



HAL
open science

Le contrôle de flux polluants par l'aménagement de zones tampons. Etude bibliographique

Marc Deconchat, Gerard Balent

► **To cite this version:**

Marc Deconchat, Gerard Balent. Le contrôle de flux polluants par l'aménagement de zones tampons. Etude bibliographique. La forêt paysanne dans l'espace rural: Biodiversité, paysages, produits, 29, INRA, 268 p., 1996, Etudes et Recherches sur les Systèmes Agraires et le Développement, 2-7380-0684-1. hal-02838970

HAL Id: hal-02838970

<https://hal.inrae.fr/hal-02838970>

Submitted on 7 Jun 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Le contrôle de flux polluants par l'aménagement de zones tampons

Etude bibliographique

Marc DECONCHAT
Gérard BALENT

INRA, SAD, BP 27, 31326 Castanet-Tolosan cedex

Résumé

Les zones tampons boisées peuvent épurer les flux latéraux d'eau en provenance des parcelles agricoles. Elles sont une solution efficace et complémentaire des modifications des pratiques culturales contre la pollution par les nitrates. La dénitrification microbienne anaérobie principalement et l'absorption par la végétation en croissance réalisent l'épuration. Ces deux processus sont complémentaires et durables puisqu'il n'y a pas de stockage de nitrates pouvant saturer les capacités d'épuration. Les conditions d'efficacité des zones tampons sont présentées : des arbres en croissance dans un site choisi en fonction de l'hydrologie locale et du sol permettent d'avoir une épuration très efficace avec de petites surfaces.

Les zones tampons peuvent agir contre d'autres problèmes agricoles comme l'érosion ou la pollution par les sédiments et le phosphore. Cependant cette action est souvent temporaire du fait d'une saturation des capacités de stockage. Néanmoins, elle peut influencer sur l'efficacité épuratrice contre les nitrates.

Les zones tampons doivent s'intégrer dans un plan d'aménagement global, à l'échelle d'un petit bassin versant, le plus en amont possible. Pour bien proportionner le système d'épuration en fonction des besoins effectifs, sans utilisation excessive de terres de valeur, il faut établir un diagnostic des pollutions, de plus en plus souvent avec l'aide de Systèmes d'Information Géographique. Plusieurs solutions techniques adaptées aux contraintes de l'agriculture moderne sont proposées pour la réalisation concrète d'unité d'épuration, à un coût apparemment très avantageux pour la société.

Mots clés : nitrates, zones tampons boisées, SIG, pollution agricole, aménagement.

Abstract

Biodiversity and forests in a farming landscape. A review. The relationships between forests and biodiversity in an agricultural landscape raise two questions which are addressed from the angle of landscape ecology, and in particular birdlife richness. Which forest and landscape factors influence biodiversity in a wood? What are the effects of forests on landscape biodiversity?

Biodiversity in any given wood depends on factors operating at three levels: the plot, the whole wood and the woodland context; their relative importance is variable. For the first two factors, it would seem that a stratified indigenous vegetation, long revolutions and a diversity of micro-habitats containing dead wood favour a high degree of diversity. For whole-wood factors, large and compact woods display high biodiversity due to the occurrence of species which depend on the existence of a forest interior habitat. For the woodland contextual factor, location in the landscape has an influence on biodiversity evolution through arrival and extinction of species. The metapopulation theory is applied to investigate the effects of fragmentation on landscape biodiversity, often using simulation. Effects on non forest biodiversity are briefly reviewed.

For biodiversity management in situations of farmland afforestation, we argue that isolation is the principal factor of biodiversity in a wood and that a gradient of fragmentation could maintain the highest degree of landscape richness.

Keywords: biodiversity, farm woodlands, metapopulation, fragmentation, landscape ecology.

1. Des zones tampons peuvent agir contre les flux de nitrates d'origine agricole

Le développement de l'agriculture intensive a provoqué par endroits des problèmes de pollution des eaux par des concentrations trop élevées de nitrates. Il s'agit d'une pollution dite diffuse, alors que celles d'origines urbaines sont dites ponctuelles et sont par conséquent plus faciles à maîtriser (Osborne et Wiley, 1988). Cette pollution d'origine agricole est apparue avec l'augmentation des apports de fertilisants, la baisse de la quantité de matière organique dans les sols, et la disparition des zones épuratrices naturelles (Lowrance *et al.*, 1983). Les nitrates sont transportés par 3 types de flux :

- (1) des flux verticaux vers une nappe profonde,
- (2) des flux latéraux dans la nappe superficielle,
- (3) des flux de surface par ruissellement ou dans des cours d'eau.

Pour lutter contre les flux verticaux (1), les actions principales doivent porter sur les pratiques culturales (réduction des fertilisants, apport de matière organique, interculture, etc.) afin de contrôler la quantité de nitrates arrivant dans la solution du sol au niveau des parcelles agricoles. Par contre, le stock en cours de migration n'est plus accessible à des actions correctives.

Pour ce qui est des flux latéraux, (2) et (3), ils sortent de la parcelle agricole et peuvent rencontrer d'autres milieux dont le fonctionnement est susceptible d'agir sur la quantité de nitrates transportés. Des modifications des pratiques culturales au niveau de la parcelle sont aussi nécessaires pour réduire la quantité de nitrates mise en circulation. Mais, les contraintes techniques de l'agriculture intensive et les aléas climatiques limitent la portée de ces modifications (Lowrance, 1992).

Ainsi, une solution complémentaire aux modifications des pratiques culturales est la restauration des capacités épuratrices de certaines formations végétales qui peuvent réduire la charge polluante migrant latéralement dans les mouvements de la nappe superficielle (Haycock *et al.*, 1993). On parle alors de zone tampon dont une définition est : "une bande plantée ou avec une végétation naturelle, placée entre la source polluante et l'eau. L'élimination des polluants est accomplie par divers processus physiques, chimiques ou biologiques" (Muscutt *et al.*, 1993). Plusieurs pays ont entrepris de mettre en place des zones tampons sur ce principe (Dillaha *et al.*, 1984 ; Krambeck, 1990 ; Lowrance, 1992 ; Muscutt *et al.*, 1993 ; Osborne et Kovacic, 1993). Ces actions visent principalement la réduction des pollutions par les nitrates, mais elles concernent également la lutte contre les pollutions par le phosphore et les sédiments qui sont souvent très préoccupantes (Gough, 1988).

