

# Le rôle des ripisylves dans la régulation des pollutions azotées

par Gilles PINAY et J.C. CLEMENT

**Dans les années 80, les ripisylves ont connu un regain d'intérêt pour la recherche, après la découverte de leurs capacités de régulation des pollutions azotées diffuses. En effet, de par leur position d'interface entre le milieu terrestre et les cours d'eau, les ripisylves sont capables d'éliminer les apports d'azote provenant des versants.**  
**Il est cependant essentiel de tenir compte des processus biologiques en jeu et du type de transfert depuis le versant, car si les ripisylves peuvent constituer un outil de gestion des pollutions, il ne faut pas compter uniquement sur celui-ci.**

On assiste, depuis une vingtaine d'années, à un intérêt croissant pour l'utilisation des zones humides dans la régulation des pollutions diffuses. Cet engouement fait suite aux travaux réalisés par des auteurs américains au début des années 80 (PETERJOHN & CORRELL 1984 ; JACOBS & GILLIAM, 1985 ; LOWRANCE *et al.* 1985), qui ont montré que les zones humides bordant les cours d'eau pouvaient éliminer de façon significative les flux d'azote les traversant. Ces études étaient basées sur des bilans de masse entre les apports provenant du versant et les sorties de la zone humide.

Etymologiquement une ripisylve est un boisement riverain d'un cours d'eau. Ce terme est aujourd'hui utilisé dans un sens plus large qui englobe une zone bordant un cours d'eau, qui peut être inondable ou pas, mais dans laquelle le niveau de l'eau arrive au moins annuellement jusqu'au niveau du sol, entraînant des phénomènes d'engorgement. Cette zone peut être boisée, ou composée d'une végétation arbustive ou herbacée. On trouve naturellement des ripisylves le long de tous les cours d'eau. Elles peuvent faire quelques mètres de large le long de petits cours d'eau ou plusieurs centaines de mètres de large, le long des grands fleuves. A partir d'une végétation pionnière, le développement des stades successifs va se réaliser en fonction de la granulométrie du substrat et de la durée et de la fréquence de submersion. L'évolution d'un stade à l'autre sera le plus souvent réversible au gré des crues de plus forte intensité qui pourront rajeunir le milieu et laisser place à une nouvelle succession de végétation. Ces processus réversibles peuvent être bloqués par suite d'endiguement par exemple.

## Les processus en jeu

Deux processus majeurs sont impliqués dans sa rétention et son élimination ; d'une part l'absorption par la végétation et d'autre part la dénitrification (HAYCOCK *et al.* 1993). La productivité végétale des zones humides est très importante par rapport aux autres écosystèmes naturels (ART & MARKS 1978). La productivité des zones humides est fonction de l'importance des apports de matière et d'énergie depuis son bassin versant et de l'alternance des conditions engorgées et réessuyées de leurs sols et sédiments (BRINSON *et al.* 1984). Cependant, l'absorption de l'azote par les plantes est seulement un processus de rétention temporaire qui retient sous forme organique une partie de l'azote prélevée sous forme minérale durant la vie de l'organisme. Une plus ou moins grande partie de l'azote absorbée, proportion qui est fonction de l'état de développement de la plante, retourne au sol ou dans l'eau par le biais de la litière et des exsudats racinaires. Quoi qu'il en soit, à la mort de la plante l'azote stocké retourne dans le pool organique du sol.

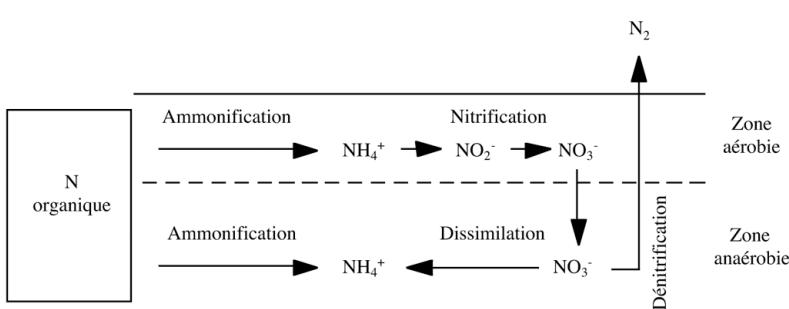
L'autre processus impliqué dans la régulation des flux d'azote provenant du versant est lié au fait que les zones humides sont le plus souvent situées dans des points bas des réseaux hydrographiques, ce qui laisse présager d'une accumulation d'eau au moins temporaire. Ces engorgements plus ou moins temporaires vont entraîner des variations des conditions d'oxydo-réduction des sols qui vont significativement influencer le cycle de l'azote qui est présent dans les zones humides sous trois formes principales : ammoniaque ( $\text{NH}_4^+$ ), nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ) et sous forme organique. La transformation d'une forme en une autre est sous la dépendance

