

Zones humides et haies : rappels sur leur rôle et leur efficacité pour réduire les flux de nitrate

Note rédigée par le CRESEB, en collaboration avec Patrick Durand et Rémi Dupas (INRAE Rennes, UMR SAS)
Publiée en juillet 2020

Dans le cadre de la lutte contre les proliférations d'algues vertes, le groupe d'appui scientifique accompagne les acteurs locaux et régionaux tout au long du plan mis en place (PLAV2), en échangeant avec eux et en apportant des éléments de réponse aux besoins exprimés. Des travaux scientifiques sont également menés pour une amélioration des connaissances.

A l'occasion de leur restitution au sein de comités de pilotage et aussi de rencontres avec les acteurs locaux, il s'est avéré important de rappeler certaines notions sur les processus de transfert et rétention de l'azote dans les bassins versants et les argumentaires qui en découlent pour concevoir l'action. **Un des besoins énoncés a porté sur le rôle des haies et des zones humides vis-à-vis du transfert et de l'abattement possible des nitrates pour réduire les flux d'azote arrivant à la mer.**

Cette note a pour objectif de préciser les conditions et limites de ces fonctions. Pour plus de détails, nous recommandons de consulter les quelques synthèses ou articles de vulgarisation scientifique dont est issue une grande partie de ce document et dont les références bibliographiques sont rappelées en notes de bas de page.

Avertissement : Rédigée dans le cadre du PLAV, cette note traite uniquement des fonctions des zones humides et des haies vis-à-vis de la pollution azotée. Elle n'aborde pas leurs fonctions qui peuvent être bénéfiques vis-à-vis d'autres éléments (phosphore, pesticides, matière organique), de la circulation de l'eau, de la biodiversité, etc. Par conséquent en préalable, nous tenons à rappeler l'intérêt de la présence et préservation de ces structures paysagères dans le bassin-versant pour l'ensemble de leur rôle environnemental.

Rappels Transfert et abattement de l'azote au sein du bassin versant

1- Dans le sol, l'azote se présente sous diverses formes soit organiques, soit minérales à des différents états d'oxydation (ammonium NH_4^+ , ..., nitrite NO_2^- , nitrate NO_3^-). Les nitrates - forme la plus stable de l'azote minéral dans les sols et très soluble dans l'eau – sont **transférés vers le cours d'eau à 90-95% par infiltration et lixiviation¹** via les **eaux de percolation dans la zone non saturée** puis via les **écoulements de nappe dans la zone saturée²**. La

¹ Le terme **lessivage** est souvent utilisé dans le langage commun. Or, il désigne l'entraînement de particules solides comme les argiles alors que la **lixiviation** désigne l'entraînement des éléments solubles comme les nitrates.

² La **zone non saturée** correspond à la zone située en surface, que la nappe n'atteint pas et dont une partie de la porosité seulement est remplie d'eau. Selon les bassins versants et la position topographique considérée, la zone non saturée est constituée par le sol et/ou l'altérite. La **zone saturée** correspond à la zone occupée par la nappe. Elle est constituée par deux types de milieux, la roche mère et l'altérite, dans l'essentiel du bassin. En bas de versant, elle comprend aussi le sol car la nappe peut remonter vers les horizons superficiels (CSEB, fiche B1)

proportion de nitrates véhiculée par le ruissellement (qui représente moins de 5 % du débit de la rivière à l'échelle de l'année) est comparativement très faible.

Dans la zone non saturée, les transferts sont essentiellement verticaux, avec une vitesse de circulation des nitrates comparable à celle de l'eau (1 à 5 m/an). Les nitrates lixiviiés atteignant la nappe une année donnée proviennent, pour une part seulement, de l'azote apporté pendant cette année. **Dans la zone saturée, les transferts sont essentiellement latéraux**, avec des temps de transferts longs et variables.

Les voies d'écoulement de l'eau et du nitrate suivent donc des trajets différents et amènent des eaux d'âges différents à la rivière.