Suite à une demande du Conseil Régional de Midi-Pyrénées concernant les impacts environnementaux des boisements de terres agricoles et dans le cadre d'une Action Incitative Programmée de l'INRA, nous avons réalisé une étude bibliographique de l'état des connaissances sur la création de zones tampons contre les polluants agricoles. Il s'agit d'indiquer quels sont les aspects à prendre en considération pour élaborer une stratégie visant à utiliser les zones tampons pour améliorer la qualité des eaux. Il ne s'agit pas d'une revue critique des théories en cours actuellement, ce qui est une affaire de spécialistes dans plusieurs domaines.

Nous aborderons successivement deux niveaux d'intervention. D'abord, il sera question de la détermination des conditions d'efficacité d'une zone tampon contre les nitrates surtout, mais aussi le phosphore et l'érosion. Nous nous attacherons à indiquer les points sur lesquels il est possible d'agir pour améliorer les capacités épuratrices. Ensuite, nous essaierons de voir comment on peut organiser les zones tampons dans le dimensionnement d'un système d'épuration à l'échelle d'un bassin versant.

2. Comprendre les conditions d'efficacité des zones tampons contre les nitrates

2.1. Dénitrification et absorption : deux processus d'épuration performants

Les processus d'épuration ont été mis en évidence depuis une dizaine d'années dans des formations végétales naturelles comme les ripisylves (figure 1) (Peterjohn et Correl, 1984). La confrontation des résultats obtenus dans différents pays montre qu'une ripisylve peut réduire la charge en nitrates de 68-100% dans la nappe superficielle et de 78-98% dans les eaux de ruissellement (Petersen *et al.*, 1992). Certains auteurs indiquent aussi que les zones tampons réduisent fortement les contaminations directes lors des épandages sur les champs voisins des rivières (Omernik *et al.*, 1981).

Deux processus naturels permettent une épuration des eaux chargées en nitrates dans les zones tampons (Haycock *et al.*, 1993). Il s'agit d'une part de la dénitrification microbienne qui transforme les nitrates en azote gazeux (N_2) volatile en consommant du carbone. D'autre part, il y a l'absorption par les végétaux qui fixent les nitrates sous forme organique.

La dénitrification microbienne est considérée comme la voie d'élimination principale d'un point de vue quantitatif sur un cycle annuel (Peterjohn et Correl, 1984 ; Jacobs et Gilliam, 1985 ; Cooper *et al.*, 1987 ; Pinay et Décamps, 1988 ; Pinay *et al.*, 1993). Mais, l'efficacité de ce processus biologique n'est pas uniforme sur l'année (Groffman et Tiedje, 1989). Lorsque la nappe baisse, en été en particulier, la dénitrification est limitée par la disparition des conditions d'anaérobiose de la surface du sol. L'absorption intervient alors de façon complémentaire et peut maintenir la capacité d'épuration de la zone tampon. En effet, la diminution des lessivages durant la période estivale donne des eaux peu polluées. L'absorption racinaire est alors généralement très active et suffisante contre cette faible pollution (Figure 2) (Pinay *et al.*, 1993).

Les deux processus d'épuration correspondent à une exportation des nitrates hors de la zone de filtration : la dénitrification libère de l'azote volatile dans l'atmosphère et l'azote inorganique absorbé par les végétaux est exporté lors de leur exploitation (pâturage ou coupe forestière). L'épuration n'est donc pas liée à un stockage dont les capacités pourraient se saturer (Pinay *et al.*, 1993).

Ces processus sont suffisamment connus aujourd'hui pour que l'on puisse proposer de créer ou restaurer des zones tampons pour contrôler les flux de nitrates vers les aquifères de surface (Lowrance *et al.*, 1984 a et b ; Petersen *et al.*, 1992 ; Haycock *et al.*, 1993 ; Osborne et Kovacic, 1993). Le taux de dénitrification observé en laboratoire (350 mgN/m²/j) est bien supérieur à ce qui se mesure dans des ripisylves naturelles (50 mgN/m²/j) (Pinay et Décamps, 1988 ; Pinay *et al.*, 1993). D'après ces auteurs, il y aurait donc souvent une "sous utilisation" des capacités de dénitrification dans les systèmes naturels. L'aménagement raisonné de zone tampon s'appuyant sur la connaissance des processus en jeu devrait permettre de réaliser des systèmes d'épuration plus efficaces.

2.2. Les conditions d'efficacité des zones tampons

2.2.1. Des conditions peu modifiables

Certaines conditions nécessaires au bon fonctionnement des processus d'épuration sont peu modifiables par l'homme. Il s'agit principalement de facteurs pédologiques, partiellement hydrologiques, sur lesquels il est difficile d'exercer une action. Ils constituent donc des facteurs limitants dont la connaissance et l'évaluation permettent de sélectionner des sites présentant un potentiel d'épuration élevé qui pourra être mis en valeur par des aménagements.

Les sols peu filtrants sont nettement favorables à la dénitrification (Groffman et Tiedje, 1989 ; Pinay *et al.*, 1992), probablement parce qu'ils réduisent la vitesse de circulation de l'eau et permettent l'installation de conditions

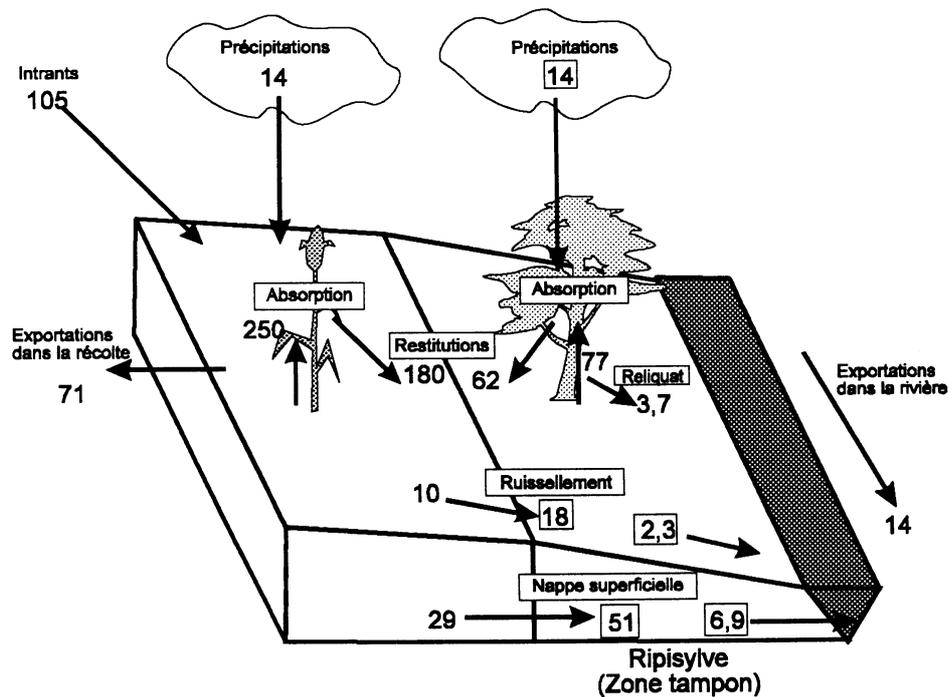


Figure 1 : Exemple d'action épuratrice d'une ripisylve.