**Fig. 1 :**  
Cycle de l'azote  
dans un sol de zone  
humide présentant  
des conditions aérobies  
et anaérobies.

de processus microbiologiques très sensibles pour la plupart aux conditions d'oxydo-réduction du milieu (Cf. Fig. 1).

Dans des conditions aérobies, c'est-à-dire en présence d'oxygène libre dans les sols, l'azote organique peut être minéralisé sous forme de nitrate via l'ammonification et la nitrification. Les molécules organiques ammonifiées dans les sols sont surtout des composés simples tels que les acides et sucres aminés, les bases buriques et pyrimidiques qui résultent de l'hydrolyse de la matière organique. En absence d'oxygène libre dans les sols, les conditions anaérobies sont engendrées par une demande biologique en oxygène supérieure à l'offre qui se trouve limitée par l'engorgement des sols qui ralentit sa diffusion. Dans ces conditions seule l'ammonification est possible parce que les bactéries nitrifiantes sont des aérobies strictes. Les nitrates formés dans les zones superficielles ou microsites aérobies peuvent alors diffuser dans les zones anaérobies où ils seront dénitrifiés. La dénitrification est un processus microbiologique réalisé par plusieurs groupes de bactéries hétérotrophes pour la plupart aérobies facultatives (genre *Pseudomonas*, *Alcaligenes*, *Bacillus*, *Nitrosomonas*, *Paracoccus* ...). Ces bactéries ont la capacité, en l'absence d'oxygène libre, d'utiliser l'oxygène compris dans la molécule de nitrate pour respirer (KNOWLES 1982 ; CHALAMET 1985). Lors de cette respiration les nitrates sont réduits en une série de réactions de réduction qui conduisent au dégagement d'azote moléculaire gazeux via un certain nombre d'intermédiaires dissous (nitrite  $\text{NO}_2^-$ ) et gazeux (oxyde nitreux  $\text{NO}$ , protoxyde d'azote  $\text{N}_2\text{O}$ ). Dans des conditions très réduites, le nitrate peut être aussi transformé en ammoniaque. Il faut souligner que des variations fréquentes des conditions d'oxydoréduction des sols provoquées par des alternances d'engorgements et de réessuyages, favorisent les processus microbiologiques et entraînent un recyclage de l'azote plus rapide (REDDY & PATRICK 1975 ; GROFFMAN & TIEDJE 1989).

La dénitrification microbienne est donc le seul processus qui permette une élimination complète de l'azote dans une zone humide puisqu'il transforme l'azote minéral dissous sous forme de nitrate en azote moléculaire gazeux. Au niveau microbien, l'anaérobiose du sol, la présence de carbone facilement minéralisable et la présence de nitrate sont