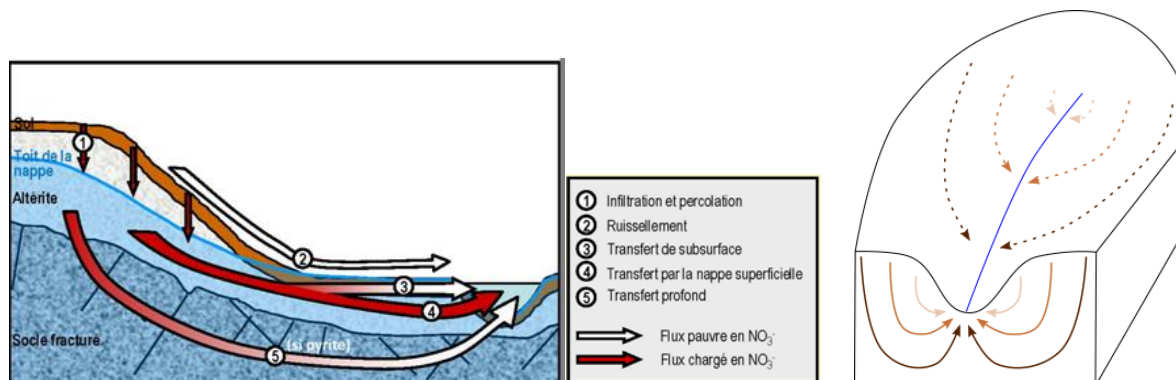


Figure 1 : Voies d'écoulement des nitrates dans un bassin versant breton, vues de profil (à gauche, en période de hautes eaux - Creseb 2014) et vues en 3 dimensions (à droite - Dupas R. et al, 2020)

Dans la vue en 3D (figure de droite), les flèches claires représentent les voies d'écoulement superficielles et rapides (<5 ans), les flèches foncées représentent les voies d'écoulement profondes et lentes (>20 ans). D'amont en aval, les cours d'eau drainent des écoulements de plus en plus anciens, profonds et d'origine éloignée de la rivière. **Selon l'histoire et les propriétés du bassin versant, les voies d'écoulement de subsurface peuvent transférer des concentrations plus élevées que les voies profondes, ou l'inverse** (Dupas *et al.*, 2020).

2 - Pour limiter ces transferts vers le cours d'eau, **les actions primordiales doivent porter sur l'amélioration ou le changement des pratiques agricoles** permettant de réduire la pression azotée et d'éviter les fuites de nitrate et le déstockage de l'azote des sols. Elles ont le double intérêt de réduire à long terme le risque de pollution et de valoriser au mieux l'azote (ressource coûteuse et dont la production est dommageable pour l'environnement) par l'agriculture.

Les leviers liés aux structures paysagères pour favoriser un abattement de l'azote par rapport aux apports existent. Cet effet peut être non négligeable selon les conditions mais reste secondaire. Dans les plans de lutte contre la pollution azotée, des actions sont ainsi proposées concernant principalement la protection, la création ou la restauration de zones humides et de linéaires boisés (haies avec ou sans talus, haies de ceinture de bas-fonds). Leur efficacité est très variable en fonction de leur localisation dans le bassin versant mais aussi en fonction des conditions pédoclimatiques (teneur des sols en matière organique et en eau, température, état de la végétation...) et donc des saisons. Elles ont aussi le double inconvénient d'une part, d'être focalisées sur les eaux de surface (elles ne protègent pas la masse d'eau souterraine de la pollution azotée) et d'autre part, l'utilisation de leur fonction épuratrice participe à une forme de gaspillage d'azote (perte par dénitrification), voire un risque de transfert de pollution (transformation du nitrate en azote organique dissous ou en N₂O).

Les objectifs visés vis-à-vis des nitrates sont de :

- En bas de versant où le toit de la nappe affleure (atteint les horizons superficiels), consommer les nitrates par dénitrification ou stockage dans la végétation (zone humide et ceinture de bas-fonds),
- Dans tout le versant, limiter le transfert vertical des nitrates de la parcelle (des horizons superficiels) vers la nappe en favorisant leur absorption par une végétation à enracinement profond (haie).

