



HAL
open science

Des zones tampons dans les paysages ruraux pour la régulation de la pollution diffuse

Catherine Grimaldi, Jacques Baudry, Gilles Pinay

► **To cite this version:**

Catherine Grimaldi, Jacques Baudry, Gilles Pinay. Des zones tampons dans les paysages ruraux pour la régulation de la pollution diffuse. *Innovations Agronomiques*, 2012, 23, pp.55-68. hal-01209106

HAL Id: hal-01209106

<https://hal.science/hal-01209106>

Submitted on 29 May 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.



Distributed under a Creative Commons Attribution - NonCommercial - NoDerivatives 4.0
International License

Des zones tampons dans les paysages ruraux pour la régulation de la pollution diffuse

C. Grimaldi^{1,2}, J. Baudry³, G. Pinay⁴

¹ Inra, UMR1069, Sol Agro et hydrosystèmes Spatialisation, Rennes, France

² Agrocampus Ouest, UMR1069, Sol Agro et hydrosystèmes Spatialisation, Rennes, France

³ Inra, UR SAD-Paysage, Rennes, France

⁴ Univ Rennes 1- CNRS, UMR ECOBIO, Rennes, France

Correspondance : Catherine.Grimaldi@rennes.inra.fr

Résumé

Les zones tampons sont des éléments surfaciques ou linéaires qui s'interposent sur le trajet des polluants entre les zones sources et le milieu aquatique, et diminuent leur flux entre l'entrée et la sortie de la zone tampon. Elles sont de nature diverse selon le type de transfert qu'elles interceptent (superficiel ou nappe de subsurface) et selon les polluants associés à ces transferts. Leur rôle est relativement bien connu à l'échelle locale mais le développement de modèles spatialisés est nécessaire pour quantifier leur impact à l'exutoire d'un bassin versant, en tenant compte des multiples déterminants des flux. Même s'ils permettent de comprendre et de prédire les effets de la structure du paysage sur les pollutions agricoles diffuses, ces modèles montrent aussi que les zones tampons ne doivent être considérées qu'en complément d'autres actions visant à réduire les intrants. La gestion des zones tampons dans un paysage doit être pluridisciplinaire et impliquer différents acteurs de la société.

Mots-clés : qualité de l'eau, nappe de subsurface, ruissellement, zone humide, haie

Abstract : Buffer zones in rural landscapes for regulation of diffuse pollution

Buffer zones are areal or linear elements located on pollutant pathways between source zones and the aquatic environment that decrease pollutant fluxes between the entrance and exit of the buffer zone. They are of diverse natures according to the type of transfer that they intercept (superficial or subsurface water table) and the pollutants associated with these transfers. Their role is relatively well known at the local scale, but the development of spatially explicit models is necessary to quantify their impact at the outflow of a watershed, while taking into account multiple factors that drive fluxes. Even though they help understand and predict the effects of landscape structure on diffuse agricultural pollution, these models also show that buffer zones must only be considered as a complement to other actions aiming to reduce inputs. Management of buffer zones in a landscape must be multidisciplinary and implicate a variety of stakeholders in society.

Keywords : stream water protection, subsurface flow, overland flow, wet zone, hedgerow

Introduction

Un paysage rural est un paysage hétérogène composé d'une mosaïque de parcelles cultivées et d'espaces non cultivés (habitats ou espaces semi-naturels comme les forêts ou les zones humides), interconnectés par un réseau de structures linéaires (routes, bordures de champs, cours d'eau). Les activités agricoles sont à l'origine d'apports de nutriments ou de produits chimiques de traitement, diversement distribués dans l'espace et dans le temps.

Ces substances participent à la pollution diffuse du milieu aquatique situé à l'aval. Elles peuvent être mobilisées dans le bassin versant lors des transferts d'eau, stockées localement ou subir des transformations biogéochimiques au cours de leur transfert, avant d'atteindre le milieu aquatique. On identifie dans le bassin versant des zones sources-émettrices (parcelles cultivées ou bâtiments d'élevage), le milieu aquatique étant la zone réceptrice.

Les zones tampons sont des éléments surfaciques ou linéaires qui s'interposent sur le trajet des polluants entre les zones sources et le milieu aquatique, et diminuent leur flux entre l'entrée et la sortie de la zone tampon. La capacité tampon du bassin versant est plus largement définie par l'abattement relatif entre les flux entrants sur le bassin et les flux sortants à l'exutoire (Viaud et *al.*, 2004). Cet abattement dépend des processus de stockage et de transformation dans certaines parties du paysage.

1. Quels transferts sont interceptés par les zones tampons ?

Pour rejoindre le milieu aquatique, les polluants peuvent emprunter deux grandes voies de transfert : la **nappe de subsurface** qui contribue majoritairement aux écoulements dans les massifs anciens et affleure une grande partie de l'année en aval des versants ; **le ruissellement** à la surface du sol qui se produit lorsque la capacité d'infiltration du sol est inférieure à l'intensité de la pluie (sols peu perméables ou sols saturés en eau) et sur pente forte. C'est dans ce contexte hydrologique que les flux d'eau et de polluants sont potentiellement en forte interaction avec les structures paysagères à la surface du sol. La distance des zones sources au cours d'eau est importante à considérer. Elle conditionne les temps de transfert qui présentent deux temporalités : les temps de transfert sont beaucoup plus longs en passant par la nappe (infiltration verticale dans le sol puis écoulement de la nappe) ; les temps de transfert sont plus courts par lors de ruissellement produits pendant les fortes pluies.

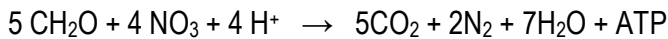
Le nitrate NO_3^- transite par la nappe car il est très soluble. L'azote est apporté sur le bassin versant sous différentes formes, minérale (NH_4^+ , NO_3^-) ou organique (effluents d'élevage, matière organique végétale), et se retrouve, après minéralisation des formes précédentes, essentiellement sous forme NO_3^- . S'il est en excès par rapport aux besoins des cultures, il peut être entraîné jusqu'à la nappe, qui représente un stock important de nitrate.

Au contraire, la majeure partie du phosphore, des phytosanitaires, des métaux lourds, des bactéries transitent par ruissellement avec les matières en suspension. Les zones tampons peuvent donc être classées en deux grands types en fonction de ces deux grandes voies de transfert. Nous traiterons ici plus largement de la pollution en nitrate qui représente un enjeu majeur de la qualité de l'eau, ayant motivé de nombreuses recherches.

2. Quelles zones tampons pour réduire les transferts de subsurface (nitrate) ?

2.1 Les zones humides

Les zones humides ont été très étudiées dans le monde entier. Sous ce terme figure une grande diversité, en fonction de la durée de saturation en eau, du type de végétation arborée ou herbacée, de leur artificialisation éventuelle... Le processus de dénitrification hétérotrophe, qui s'y déroule et permet de transformer le nitrate de la nappe en gaz diazote N₂, est bien connu. Ce gaz, inerte, retourne dans l'atmosphère où il représente 80% de la composition volumique. Il s'agit d'une chaîne de réductions successives où le donneur d'électron est la matière organique :



Le bilan énergétique de la réaction est inférieur à celui de la respiration en présence d'oxygène. Il s'agit d'une respiration « alternative » en absence d'oxygène et les bactéries réduisant le nitrate sont des anaérobies facultatives. Différentes souches bactériennes relativement communes en sont capables (*Pseudomonas*, *Azospirillum*...).