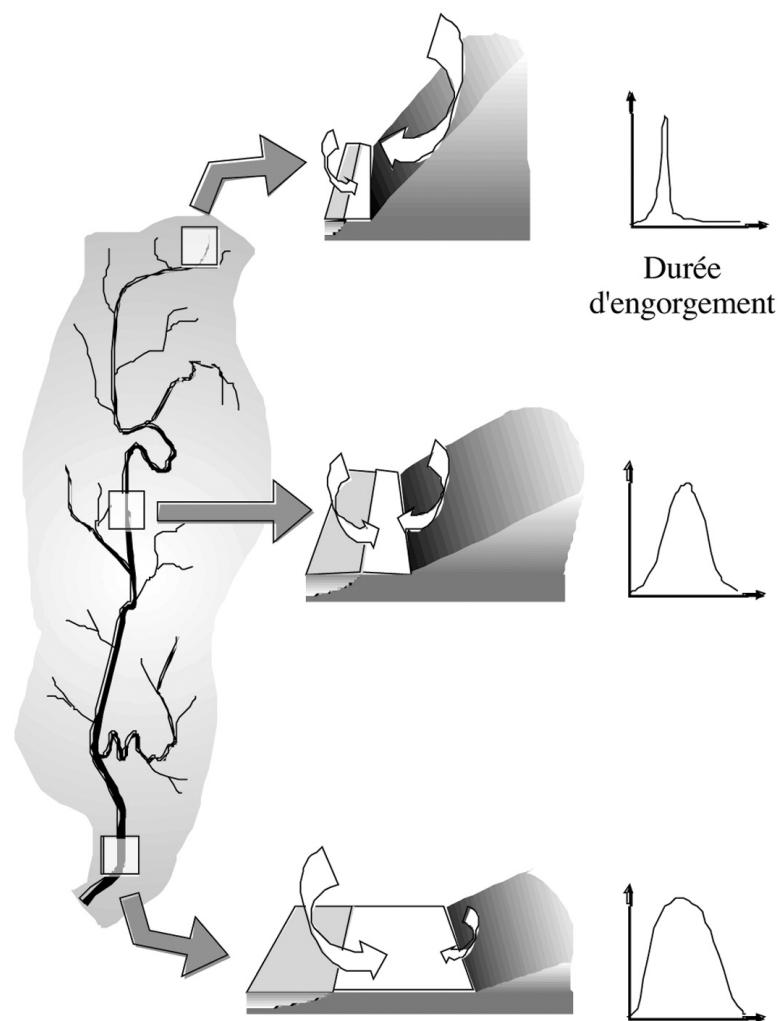


les trois principaux facteurs qui influencent l'activité dénitrifiante avec la température. Au niveau du sol, ces facteurs de régulation sont sous la dépendance des conditions d'engorgement du sol et des processus de décomposition de la matière organique. A l'échelle du site, ces derniers sont contrôlés par la topographie qui conditionne la durée et la fréquence d'engorgement et le type de végétation qui produira une matière organique plus ou moins facilement décomposable. Enfin au niveau de la zone humide, les contrôles de la dénitrification sont liés aux conditions géomorphologiques, au régime des eaux, au type d'occupation du sol et aux usages de la zone humide et de son bassin versant.

## Variations spatiales de la régulation

Le transfert de l'azote dans les bassins versants s'effectue majoritairement sous une de ses formes minérales dissoutes, le nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ). La faible rétention physique du nitrate dans les sols et les sédiments le rend facilement entraînable par les eaux de surface ou de subsurface jusqu'aux nappes ou cours d'eau qui les drainent (MEYBECK *et al.* 1989 ; VITOUSEK *et al.* 1997). Secondairement l'azote peut être transporté aussi sous forme organique particulaire ou minérale ammoniacale adsorbée sur les argiles. Cette seconde forme de transport est liée aux transferts de matières solides dans les bassins versants et résulte de processus d'érosion et de sédimentation. Cependant la majeure partie des transferts d'azote se fait sous forme dissoute (AMSTRONG & BURT 1993). Par conséquent, la position des zones humides vis-à-vis de ces écoulements de surface et/ou de subsurface est primordiale, dans la mesure où elle conditionne la proportion d'eau et donc d'azote dissous qu'elle va pouvoir intercepter. L'ampleur de cette fonction de régulation des flux d'azote dissous va donc dépendre de la localisation géographique des ripisylves.

Ainsi, en tête de bassin hydrographique, la majeure partie des apports d'eau entrant dans une ripisylve seront à dominante d'écoulements de subsurface (apports d'azote sous forme de nitrate dissous) et vont provenir de son bassin versant adjacent (Cf. Fig. 2).



Par ailleurs, l'efficacité des ripisylves en têtes de bassins est amplifiée du fait qu'elles présentent une grande longueur d'interface entre les milieux terrestres et aquatiques. En effet, il a été calculé qu'environ 50% du réseau de drainage de la Garonne ou de la Seine par exemple (Cf. Tab. I), sont constitués de cours d'eau d'ordre 1 (cours d'eau pérenne sans affluent pérenne selon la classification de STRAHLER, 1957).

