

ÉVOLUTION DES TENEURS EN NITRATES AU SEIN DES ÉCOSYSTÈMES FLUVIAUX : EXEMPLE DE L'ÎLE DE BRIGNOUD (ISÈRE)

NITRATE LEVEL EVOLUTION ON THE FLOODING ECOSYSTEMS :
THE EXAMPLE OF ON THE ISERE ISLAND

FOUSSADIER Rémi & JOUD Didier

Université Joseph Fourier, Centre de Biologie Alpine, "Laboratoire Ecosystèmes Alpains", BP 53X - GRENOBLE Cedex France

Résumé : L'évolution des teneurs en nitrates est étudiée sous une forêt alluviale inondable de l'Isère. Les variations sont mises en relation avec l'architecture de la forêt alluviale d'une part et l'hydrologie d'autre part. Les changements de concentration de cet anion dans les eaux superficielles soulèvent le problème de l'efficacité de la rétention de l'azote par les différents compartiments de l'écosystème.

Mots clés : Isère, nitrates, nappe phréatique, végétation alluviale, dénitrification

Abstract : Nitrate level in the groundwater is studied in an alluvial forest of the Isère which experiences floodings. The observed variations were related to the seasonal cycle, the forest typology, and hydrological events. Comparison of the evolution of surface water ionic levels shows the efficiency of nitrate retention provided by the different compartments of the ecosystem (plant-soil).

Key words : Isère, nitrate, groundwater-table, alluvial vegetation, denitrification



Ile de Brignoud : extrémité aval d'un dépôt latéral, groupement à *Phalaris arundinacea* et *Calamagrostis littorea* et jeunes *Salix alba*, à l'arrière plan : digue à *Alnus incana* et *Acer pseudoplatanus* - Photo DIDIER M., 1993 -

I - INTRODUCTION

L'anthropisation croissante des cours d'eau se traduit par une modification de la dynamique des flux d'eau, de sédiments et de nutriments. La construction de nombreux barrages et l'endiguement des chenaux ont pour conséquences majeures un enfoncement de la ligne d'eau du chenal et une diminution des débits pendant les événements de crues. Ces modifications des régimes hydrologiques favorisent la stabilisation des îles et des bancs latéraux ainsi que leur végétalisation.

De nombreuses études ont été menées sur l'influence des communautés végétales sur l'hydrochimie de la nappe phréatique (Patrick & Mahapatra, 1968 ; Kozlowski, 1982 ; Vermeer, 1986). Les auteurs ont généralement pris en compte des peuplements de vaste superficie (souvent supérieure à l'hectare). Ces communautés constituent une interface entre la plaine alluviale et le chenal, qui est traditionnellement appelée "buffer zone". Elles constituent des plaques tournantes dont l'étude hydrochimique permet d'expliquer la variabilité spatio-temporelle des nutriments majeurs.

Par ce travail, nous nous intéresserons à un îlot végétalisé. Dans le chenal endigué de l'Isère, notre objectif est d'évaluer l'influence des différents compartiments (végétation alluviale, activité biologique du sol) sur l'hydrochimie de la nappe. Pour ce faire, nous analysons les fluctuations de l'azote sous forme nitrate selon un double gradient longitudinal et transversal.

II - LIEU D'ÉTUDE

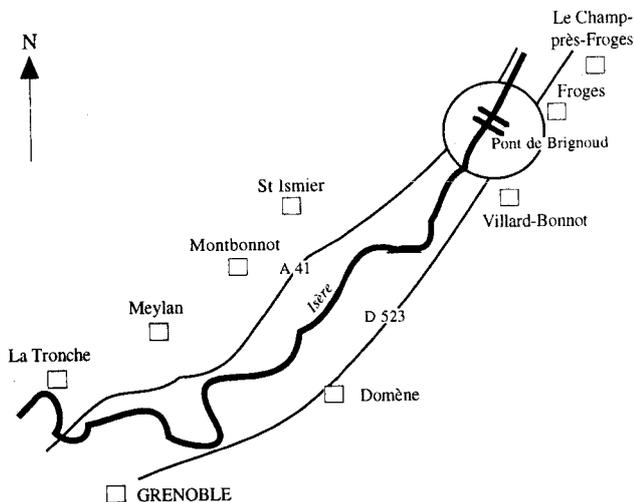


Fig. 1. Localisation du site d'étude dans la basse vallée de l'Isère

Le site se trouve en rive droite de l'Isère, à 15 kilomètres en amont de Grenoble (Fig. 1). Ce site correspond à une île âgée d'une dizaine d'années qui s'exhausse rapidement. Elle mesure environ 300 mètres de long et 20 mètres de large (Fig. 2). Elle est séparée de la digue bordant l'Isère par un bras secondaire dont le mode de mise en eau varie en fonction des débits du chenal principal (Environmental

