorique de 0,8 tiré de l'équation d'équilibre de la réaction.

Par ailleurs certaines bactéries dénitrifiantes sont chimiolithotrophes<sup>2</sup> et peuvent utiliser des composés minéraux comme source de pouvoir réducteur, notamment des composés soufrés et/ou ferreux réduits : ces microflores sont particulièrement efficaces dans certains aquifères (Köller *et al.*, 1985).

### Les facteurs distaux

Le fonctionnement de la microflore dénitrifiante est soumis indirectement à la régulation de facteurs climatiques et cultureux qui interviennent par l'intermédiaire des facteurs précédents : pluviométrie, apports de fertilisants azotés, de matières organiques, travail du sol, irrigation, etc., facteurs appelés *distaux*.

#### Les *Pseudomonas*

Il s'agit d'un vaste ensemble de Bactéries, que les spécialistes classent et reclassent... Elles ont en commun, notamment, d'être « Gram négatif » et plutôt en forme de bâtonnets. Sinon, leur respiration est du type aérobie à moins qu'il ne soit du type anaérobie facultatif. Ces Bactéries sont incapables de fixer l'azote atmosphérique.

Très fréquents dans les sols et dans l'eau douce, les représentants du « groupe *Pseudomonas* » sont polyphages, capables de dégrader de très nombreux composés organiques naturels ou artificiels. Ils vivent libres ou en association avec des plantes ou des animaux. Ils intéressent de nombreux scientifiques, depuis les spécialistes des sciences du sol jusqu'aux médecins.

<sup>1</sup> Anoxie : absence d'oxygène ;

<sup>2</sup> Les organismes chimiolithotrophes tirent leur énergie métabolique de phénomènes d'oxydo-réduction à partir de substrats inorganiques.

### La formation de composés intermédiaires ( $\text{NO}_2^-$ , $\text{NO}$ , $\text{N}_2\text{O}$ )

La réduction des nitrates peut conduire à la libération de composés néfastes pour l'environnement : les nitrites peuvent s'accumuler de façon transitoire et sont en général repris rapidement par le métabolisme réducteur : l'oxyde nitrique ( $\text{NO}$ ) est peu émis à l'état libre : sa production à partir du sol semble davantage liée au fonctionnement de la nitrification. Le protoxyde d'azote ( $\text{N}_2\text{O}$ ) est émis régulièrement au cours de la dénitrification et de la nitrification (rappelons que ce gaz est fortement impliqué dans l'effet de serre et la décomposition de l'ozone stratosphérique). La fraction d'azote dénitrifiée émise sous forme de  $\text{N}_2\text{O}$  est excessivement variable en fonction des conditions de milieu : l'intensité de ces émissions par le sol dépend moins de l'intensité de l'activité dénitrifiante que de l'aptitude de la microflore à réduire  $\text{N}_2\text{O}$  en  $\text{N}_2$  : les sols qui apparaissent fortement émetteurs sont ceux dans lesquels cette réduction est ralentie (Hénault *et al.*, 1998). Les principaux facteurs défavorables à cette réduction sont les pH acides, l'aération et la disponibilité en nitrates.

### Les possibilités d'intervention sur l'intensité de la dénitrification dans le sol

L'idée d'intervenir sur la dénitrification dans les sols n'est pas récente : Dehérain (1897) avait suggéré de traiter le fumier pour détruire les ferments dénitrifiants, et Payne (1990) a imaginé la possibilité d'intervenir de manière sélective sur les caractères génétiques des bactéries dénitrifiantes afin de réduire leur activité là où l'on doit préserver le nitrate, tout en leur conservant leurs capacités à dénitrifier là où les nitrates doivent être éliminés. En fait, dans l'état des connaissances actuelles, l'intervention sur le fonctionnement dénitrifiant s'opère de façon indirecte, en tirant profit des propriétés physiques et nutritionnelles du sol, et en tentant de les modifier quand c'est possible.