Un cours d'eau d'ordre 2 est formé par la confluence de deux ruisseaux d'ordre 1 ; un cours d'eau d'ordre 3 est formé par la confluence de deux cours d'eau d'ordre 2 et ainsi de suite pour les numéros d'ordre supérieurs. Quatre-vingt pour cent de leur réseau de drainage est constitué de cours d'eau inférieurs ou égaux à 3. De ce fait la longueur de réseau hydrographique représentée par les grands cours d'eau (La Garonne après Toulouse, le Rhin après Strasbourg ou Le

**Fig. 2 :**  
Relations entre les zones humides riveraines, le cours d'eau et le versant en fonction de leur position le long du réseau hydrographique.  
D'après Tabacchi *et al.* (1998)

Numéro d'ordre	Nombre de cours d'eau	Longueur totale par n° d'ordre	% cumulé de la longueur totale du réseau
1	10095	16612	50,94
2	2429	7385	73,58
3	540	4097	86,14
4	118	2012	92,13
5	29	1298	96,29
6	6	796	98,73
7	2	179	99,27
8	1	235	100

**Tab. I:**  
Classification du réseau hydrographique de la Garonne à partir des numéros d'ordre de Strahler (1957).

Rhône après Lyon par exemple), est réduite. Il en résulte que la longueur d'interfaces que ces grands cours d'eau développent avec les terres adjacentes sont très faibles comparées à celles développées par leurs petits affluents en têtes de bassins versants. Ainsi, dans la partie aval des réseaux hydrographiques, la majeure partie des apports d'eau dans la ripisylve se fera par l'intermédiaire du cours d'eau lors des débordements de crues, même s'il existe des échanges entre le cours d'eau et la ripisylve à travers la berge (GARCIA *et al.* 1994 ; PINAY *et al.* 1998 ; MONERON 1999). Les apports d'azote seront alors essentiellement particulaires et liés aux sédiments déposés (BRUNET *et al.* 1993).

L'obtention des conditions optimales de l'activité dénitrifiante nécessite à la fois un apport de nitrate et des conditions anaérobies. Ces deux conditions ne se recouvrent pas forcément spatialement dans la mesure où les conditions d'engorgements sont le plus souvent associées à des écoulements souterrains faibles voire nuls. De plus, il est maintenant clair que si les écoulements d'eau depuis le versant conditionnent les apports allochtones en nitrates dans les zones humides ; les écoulements au sein des zones humides ne sont pas homogènes (BURT 1997). Qui plus est, les écoulements de subsurface dans les zones humides sont court-circuités ou empruntent des chenaux préférentiels qui limitent leur capacité de régulation des flux d'azote (LOWRANCE *et al.* 1995). De nombreuses études récentes ont montré que lorsque les zones humides présentent une capacité de régulation des flux d'azote allochtones, c'était au niveau de leur interface avec le milieu terrestre adjacent. (voir HAYCOCK *et al.* 1997 pour une revue). En effet, c'est en général au niveau de cette

interface que les conditions nécessaires au maintien de l'activité dénitrifiante se recouvrent spatialement (Cf. Fig. 3).

Les parties des zones humides situées plus en aval par rapport à l'écoulement provenant du versant sont considérées comme des zones d'activité dénitrifiante potentielle mais celle-ci est en général limitée par l'absence de nitrates. Il en résulte qu'en terme d'évaluation de l'efficacité de régulation des pollutions azotées diffuses des zones humides dans les bassins versants, il est préférable de raisonner par rapport aux longueurs d'interfaces zones humides-versants terrestres plutôt qu'en surfaces de zones humides.