Dans cet exemple observé aux USA, les valeurs sont des kg d'azote par hectare de la zone concernée (culture ou ripisylve considérée comme zone tampon). L'eau de pluie s'épure partiellement sur les arbres et ne contient qu'un reliquat d'azote en arrivant au sol. La zone tampon permet de réduire de 73,8kg/ha la quantité de nitrates atteignant la rivière, soit une épuration à 89% (51+18+14 d'apports en provenance de la culture et de la pluie, 6,9+2,3 exportés vers la rivière). L'épuration est réalisée à 20% par l'absorption par les végétaux ((77-62)/73,8), à 14% lors du passage de la pluie dans les arbres ((14-3,7)/73,8). On peut en déduire que les phénomènes de dénitrification ou de fixation de l'azote au niveau du sol participent pour 66% à l'épuration. Adapté de Peterjohn et Correl, 1984.

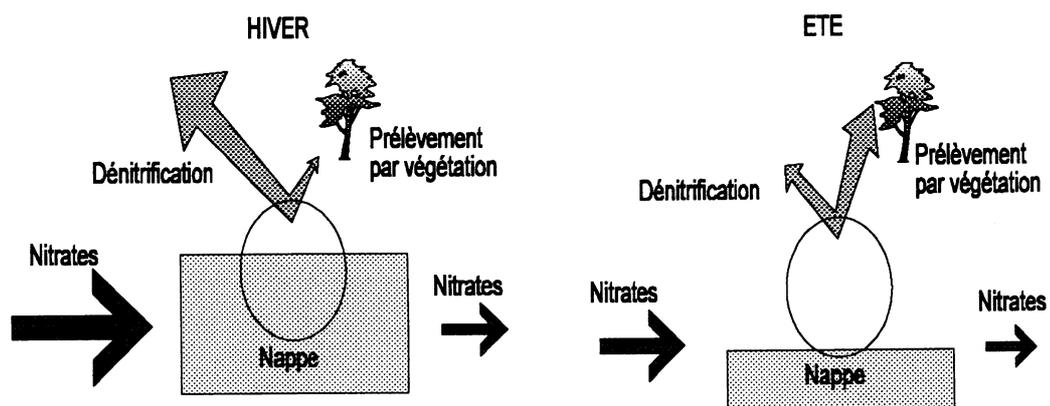


Figure 2 : Complémentarité saisonnière entre la dénitrification et l'absorption.

En hiver, les concentrations en nitrates sont élevées, mais la hauteur de la nappe permet d'avoir une activité microbienne de dénitrification très intense qui épure le flux. En été, la charge polluante est plus faible, l'absence de conditions anaérobies dues à une nappe au plus bas ne permet pas de dénitrification microbienne. Mais l'activité de la végétation est alors très intense et absorbe les nitrates du flux. D'après Haycock *et al.*, 1993.

anaérobies (tableau 1). Une carte des sols peut donc aider à estimer régionalement les capacités de dénitrification (Groffman *et al.*, 1992).

	Sol argilo- limoneux	Sol sableux
% de la surface	9	22
% de la dénitrification totale	44	5

Tableau 1 : La nature du sol influence la dénitrification. Le bilan de dénitrification mesurée *in situ* montre que les sols argilo-limoneux peu filtrants réalisent la majeure partie de la dénitrification alors qu'ils représentent une très faible surface par rapport aux sols sableux, très filtrants (d'après Groffman *et al.*, 1992).

Le niveau de la nappe superficielle conditionne fortement la dénitrification en déterminant les conditions anaérobies dans le sol (Pinay et Décamps, 1988 ; Ambus et Lowrance, 1991 ; Sanchez *et al.*, 1991 ; Lowrance, 1992 ; Pinay *et al.*, 1993 ; Triska *et al.*, 1993). Les variations du niveau de la nappe sont également importantes puisqu'elles agissent sur la circulation du carbone nécessaire à l'activité microbienne de dénitrification. Les crues renouvellent ainsi partiellement le carbone consommé par l'épuration (Pinay *et al.*, 1992).

La durée de passage de l'eau dans la zone tampon, fonction de la circulation de la nappe, détermine en grande partie le délai disponible pour l'épuration, donc son efficacité (Triska *et al.*, 1993). La circulation de la nappe superficielle est généralement tangentielle au cours d'eau qui la draine, mais elle peut être très complexe, même dans des conditions topographiques apparemment simples (Pinay *et al.*, 1989 ; Haycock *et al.*, 1993). Ainsi, il peut y avoir des points de passage privilégiés qui concentrent l'essentiel des flux polluants (Pinay *et al.*, 1992). La connaissance de l'hydrologie locale permet de placer les zones tampons sur ces points. Les anciens bras morts sont souvent des sites de dénitrification particulièrement intense du fait de leur richesse en carbone et du passage privilégié qu'ils offrent au

flux, ainsi que par la nature de leurs sols, peu filtrants (Triska *et al.*, 1993).