## L'intensité de la dénitrification développée naturellement dans le milieu

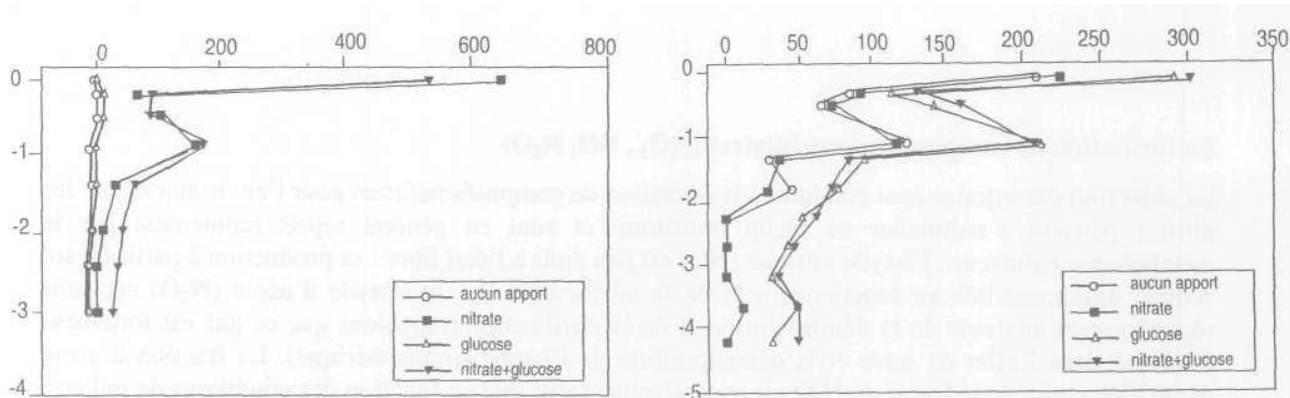
### Dans les sols

Dans les sols cultivés exondés la dénitrification est fréquente mais souvent de moindre ampleur que ce que l'on avait pu imaginer : en effet ces sols sont généralement bien drainés et l'aération qui en découle est suffisante pour être le premier facteur limitant. Les pertes d'azote par dénitrification sont en général de quelques kg à quelques dizaines de  $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$  d'azote<sup>3</sup> (Hénault et Germon, 1995) : cette dénitrification peut être fortement accrue en cultures irriguées qui permettent de rassembler plusieurs conditions favorables : la présence de fertilisants, le niveau d'humidité élevé, l'apport de produits organiques à des périodes où la température est favorable à l'activité microbienne : Rolston *et al.* (1978) ont mesuré ainsi des pertes d'azote dépassant  $200 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  d'azote sur un mois d'été en Californie. Les conditions favorables à la dénitrification peuvent être aussi facilement réunies en sol de prairies riches en matières organiques lorsqu'ils sont fortement fertilisés (Ryden et Dawson, 1982). Cette dénitrification dans le sol n'est cependant pas suffisante pour empêcher l'accroissement de la contamination des aquifères par les nitrates.

### Au cours du transfert des eaux vers les aquifères

La dénitrification a pu être caractérisée au cours du transfert des eaux vers les aquifères et au sein même de ces aquifères (Mariotti, 1994). Cependant cette dénitrification n'est pas systématique. À l'aide d'une expérimentation sur deux aquifères canadiens alimentés en nitrate à partir des sols agricoles, Starr et Gilham (1993) ont démontré le rôle déterminant de la disponibilité en carbone et du positionnement du toit de la nappe par rapport aux horizons organiques du sol : dans un sol avec une nappe superficielle (1 m de la surface), l'entraînement de carbone organique dissous à partir du sol

<sup>3</sup> NDLR : Nous conserverons la notation précise et correcte adoptée par les auteurs. Pour qui n'est pas familier de ce genre d'expressions mathématiques, rappelons que  $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$  se lit « kilogrammes par hectare et par an » et, autre exemple, que  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ , milligrammes par litre.



**Figures 1 et 2. Activité dénitrifiante** après apport de différents substrats dans les échantillons de sol d'un profil recouvrant une nappe superficielle où une dénitrification naturelle a été observée et où les nitrates endogènes ont été épuisés. 1 (à gauche) : sol de Rodney) ; 2. (à droite) : sol d'Alliston. D'après Starr et Gilham, 1993. En abscisses : profondeur (en m) ; en ordonnées : azote dénitrifié ( $10^6$  g/fiole).