## Variations temporelles

Les processus d'absorption et de dénitrification peuvent paraître antagonistes dans la mesure où ils sont en compétition pour la ressource en nitrate. Cependant il a été montré que sous climat tempéré (PINAY *et al.* 1995) l'activité maximale de ces deux processus était séparée dans le temps. En effet, c'est pendant les périodes hivernales que l'on observe les pics d'activité dénitrifiante. Ils correspondent en général à des périodes de hautes eaux propices aux débordements dans les zones humides et à la période de repos végétatif. En revanche l'absorption maximale est mesurée en fin de printemps et début d'été lorsque les sols sont réessuyés et donc peu favorables au processus de dénitrification. La succession dans le temps de ces deux phénomènes assure donc une régulation des flux de nitrates dans les zones humides riveraines tout au long de l'année. D'autre part, la végétation agit aussi directement sur la dénitrification en servant de source de matière carbonée assimilable pour les micro-organismes dénitrifiants, par le biais des litières et des exsudats racinaires. Cet apport via les racines permet de considérer la zone où se déroule la dénitrification non pas sur une surface mais dans un volume qui correspond à la profondeur de diffusion de ce carbone assimilable.

## Conclusion

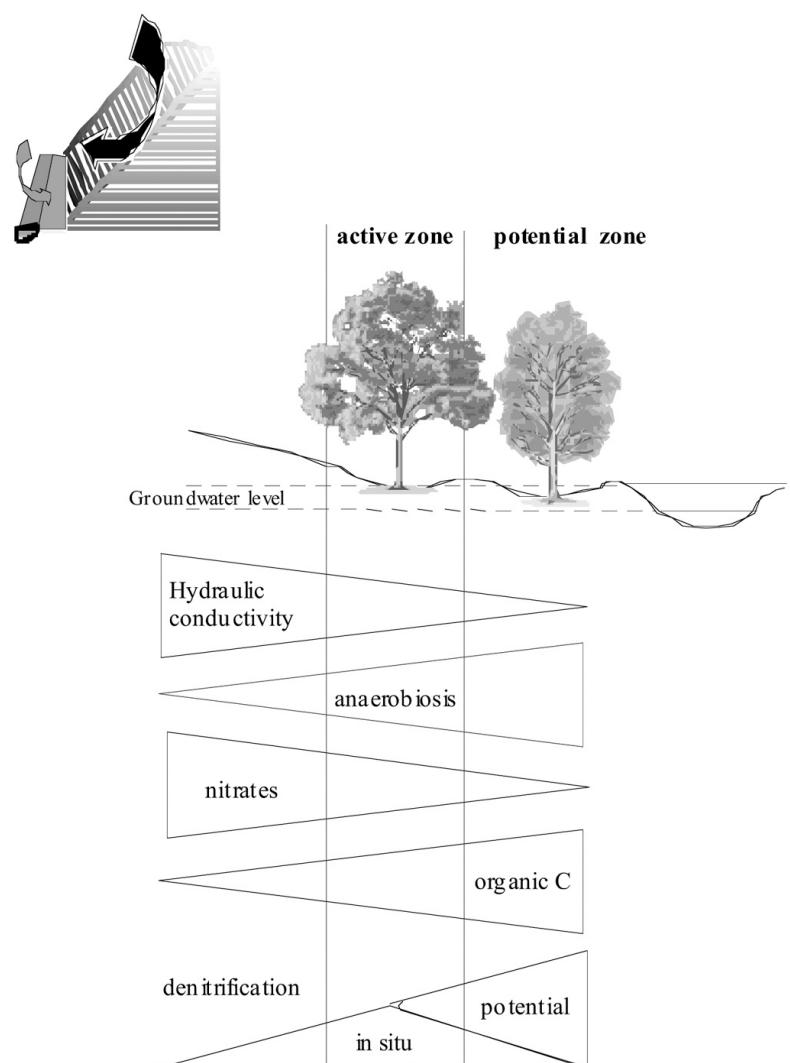
L'engouement pour ces outils de gestion au niveau des paysages a été très important dès la publication des premiers résultats de

recherches. En effet beaucoup ont cru voir dans ces premiers résultats la découverte de la solution miracle pour pallier tous les problèmes liés aux pollutions diffuses dans un espace minimum, sans pour autant remettre en question la gestion intensive des bassins versants agricoles. Le concept de "zone tampon" est alors apparu. Il considérait les zones humides comme des systèmes de régulation entre les milieux terrestres et les milieux aquatiques. C'était sans compter sur les processus en jeu dans cette régulation, leurs capacités réelles, la diversité des ripisylves et des pollutions diffuses (HAYCOCK *et al.* 1997). L'échec des tentatives pour maîtriser les pollutions diffuses basées uniquement sur l'utilisation des zones humides est le plus souvent dû à une mauvaise appréciation des capacités réelles de zones humides qui sont fonction de processus biologiques et du type de transfert depuis le versant. Il est donc bon de rappeler que si les ripisylves peuvent constituer un outil de gestion des pollutions diffuses azotées à l'échelle des paysages, il ne faut pas compter uniquement sur celui-ci.