Research Programme, 1995). Ce chenal secondaire est mis en eau lorsque le débit atteint 200 m³/s. Cependant, la formation d'un bouchon alluvial à son embouchure ne permet son alimentation par l'amont que lorsque le débit est supérieur à 400 m³/s. Entre 200 et 400 m³/s, l'alimentation en eau s'effectue par l'aval (Fig. 2).

2.1) Végétation

La végétation de l'île est constituée de 3 communautés distinctes selon leur composition floristique et leur structure (Environmental Research Programme, 1995) (Fig. 2) :

- Une saussaie à *Salix alba* âgée d'une dizaine d'années, située à l'amont et dans la partie moyenne l'île, sur des dépôts dont l'altitude est comprise entre 223,10 et 223,50 mètres. Ces groupements ne sont submergés que lorsque le débit atteint 550 m³/s.

- Une communauté ouverte à *Phalaris arundinacea* colonisée depuis 2 ans par une population très dense de *Salix alba* occupe un palier situé dans la partie moyenne de l'île ; les altitudes oscillent entre 222,70 et 223,10 mètres. Ce groupement est inondé lorsque le débit dépasse 450 m³/s.

- La partie aval est occupée par une communauté de *Phalaris arundinacea* dense, sur le palier le plus élevé en bordure du bras secondaire. Ces végétaux ne sont inondés que lorsque le débit dépasse 650 m³/s.

2.2) Substrat - Sol

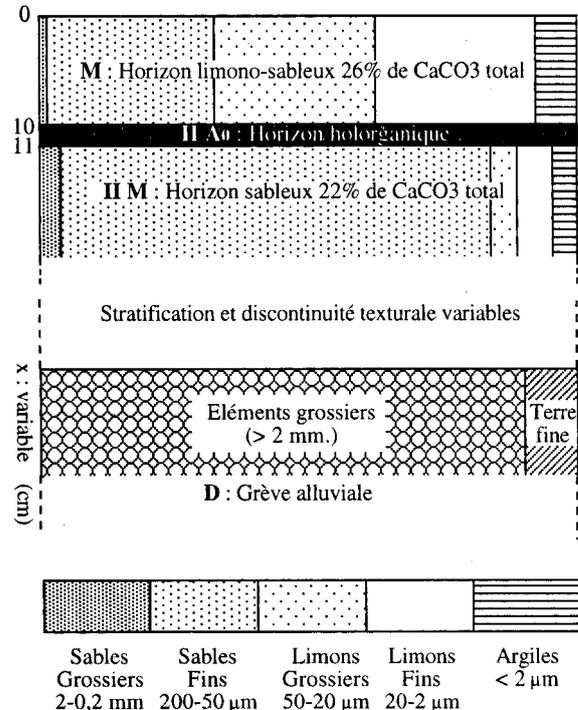


Fig. 3. FLUVIOSOL BRUT polyphasé. Île de Brignoud. Composition granulométrique

L'île est constituée de matériaux fins à particules inférieures à 2 mm. (horizons notés M selon le Référentiel Pédologique ; Baize, Girard et coll., 1992), reposant sur un