créé une anoxie dans le toit de la nappe et assure une dénitrification, alors que dans un autre sol avec un niveau de nappe situé à 4 m, le carbone entraîné est métabolisé avant d'atteindre celle-ci ; l'eau reste saturée en oxygène et la dénitrification est absente. La vitesse de dénitrification calculée dans le premier aquifère est de  $2,4 \cdot 10^{15}$  g.r'.h<sup>-1</sup> d'azote : cette vitesse doit permettre de ramener la concentration en azote nitrique de l'aquifère de 20 à 0 mg.l<sup>-1</sup> en 35 jours, alors que le temps de séjour de l'eau dans la nappe est de l'ordre de l'année. Dans ce premier aquifère où du carbone est disponible, la dénitrification est limitée par la disponibilité en azote nitrique (fig. 1) alors que dans le second où la dénitrification est plus lente c'est essentiellement le carbone qui est le facteur limitant dans le profil (fig. 2).

### Dans les zones riveraines des rivières

Ces zones riveraines, boisées (ripisylves) ou enherbées, sont des zones intermédiaires entre les sols et les systèmes aquatiques qui suscitent un grand intérêt comme zones de dénitrification et plus globalement comme zones épuratrices potentielles vis à vis des polluants organiques ou minéraux. L'efficacité de ces zones dépend fortement de leur topographie et de leur fonctionnement hydraulique ; la dénitrification peut y être efficace à certaines périodes de l'année et complètement inexistante à d'autres, en fonction du niveau de la nappe par rapport au sol de surface. La plupart des zones dans lesquelles on a observé une dénitrification efficace présentent une organisation hydrogéologique semblable constituée d'une épaisseur de 1 à 4 m d'un sol perméable reposant sur un horizon imperméable induisant la formation d'une nappe superficielle dont le flux traverse la zone riveraine au cours de son cheminement vers la rivière (Hill, 1996). Ces zones n'ont pas un fonctionnement homogène et sont la juxtaposition d'espaces perméables avec des circulations préférentielles et d'espaces à engorgement durable. Les nitrates apportés de l'amont peuvent être dénitrifiés lors de la traversée de ces parties engorgées et enrichies en matières organiques : l'efficacité de leur élimination est d'autant meilleure que le temps de contact avec ces zones est plus long.

L'évaluation de la dénitrification dans ces zones sur de longues périodes conduit à des quantités relativement modestes (tab. I). Cependant elles peuvent être sensiblement plus importantes lorsque les

**Tableau I. Évaluation de l'élimination d'azote dans des zones riveraines de cours d'eau**

| Azote dénitrifié<br>en kg. ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup> | Milieu naturel  | Auteurs<br>(cités par Hill, 1996)              |
|---|---|--|
| 31,5  | Zone enherbée en bordure de sol cultivé en Géorgie (USA)          | Lowranceefa/., 1984                            |
| 56 à 104  | Zone riveraine forestière   | Pinayefa/., 1993                               |
| 40  | Sol forestier mal drainé recevant des eaux d'origine domestique   | Hanson <i>étal.</i> , 1994                     |
| <b>10 à 16</b>  | Marais boisé en bordure de forêt (Minnesota et Rhode Island, USA) | Zak et Grigal, 1991 ; Hanson <i>étal.</i> 1994 |

conditions favorables sont réunies : Fustec *et al.* (1991) évaluent un potentiel de 1,3 kg.ha'.jour<sup>-1</sup> d'azote dans des ripisylves situés dans l'ancien lit de la Garonne ; Engler et Patrick (1974) indiquent des valeurs atteignant 3,5 kg.ha<sup>-1</sup>.jour<sup>-1</sup> d'azote dans des bayous de Louisiane. Dans un sol particulièrement riche en matières organiques de Nouvelle Zélande, recevant des eaux fortement chargées en nitrates, Schipper *et al.* (1993) évaluent une dénitrification moyenne de 11,2 kg.ha<sup>-1</sup>.jour<sup>-1</sup> d'azote pour des températures situées entre 12 et 21 °C ; ils soulignent que dans le sol étudié, soumis à un fort engorgement, l'activité dénitrifiante réelle est souvent du même ordre de grandeur que l'activité potentielle : mais ils mesurent aussi des émissions moyennes de N<sub>2</sub>O de 730g.ha<sup>-1</sup>.jour<sup>-1</sup> d'azote simultanées à cette dénitrification, émissions beaucoup plus importantes que celles mesurées en sols cultivés et auxquelles peu de travaux ont été consacrés dans ce type de milieu.