Si un abattement du nitrate significatif peut se produire dans les zones humides ripariennes, les haies ont, en elles-mêmes, un impact direct très limité vis-à-vis du nitrate.

Zones humides et azote

1. Rôle de rétention et épuration des nitrates

Les 2 principaux processus d'élimination des nitrates d'une zone humide sont :

- **L'absorption et le stockage par la végétation (assimilation végétale).** Lorsque la végétation est active (du printemps à l'automne), les nitrates peuvent être prélevés par les racines et l'azote accumulé dans la biomasse. Si la zone humide est exploitée (fauche de prairie, exportation de cultures), l'azote est en partie exporté ; sinon, il n'est pas vraiment éliminé car une partie retourne au sol sous forme organique avant d'être minéralisé à nouveau.
- **La dénitrification³** qui se produit 1) surtout dans les horizons organiques des zones humides de bas de versant et 2) de manière plus diffuse un peu partout dans le bassin versant, dans des volumes pédologiques riches en matière organique et saturés temporairement en eau. Mais les conditions favorables à la dénitrification dans le versant sont moins fréquemment réunies que dans le bas de versant (Oehler, 2006) où la nappe affleure en surface dans les horizons superficiels du sol (absence d'oxygène et présence de matière organique).

2. Localisation et fonctionnement hydrologique des zones humides

Globalement, nous pouvons distinguer deux positions différentes de zones humides sur le bassin versant qui correspondent à deux phénomènes hydrologiques et types d'écoulement distincts (différents) :

- **Les zones humides de plateau ou de pente** liées à la présence de dépressions, de substrat imperméable et/ou de résurgence de nappe.
- **Les zones humides de fond de vallon** situées le long des cours d'eau (zones humides de bas-fonds ou zones humides ripariennes) où la nappe affleure.

Dans le 1^{er} cas, il peut s'agir soit, dans les zones non cultivées, de tourbières ou marécages perchés, soit de **parcelles agricoles humides de haut ou mi-versant** assez plates sur sols souvent limoneux dans lesquels l'eau stagne car l'infiltration se fait difficilement (imperméabilité des horizons de surface + pas ou peu de pente). La partie saturée en eau est à une profondeur plus ou moins importante selon la saison. Ce type de parcelle est alimenté principalement par l'eau de pluie, secondairement par l'eau des parcelles voisines s'il y a un peu de pente. La percolation est majoritairement verticale.

En cas de drainage artificiel, ce type de parcelle humide se comporte comme un grand lysimètre : les drains ou les fossés de drainage creusés pour créer une pente captent l'eau. Les fossés de drainage sont ainsi alimentés uniquement par les **flux verticaux d'eau et de solutés** (dont nitrate) de la parcelle et rejoignent le réseau hydrographique en contrebas. Dans ce cas, **l'écoulement des drains est intermittent** (débit en fonction des pluies) avec une concentration en nitrate très variable du jour au lendemain. **Ce type de zone humide drainée ne contribue que dans les périodes de pluie**, donc bien qu'elle puisse influencer la concentration de la rivière, son effet n'est mesurable que ponctuellement dans le temps et l'espace.

Dans le second cas, la zone humide de bas-fond capte les flux d'eau latéraux de différentes origines venant de l'ensemble amont du bassin versant, à savoir principalement la nappe superficielle du versant qui se forme lors des précipitations hivernales et la nappe profonde. L'eau du cours d'eau peut aussi s'y épancher en période de crue et inversement, une partie de l'eau venant du bassin versant peut passer plus profondément (circulation en profondeur) et rejoindre la rivière en aval de la zone humide.

³ Processus microbiologique de transformation de l'azote nitrique (nitrates NO₃) sous forme gazeuse (N₂ ou N₂O)

Ce sont des milieux généralement saturés en eau en hiver, du fait de la présence d'une nappe à faible profondeur alimentée par les eaux de versant. Le reste de l'année, le niveau de cette nappe est variable, restant proche de la surface ou descendant à quelques mètres de profondeur selon les dynamiques locales⁴.