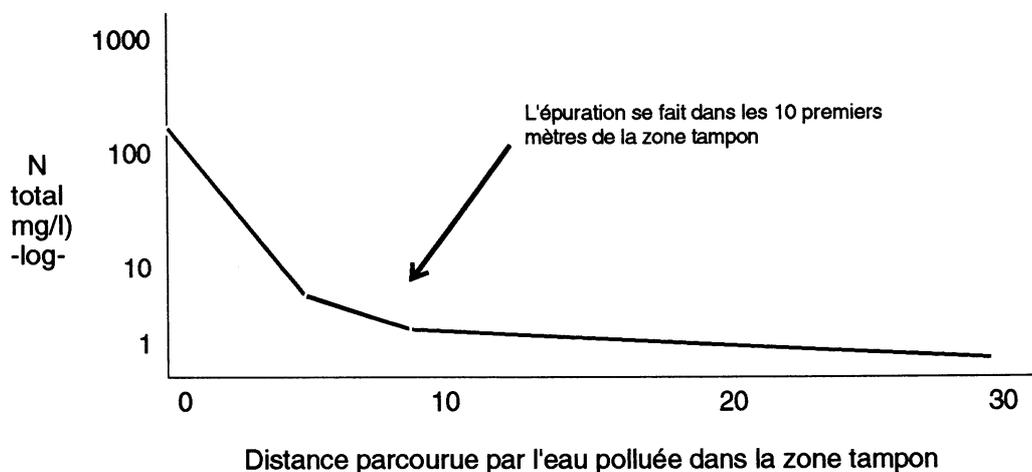
2.2.2. Des conditions sur lesquelles on peut agir

Les aménagements possibles par l'homme sur les sites où les conditions autorisent une épuration concernent la configuration spatiale (largeur traversée par le flux principalement), la gestion du couvert végétal et la modification de l'hydrologie. Le choix de ces aménagements permet de mettre en valeur les capacités épuratrices d'un site.

Dans les ripisylves, il semble que l'épuration puisse être quasiment complète dès les premiers mètres (Cooper, 1990 ; Pinay *et al.*, 1993). Une largeur d'une dizaine de mètres est suffisante dans de nombreuses situations (Graphique 1) (Petersen *et al.*, 1992 ; Pinay *et al.*, 1993). Des zones tampons de faible largeur peuvent ainsi avoir une action épuratrice très importante. On peut supposer que cette largeur sera fonction de la quantité de nitrates dans l'eau et de sa vitesse de circulation à travers la zone tampon.

Une végétation qui a une croissance très active, est favorable à l'absorption des nitrates (Lowrance *et al.*, 1984). Elle est souvent liée à des phases d'exploitation où on exporte l'azote organique. Cependant, une exploitation trop brusque peut perturber la zone tampon et être une cause de détérioration des capacités épuratrices. Il faut donc définir des pratiques sylvicoles ou culturales sur la zone tampon, qui soient compatibles avec la fonction d'épuration (Haycock *et al.*, 1993 ; Muscutt *et al.*, 1993). Concernant la nature du couvert végétal, Osborne et Kovacic (1993) ont montré que les arbres étaient plus efficaces que la prairie contre les nitrates ; cela se vérifie même dans le cas d'une peupleraie (Haycock et Pinay, 1993).

La régularisation et le surcreusement des cours d'eau semblent être parmi les actions les plus défavorables à l'épuration (Schlosser et Karr, 1981b ; Krambeck, 1990). En effet, elles modifient fortement l'hydrologie en augmentant la vitesse de circulation de la nappe et elles empêchent la reconstitution des stocks de carbone à l'occasion des crues (Pinay *et al.*, 1992).



Graphique 1 : Une épuration dans les premiers mètres de la zone tampon.

A partir des résultats portant sur 5 bassins versants, Doyle et ses collègues (1977 in : Petersen *et al.*, 1992) montrent que l'élimination des nitrates dans les eaux se fait essentiellement dans les 10 premiers mètres des ripisylves. Le reste de la ripisylve possède encore des capacités d'épuration qui ne sont pas utilisées.

3. Des possibilités d'action des zones tampons contre l'érosion et les pollutions phosphatées

3.1. Erosion et pollution phosphatée : des problèmes cruciaux

L'érosion des sols agricoles a deux effets. C'est d'une part une perte d'un patrimoine productif très difficile à reconstituer. D'autre part, les sédiments modifient les caractéristiques écologiques des eaux et ils peuvent ainsi avoir des effets négatifs sur certaines espèces ou sur des activités humaines lors de leur dépôt (envasement des lacs collinaires par exemple) (Gough, 1988). L'érosion et les dégâts causés par les sédiments constituent une sérieuse menace pour les capacités de production agricole de certaines régions du monde et un des principaux problèmes de qualité des eaux (Osborne et Kovacic, 1993).

Le phosphore d'origine agricole est principalement lié aux particules du sol, ses mouvements sont donc largement associés aux phénomènes d'érosion et aux déplacements des sédiments. Probst, cité par Muscutt et ses collègues (1993), estime que ce mode de déplacement représente 70% des transferts. En grande quantité, le phosphore participe à l'eutrophisation des plans d'eau (Gosselink, 1990). Néanmoins, c'est le phosphore d'origine urbaine qui est généralement la principale cause de pollution. L'érosion, les pollutions par les sédiments et le phosphore, dépendent fortement des saisons et des événements pluvieux, en particulier les orages (Osborne et Kovacic, 1993).

Les eaux transportent d'autres polluants, comme les pesticides, qui menacent de poser de graves problèmes de pollution dans certaines régions. Ils ont été très peu étudiés en relation avec les zones tampons (Lowrance *et al.*, 1985). On peut se poser la question des effets qu'ils peuvent avoir sur l'efficacité épuratrice, par exemple s'ils modifient la composition de la flore bactérienne dénitrifiante.

3.2. Possibilités d'action des zones tampons ?

3.2.1. Contre l'érosion

L'érosion peut prendre deux formes distinctes. Il peut s'agir d'une érosion toujours localisée aux mêmes endroits dans les chenaux, les talwegs, les dépressions, ou bien, il peut s'agir d'une érosion qui peut apparaître sur toute la pente et provoquer des décapages de surface ou l'apparition de rigoles (ADRET, 1987). Dans le premier cas, les boisements peuvent être utilisés très efficacement pour freiner l'érosion dans les zones les plus menacées. C'est souvent le rôle des haies de fond de vallon. Dans le second cas, les boisements linéaires peuvent être utilisés pour rompre les trop fortes pentes, mais l'effort principal devra porter sur des modifications des pratiques agricoles au niveau de la parcelle (travail du sol, couvert végétal, etc.) (Auzet, 1990). Dans les situations où des surfaces sont très dégradées, on peut envisager d'implanter un boisement qui pourra aider à reconstituer un sol à longue échéance. Des méthodes sylvicoles sont à inventer pour conduire ce type de boisement dont la vocation première ne sera pas la production de bois.