### **Dans les gravières**

La dénitrification dans les sédiments des plans d'eau est un phénomène connu de longue date, qui exerce un effet non négligeable sur le fonctionnement des aquifères qui les traversent (Mariotti, 1994). Dans les lacs de gravières, l'élimination de l'azote nitrique est observée couramment et est la conséquence de l'assimilation par la flore algale et microbienne et de la dénitrification, mécanisme prédominant dont l'activité a été mesurée *in situ* : dans ces lacs eutrophes, Helmer (1994) évalue la capacité d'élimination des nitrates à 1 000 kg.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup>, soit 225 kg d'azote, donnée qui confirme la fourchette de valeurs de 57 à 340 kg.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup> indiquée antérieurement (Helmer et Labroue, 1990).

## **La stimulation de la dénitrification dans le sol pour le traitement des eaux**

### **Les épandages agricoles d'eaux résiduaires**

La stimulation de la dénitrification dans les sols soumis à des épandages d'eaux résiduaires a été démontrée à différentes reprises (Germon, 1998). Les eaux résiduaires de féculerie sont réputées pour le caractère très facilement minéralisable de leur azote : cependant dans des parcelles recevant plus d'une tonne par ha et par an, Smith *et al.* (1976) n'observent que des fuites mineures par lessivage (10 à 15 kg.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup> d'azote) alors que les exportations par la végétation n'excèdent pas 300 kg.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup> ; ils concluent à l'existence d'une dénitrification importante à partir de 60 cm de profondeur dans l'horizon rendu anoxique par les apports importants d'eaux résiduaires diluées et la présence d'une nappe superficielle. Nous avons mis en évidence l'existence d'une dénitrification significative dans l'horizon labouré au cours des jours qui suivent l'épandage de telles eaux résiduaires, alors que l'activité dénitrifiante a été fortement limitée le reste de l'année par le faible niveau de la pluviométrie (Page *et al.*, 1998).

### **L'épandage des effluents d'élevage**

L'épandage des effluents d'élevage réunit fréquemment les conditions favorables à la dénitrification : les apports de matières organiques facilement décomposables favorisent la dénitrification des nitrates présents ou en formation. L'étude du devenir de l'azote après épandage de lisier conduit souvent à mettre en évidence des pertes importantes par dénitrification qui peuvent varier en fonction de conditions climatiques et du mode d'épandage : elles sont plus importantes en cas d'enfouissement que lors d'apport en surface ; elles sont réduites par un épandage de printemps sur plantes en croissance, par rapport à un épandage d'automne très peu valorisé par la végétation (Thompson *et al.*, 1987) ; Morvan *et al.* (1996) évaluent la dénitrification à 20% des apports d'azote ammoniacal en 2 mois d'hiver en région de climat océanique ; Maag (1989) mesure des pertes de 10 à 200 kg.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup> d'azote et estime qu'en conditions de climat moyen du Danemark, ces pertes peuvent représenter jusqu'à 50% de l'azote ammoniacal épandu. La variabilité de cette dénitrification en fonction des paramètres climatiques montre qu'il est difficile d'utiliser cette transformation de façon maîtrisée en conditions agronomiques pour éliminer les excédents d'azote produits par les élevages. Par contre, le





poinds de ces pertes dans les bilans azotés est tel qu'il est impossible de ne pas les prendre en compte dans la prévision de la fertilisation ; il importe donc de pouvoir disposer d'outils prévisionnels permettant de les évaluer correctement lorsqu'elles se produisent.

Des dispositifs dérivés du sol ont cependant été imaginés pour tenter d'épurer les excédents d'azote liés à ces effluents, avec l'idée de gérer simultanément la nitrification et la dénitrification. Le dispositif Solepur (Martinez, 1997) mis en place en Bretagne montre cependant les limites d'un tel système et conduit à penser que, d'une part, il est préférable de gérer séparément nitrification et dénitrification et que, d'autre part, l'intensification de la dénitrification est plus facilement gérable en réacteur que dans le sol.