En cas de drainage, les exutoires de drains arrivent directement dans la rivière. L'effet des drains ne se voit pas forcément en sortie lorsque le toit de la nappe superficielle affleure et alimente la zone humide car les eaux drainées se mélangent en partie avec l'eau de la nappe (flux n°3 + partie superficielle des flux n°4 sur la figure 1).

Ces drains ont un débit et des concentrations en nitrate plus constants que dans le cas des zones humides de versant, et **acheminement de l'eau d'origine diverse, parfois ancienne et assez distante**.

3. Amélioration de l'efficacité épuratrice des zones humides

En préalable, il est important de répéter que compter sur la maximisation de la dénitrification participe d'une part, au gaspillage d'un agent fertilisant et d'autre part, peut entraîner une production supplémentaire de protoxyde d'azote N_2O ⁵, puissant gaz à effet de serre. Diminuer les pertes d'azote à la source, en augmentant l'efficacité azotée des systèmes agricoles⁶, évite ce gaspillage et est profitable à la productivité agricole ainsi qu'à la qualité de l'eau et de l'air.

L'épuration des nitrates est très variable et dépend des flux entrants (concentration en nitrate), de la teneur en carbone assimilable (matière organique), de la végétation, des flux d'écoulements, de la durée d'anoxie, de la température, ...

Le paramètre important est la conjonction spatio-temporelle des conditions favorables. Il peut y avoir disjonction entre l'apparition de conditions réductrices favorables à la dénitrification et l'arrivée de nitrates. Ainsi en hiver, pendant la période des flux de nitrate maximaux, l'impact de la zone humide sur la qualité de l'eau est moins important à cause de l'assimilation végétale réduite, les faibles températures et la rapidité des écoulements qui court-circuitent les horizons superficiels de la zone humide limitant alors la dénitrification. En été, beaucoup de zones humides sont déconnectées de la rivière, elles gardent leur eau car elles sont très peu perméables et hormis lors d'événements pluvieux importants, il n'y a pas de gradient venant de l'amont pour pousser l'eau vers la rivière. En règle générale en Bretagne, les zones humides alimentent peu les cours d'eau en été, sauf dans certains systèmes granitiques.

Il importe de distinguer deux types d'actions possibles pour améliorer l'efficacité épuratrice : les aménagements d'ampleur limitée sur une zone humide existante ou la création de zones humides tampons artificielles (ZHTA). Nous nous situons ici plus particulièrement dans le cas d'aménagements limités.

Parcelle humide de plateau drainée

Si l'impact environnemental du drainage artificiel ne doit pas être minimisé, son effet ne doit pas être non plus caricaturé. D'un côté, une parcelle cultivée et drainée maximise les risques de transfert de nitrate car s'il n'y avait pas le drainage, l'eau stagnerait et dénitrifierait davantage. Toutefois, paradoxalement dans les zones de plateau, le drainage fonctionne rarement de façon optimale : l'eau reste un certain temps dans les drains et la présence naturelle de fer dans ces sols favorisent la dénitrification même quand ils sont drainés. D'autre part, en favorisant le ressuyage et le réchauffement des sols au début du printemps, le drainage améliore les conditions de culture et permet aux plantes de mieux valoriser l'azote apporté. Enfin, le drainage limite le ruissellement (en dehors des périodes de très fortes précipitations) et les pertes de phosphore ou de pesticides associées.

A l'échelle du bassin versant, l'impact négatif du drainage des parcelles humides est donc surtout d'augmenter la SAU en parcelles cultivées et donc d'accroître les apports d'azote et les risques de fuites. Un éventuel contrôle de fuites d'azote est possible, dans certaines configurations topographiques très plates, par la technique du drainage

⁴ Pour en savoir plus : https://agro-transfert-bretagne.univ-rennes1.fr/Territ_Eau/CONNAISSANCES/Zones_humides/fonctions.asp

⁵ Le processus de dénitrification est souvent incomplet et libère un mélange de N_2O (produit intermédiaire) et d'azote gazeux N_2 (produit final).