2.1.1 A l'échelle locale

Il existe tout un corpus de connaissances sur les déterminants de **l'efficacité intrinsèque des zones humides**. Les facteurs favorables au processus de dénitrification sont essentiellement la saturation durable en eau qui favorise l'accumulation de matière organique et la disparition de l'oxygène, ainsi que des apports importants de nitrate. Les facteurs favorables au pouvoir tampon d'une zone humide sont le passage des flux de nitrate dans les horizons riches en matière organique, un temps de résidence suffisant dans ces horizons, la sortie des flux dénitrifiés de la zone humide vers le milieu récepteur. Toutes les zones humides, identifiées par leur position en bas de versant où la nappe est superficielle, ne sont pas efficaces (Merot *et al.*, 2006) et il existe souvent une forte hétérogénéité locale à l'intérieur de la zone humide (Bidois, 1999). Cette variabilité est liée à la variabilité spatiale et temporelle des conditions hydrologiques, physico-chimiques et nutritionnelles pour les bactéries, très sensibles aux conditions de leur environnement immédiat.

L'efficacité dénitrifiante d'une zone humide est difficile à estimer. Au laboratoire, c'est-à-dire loin des conditions réelles, on mesure une dénitrification potentielle. In situ les mesures sont locales alors que l'hétérogénéité spatiale peut être forte. Les protocoles ne sont pas parfaitement standardisés. Les mesures ne font pas la part entre la production de N₂O gaz à effet de serre et de N₂ gaz inerte.

Le développement récent des approches moléculaires a pour objectif de relier l'activité dénitrifiante d'un écosystème avec la structure de la communauté microbienne pouvant réduire le nitrate (Philippot and Hallin, 2005). Les gènes impliqués dans ce processus sont maintenant bien connus et il est possible de cartographier leur abondance dans une parcelle. (Philippot *et al.*, 2009) montrent cependant que leur activité, de même que le produit final de la réaction (N₂O ou N₂), ne sont pas liés à la taille des communautés bactériennes portant ces gènes mais aux conditions physico-chimiques dans le sol. Pour tenter de connaître les conditions d'émission de N₂O, des mesures in situ sont envisagées avec le développement de capteurs infrarouges, dispositif cher, sophistiqué, et encore peu fiable (Joly *et al.*, 2011).

2.1.2 A l'échelle du bassin versant

L'efficacité des zones humides a été peu étudiée à l'échelle du bassin versant.

Sur le bassin versant du Scorff (ORE Petits Fleuves Côtiers), les mesures réalisées aux exutoires de nombreux sous-bassins ont permis de quantifier l'abattement du flux de nitrate qui est de l'ordre de 1 mg L⁻¹ dans le cours d'eau par pourcentage de surface du bassin occupée par les zones humides (Montreuil and Merot, 2006) (Figure 1).

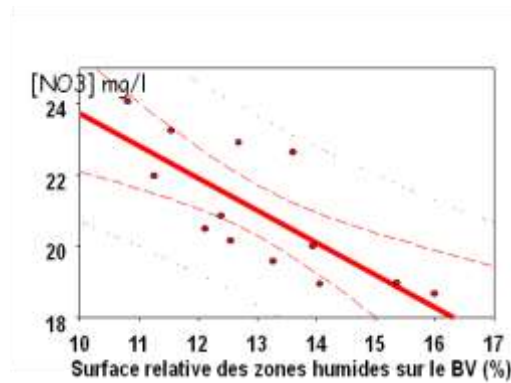


Figure 1 : Abattement de la concentration en nitrate en fonction de la surface relative de zones humides sur différents sous-bassins versants du Scorff (Montreuil *et al.*, 2006)

Dans ce travail a été mis en évidence le basculement du contrôle hydrologique des zones humides en fonction de l'ordre du bassin, assuré par la dynamique de la nappe de versant dans les bassins amont, et par la dynamique de la rivière dans les bassins plus en aval, d'ordre supérieur (Montreuil *et al.*, 2011). Le passage aux grands bassins nécessite aussi de prendre en compte des processus dans la rivière de transformation du nitrate. Enfin les dimensions et la distribution des zones humides ripariennes dans le paysage varient en fonction de l'ordre des bassins (modèle de distribution des sols hydromorphes, (Mourier *et al.*, 2008) (Figure 2).

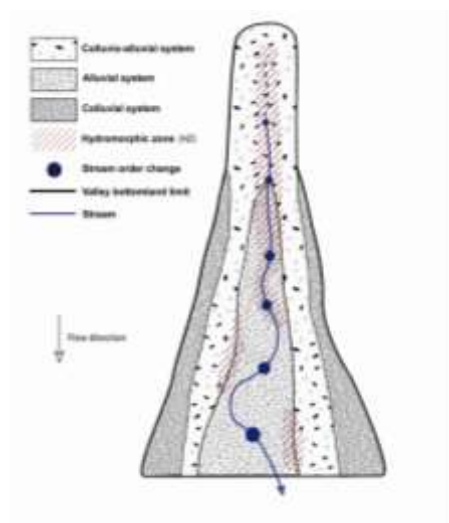


Figure 2 : Extension des zones humides en fonction de l'ordre du bassin (Mourier *et al.*, 2008)

La **modélisation** est un passage obligé pour quantifier les flux de nitrate à l'exutoire et dans le bassin versant en prenant en compte simultanément l'effet de leurs multiples déterminants. Le modèle TNT2 (voir encadré) permet par exemple de calculer le flux de dénitrification global à l'échelle du bassin après avoir simulé la dynamique de la nappe dans les zones humides, en tenant compte de la topographie, du climat, des intrants et pratiques agricoles, etc (Figure 3). Ces flux ont été estimés à environ $47 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ pour le bassin versant de Kervidy-Naizin - ORE Agrhys, (Oehler *et al.*, 2009). La modélisation peut

aussi être utilisée pour tester différents scénarios, de rotations et pratiques agricoles, de climat, de localisation des zones tampons. Elle a permis de tirer un certain nombre d'enseignements génériques sur les conditions de l'efficacité des zones humides dans un bassin versant, liée à leur localisation sur le versant, à la forme du versant en amont, à la surface drainée, etc (Beaujouan *et al.*, 2001).