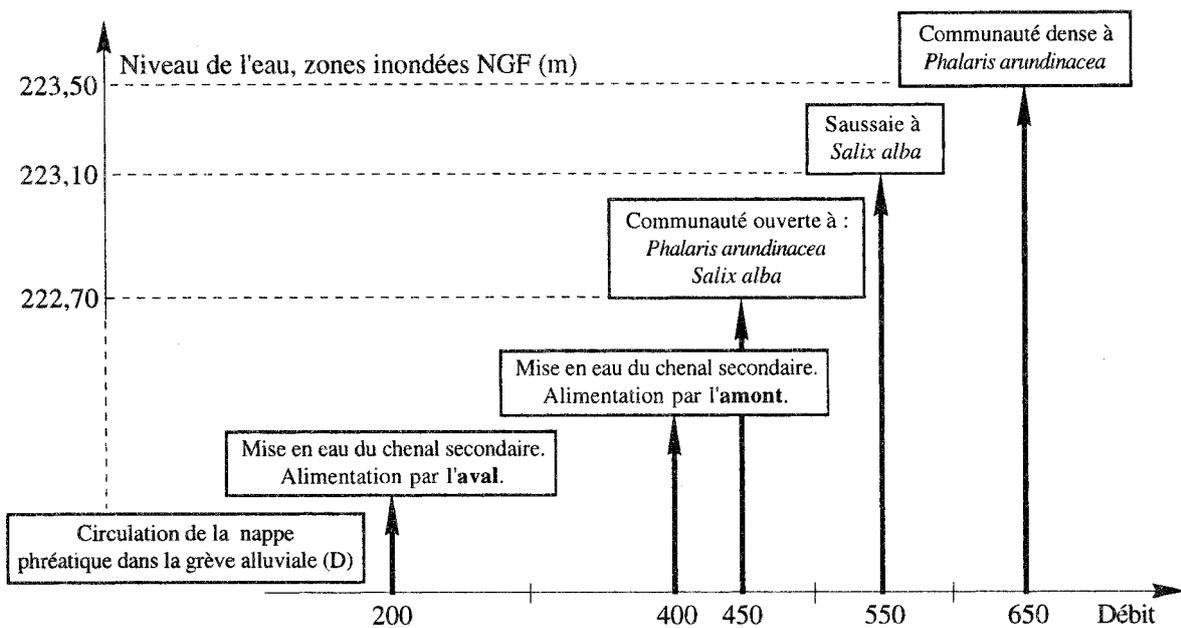
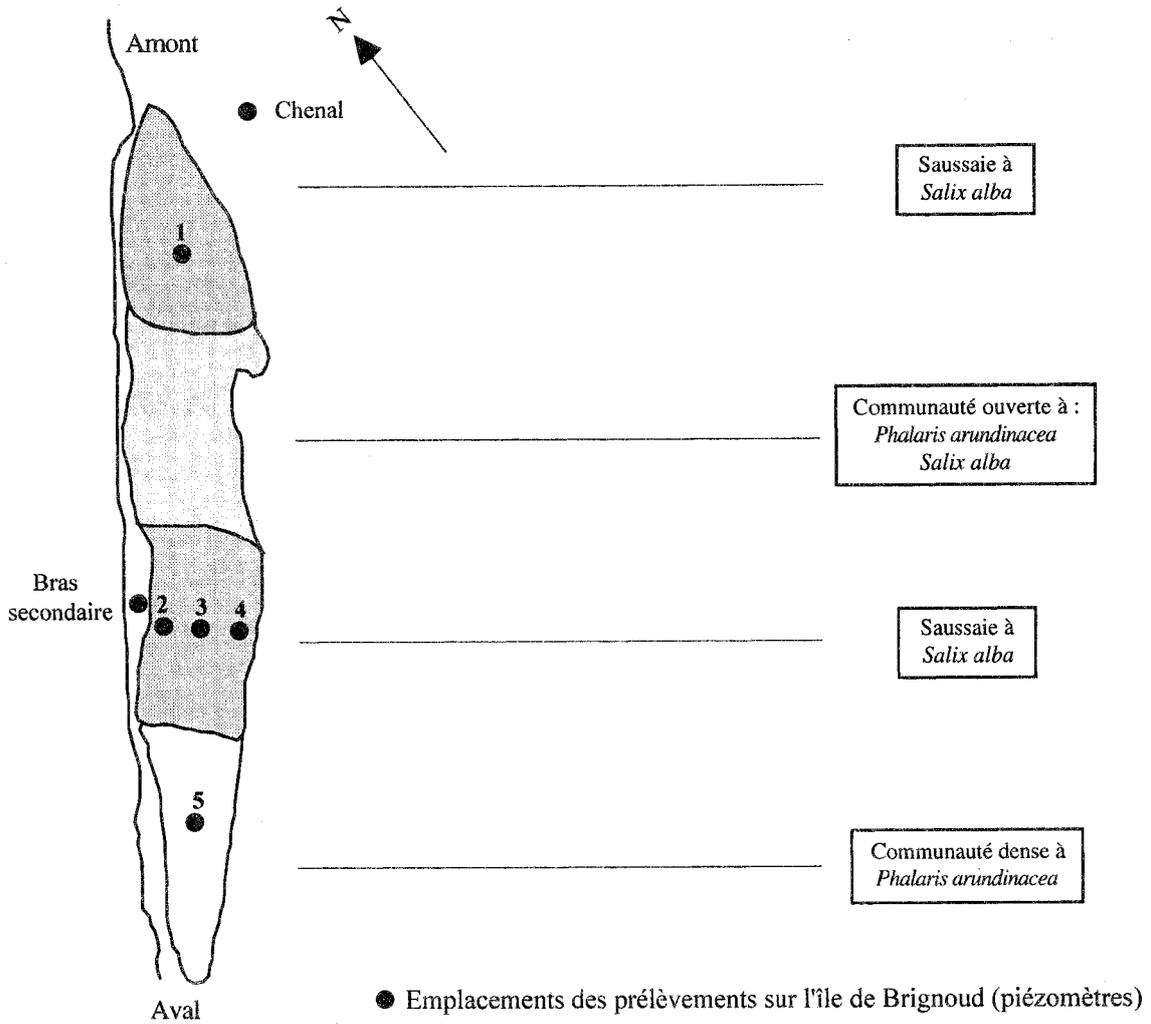