3.2.2. Contre les sédiments

La sédimentation des éléments en suspension, d'abord les plus grossiers puis les plus fins, se fait lorsque la vitesse du flux diminue (Muscutt *et al.*, 1993). Les zones tampons offrent une résistance à la circulation de l'eau et sont ainsi souvent des lieux de sédimentation importante. Les dépôts de sédiments modifient les caractéristiques de la zone tampon, en particulier le microrelief et la circulation de l'eau. La conséquence en est que l'efficacité pour la sédimentation diminue au fur et à mesure que les dépôts augmentent (Dillaha *et al.*, 1984). Contrairement aux nitrates, les sédiments peuvent ainsi saturer temporairement une zone tampon. Le phénomène des crues intervient alors parfois pour déplacer ces sédiments vers l'aval ou sur des points plus élevés des berges, reconstituant ainsi partiellement les capacités d'épuration.

La végétation herbacée semble plus efficace que les arbres pour faciliter la sédimentation. Cela provient en partie du fait qu'elle peut s'adapter aux modifications topographiques dues aux dépôts. Un bois avec un sous étage très fourni sera aussi très efficace (Muscutt *et al.*, 1993). Généralement, de faibles largeurs de zones tampon sont suffisantes pour permettre le dépôt des sédiments les plus grossiers (Muscutt *et al.*, 1993). Les sédiments restants, les plus fins, sont ceux qui posent le plus de problèmes. La conformation des cours d'eau constitue un élément important de la capacité d'épuration de zone tampon. Le surcreusement et la régularisation des cours d'eau ou des fossés réduisent la zone d'interaction du flux avec des formations végétales et augmentent la vitesse de l'eau ; ils s'opposent en cela à une épuration naturelle (Krambeck, 1990).

La sédimentation affecte les capacités d'épuration de la zone tampon contre les nitrates. Ces effets sont positifs dans la mesure où les sédiments apportent une partie du carbone nécessaire à la dénitrification microbienne (Pinay *et al.*, 1992). Ils sont négatifs dans la mesure où ils modifient l'hydrologie locale, réduisent l'activité de la végétation et peuvent faire disparaître les conditions d'anaérobiose en élevant le niveau du sol par rapport à la nappe. Pinay et ses collègues (1989) montrent ainsi que le type de sédimentation sur les berges de la Garonne modifie les capacités d'épuration des zones de dépôts. Les dépôts des limons les plus fins, dans les courbes du fleuve, sont très favorables à la dénitrification du fait de leur hydromorphie et de l'abondance du carbone. A l'inverse les zones de dépôts d'éléments grossiers, dans le fil de l'eau, sont moins favorables.

3.2.3. Contre le phosphore

Plusieurs études font état des capacités épuratrices de zones tampons vis-à-vis du phosphore. Peterjohn et Correl (1984) observent une efficacité de près de 80%. L'élimination du phosphore suit deux voies. Dans la principale, il est assimilé par la végétation et intégré dans la matière organique (78% selon Peterjohn et Correl, 1984) qui pourra être exportée

hors de la zone tampon lors d'une récolte. La seconde voie est un stockage du phosphore avec les sédiments par fixation dans les colloïdes du sol (Sanchez *et al.*, 1991). Il est susceptible d'être repris par l'eau avec les sédiments lors de modifications du régime hydrique. De plus, la saturation des colloïdes peut rendre le phosphore plus soluble et donc mobile dans la solution du sol où il pourra migrer vers les cours d'eau. Les zones tampons ne servent alors que de stockage temporaire (Schlosser et Karr, 1981a ; Pinay *et al.*, 1992).

4. Mettre en place un système d'épuration : un aménagement de l'espace

4.1. Un système d'épuration à concevoir à l'échelle d'un bassin versant

La circulation de l'eau influence et est influencée par la structure du paysage, en particulier par son relief, mais aussi par la nature du couvert végétal et sa localisation (Smith, 1992). Le concept « d'hydrologie du paysage » émerge ainsi au sein de l'écologie du paysage (Ferguson, 1992). On peut lui appliquer des approches systémiques qui formalisent la dépendance des différentes unités hydrologiques, de l'amont à l'aval (Van Buuren, 1991). De ce point de vue, la création d'une zone tampon va modifier la nature des flux, et plus particulièrement leurs caractéristiques hydrologiques, qui la traversent et par conséquent le fonctionnement des écosystèmes en aval. Ces répercussions peuvent aller à l'encontre des objectifs de protection de l'environnement, par exemple en réduisant les capacités épuratrices vis-à-vis d'autres polluants.

Les zones tampons doivent donc s'intégrer dans un plan d'aménagement global. Le petit bassin versant est *a priori* une échelle pertinente pour étudier et gérer ces processus (Gosselink, 1990). Cette approche hydrologique doit être conduite en intégrant la "multifonctionnalité" des

zones tampons qui filtrent les eaux, abritent des espèces particulières, servent de corridors à d'autres, font de l'ombre sur le cours d'eau, produisent du bois ou d'autres produits et ont une grande valeur esthétique (Lowrance *et al.*, 1985).

Les zones tampons vis-à-vis des nitrates sont efficaces principalement contre la pollution des nappes superficielles. Elles agissent peu sur la pollution entraînée par le cours d'eau, sauf à l'occasion des crues. Par conséquent, il est clair que l'épuration doit se faire le plus en amont possible, près de l'origine des flux, avant qu'ils ne soient dans les cours d'eau (Johnston *et al.*, 1990). On estime que la surface totale des zones tampons nécessaires sur les petits cours d'eau est plus faible que celle qu'il faudrait consacrer sur les bords des grandes rivières, sans que ces dernières soient aussi efficaces (Haycock *et al.*, 1993). Des zones épuratrices très petites peuvent être créées le long des fossés, dans les talwegs ou même dans les mouillères au milieu des champs (Haycock *et al.*, 1993). Un réseau de haies, avec des talus, constitue aussi un système très performant de limitation des flux de nitrates, mais aussi d'autres polluants (ADRET, 1987 ; Ruffinoni *et al.*, 1994).

Les terres susceptibles de porter une zone tampon sont souvent très recherchées par les agriculteurs, du fait de leur proximité avec l'eau, de leur faible relief, de leur sol, etc. qui leur confèrent une forte productivité. Un système d'épuration qui utilise ces terres doit donc se justifier par une action épuratrice avérée et suffisante qui réponde à un problème de pollution.