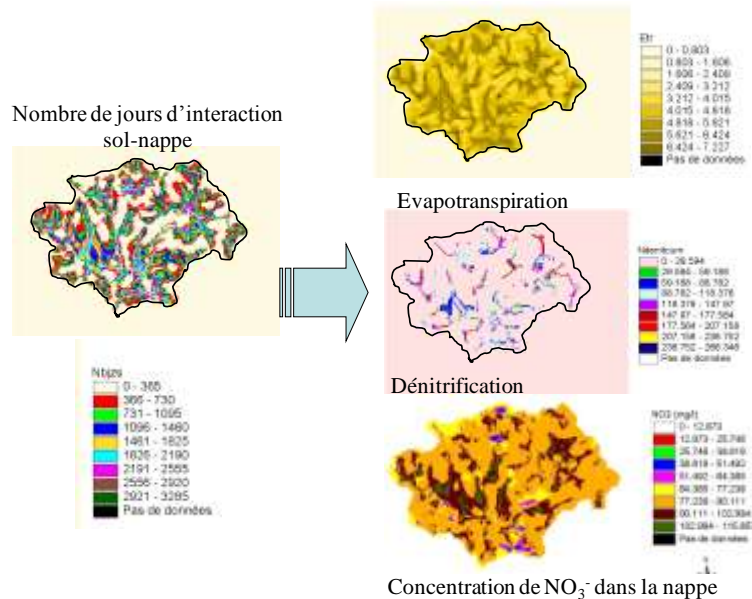


Figure 3 : Exemple de résultats de modélisation issus du programme TNT2, appliqué au bassin versant de Kervidy-Naizin (ORE Agrhys) (Beaujouan *et al.*, 2001).

2.2 Les haies

Les paysages bocagers jouissent d'une image positive concernant la qualité de l'eau, sans doute en partie parce qu'ils sont souvent associés à une agriculture moins intensive et à des pratiques plus respectueuses de l'environnement. Peu de travaux de recherche ont été néanmoins menés sur le rôle tampon des haies vis-à-vis du nitrate. Comme pour les zones humides, deux échelles sont à considérer : l'échelle locale d'une haie qui permet de comprendre les processus actifs et leurs déterminants, puis l'échelle plus large du bassin versant pour en apprécier l'efficacité dans le paysage.

2.2.1 A l'échelle locale

A l'échelle d'une haie, deux processus sont identifiés :

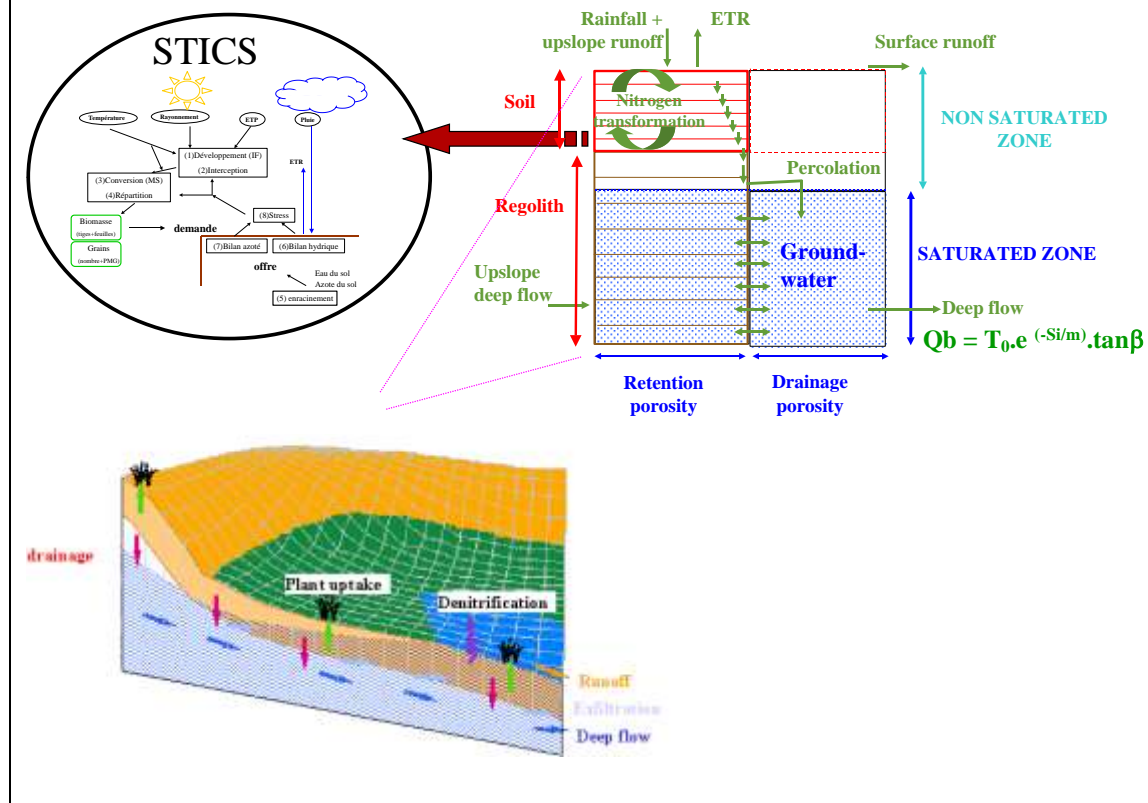
- **L'absorption du nitrate** (et d'ammonium) par les racines des arbres et son stockage dans les feuilles et le bois en période de végétation. Mais les arbres restituent une grande partie de l'azote absorbé, au moins celui des feuilles lors de leur chute en automne (Duvnuigen *et al.*, 1997). L'intérêt de la haie est d'intercepter le nitrate sur une profondeur de sol que les autres couverts, lorsqu'il est en excès et lessivé sous la culture voisine ou lorsqu'il est transmis par les remontées capillaires de la nappe, puis de le recycler à la surface du sol sous forme de matière organique. Une partie de cette matière organique est également stockée dans le sol sous la haie où la minéralisation serait moins rapide. Mette et Sattelmacher (1994) ont mesuré des teneurs en azote au pied d'une haie bordant un champ cultivé nettement plus importantes que celles mesurées à 10 m, soit 9 t N.ha⁻¹ contre 5 t N.ha⁻¹ sur 40 cm de profondeur.

- Deux études de haies de chênes en bas de versant en Bretagne (Caubel-Forget *et al.*, 2001) (Grimaldi *et al.*, 2012), en limite de zones humides, laissent fortement supposer l'existence d'une **dénitrification**

accrue sous la haie, favorisée par la richesse en matière organique dans la zone racinaire et par la saturation en eau liée à la proximité de la nappe. Ce processus est plus étudié et plus important lorsqu'il s'agit de forêts ripariennes. Sous une forêt riparienne, Sanchez-Perez *et al.* (1999) ont mesuré des abattements de la teneur en nitrate de la nappe de 95 % soit $140 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$, qu'ils attribuent à la fois au prélèvement par la végétation et à la dénitrification.