Fig. 2. Site d'étude : végétation et hydrologie

matériau grossier, la "grève" alluviale (horizon D), où circule en permanence la nappe phréatique (Fig. 3). Les profils correspondent à des FLUVIOSOLS BRUTS, caractérisés par une stratification de sédiments récents carbonatés (20 à 30% de CaCO₃ total), différents selon leur composition granulométrique donc selon les conditions de sédimentation lors de leur mise en place : des limons (2 à 50 mm) et des sables (50 mm à 2 mm). Les apports solides sont toujours possibles avec les crues actuelles. Cette discontinuité texturale est importante et conditionne les flux d'eau et de nutriments dans les profils.

Une deuxième caractéristique de ces profils est due à l'intercalation entre les couches M d'horizons hologaniques de 1 à 2 cm d'épaisseur, à débris facilement reconnaissables à l'oeil nu et constitués de restes d'anciennes litières non emportées par les crues suivantes. Ces restes sont plus fréquents et mieux conservés sous les couches limoneuses que sous les dépôts sableux ; en effet, les sables résultent de conditions de sédimentation plus dynamiques donc plus érosives vis-à-vis des fines. Le caractère "historique" de ces horizons organiques, bien que soumis à des engorgements, est très atténué du fait d'une mise en eau temporaire et d'une nappe d'eau circulante et oxygénée.

Ces FLUVIOSOLS BRUTS polyphasés n'ont pas de véritable horizon pédologique, car sur ces matériaux récents l'évolution pédologique est nulle ou très faible, d'où l'inexistence de différenciations texturales et structurales ; il peut donc être abusif de parler dans ce cas de véritables "sols".

III - MÉTHODOLOGIE

Un réseau de 5 piézomètres crépinés a été installé afin de suivre les variations chimiques de la nappe phréatique au cours du cycle hydrologique (Fig. 2). Chaque piézomètre est constitué par un tube en PVC dont le diamètre intérieur est de 3,5 cm. Des orifices latéraux sont aménagés à 10-15 cm de l'extrémité inférieure pour permettre une entrée sélective de l'eau. Les prélèvements ont été effectués au moyen d'une pompe après la vidange préalable du système. La fréquence des prélèvements est bihebdomadaire.

Nous avons également prélevé l'eau du chenal principal et celle du chenal de débordement pour effectuer des comparaisons.

La mise au point de la méthode analytique a été suggérée par les travaux de Miserez (1973), Butler (1992) et Sanchez-Perez (1992). 200 ml d'eau environ sont prélevés sur le terrain, avec mesure immédiate de la température, de l'oxygène dissous et de la conductivité. La filtration est nécessaire pour obtenir des aliquotes destinées à l'analyse des nitrates ; elle permet d'éliminer les particules en suspension qui pourraient interférer lors de l'analyse ultérieure (la taille de 0,45 micron est arbitraire, mais on considère qu'elle coïncide à un changement de la nature chimique de l'échantillon (Butler, 1992)).