## G.P., J.-C.C.

### Références citées

- Amstrong A.C. & Burt T.P. 1993. Nitrate losses from agricultural land. In "Nitrate, processes, patterns and management". T.P. Burt, A.L. Heathwaite and S.T. Trudgill Eds. John Wiley & Sons Ltd. pp. 239-267.
- Art H.W. & Marks P.L. 1978. A summary table of biomass and net annual primary production in forest ecosystems of the world. In « Patterns of primary production in the biosphere » H.F.H. Lieth Ed. Benchmark papers in Ecology; Dowden, Hutchinson & Ross Inc. pp 177-321.
- Brinson M.M., Bradshaw H.D. and Kane E.S. 1984. Nutrient assimilative capacity of an alluvial floodplain swamp. Journal of Applied Ecology, 21: 1041-1057.
- Brunet R.C., Pinay G., Gazelle F. and Roques L. 1993. The role of floodplain and riparian zone in suspended matter and nitrogen retention in the Adour River, southwest France. regulated Rivers, 9: 55-63.
- Burt T.P. 1997. The hydrological role of floodplains within the drainage basin system. In "Buffer zones: their processes and potential in water protection". Haycock N.E., Burt T.P., Goulding K.W.T. and Pinay G. Eds. Quest Environmental Publ. pp. 21-32.
- Chalamet A. 1985. Effects of environmental factors on denitrification. In "Denitrification in the nitrogen cycle"; H.L. Golterman Ed; Plenum Press, NY, USA. pp. 7-29.
- Garcia B., Bertin C., Ricard J., Lavandier P. and Labroue L. 1994. Effet de berge, effet de vase,



deux facteurs différents de mobilisation du manganèse: un exemple dans un champ captant de la vallée du Lot (France). Annales de Limnologie, 30: 67-85.

Groffman P.M. & Tiedje J.M. 1989. Denitrification in north temperate forest soils: spatial and temporal patterns at the landscape and seasonal scales. Soil Biology and Biochemistry, 21 (5): 613-620.

Haycock N.E., Pinay G. and Walker C. 1993. Nitrogen retention in river corridors: European perspectives. Ambio, 22: 340-346.

Haycock N.E., Burt T.P., Goulding K.W.T. and Pinay G. Eds. 1997. Buffer zones: their processes and potential in water protection. Quest Environmental Publ. 322 pages.

Jacobs T.C. & Gilliam J.W. 1985. Riparian losses of nitrate from agricultural drainage waters. Journal of Environmental Quality, 14: 472-478.

Knowles R. 1982. Denitrification. Microbiological reviews, 46 (1): 43-70.

Lowrance R.R., Leonard R.A., Asmusen L.E. & Todd R.L. 1985. Nutrient budgets for agricultural watersheds in the southeastern coastal plain. Ecology, 66: 287-296.

**Fig. 3 :**  
Schéma conceptuel  
de l'évolution  
des caractéristiques  
physiques  
et biogéochimiques  
dans la nappe  
souterraine s'écoulant  
sous une zone humide

**G. PINAY**  
CEFE – CNRS 1919  
Route de Mende,  
34293 Montpellier  
cedex, France  
**J.C. CLEMENT**  
Rutgers University,  
Department of  
Ecology, New  
Brunswick, NJ 08901,  
USA