Exemple de modélisation à l'échelle du bassin versant

Le **modèle TNT2** (Topography-based Nitrogen Transfer and Transformation), développé par l'UMR Sol Agro et Hydrosystèmes – Spatialisation (SAS) à Rennes (INRA-Agrocampus Ouest), est un modèle conceptuel à base physique développé pour l'étude des flux d'azote dans les petits bassins-versants. Le modèle est entièrement décrit dans Beaujouan *et al.* (2001). Il comprend un modèle hydrologique distribué couplé au modèle agronomique STICS du bilan de l'azote dans le système sol-eau-plante-atmosphère. Les calculs sont distribués spatialement selon des mailles carrées (10 m sur 10 m) découpées à partir d'un modèle numérique de terrain (MNT), et s'effectuent au pas de temps journalier. Le grand nombre de données d'entrée (milieu physique, rotations et pratiques agricoles, suivi à l'exutoire des concentrations et débit pour le calage du modèle) et les temps de calcul expliquent que son application a surtout été dédiée à des bassins versants de quelques km^2 , au mieux de quelques dizaines de km^2 . C'est un modèle initialement conçu pour la recherche, permettant de comprendre, de quantifier et de hiérarchiser les processus et leurs effets dans un fonctionnement complexe et variant. Il a été largement utilisé ces dernières années dans une optique opérationnelle pour **tester des scénarios de changements de pratiques et de systèmes agricoles** (programme Bretagne Eau Pure, expertise Contentieux nitrate avec l'Europe, Plan Algues Vertes).



2.2.2 A l'échelle du bassin versant

Des mailles double couvert (haie-culture ou haie-prairie) ont été introduites dans le modèle TNT2 et certaines modifications ont dû être apportées au modèle pour prendre en compte les spécificités des

haies (profondeur de l'enracinement, immobilisation dans le bois, interception de la lumière, etc) par rapport à la végétation des parcelles (Benhamou, 2012). Ici encore, la modélisation est nécessaire pour calculer les flux de nitrate à l'exutoire en prenant en compte simultanément le nombre important de processus intervenant dans le cycle de l'eau et de l'azote, ainsi que les interactions entre les haies et les cultures. La haie intervient par sa partie aérienne sur les conditions micro-météorologiques, et par ses racines sur les teneurs en eau et en nutriments qui vont modifier le développement des cultures voisines.

Les simulations sont réalisées dans des situations variées (cas réels du réseau bocager ancien et actuel du bassin versant de Kervidy-Naizin, et cas virtuels de différentes dispositions de haies sur le versant). Nous extrayons ici deux types de résultats montrant des interactions complexes entre les haies et les zones humides d'une part, ou entre les haies et les cultures d'autre part :

- La transpiration des haies est importante, d'autant plus que l'eau est disponible. La présence de haies entraîne un abaissement du toit de la nappe (Figure 4), ce qui a pour conséquence une diminution de la dénitrification, surtout en bas de versant (Figure 5).

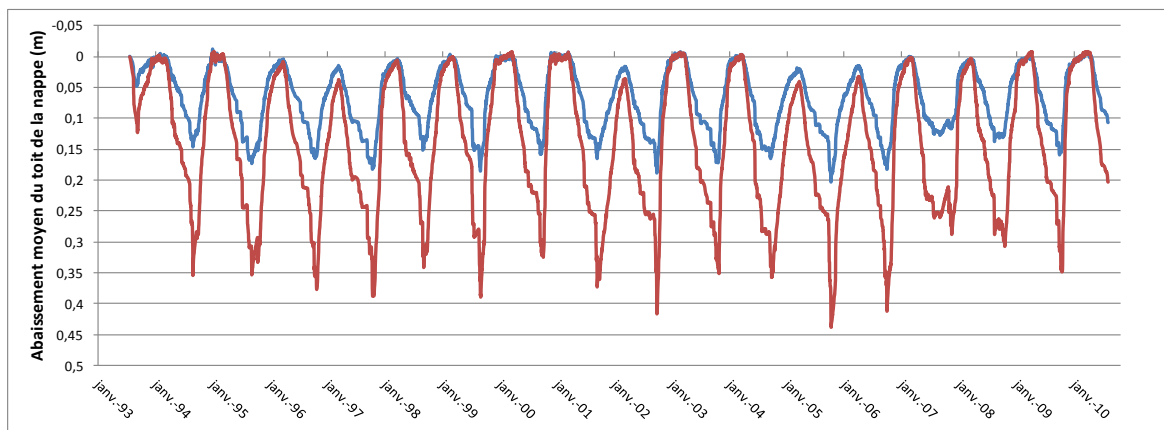


Figure 4 : Abaissement de la profondeur moyenne du toit de la nappe sur le bassin versant de Kervidy-Naizin pour deux densités de réseau de haies (48 m.ha⁻¹ en 1999 (trait bleu) et 140 m.ha⁻¹ en 1952 (trait rouge)), comparé à la profondeur de la nappe en absence de haies sur le bassin. D'après Benhamou (2012).

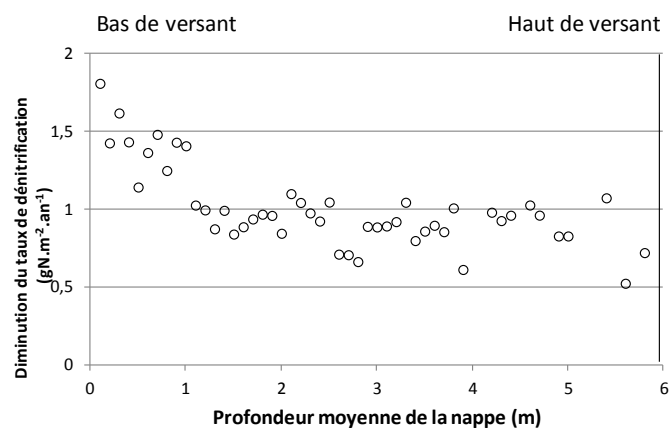


Figure 5 : Diminution de la dénitrification sur les mailles double couvert par rapport aux mêmes mailles sans haie. La dénitrification diminue surtout en bas de versant, par abaissement du toit de la nappe. D'après Benhamou (2012).

- La compétition pour l'eau entre la haie et la culture en haut de versant entraîne un moindre développement de celle-ci (sa transpiration diminue), alors que la réduction des conditions anoxiques par la haie de bas de versant améliore le développement de la culture voisine (sa transpiration augmente car l'eau n'est pas limitante) (Figure 6). Par conséquent, les cultures en haut de versant absorbent moins d'azote du fait de la présence des haies, tandis qu'en bas de versant, c'est la compétition pour l'azote qui peut pénaliser faiblement les cultures (Figure 6).