Les échantillons sont ensuite analysés en chromatographie liquide à haute pression sur un DIONEX 4500i.

IV - RÉSULTATS ET INTERPRÉTATIONS DE L'ÉVOLUTION DES TENEURS EN NITRATES

L'évolution spatio-temporelle des teneurs en N-NO₃⁻ est liée aux variations de débit du chenal et de la nappe phréatique. On distingue 3 types de situations :

Lorsque le débit est inférieur à 200 m³/s, les teneurs évoluent suivant les composantes longitudinale et transversale (Fig 4). Les teneurs en azote diminuent dans le sens "amont-aval" et dans le sens "plaine d'inondation-chenal".

L'étiage maintient la nappe phréatique au voisinage du toit de galets. La porosité du substrat explique l'absence de conditions hydromorphes dans le milieu. La dénitrification ne peut intervenir que si le milieu présente des conditions d'anaérobiose et si il est riche en carbone organique dissous (Perrier, 1991 ; Sanchez-Perez, 1992 ; Ruffinoni, 1994). Les nappes phréatiques étant généralement pauvres en carbone organique dissous (Thurman, 1985 ; Bernard *et al.*, 1994), la diminution des teneurs en nitrates est donc due aux prélèvements racinaires.

Lorsque le débit est compris entre 200 et 400 m³/s, le chenal secondaire est inondé par l'aval. Une barrière hydrologique s'édifie peu à peu entre l'île et la nappe alluviale. Une réorientation longitudinale et transversale des flux de nitrates s'opère alors (Fig. 4). Les plus fortes concentrations en azote sont enregistrées dans le piézomètre central de l'île (piézomètre 3).

Les fluctuations des teneurs en nitrates sur le profil transversal pourraient s'expliquer par la structure pédologique de l'île : alternance de couches de matière organique (1 à 2 cm de hauteur) entre des sédiments minéraux (Fig. 3). En conditions d'aérobiose, la minéralisation de ces couches de matière organique entraîne une forte production de nitrates dans le sol. Leur mise en eau provoque une variation de ces teneurs en nitrates en deux temps :

- Dans un premier temps, une mise en solution des nitrates par lessivage de ces horizons provoque une augmentation des teneurs observées (Tableau I).

- Dans un deuxième temps, le maintien de conditions d'anaérobiose stoppe la minéralisation de la matière, et donc la production de nitrates. Les pertes d'azote alors observées (Tableau I) proviennent non seulement de la migration de la nappe phréatique (perte par drainage) mais aussi de l'activité biologique (dénitrification ou prélèvement par les végétaux).

Lorsque le débit est supérieur à 400 m³/s, le chenal secondaire est alimenté par l'amont. Les teneurs en nitrates évoluent préférentiellement dans le sens transversal (Fig 4).

La perte d'azote, en période de fort débit, est supérieure à celle constatée dans les autres cas : on note une diminution de 60% environ des teneurs en N-NO₃⁻ entre le piézomètre 2 et le piézomètre 4. L'existence de conditions asphyxiques, suite à la mise en place de conditions d'hydromorphies lors de ces débits, favorise la dénitrification. Cooper en 1990 ayant montré que, dans des conditions hydrologiques, hydrochimiques, pédologiques et biologiques similaires, la dénitrification était responsable de plus de 60% des prélèvements azotés, la diminution des teneurs en nitrates

¹ Le terme "HISTOSOL" est utilisé pour la désignation des tourbes.