### **Les systèmes artificiels de dénitrification des eaux**

Différents dispositifs expérimentaux ont été essayés avec des succès divers pour tenter d'intensifier la dénitrification dans le sol et le sous sol, dans des situations où il importe de réduire la contamination par les nitrates. Dans la mesure où la dénitrification est en général limitée par la disponibilité en substrat organique, ces dispositifs tendent à fournir les quantités de produits carbonés nécessaires, tout en évitant des apports en excès qui deviennent alors polluants. En s'inspirant de Starr et Cherry (1994), Schipper et Vodvodic (1998) ont testé l'effet d'une tranchée (35 m de longueur et 1,5 m de largeur et de profondeur) contenant le sol enrichi en sciure de bois, et disposée perpendiculairement à

l'écoulement d'une nappe superficielle : la concentration de la nappe en nitrate qui varie de 5 à 16 mg.l<sup>-1</sup> en amont est inférieure à 2 mg.l<sup>-1</sup> après passage de la tranchée. Cependant l'écoulement de l'eau doit être suffisamment lent : sur une année, l'efficacité moyenne journalière de l'élimination du nitrate est de l'ordre de 8 g d'azote par mètre de tranchée soit une capacité de traitement limitée à 1 m<sup>3</sup> d'eau par mètre de tranchée et par jour, dans une région où les conditions de température sont particulièrement favorables (13 à 21°C à 1m de profondeur) : un tel dispositif n'a d'intérêt que dans un milieu où les besoins en eau sont limités.

Différents essais de stimulation de la dénitrification en aquifères profonds ont été tentés par apport de substrat carboné soluble, quelques fois du méthanol et plus souvent de l'éthanol. Les dispositifs expérimentaux sont constitués soit de couplets de puits - un puits de recharge pour introduire le substrat carboné et un puits de prélèvement pour pomper l'eau dénitrifiée -, soit d'association de puits disposés de façon à intensifier les prélèvements et protéger le point de captage : le système Daisy décrit par Janda *et al.* (1988) est constitué de 4 forages d'injection implantés en croix à 15 m d'un puits de prélèvement creusé dans un aquifère sableux ; Hamon et Fustec (1991) ont implanté 30 tubes d'injection de substrat à 25 m d'un puits central de pompage dans un aquifère alluvial de surface. La plupart des installations testées conduisent à un abattement de la teneur en nitrates en quelques jours, avec l'apparition, en général brève, de nitrites ; cependant la difficulté majeure à laquelle sont soumises ces installations est la mise en place d'un colmatage de l'aquifère lié au développement de la biomasse dénitrifiante et au phénomène d'embolie gazeuse : Hamon et Fustec (1991) ont limité les difficultés liées au colmatage par un pompage discontinu qui réduit l'efficacité de l'élimination des nitrates tout en augmentant la concentration des nitrites et en laissant un résidu d'éthanol élevé. La difficulté de gérer le développement de la microflore dans le sous-sol et les risques d'altérer durablement le fonctionnement des aquifères semblent avoir limité le développement de telles installations pour le traitement d'eau potable.

La dénitrification dans le sous-sol est cependant utilisée de façon plus ou moins bien maîtrisée comme mode de traitement de finition des eaux résiduaires urbaines : l'un des dispositifs les mieux connus est le dispositif israélien d'infiltration mis en place pour traiter les eaux de l'agglomération de Tel Aviv en Israël: le Dan Région Project permet le traitement de 270 000 m<sup>3</sup> .j<sup>-1</sup>. Les premiers bassins d'infiltration d'une surface totale de 24 ha fonctionnent depuis 1977 et reçoivent en moyenne sur l'année 165 mm.jour<sup>-1</sup> d'eau soumise à un traitement secondaire, avec des apports sur une journée suivie de deux à trois jours de ressuyage (Kanarek et Michail, 1996) : alors que la concentration en azote des eaux infiltrées a crû progressivement de 7 à 22 mg.l<sup>-1</sup>, celle des eaux recueillies dans les puits pour l'irrigation est demeurée stable entre 5 et 7 mg.l<sup>-1</sup>, conséquence vraisemblable d'une importante dénitrification qui est mise en avant mais n'a pu être quantifiée avec précision.