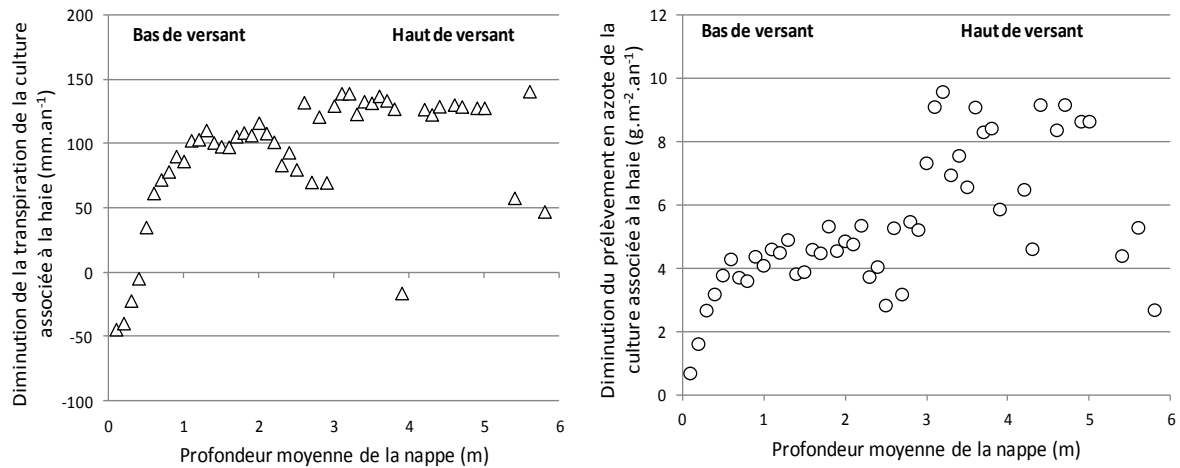


Figure 6 : Diminutions moyennes de la transpiration (à gauche) de la culture associée à la haie et de son prélèvement en azote (à droite), sur les mailles double couvert, comparées aux mêmes mailles sans haie, en fonction de la profondeur moyenne de la nappe dans la maille. D'après Benhamou (2012).

Il est intéressant de noter que les interactions entre la haie et la culture varient en fonction de la position sur le versant, mais aussi en fonction du type de culture. En effet, les arbres de la haie sont plus en compétition avec le maïs qu'avec le blé, car leurs besoins en eau et nutriments sont à la même période. La transpiration du maïs diminue fortement en présence de haie, surtout en haut de versant (Figure 8c), ce qui affecte son développement et induit une forte diminution de son absorption d'azote (Figure 8d). La haie profite par contre de la fertilisation azotée apportée sur le maïs (Figure 7b).

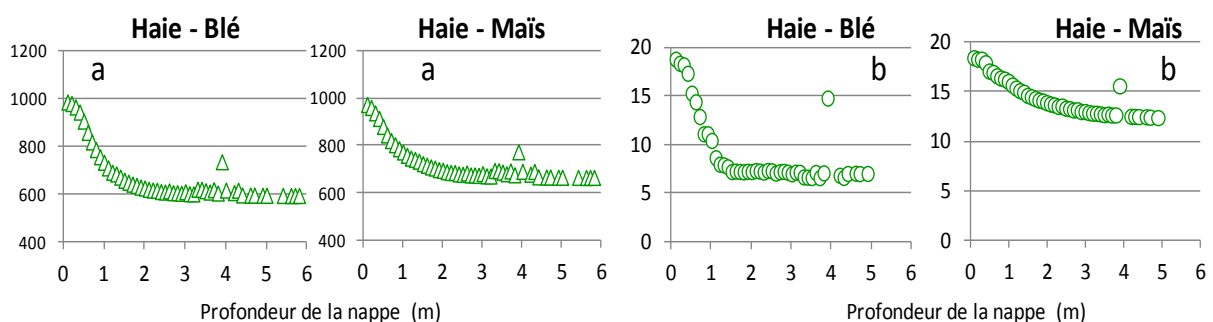


Figure 7 : (a) Prélèvement en eau de la haie ($\text{mm}\cdot\text{an}^{-1}$) ; (b) prélèvement en azote de la haie ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{an}^{-1}$) sur les mailles double couvert haie-blé et haie-maïs.

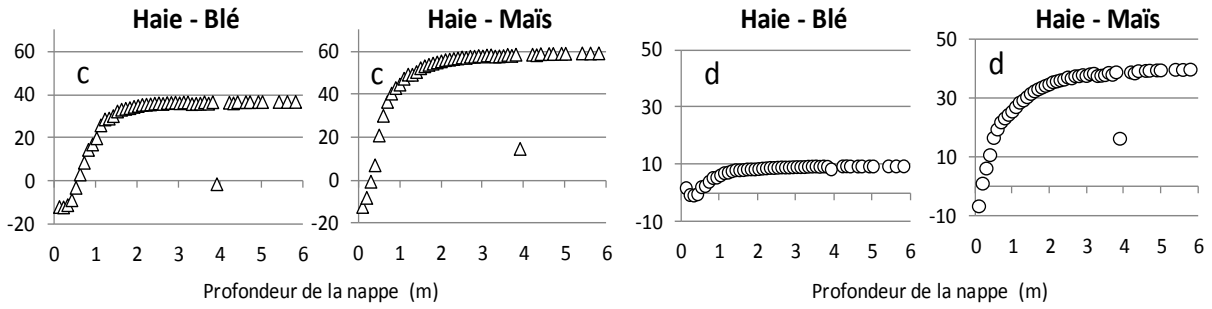


Figure 8 : (c) Diminution relative du prélèvement en eau par la culture (%); (d) Diminution relative du prélèvement en azote par la culture (%) sur les mailles double couvert haie-blé et haie-maïs, par comparaison avec les mêmes mailles sans haie.

Ainsi, la modélisation a permis de confirmer que les flux d'azote à l'exutoire d'un petit bassin versant diminuaient en présence des haies, pour plusieurs raisons : diminution des flux hydriques due à la transpiration des haies, diminution de la fertilisation sur les surfaces occupées par les haies, des prélèvements en azote plus importants en bas de versant et diminution de la minéralisation, qui compensent un moindre développement des cultures et une diminution de la dénitrification (Benhamou, 2012).

Mesure de l'effet des zones tampons à partir des bilans Entrées – Sorties

L'azote lessivable (fertilisation + minéralisation nette – exportations par les cultures) a été calculé pour des petits bassins versants en Bretagne où nous disposons d'informations très détaillées sur les pratiques agricoles pendant plusieurs années. L'hypothèse est que l'écart entre cet azote en excès par rapport aux besoins des cultures et les flux exportés à l'exutoire représente la rétention sur le bassin versant, en particulier l'effet des zones tampons. Or à l'échelle annuelle il n'y a pas de relation claire entre cet azote et les exportations à l'exutoire qui sont, elles, beaucoup plus contrôlées par les lames d'eau écoulées (Figure 9). Cette absence de relation s'explique par des temps de transfert dans le sol et dans la nappe largement supérieurs à l'année (Molénat *et al.*, 2008).