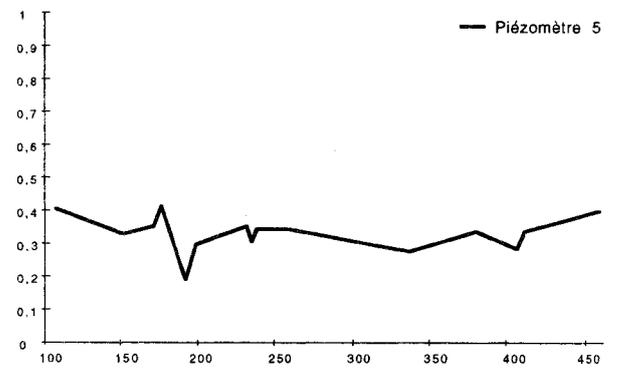
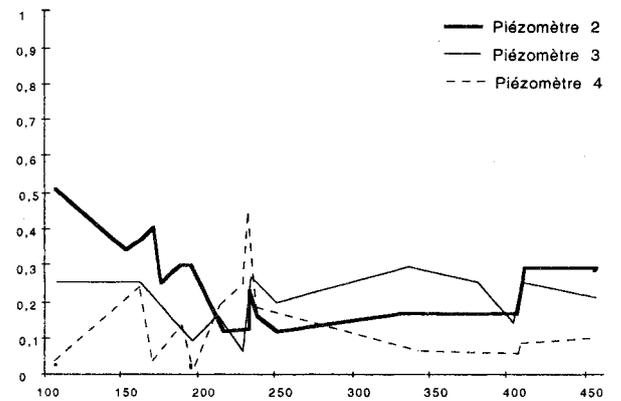
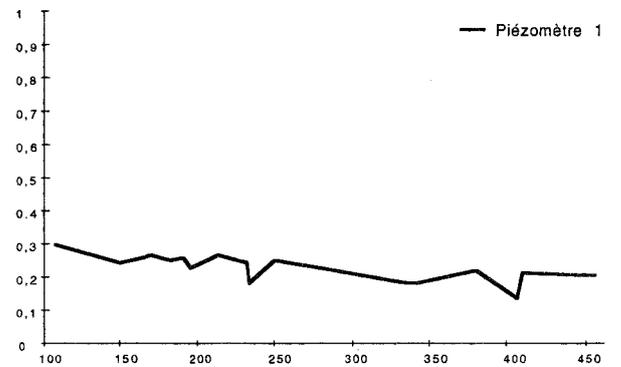
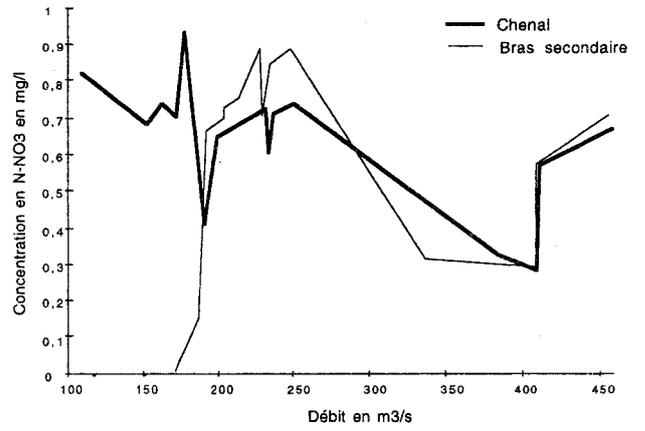
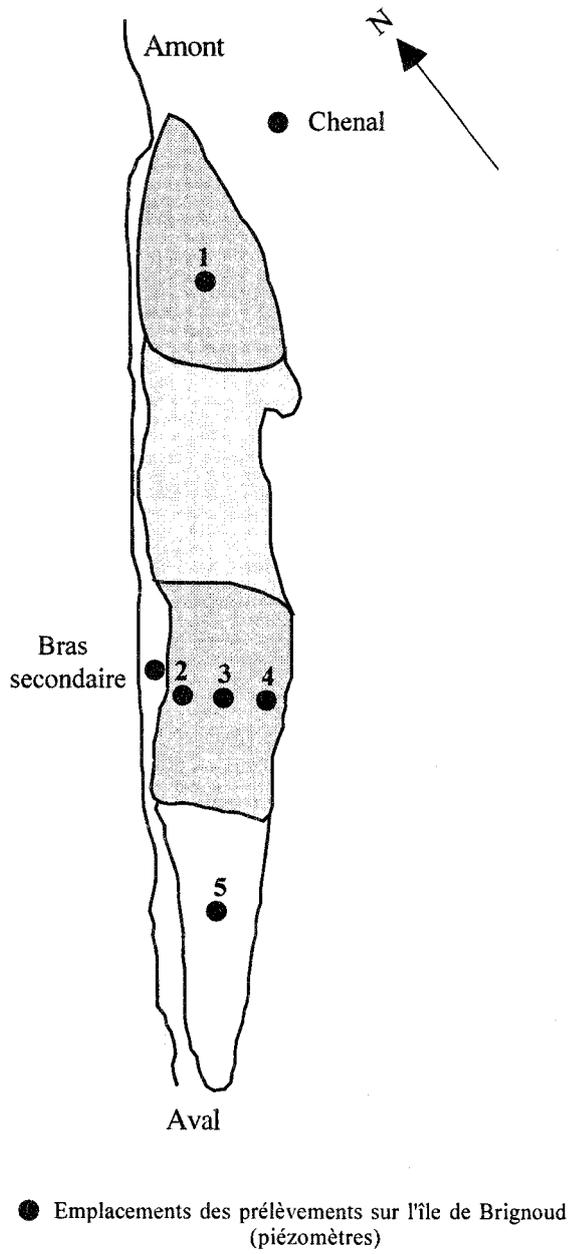