- Lowrance R.R., Altier L.S., Newbold J.D., Schnabel R.R., Groffman P.M., Denver J.M., Correll D.L., Gilliam J.W., Robinson J.L., Brinsfield R.B., Staver K.W., Lucas W.C. and Todd A.H. 1995. Water quality functions of riparian forest buffer systems in the Chesapeake Bay Watersheds. U.S. Environmental Protection Agency, Chesapeake Bay Program Report, EPA 903-R-95-004.
- Meybeck M. Chapman D. and Helmer R. 1989. Global Environment Monitoring System (GEMS): Global Freshwater Assessment. Basil Blackwell Ltd. Oxford.
- Moneron C. 1999. Processus biogéochimiques et transfert de nutriments à l'interface eau-milieu riverain. Application au cours amont de l'Essonne. Thèse de Doctorat, Ecole Nationale des Ponts & Chaussées. 321 pages.
- Peterjohn W.T. & Correll D.L. 1984. Nutrient dynamics in an agricultural watershed: observations on the role of a riparian forest. *Ecology*, 65: 1466-1475.
- Pinay G., Ruffinoni C. and Fabre A. 1995. Nitrogen cycling in two riparian forest soils under different geomorphic conditions. *Biogeochemistry*, 30: 9-29.
- Pinay G., Ruffinoni C., Wondzell S. and Gazelle F. 1998. Change in groundwater nitrate concentration in a large river floodplain: denitrification, uptake or mixing ? *Journal of North Bentholological Society*, 17 (2): 179-189.
- Reddy K.R. & Patrick W.H. Jr. 1975. Effect of alternate aerobic and anaerobic conditions on redox potential, organic matter decomposition and nitrogen loss in a flooded soil. *Soil Biology & Biochemistry*, 7: 87-94.
- Strahler A.N. 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Transactions of American Geophysical Union*, 38 (6): 913-920.
- Tabacchi E., Correll D.L., Hauer R., Pinay G., Planty-Tabacchi A.M. and Wissmar R.C. 1998. Development, maintenance and role of riparian vegetation in the river landscape. *Freshwater Biology*, 40: 497-516.
- Vitousek P.M., Aber J.D., Howarth R.W., Likens G.E., Matson P.A., Schindler D.W., Schlesinger W.H. and Tilman D.G. 1997. Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecological Applications*, 7 (3): 737-750.

## Résumé

---

Au cours des années 80 les ripisylves ont connu un regain d'intérêt, tant pour les recherches fondamentales qu'appliquées, après la découverte de leurs capacités de régulation des pollutions azotées diffuses. En effet, de par leur position d'interface entre le milieu terrestre et les cours d'eau, les ripisylves sont capables d'éliminer les apports d'azote provenant des versants. Cette élimination est effectuée grâce à la combinaison de deux processus biologiques que sont l'absorption par la végétation et la dénitrification microbienne. Les facteurs de régulation de ces deux processus et les capacités limites des ripisylves à éliminer l'azote seront discutés dans une optique de restauration et de gestion des pollutions diffuses dans les bassins versants.

## Summary

---

### The role of riverside woodlands in pollution purification

During the 1980s, riverside woodlands again became a focus of research interest, as much in pure science as in applied technology, thanks to the discovery of their varied contribution to the regulation of diffuse nitrogen pollution. Effectively, by virtue of their position as interface between land habitats and watercourses, riverside woodlands are capable of eliminating nitrogen input carried down from drainage basins. This elimination is based on two biological processes : absorption by plants and microbial denitrification. This paper presents the factors that regulate the two processes and highlights the limited capacity of riverside woodlands from the perspective of restoration as well as the management of varied diffuse pollution in drainage basins.

## Riassunto

---

### La parte depuratrice della foresta riparia

Durante gli anni 80 le foreste riparie hanno conosciuto un ritorno di interesse, tanto per le ricerche fondamentale quanto applicate, dopo la scoperta della loro capacità di regolazione degli inquinamenti azotati diffusi. Infatti, dalla loro posizione di contatto tra l'ambiente terrestre e i corsi d'acqua, le foreste riparie sono capace di eliminare gli apporti di azoto provenendo dei versanti. Questa eliminazione è effettuata grazie alla combinazione di due processi biologici che sono l'assorbimento dalla vegetazione e la denitrificazione microbiana. I fattori di regolazione di questi due processi e le capacità limiti delle foreste riparie per eliminare l'azoto saranno dibattuti in una prospettiva di restaurazione e di gestione degli inquinamenti diffusi nei bacini versanti.