4.2. Diagnostiquer les lieux de pollutions et simuler des solutions : exemple d'une méthode

Les Systèmes d'Information Géographique (SIG) sont de plus en plus employés pour évaluer ces risques et simuler les effets de différentes options de lutte contre les nitrates. Ils permettent de localiser finement et le plus en amont possible, les sites où les flux de nitrates sont susceptibles de donner lieu à une pollution, ce qui n'est pas possible avec une analyse

non spatialisée d'un bassin versant (McDaniel *et al.*, 1987 ; Childers et Gosselink, 1990). Parmi les différentes tentatives d'utilisation de ces outils (Osborne et Wiley, 1988 ; Kesner et Meentemeyer, 1989 ; Delong et Brusven, 1991 ; Robinson et Ragan, 1993 ; He *et al.*, 1993 ; Hamlett et Epp, 1994), on peut retenir l'exemple du travail mené par Tim et Jolly (1994) avec ARC/INFO. L'article traite à titre d'exemple le problème des sédiments mais les auteurs soulignent que leur méthode est applicable à celui des nitrates ou de tout autre polluant.

Ces auteurs ont formé un système informatique comprenant le SIG ARC/INFO et un modèle d'évaluation de la qualité des eaux (AGNPS de Young *et al.*, 1989 *in* : Tim et Jolly, 1994). Ce modèle nécessite une vingtaine de variables décrivant une "cellule" (unité hydrographique homogène) et son environnement (tableau 2) ; il permet d'évaluer les effets d'un événement pluvieux sur différentes caractéristiques des effluents de la cellule (l'azote total, la quantité de sédiment, etc.). Le SIG permet d'une part de déterminer des unités hydrographiques homogènes (les cellules) et d'autre part d'évaluer et d'introduire les paramètres de chacune de ces cellules dans le modèle. Notons qu'il existe une méthode d'extraction des données nécessaires au modèle AGNPS à partir de ERDAS (Olivieri *et al.*, 1991 *in* : Tim et Jolly, 1994). Les auteurs insistent sur l'intérêt d'une intégration poussée du SIG et du modèle. Elle permet en effet de diagnostiquer rapidement un espace hétérogène dans son ensemble, en considérant qu'il peut être découpé en unités homogènes sur lesquelles on peut appliquer un modèle très performant. Les auteurs ont aussi utilisé le modèle CREAMS (développé par Knisel (1980), *in* : Tim et Jolly, 1994) pour évaluer le transport d'éléments chimiques.

Ils ont appliqué, à titre d'exemple, leur système informatique à un petit bassin versant d'Iowa (Bluegrass, 413 ha, 90 % de la surface en cultures de maïs et de soja), avec une maille d'un hectare. Ils ont comparé les effets d'une journée de pluie sur la qualité des eaux (uniquement en sédiments dans la publication), dans la situation réelle et dans 3 simulations : (1) la création de zones tampons de 20 m le

long des cours d'eau, (2) l'enherbement du pourtour de toutes les parcelles de culture, (3) une combinaison de (1) et de (2). L'hypothèse (3) conduit à une réduction de 71 % de la pollution par les sédiments, alors que les autres options ont pour effet des réductions de 47 % pour (1) et 41 % pour (2).

4.3. Comment réaliser pratiquement des systèmes d'épuration ?

Face à la complexité des situations sur le terrain, le responsable d'aménagement qui envisage de lutter contre la pollution par les nitrates ne peut se satisfaire du concept de "zone tampon" : il a besoin de conseils pratiques et applicables. Pour répondre à cette attente, Petersen et ses collègues (1992) proposent 8 aménagements types, formant ce qu'ils appellent des "briques", qui peuvent être combinés dans un bassin versant pour former un système d'épuration. Ils correspondent à différents degrés d'intervention dans l'aménagement et peuvent ainsi être conciliés avec d'autres contraintes dans l'usage de l'espace. Il s'agit (1) de laisser des bandes sans culture, (2) de végétaliser le bord des cours d'eau, (3) de créer des petites zones humides pour des pollutions localisées (Figure 3), (4) de réduire la pente des berges, (5) de favoriser les méandres, (6) de favoriser les alternances de zones rapides et calmes, (7) de créer des plans d'eau et (8) de maintenir les grandes zones humides inondables.

Une expérience menée par la Société Chimique de la Grande Paroisse et l'Université du Mirail dans la région Midi-Pyrénées a conduit à la proposition de mesures concrètes d'aménagement rural, adaptées au contexte local, pour lutter contre la pollution par les nitrates (Paegelow *et al.*, 1990). Les recommandations sont de conserver les mouillères dans les zones de cultures, d'implanter des bois le long des cours d'eau et de préserver le complexe haie-prairie en fond de vallon. Cet exemple montre que le contrôle des nitrates passe probablement par la conjonction de plusieurs mesures complémentaires raisonnées au niveau

1 : N° de la cellule	11 : Facteur de gestion (C) USLE
2 : Cellule amont	12 : Facteur de support (P) USLE
3 : Aspect	13 : Constante des conditions de sol.
4 : Type de couverture du sol	14 : Classe de texture du sol.
5 : Groupe hydrologique du sol	15 : Niveau de fertilisation
6 : Pente générale	16 : Facteur de disponibilité des fertilisants
7 : Facteur de forme de la pente	17 : Indicateur de source ponctuelle
8 : Longueur de la pente	18 : Indicateur de source en rigole
9 : Coefficient de rugosité de Manning	19 : Demande chimique en oxygène
10 : Facteur d'érosion (K) USLE (Equation Universelle de Perte de Sol)	20 : Facteur de rétention
	21 : Indice de canalisation

Tableau 2 : Variables du modèle AGNPS (Tim et Jolly, 1994).