Fig. 4. Evolution des teneurs en nitrates (N-NO₃) en fonction des débits

est la résultante de l'intense activité des bactéries dénitrifiantes.

L'évolution des teneurs en nitrates dans la **partie aval** de l'île met en défaut cette interprétation puisque les teneurs en azote sont supérieures à celles rencontrées dans les autres piézomètres (Fig. 4). Les fluctuations sont liées aux débits de l'Isère. Lorsque le débit augmente les concentrations chutent ; lorsque le débit est plus faible, ces teneurs sont plus élevées. Ces changements doivent dépendre de l'action des formations végétales qui se trouve à proximité de ce piézomètre. Alors que les parties amont et centrale de l'île sont colonisées par la saussaie, la partie aval, plus élevée altitudinalement, est occupée par la prairie à *Phalaris arundinacea*. Des besoins nutritifs et des modes de prélèvements différents, au niveau du chevelu racinaire, pourraient expliquer ces différences de fonctionnement.

DISCUSSION

Ces premiers résultats montrent l'intérêt du site pour étudier les processus de rétention des nitrates et pour mettre en évidence un effet "tampon". Les phénomènes de dilution ne peuvent être mis en cause puisque les eaux de l'Isère ont constamment des taux de nitrates supérieurs à ceux des eaux du sous-écoulement. Le rôle de la dénitrification dans la disparition des nitrates, par rapport aux prélèvements racinaires, ne doit donc pas être sous-estimé, notamment lors des périodes d'anaérobies temporaires (Pinay, 1986 ; Haycock *et al.*, 1993 ; Jordan *et al.*, 1994 ; Ruffinoni, 1994).

Cette étude ne porte, cependant, que sur une petite portion de territoire où la mosaïque végétale est d'implantation récente et peu diversifiée. D'autres auteurs (Jacobs et Gilliam, 1985 ; Pinay, 1986 ; Sanchez-Perez *et al.*, 1991 ; Haycock *et al.*, 1993 ; Jordan *et al.*, 1993 ; Ruffinoni, 1994) se sont intéressés à des écosystèmes plus diversifiés et occupant de vastes superficies. Tous mettent en évidence la relation entre la diminution en éléments biogènes (P et N) dans les eaux souterraines sous forêt alluviale et l'action de ces écosystèmes. L'efficacité de l'épuration des eaux augmente avec la complexité de l'architecture de la forêt alluviale (Sanchez-Perez *et al.*, 1991).

Les auteurs concluent que les forêts riveraines présentent de fortes capacités d'épuration. Mais tous ces auteurs s'accordent pour dire que des facteurs saisonniers limitent la capacité d'oligotrophisation :

- les flux d'écoulement élevés, particulièrement en hiver, conjugués à la baisse des températures peuvent diminuer les capacités de prélèvements des zones alluviales,
- l'engorgement du sol peut ne pas durer assez longtemps pour conduire à des conditions d'anaérobiose efficaces ;
- le carbone organique qui vient de la sédimentation en période d'inondation, des exsudats racinaires ou de la litière, n'est pas toujours en quantité suffisante pour permettre la dénitrification par les voies microbiologiques.