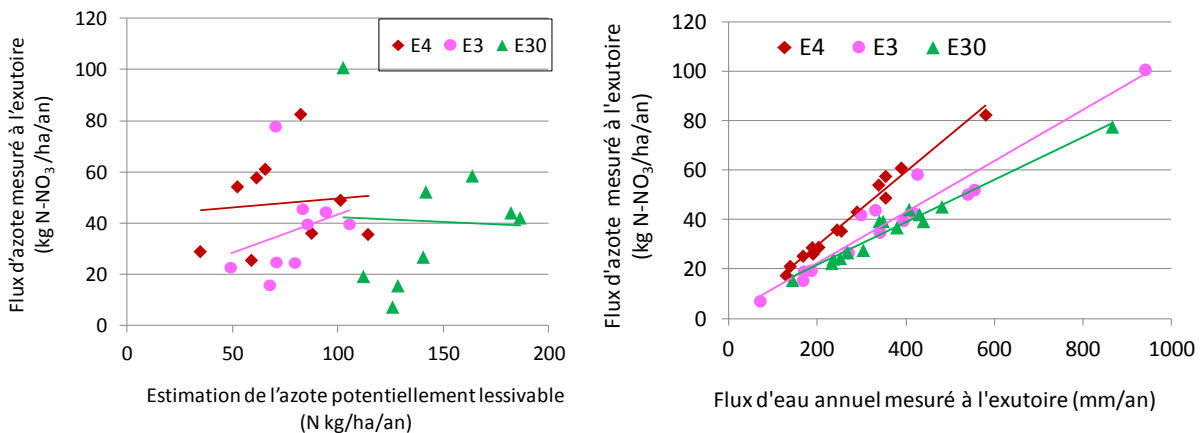


Figure 9 : Flux d'azote annuel à l'exutoire de trois petits bassins versants bretons en fonction de l'azote potentiellement lessivable (la part de la minéralisation est calculée à l'aide du modèle de Burns) et en fonction de la lame d'eau annuelle écoulée (Fovet *et al.*, 2012)

Dans une étude concernant 182 bassins versants de plus grande taille dans toute la France, Dupas *et al.* (2012) ont montré que les flux d'azote exportés à l'exutoire étaient bien corrélés au surplus d'azote, en utilisant cette fois des données moyennées sur plusieurs années, pour s'abstraire de l'effet du temps de transfert. Le flux d'azote exporté dépend encore de la lame d'eau écoulée, et pour 58 bassins situés en Bretagne ce flux est aussi relié négativement au pourcentage de sols hydromorphes.

3. Quelles zones tampons pour réduire les transferts de surface (ruissellement) ?

Les zones tampons qui interceptent le ruissellement et les polluants transportés à la surface du sol sont celles qui augmentent la rugosité de surface, ce qui a pour effet de ralentir l'écoulement, de favoriser l'infiltration de l'eau et la sédimentation des particules. Les substances adsorbées sur celles-ci sont ainsi retenues et les substances solubles peuvent être dégradées biogéochimiquement lorsque l'eau s'infiltré dans le sol. La rugosité peut être produite par un obstacle en travers de la pente (talus associé à une haie) ou par un couvert végétal (prairies, bandes enherbées, litière sous forêt).

A l'échelle du bassin versant, des modèles de représentation spatiale du ruissellement et de l'érosion ont été développés. Un exemple de modèle est l'arbre d'exutoires de parcelles (Figure 10), qui utilise un modèle numérique de terrain (MNT) pour construire le réseau de drainage superficiel du bassin versant d'une maille à l'autre en fonction de leur altitude (Gascuel *et al.*, 2011). En superposant à ce réseau le parcellaire et l'occupation des sols on obtient une représentation des transferts possibles entre parcelles. L'intégration des éléments linéaires du paysage (haies, routes, fossés) et des zones pouvant tamponner le ruissellement (bandes enherbées, prairies, zones boisées) permet de cartographier les parcelles à risque lorsque ce sont des zones sources connectées à la rivière. Ce type de modèle, d'utilisation encore peu conviviale, gagnerait à être finalisé pour positionner les zones tampons les plus pertinentes sur l'arbre d'exutoires de parcelles.

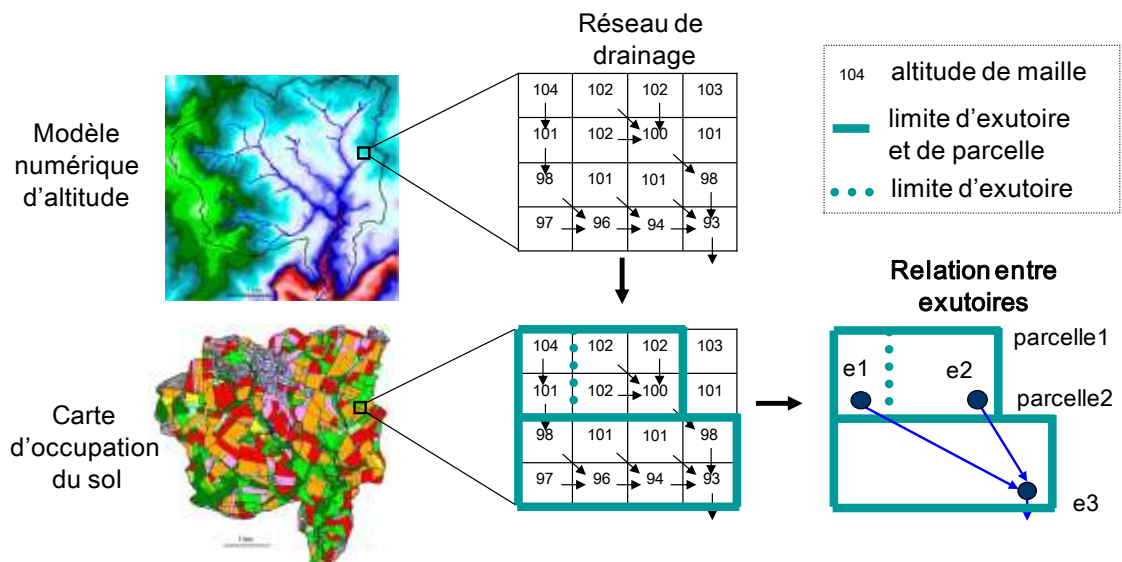


Figure 10 : Principe de modélisation spatiale du ruissellement sous forme d'arbre d'exutoires de parcelles (Gascuel *et al.*, 2011)

En utilisant un modèle numérique topographique, (Verstraeten *et al.*, 2006) montrent l'importance des convergences de flux de surface sur un bassin versant et soulignent la faible efficacité des bandes enherbées ripariennes (de 1 à 10 m de large) dans ces conditions. Il est nécessaire pour installer ces bandes enherbées de tenir compte de la surface drainée et de ces phénomènes de convergence, mais

aussi de multiplier les zones tampons sur tout le bassin et de les accompagner d'autres mesures limitant l'érosion.

En contexte armoricain, des travaux ont montré que la dégradation des berges par le bétail, mis au pâturage dans les prairies ripariennes et ayant accès au cours d'eau pour s'y abreuver, peut être une source de MES bien plus importante que l'érosion des versants (Lefrançois, 2007). La ripisylve qui maintient les berges par ses racines, empêche l'accès du bétail au cours d'eau et représente la dernière barrière physique aux transferts de surface avant le cours d'eau est une structure tampon à préserver. Selon sa largeur, elle peut aussi avoir un rôle sur les transferts de subsurface dans la nappe drainée par le cours d'eau.

4. Les zones tampons dans les exploitations agricoles

Dans un paysage rural, l'occupation du sol est essentiellement gérée par les agriculteurs et les zones tampons doivent être intégrées dans le fonctionnement des exploitations agricoles. Nous abordons cette question de trois points de vue : l'utilisation des zones ripariennes, l'évolution du parcellaire et du bocage, les politiques publiques valorisant les zones tampons.