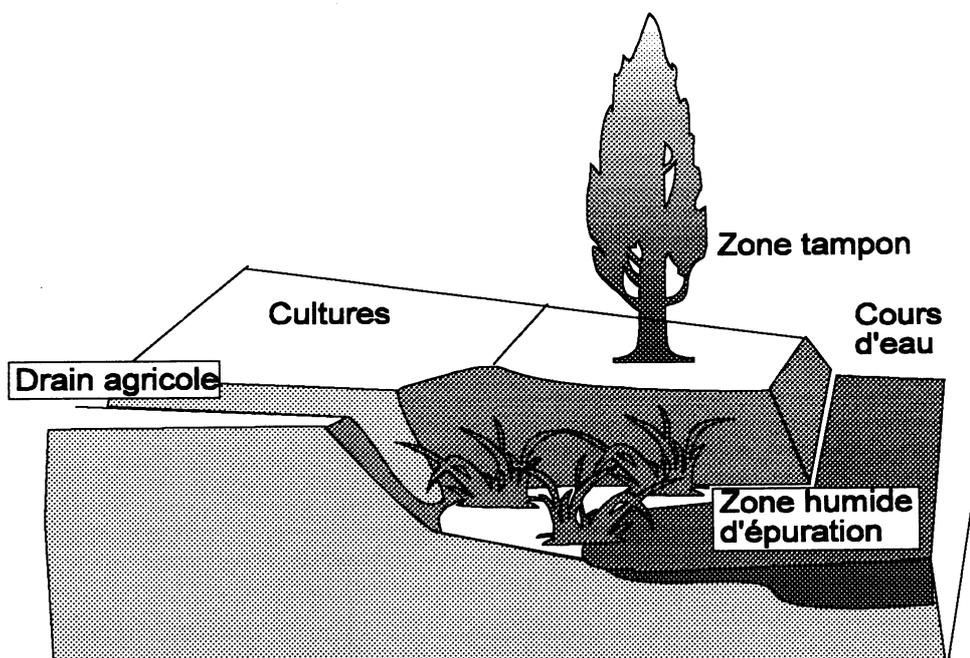


Figure 3 : Une petite zone humide pour les pollutions localisées.

A la sortie des drains agricoles, la pollution de l'eau n'est plus diffuse mais concentrée, ce qui rend partiellement inefficace l'épuration par les zones tampons classiques. On peut résoudre ce problème en créant à l'embouchure des drains des petites zones humides où les processus de dépollution peuvent se dérouler plus intensément et dans de meilleures conditions. D'après Petersen *et al.*, 1992.

d'un petit bassin versant, dans le cadre d'un aménagement du territoire.

5. Conclusion

Suite à cette étude bibliographique, il apparaît que les connaissances scientifiques sont suffisantes pour envisager la création ou l'entretien de formations végétales tampons capables d'épurer les eaux de la nappe superficielle d'une partie de ses polluants, dont les nitrates (Ruffinoni *et al.*, 1994). La connaissance des processus écologiques d'épuration permet de cerner les principales conditions d'efficacité des zones tampon. Leur mise en oeuvre doit se concevoir à l'échelle d'une unité hydrographique, en intervenant le plus en amont possible.

Les conditions d'épuration ne sont pas contradictoires avec une exploitation des zones tampons, même intensive. La production de bois ou le pâturage sont souvent possibles. Cependant, certaines situations, comme des boisements linéaires sur les petits cours d'eau, peuvent être difficiles à exploiter. Il revient aux pouvoirs publics de concevoir ces zones non pas comme des outils de production, mais comme des services pour la collectivité, et de prendre les mesures nécessaires à leur développement.

Par ailleurs, quelques données semblent montrer que les zones tampons sont moins coûteuses à la société que d'autres mesures d'efficacité comparable. En outre, il faut prendre en compte les autres rôles (récréatif, esthétique, écologique, cynégétique, etc.) de ces zones tampons (Lowrance *et al.*, 1985).

Remerciements

Ce travail a été réalisé grâce au soutien financier du Conseil Régional de Midi-Pyrénées et de l'INRA dans le cadre de l'AIP Agroforesterie et Forêt Paysanne. Charles Ruffinoni et Gilles Pinay ont apporté une aide précieuse dans ce travail.

Bibliographie

ADRET, 1987. Maîtrise du ruissellement et de l'érosion hydrique des sols dans les coteaux du sud-ouest. Rapport d'étude pour le ministère de l'environnement et pour le ministère de l'agriculture. 36 p.

Ambus P. & Lowrance R., 1991. Comparison of denitrification in two riparian soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 55(4): 994-997.

Auzet V., 1990. L'érosion des sols par l'eau dans les régions de grandes cultures. Aspects d'aménagement. Centre d'études et de recherches Ecogéographiques, 39 p.

Childers D.L. & Gosselink J.G., 1990. Assessment of cumulative impacts to water quality in a forested wetland landscape. *J. Environ. Qual.*, 19(3): 455-464.

Cooper A.B., 1990. Nitrate depletion in the riparian zone and stream channel of a small headwater catchment. *Hydrobiologia*, 202: 13-26.

Cooper A.B., Hewitt J.E. & Cooke J.G., 1987. Land use impacts on streamwater nitrogen and phosphorus. *N.Z.J.For.Sci.*, 17: 179-192.

Delong M.D. & Brusven M.A., 1991. Classification and spatial mapping of riparian habitat with applications toward management of streams impacted by nonpoint source pollution. *Environ. Manage.*, 15(4): 565-571.

Dillaha T.A., Sherrard J.H. & Lee D., 1984. Long-term effectiveness and maintenance of vegetative filter strips. Virginia Water Resource Research Center, 153: 1-39.

Ferguson B.K., 1992. Landscape hydrology, a component of landscape ecology. *J. Environ. Syst.*, 21(3): 193-205.

Gosselink J.G., Shaffer G.P., Lee L.C. et coll., 1990. Landscape conservation in a forested wetland watershed. *BioScience*, 40(8): 588-600.

Gough S.C., 1988. Stream water quality protection using vegetated filter strips: structure and function related to sediment control. Thesis of the faculty of the graduate School, University of Missouri-Columbia.

Groffman P.M. & Tiedje J.M. 1989. Denitrification in North temperate forest soils: Spatial and temporal patterns at the landscape and seasonal scales. *Soil Biol. & Biochem.*, 21: 613-620.