Cette étude s'intègre dans le cadre d'un programme interdisciplinaire devant s'étaler sur plusieurs années. Les évolutions des teneurs en nitrates observées devront être

confirmées par la reconstitution en laboratoire de colonnes de sédiments afin de préciser le mode de dégradation des couches de matière organique. La détermination de la part respective de la dénitrification et du prélèvement racinaire dans la chute des teneurs en nitrates nécessitera le dosage du Carbone Organique Dissous.

BIBLIOGRAPHIE

- BAIZE D., GIRARD M.-C. & coll., 1992. *Référentiel pédologique. Principaux sols d'Europe*. AFES-INRA Ed., Paris, 222p.
- BERNARD C., FABRE A., VERVIER P., 1994. D.O.C. cycling in surface and ground waters interaction zone in a fluvial ecosystem. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 25, 1410-1413.
- BUTLER A., 1992. Hydrochimie des nappes des prairies humides de la rive sud du lac de Neuchâtel. *Bull. Ecol.*, 23 (1-2), 35-47.
- COOPER A.B., 1990. Nitrate depletion in the riparian zone and stream channel of a small headwater catchment. *Hydrobiologia*, 202, 13-26.
- Environmental Research Programme, 1995. *Abiotic controls of the germination, establishment and species distribution of woody riparian vegetation*. Research Area : Biogeochemical Cycles and Ecosystem Dynamics. Dept. Geography, Univ. Cambridge - Lab. Biologie Alpine, Univ. J. Fourier, Grenoble, 12p. + annexes.
- HAYCOCK N.E. & PINAY G., 1993. Groundwater nitrate dynamics in grass and poplar vegetated riparian buffer strips during the winter. *J. Environ. Qual.*, 2, 273-278.
- JACOBS T.C. & GILLIAM J.W., 1985. Riparian losses of nitrate from agricultural drainage waters. *J. Environ. Qual.*, 14 (4), 472-478.
- JORDAN T.E., CORRELL D.L. & WELLER D.E., 1993. Nutrient interception by a riparian forest receiving inputs from adjacent cropland. *J. Environ. Qual.*, 22, 467-473.
- KOZLOWSKI T.T., 1982. Water supply and tree growth, II. Flooding. *Forest Abstract*, 43 (3), 145-161.
- MISEREZ J.-J., 1973. *Géochimie des eaux du karst jurassien*. Thèse, Univ. Neuchâtel, Suisse, 313p.
- PATRICK W.H. Jr. & MAHAPATRA I.C., 1968. Transformation and availability to rice nitrogen and phosphorus in waterlogged soils. *Adv. Agron.*, 20, 323-359.
- PERRIER V., 1991. *Activités biologiques liées au cycle de l'azote en forêt ripariale*. DEA "Géographie, Ecologie et Aménagement des Montagnes", Univ. J. Fourier, Grenoble, 96p.
- PINAY G. & LABROUE L., 1986. Une station d'épuration naturelle des nitrates transportés par les nappes alluviales : l'aulnaie glutineuse. *C. R. Acad. Sci. Paris*, 302, 629-632.
- RUFFINONI C., 1994. *Rôle des ripisylves dans la réduction des pollutions azotées diffuses en milieu alluvial*. Thèse Doct., Univ. Toulouse, 64p.

- SANCHEZ-PEREZ J.M., TRÉMOLIÈRES M. & CARBIENER R., 1991. Une station d'épuration naturelle des phosphates et nitrates apportés par les eaux de débordement du Rhin : la forêt alluviale à frêne et à orme. *C. R. Acad. Sci. Paris*, 312, III, 395-402.
- SANCHEZ-PEREZ J.M., 1992. *Fonctionnement hydro-chimique d'un écosystème forestier inondable de la plaine du Rhin*. Thèse Doct., Univ. Strasbourg I, 176p.
- THURMAN E.M., 1985. *Organic geochemistry of natural waters*. Martinus Nijhoff/DR. W. Junk Publishers, Boston, 497 p.
- VERMEER J.G., 1986. The effect of nutrient addition and lowering of the water table on shoot biomass and species composition of a wet grassland community (Cirsio-Molinietum Siss. et de Vries 1942). *Acta Oecol., Oecol. Plant.*, 7 (21), 145-155