4.1 L'utilisation des zones ripariennes

Chaque bassin versant a une surface au sol utilisée, sauf exception, par plusieurs agriculteurs et, compte tenu de la petite taille de ces bassins versants, chaque exploitation a des terres dans plusieurs bassins versants, phénomène qui s'accroît avec l'agrandissement des exploitations (en 2010, 20% des exploitations ont une superficie supérieure à 76 ha, utilisent 50% de la SAU et la concentration des terres des exploitations diminue). L'utilisation des terres au sein des exploitations dépend de nombreux facteurs, dont la qualité des sols et la distance des parcelles au siège d'exploitation, variables qui gouvernent les sources de polluants aussi bien que la distribution des zones tampons.

Les zones ripariennes, dans le massif Armoricaire, sont majoritairement utilisées pour de la prairie permanente. Cependant les plus petites parcelles sont souvent abandonnées et les grandes parcelles, moins humides, sont utilisées pour produire du maïs qui a besoin d'importantes réserves en eau en été.

Les usages dépendent de la surface en zone riparienne dans l'exploitation agricole, en valeur absolue et en valeur relative. Quand ces surfaces sont petites, les zones ripariennes ont peu d'importance et sont en prairie permanente, avec une charge faible, ou abandonnées. Si la surface est importante, elles peuvent avoir un rôle important dans la production et être cultivées de façon intensive, ce qui diminue leur valeur environnementale.

4.2 L'évolution du parcellaire et du bocage

Les structures bocagères (réseau de haies et de fossés) ne sont pas stables à l'échelle du siècle. Après une phase de plantation jusqu'au début du XX^{ième} siècle, une période d'intenses arasements a eu lieu de 1950 à 1980. Si ces arasements continuent, c'est à un rythme plus lent et ils sont accompagnés, sinon compensés, par des politiques actives de plantation de haies. Les fossés qui jouaient un rôle important dans le contrôle de la circulation de l'eau sont souvent comblés quand ils existent encore et peu de nouveaux fossés sont creusés.

Ces évolutions réduisent le rôle tampon du bocage, et bien que les politiques de plantation comme Breizh Bocage en Bretagne affichent des objectifs d'amélioration de la qualité de l'eau, peu de schémas de plantation sont basés sur cette fonction.

4.3 Les politiques publiques valorisant les zones tampons

La réforme de la Politique Agricole Commune (PAC) de 2003 a introduit la notion de Bonnes Conditions Agricoles et Environnementales (BCAE) qui conditionnent les aides financières reçues par les agriculteurs. En France, l'implantation de bandes enherbées le long des cours d'eau fait partie des BCAE. Le rôle de ces bandes enherbées est explicitement de protéger la qualité de l'eau. Actuellement, dans certaines régions, ces bandes enherbées sont aussi implantées dans le cadre de la Directive nitrates.

Si ces mesures constituent un progrès, elles ont plusieurs limites. La première tient à la définition de « cours d'eau ». Il s'agit des lignes bleues sur les cartes IGN au 1/25000^{ième}. Or ces cartes n'ont pas été conçues pour être un instrument de droit, et le linéaire des cours d'eau d'ordre 1 ou 2 n'est pas toujours représenté dans sa totalité. A cette échelle un centimètre représente 250 mètres sur le terrain, les structures linéaires comme les routes et les grands cours d'eau sont « surreprésentées », mais beaucoup moins un ruisseau de 0,5 m. En conséquence, les têtes de bassin versant ne sont pas protégées. La deuxième limite est que dans le cadre des BCAE ou de la Directive nitrates, les agriculteurs ne sont obligés d'implanter qu'une certaine longueur de bande enherbée, proportionnelle à leur Surface en cultures de Céréales, Oléagineux et Protéagineux (SCOP). Donc, dans une exploitation avec une longueur importante de cours d'eau et une faible SCOP, toute la longueur n'est pas nécessairement protégée. Une troisième limite est d'ordre fonctionnel : les bandes enherbées doivent avoir une largeur minimale de 5 m, indépendante de la largeur de la zone humide riparienne.

5. Quelles méthodes pour raisonner les zones tampons dans le paysage ?

Il n'existe pas de méthodes ni de solutions prêtes à l'emploi, elles doivent être réfléchies en fonction du type de pollution et de leur voie de transfert, des caractéristiques physiques du bassin versant et de son fonctionnement hydrologique, de la vulnérabilité du milieu aquatique récepteur et des saisons à risque. De nombreux guides existent pour aider au diagnostic et à la mise en place d'actions (Guides Corpen, 2007 ; Guides Cemagref).

Le site Territ'eau (http://agro-transfert-bretagne.univ-rennes1.fr/Territ_eau/accueil.asp) rassemble des référentiels de connaissances, des bases de données techniques et environnementales, des outils de diagnostic, des exemples d'initiatives de terrain (Gascuel *et al.*, 2009). Il a été co-construit par l'INRA et les chambres d'agriculture de Bretagne. Le diagnostic doit permettre l'appropriation du fonctionnement d'un bassin versant agricole, il encourage une démarche participative des habitants du territoire. Le module azote, par exemple, estime par une « note nitrate » une émission de nitrate vers les eaux superficielles, à partir d'une estimation à l'échelle de la parcelle, intégrée sur la durée de la rotation, et en agrégeant ces fuites et en les modulant par les effets tampons, à l'échelle du bassin versant.

Cependant, il est difficile de quantifier précisément le rôle des zones tampons à mettre en place ou même existantes. Les suivis des expériences menées ne sont pas toujours réalisés de manière exploitable et sont de toute façon difficilement extrapolables, à cause de l'extrême variété des bassins versants et des facteurs qui modulent l'efficacité des zones tampons, ou à cause de la variabilité climatique. Des modèles de plus en plus nombreux sont développés en recherche pour simuler et prédire les effets de la structure du paysage sur les pollutions agricoles diffuses. Ces modèles sont peu utilisables dans un cadre opérationnel de conseil auprès des agriculteurs :

- les données requises ne sont souvent pas disponibles, ou le temps pour les mobiliser est très coûteux,
- la modélisation reste une tâche de spécialiste,

- les structures du paysage ou les pratiques agricoles prises en compte dans le modèle sont très simplifiées au regard de la diversité des situations de terrain,
- les contraintes environnementales ou techniques, les règles de décisions des agriculteurs ne sont généralement pas prises en compte (Gascuel-Oudoux *et al.*, 2012).

Ces modèles montrent cependant de façon irréfutable que les zones tampons ne doivent être considérées qu'en complément d'autres actions visant à réduire à la source les intrants et les apports de polluants. Outre la position respective des cultures et des zones tampons, il conviendrait aussi d'optimiser la position des cultures entre elles, dans l'espace et le temps.

Dans la mesure où leur effet réel pour tamponner les flux et concentrations de polluants reste souvent limité, il peut être important de cumuler ces effets en optimisant toutes les zones tampons potentielles sur le bassin versant pour limiter les fuites, y compris des petites, plutôt que de concentrer les efforts sur une seule proche du cours d'eau comme c'est souvent le cas. Certaines localisations seront avantageuses surtout en hiver (sur le versant) d'autres en été (dans le domaine riparien). Il existe une grande diversité de zones tampons, pouvant répondre à une large gamme de types de pollutions. On a vu qu'à chaque substance posant problème correspondait un type de zone tampon. Cependant, en voulant régler un problème, attention aux transferts de pollution : émission de N₂O, de COD ou de phosphore dans les zones humides, antagonisme entre zone humide et haie de bas de versant qui abaisse le toit de la nappe, etc.