- Groffman P.M., Tiedje J.M., Mokma D.L. & Simkins S., 1992.** Regional scale analysis of denitrification in North temperate forest soils. *Landscape Ecology*, 7(1): 45-53.
- Hamlett J.M. & Epp D.J., 1994.** Water quality impacts of conservation and nutrient management practices in Pennsylvania. *J. Soil Water Conserv.*, 49(1): 59-66.
- Haycock N.E. & Pinay G., 1993.** Nitrate retention in grass and poplar vegetated riparian strips during the winter. *J. Env. Qual.*, 22(2): 273-278.
- Haycock N.E., Pinay G. & Walker C., 1993.** Nitrogen retention in river corridors: European perspective. *Ambio*, XXII(6): 340-346.
- He C.S., Riggs J.F. & Kang Y.T., 1994.** Integration of geographic information systems and a computer model to evaluate impacts of agricultural runoff on water quality. *Water Resour. Bull.*, 29(6): 891-900.
- Jacobs T.C. & Gilliam J.W., 1985.** Riparian losses of nitrates from agricultural drainage waters. *J. Environ. Qual.*, 14(4): 472-478.
- Johnston C.A., Detenbeck N.E. & Niemi G.J., 1990.** The cumulative effects of wetlands on stream water quality and quantity: a landscape approach. *Biogeochemistry*, 10: 105-141.
- Kesner B. & Meentemeyer V., 1989.** A regional analysis of total nitrogen in an agricultural landscape. *Landscape Ecology*, 2(3): 151-163.
- Knisel W.G. (Ed.), 1980.** CREAMS: A field scale model chemicals, runoff, and erosion from agriculture management systems. Conserv. Res. Rep. 20. USDA-ARS, Washington, DC.
- Krambeck C., 1990.** Water quality protection by retention of agricultural nonpoint source pollutants in riparian buffer strips and other wetland types. A review. Document photocopié.
- Lowrance R., 1992.** Sustainable agriculture research at the watershed scale. *J. Sustainable Agric.*, 2(3): 105-111.
- Lowrance R., Todd R.L. & Asmussen L.E., 1983.** Waterborne nutrient budgets for riparian zone of an agricultural watershed. *Agric. Ecosys. Environ.*, 10: 371-384.
- Lowrance R., Todd R.L. & Asmussen, L.E., 1984a.** Nutrient cycling in an agricultural watershed: I Phréatic movement. *J. Environ. Quality*, 13(1): 22-27.
- Lowrance R., Todd R.L. & Asmussen, L.E., 1984b.** Nutrient cycling in an agricultural watershed: II Streamflow and artificial drainage. *J. Environ. Quality*, 13(1): 27-32.
- Lowrance R.R., Leonard R. & Sheridan J., 1985.** Managing riparian ecosystems to control non point pollution. *J. Soil Water Conserv.*, 40: 87-91.
- McDaniel T.W., Hunsaker C.T. & Beauchamp J.J., 1987.** Determining regional water quality patterns and their ecological relationships. *Environ. Manage.*, 11(4): 507-518.
- Muscutt A.D., Harris G.L., Bailey S.W. Davies D.B., 1993.** Buffer zones to improve water quality: a review of their potential use in U.K. agriculture. *Agric. Ecosys. Environ.*,
- Olivieri L.J., Schaal G.M., Logan T.J., Elliot W.J. & Motch B., 1991.** Generating AGNPS input using remote sensing and GIS. ASAE Pap. 91-2622. ASAE, St Joseph, MI.
- Omernik J.M., Abernathy A.R. & Male L.M., 1981.** Stream nutrient levels and proximity of agricultural and forest land to streams: some relationships. *J. Soil Water Conserv.*, 36: 227-231.
- Osborne L.L. & Kovacic D.A., 1993.** Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. *Freshwater Biol.*, 29: 243-258.
- Osborne L.L. & Wiley M.J., 1988.** Empirical relationships between land use/cover and stream water quality in an agricultural watershed. *J. Environ. Manage.*, 26: 9-27.
- Paegelow M., Decroux J., Hubschman J. & Pugimier M., 1990.** Des mesures simples d'aménagement rural contre la pollution par les nitrates: l'exemple d'Aurade (Gers, France). In : Nitrates, Agriculture, Eau. Paris 7-8nov. INRA : pp. 101-106.
- Peterjohn W.T. & Correl D.L., 1984.** Nutrient dynamics in an agricultural watershed: observations on the role of a riparian forest. *Ecology*, 65(5): 1466-1475.
- Petersen R.C., Petersen L.B.M. & Lacoursiere J.O., 1992.** Restoration of lowland streams: the building block model. *Vatten*, 46: 244-249.
- Pinay G. & Decamps H., 1988.** The role of riparian woods in regulating nitrogen fluxes between the alluvial aquifer and surface water: a conceptual model. *Regulated Rivers*, 2: 507-516.

- Pinay G., Decamps H., Arles C. & Lacassin-Seres M., 1989.** Topographic influence on carbon and nitrogen dynamics in riverine woods. *Archiv für Hydrobiologie*, 114(3): 401-414.
- Pinay G., Fabre A., Vervier P. & Gazelle F., 1992.** Control of C,N,P distribution in soils of riparian forests. *Landscape Ecology*, 6(3): 121-132.
- Pinay G., Roques L. & Fabre A., 1993.** Spatial and temporal patterns of denitrification in a riparian forest. *J. Appl. Ecol.*, 30: 581-591.
- Robinson K.J. & Ragan R.M., 1994.** Geographic information system based nonpoint pollution modelling. *Water Resour. Bull.*, 29(6): 1003-1008.
- Ruffinoni C., Gazelle F. & Deconchat M., 1994.** Des boisements au service de la qualité des eaux. *Revue de l'Agence de Bassin Adour Garonne*, 60 : 39-44.
- Sanchez J.M., Tremolieres 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 orme. *C.R. Acad. Sci. Paris*, 312(3) : 395-402.
- Schlosser I.J. & Karr J.R., 1981a.** Water quality in agricultural watersheds: impact of riparian vegetation during baseflow. *Water Resour. Bull.*, 17: 233-240.
- Schlosser I.J. & Karr J.R. 1981b.** Riparian vegetation and channel morphology impact on spatial patterns of water quality in agricultural watersheds. *Environ. Manage.*, 5: 233-243.
- Smith C.M., 1992.** Riparian afforestation effects on water yields and water quality in pasture catchment. *J. Environ.Qual.*, 21(2): 237-245.
- Tim U.S. & Jolly R., 1994.** Evaluating agricultural nonpoint-source pollution using integrated Geographic Information Systems and Hydrologic/water quality model. *J. Environ. Qual.*, 23: 25-35
- Triska F.J., Duff J.H. & Avanzino R.J., 1993.** Paterns of hydrological exchange and nutrient transformation in the hyporheic zone of gravel-bottom stream: examining terrestrial-aquatic linkages. *Freshwater Biol.*, 29: 259-274.
- van Buuren M., 1991.** A hydrological approach to landscape planning. The framework concept elaborated from hydrological perspective. *Landscape and Urban Planning*, 21: 91-107.
- Young R.A., Onstad C.A., Bosch D.D. & Anderson W.P., 1989.** AGNPS, a nonpoint source pollution model for evaluating agricultural watersheds. *J. Soil Water Conserv.*, 44: 168-173.