## Conclusion

La dénitrification dans le sol et le sous-sol est un mécanisme fortement impliqué dans la teneur en nitrates des aquifères superficiels ou profonds ; il importe d'en connaître la dynamique pour prévoir l'évolution de la qualité de ces aquifères. Le fonctionnement de cette transformation est très dépendant de la disponibilité en composés réducteurs, généralement la matière organique. Cette transformation peut être intensifiée mais sa maîtrise dans le sol, et encore plus dans le sous sol, demeure relativement difficile. La mise en place d'installations de dénitrification, avec des apports contrôlés de produits organiques qui lui servent de support, a été réalisé avec des résultats variables pour le traitement de pollutions nitriques localisées. De tels dispositifs nécessitent un suivi technique sérieux pour s'assurer de leur efficacité et de l'absence d'autres nuisances pour l'environnement. En ce qui concerne les pollutions diffuses, il convient de rappeler avec André Mariotti (1994) qu'il demeure plus efficace et moins onéreux de prévenir la contamination des aquifères que de restaurer leur qualité •



## Références bibliographiques

- CHÈNEBY D., HARTMANN A., HÉNAULT C., TOPP E., GERMON J.C., 1998. Diversity of denitrifying microflora and ability to reduce N<sub>2</sub>O in two soils. *Biol. Fert. Soil*, 28, 19-26.
- DEHÉRAIN P.P., MAQUENNE L., 1882. Sur la réduction des nitrates dans la terre arable. *C.R. Acad. Sci.*, Paris, 95, 691-693.
- DEHÉRAIN P.P., 1897. La réduction des nitrates dans la terre arable. *C.R. Acad. Sci.*, Paris, 124, 269-273.
- ENGLER R.M., PATRICK W.H.J.R., 1974. Nitrate removal from floodwater overlying flooded soils and sediments. *J. Environ. Qual.*, 3, 409-413.
- FUSTEC E., MARIOTTI A., GRILLO X., SAIUS J., 1991. Nitrate removal by denitrification in alluvial ground water : rôle of a foamer channel. *J. Hydrol.*, 123, 337-354.
- GERMON J.C., HÉNAULT C., GARRIDO F., REAU R., 1999. Mécanismes de production, régulation et possibilités de limitation des émissions de N<sub>2</sub>O à l'échelle agronomique. *C.R. Acad. Agri.* (Sous presse).
- GERMON J.C., 1998. Les fonctions épuratrices du sol et leurs limites. In P. STENGEL & S GELIN : *Sol interface fragile*. INRA, Paris, 187-201.
- GERMON J.C., PINOCHET X., CATROUX G., 1983. Relation between the kinetics of potential activity of denitrification and soil carbon. *Third International Symposium on Microbial Ecology*, East Lansing. Michigan, 16 p.
- GRUNDMANN G.L., ROLSTON D.E., 1987. A water function approximation to degree of anaerobiosis associated with denitrification. *Soil Sci.*, 144, 437-441
- HAMON M., FUSTEC E., 1991. Laboratory and field study of an in situ groundwater denitrification reactor. *J. Wat. Pollut. Control. Fed.*, 63, 942-949.
- HANSON G.G., GROFFMAN P.M., GOLD A.J., 1994. Denitrification in riparian wetlands receiving high and low groundwater nitrate inputs. *J. Environ. Qual.*, 23, 917-922.
- HELMER C., 1994. *Importance de la dénitrification et des relations eau-sédiments dans le fonctionnement des lacs de gravière*. Thèse université de Toulouse, 260 p.
- HELMER C., LABROUE L., 1990. Denitrification in gravel-pit lakes. *Hydrobiologia*, 252, 35-44.
- HÉNAULT C., 1993. *Quantification de la dénitrification dans les sols à l'échelle de la parcelle cultivée, à l'aide d'un modèle prévisionnel*. Thèse doctorat Sciences agronomiques, ENSA Montpellier, 108 p.
- HÉNAULT C., DEVIS X., PAGE S., JUSTES E., REAU R., GERMON J.C., 1998. Nitrous oxide emission under different soil and land management conditions. *Biol. Fert. Soils*, 26, 199-207
- HÉNAULT C., GERMON J.C., 1995. Quantification de la dénitrification et des émissions de protoxyde d'azote (N<sub>2</sub>O) par les sols. *Agronomie*, 15, 321-355.