En recherche la gestion des zones tampons dans un paysage est une problématique pluridisciplinaire, de la même manière qu'elle implique plusieurs acteurs de la société. Les structures du paysage, qui sont potentiellement des zones tampons vis-à-vis de la pollution de l'eau, ont de multiples autres fonctions : biodiversité, production alternative, aménité du paysage... De la même manière, les modèles permettant de raisonner la gestion des zones tampons à l'échelle du bassin versant sont actuellement surtout des modèles hydro-bio-géochimiques et devraient à terme tenir compte des autres contraintes de gestion des exploitations agricoles.

Références bibliographiques

- Beaujouan V., Durand P., Ruiz L., 2001. Modelling the effect of the spatial distribution of agricultural practices on nitrogen fluxes in rural catchments. *Ecological Modelling* 137, 93-105.
- Benhamou C., 2012. Modélisation de l'effet des interactions haies-cultures sur les transferts d'eau et d'azote à l'échelle d'un petit bassin versant. Thèse de l'Université Rennes 1. INRA-Agrocampus UMR Sol Agronomie Spatialisation Rennes.
- Bidois J., 1999. Aménagement de zones humides ripariennes pour la reconquête de la qualité de l'eau - Expérimentation et modélisation. Thèse de l'Université Rennes 1. INRA-Agrocampus UMR Sol Agronomie Spatialisation Rennes. 243 p.
- Caubel-Forget V., Grimaldi C., Rouault F., 2001. Contrasted dynamics of nitrate and chloride in groundwater submitted to the influence of a hedge. *Comptes Rendus de l'Académie Des Sciences Serie II Fascicule a-Sciences De La Terre Et Des Planetes* 332, 107-113.
- Dupas R., Curie F., Gascuel-Oudoux C., Moatar F., Delmas M., Parnaudeau V., Durand P., 2012. How to assess N emissions to surface water at national level? Comparison of results from a country-wide model with regionalized models. *Science of Total Environment (soumis)*.
- Duvnuigeen J., Williard K., Steiner R.C., 1997. Relative Nutrient requirements of plants suitable for riparian vegetated buffer strips, ICPRB Report Number 97-4. Interstate Commission on the Potomac River Basin, Rockville, MD, p. 34.
- Fovet O., Gascuel C., Fauchoux M., Ruiz L., Aquilina L. and Molénat J., 2012. Temporal trends and relationships between groundwater and surface nitrate concentrations in headwater agricultural

catchments: what can we learn from a monitoring over 20 years ? European Geosciences Union General Assembly, Vienna, Austria, April 2012.

Gascuel-Oudou C., Massa F., Durand P., Merot P., Baudry J., Thenail C., Troccaz O., 2009. A framework and tools for agricultural landscape assessment facing to the preservation of the water quality. *Environmental Assessment* 43, 921-935.

Gascuel-Oudou C., Guet S., Morvan T., Parnaudeau V., Reau R., Vertès F., Dorioz J.M., Troccaz O., Merot P., 2012. Territorialisation de l'activité agricole et impact sur l'eau : concepts et outils. Illustration par deux approches complémentaires, Syst'N et Territ'eau. In Pellerin S., Butler F., Van Laethem C. *Fertilisation et environnement : enjeux et perspectives pour l'aide à la décision*. Editions Quae (sous presse).

Grimaldi C., Fossey M., Thomas Z., Fauvel Y., Merot P., 2012. Nitrate attenuation in soil and groundwater under a bottomland tree hedge in a European farming landscape. *Hydrological Processes*. (sous presse).

Joly L., Decarpenterie T., Dumelie N., Thomas X., Mappé-Fogaing I., Mammez D., Vallon R., Durry G., Parvite B., Carras M., Marcadet X., Zeninari V., 2011. Development of a versatile atmospheric N₂O sensor based on quantum cascade laser technology at 4.5 μ m. *Applied Physics B-Lasers and Optics* 103, 717-723.

Lefrançois J., 2007. Dynamiques et origines des matières en suspension sur de petits bassins versants agricoles sur schiste. Thèse de l'Université Rennes 1. INRA-Agrocampus UMR Sol Agronomie Spatialisation Rennes. 261 p.

Merot P., Hubert-Moy L., Gascuel-Oudou C., Clement B., Durand P., Baudry J., Thenail C., 2006. A method for improving the management of controversial wetland. *Environmental Management* 37, 258-270.

Mette R., Sattelmacher B., 1994. Root and nitrogen dynamics in the hedgerow-field interface. Consequences for land use management. In proceedings of the 7th Inter. Symp. of CIEC; Agroforestry and land use change in industrialized nations, Berlin, Humbolt university, 275-284.

Molénat J., Gascuel-Oudou C., Ruiz L., Gruau G., 2008. Role of water table dynamics on stream nitrate export and concentration. in agricultural headwater catchment (France). *Journal of Hydrology* 348, 363-378.

Montreuil O., Merot P., 2006. Nitrogen removal in valley bottom wetlands: Assessment in headwater catchments distributed throughout a large basin. *Journal of Environmental Quality* 35, 2113-2122.

Montreuil O., Cudennec C., Merot P., 2011. Contrasting behaviour of two riparian wetlands in relation to their location in the hydrographic network. *Journal of Hydrology* 406, 39-53.

Mourier B., Walter C., Merot P., 2008. Soil distribution in valleys according to stream order. *Catena* 72, 395-404.

Oehler F., Durand P., Bordenave P., Saadi Z., Salmon-Monviola J., 2009. Modelling denitrification at the catchment scale. *Science of the Total Environment* 407, 1726-1737.

Philipot L., Hallin S., 2005. Finding the missing link between diversity and activity using denitrifying bacteria as a model functional community. *Current Opinion in Microbiology* 8, 234-239.

Philipot L., Cuhel J., Saby N.P.A., Cheneby D., Chronakova A., Bru D., Arrouays D., Martin-Laurent F., Simek M., 2009. Mapping field-scale spatial patterns of size and activity of the denitrifier community. *Environmental Microbiology* 11, 1518-1526.

Sanchez Perez J.M., Tremolieres M., Takatert N., Ackerer P., Eichhorn A., Maire G., 1999. Quantification of nitrate removal by a flooded alluvial zone in the Ill floodplain (Eastern France). *Hydrobiologia* 410, 185-193.

Verstraeten G., Poesen J., Gillijns K., Govers G., 2006. The use of riparian vegetated filter strips to reduce river sediment loads: an overestimated control measure? *Hydrological Processes* 20, 4259-4267.

Viaud V., Merot P., Baudry J., 2004. Hydrochemical buffer assessment in agricultural landscapes: From local to catchment scale. *Environmental Management* 34, 559-573.