- HILL A.R., 1996. Nitrate removal in stream riparian zones. *J. Environ. Qual.*, 25, 743-755.
- JANDA V., RUDOVSKY J., WANNER J., MAHRA K., 1988. In situ denitrification of drinking water. *Wat. Sci. Tech.*, 20, 215-219.
- JORGENSEN K.S., TIEDJE J.M., 1993. Survival of denitrifiers in nitrate-free anaerobic environments. *Appl. Environ. Microbiol.*, 59, 3297-3305.
- KANAREK A., MICHAELM., 1996. Groundwater recharge with municipal effluent : Dan Région Project, Israël. *Wat. Sci. Tech.*, 34, 227-233.
- KOLLEW., STREBELO., BOTTCHEJ., 1985. Formation of sulfate by microbial denitrification in a reducing aquifer. *Wat. Supply*, 3, 35-40.
- LOWRANCE R.R., TODD R., FAIL J., HENDRICKS O., LEONARD R., ASMUSSEN L., 1984. Riparian forests as nutrient filters in agricultural watersheds. *Bioscience*, 34, 374-377.
- MARIOTTI A., 1994. Denitrification in situ dans les eaux souterraines : processus naturels ou provoqués : une revue. *Hydrogéoi*, 3, 43-68.
- MAAG M., 1989. Denitrification losses from soil receiving pig slurry or fertilizer. In J.A. HANSEN & K. HENRIKSEN : *Nitrogen in organic wastes applied to soils*. Académie Press, London, UK, 235-246.
- MARTINEZ J., 1997. Solepur : a soil treatment for pig slurry with subsequent denitrification of drainage water. *J. Agric. Eng. Res.*, 66, 51-62.
- MORVAN T., LETERME P., MARY B., 1996. Quantification des flux d'azote consécutifs à un épandage de lisier de porc sur triticales en automne par marquage isotopique <sup>15</sup>N. *Agronomie*, 16, 541-552.
- PAGE S., CHÈNEBY D., HÉNAULT C., LAGACHERIE B., GERMON J.C., 1998. Devenir de l'azote des eaux résiduaires de féculerie après épandage sur parcelles agricoles. *Étude et Gestion des Sols*, 5, 117-133.
- PAYNE W.J., 1990. Pasteur, Gayon, Dupetit et le cycle de Reiset. *Ann. Institut Pasteur Actuai*, 1, 31-44.
- PINAY G., ROGUES L., FABRE A., 1993. Spatial and temporal pattern of denitrification in a riparian forest. *J. Appl. Ecol.*, 30, 581-591.
- REDDY K.R., RAO P.S.C., JESSUPRE., 1982. The effect of carbon mineralisation on denitrification kinetics in mineral and organic soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 46, 62-68.
- ROLSTON D.E., HOFFMAN D.L., TOY D.W., 1978. Field measurement of denitrification. I. Flux of N<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 40, 259-266
- RYDEN J.C., DAWSON K.P., 1982. Evaluation of the acétylène-inhibition technique for the measurement of denitrification in grassland soils. *J. Sci. Food Agric.*, 33, 1197-1206.
- SCHIPPER L.A., VODVODIC-VUKOVIC, M., 1998. Nitrate removal from groundwater using a denitrification wall amended with sawdust : field trial. *J. Environ. Qual.*, 27, 664-668.
- SCHIPPER \*L.A., COOPER A.B., HARFOOT C.G., DYCK D.J., 1993. Regulators of denitrification in an organic riparian soil. *Soil Biol. Biochem.*, 25, 925-933.
- SMITH J.H., GILBERT R.G., MILLER J.B., 1976. Redox potential and denitrification in a cropped potato processing waste water disposal field. *J. Environ. Qual.*, 5, 397-399.
- STARR R.C., CHERRY J.A., 1994. *In situ* remediation of contaminated ground water : the funnel-and-gate System. *Ground Water*, 32, 465-476.
- STARR R.C., GILLHAM R.W., 1993. Denitrification and organic carbon availability in two aquifers. *Ground Water*, 31, 934-947.
- THOMPSON R.B., RYDEN J.C., LOCKYERD. L., 1987. Fate of nitrogen in cattle slurry following surface application or injection to grassland. *J. Soil Sci.*, 38, 689-700.
- WEIER K L , MACRAE I.C., 1992. Denitrifying bacteria in the profile of a brigalow clay soil beneath a permanent pasture and a cultivated crop. *Soil Biol. Biochem.*, 24, 919-923.
- ZAK D.R., GRIGAL D.G., 1991. Nitrogen mineralization, nitrification and denitrification in upland and wetland ecosystems. *Oecologia*, 88, 189-196.