⁶ L'efficacité azotée est définie par le rapport de l'azote récolté sur l'azote apporté : ajuster les apports et favoriser leur valorisation par les plantes permet de l'augmenter et donc de diminuer les fuites d'azote vers l'atmosphère et vers l'eau.

contrôlé, beaucoup pratiquée dans certaines régions aux USA (Caroline du Sud, notamment). Il s'agit, par un dispositif de vannes, de retenir l'eau dans les parcelles en hiver et la libérer à la reprise des travaux agricoles ou de la végétation. Une autre technique consiste à ralentir la circulation de l'eau dans les fossés collecteurs (pose de batardeaux, végétalisation...) pour y favoriser les processus épurateurs.

Zones humides de bas-fonds, naturelles ou semi-naturelles ou cultivées

L'épuration azotée d'une zone humide est difficilement contrôlable et dépend de nombreux facteurs. La plupart des travaux montrent néanmoins que le type et la structure de la végétation (friche, boisement, végétation herbacée...) n'est pas un facteur de premier ordre. Les principaux facteurs sont les conditions de circulation de l'eau au sein de la zone (homogénéité, origine superficielle ou profonde, connexion au cours d'eau, temps de résidence), qui sont en général assez difficiles à modifier par des aménagements limités. Les conditions optimales pour la dénitrification sont une alimentation régulière en eau relativement concentrée en nitrate, une diffusion homogène dans l'ensemble de la zone humide, une disponibilité en carbone assimilable, un temps de résidence d'au moins deux jours et d'au plus dix jours. Les zones humides ripariennes les plus fréquentes en Bretagne sont constituées de sols peu perméables, hétérogènes, soumis à des apports irréguliers, et donc se prêtent mal à une optimisation hydraulique. Les seules mesures qu'on puisse réellement préconiser sont celles visant à la reconnexion de la zone humide riparienne au cours d'eau si les parcelles ne sont pas drainées : reméandrage, élévation du niveau de base, en bref les mesures hydromorphologiques préconisées dans le cadre de la DCE.

Plus prometteuses et plus satisfaisantes à bien des points de vue sont les mesures favorisant la captation d'azote par la végétation, et donc favorisant l'épuration nitrique en période printanière et estivale, où les milieux récepteurs (retenues, littoral) sont les plus sensibles à l'eutrophisation. Ainsi, maintenir les prairies humides naturelles ou semi-naturelles (fauchées de préférence, ou pâturées de manière extensive, et sans apport de fertilisants) est une mesure conciliant des intérêts écologiques et environnementaux tout en maintenant une certaine utilité pour l'agriculture. On peut aussi envisager une exploitation raisonnée de la biomasse produite à des fins énergétiques. Dans tous les cas, ces modes de gestion doivent être bien conçus pour préserver l'ensemble des services écosystémiques de ces zones, notamment au plan de la biodiversité.

Dans le cas de zones humides naturelles boisées, des travaux de défrichement auront peu d'impact direct sur l'augmentation du pouvoir épurateur comparativement à celui déjà effectif des espèces ligneuses. Par contre, le défrichement peut permettre de reconquérir des espaces de prairie pour des élevages bovins souhaitant développer leurs systèmes herbagers, et/ou de favoriser un enjeu paysager et de biodiversité.

Recréer des zones humides fonctionnelles sur des parcelles cultivées et drainées n'est pas facile d'un point de vue technique et dans bien des cas, le coût risque d'être important pour un effet très limité en termes d'épuration de l'azote. Le plus simple serait de retirer la parcelle de la culture, effacer si possible le drainage artificiel⁷ puis laisser faire la nature (enfrichement) ou intervenir modérément (fauche, débroussaillage). Le gain lié à une mise en prairie sera fonction de sa gestion (temps de pâturage, chargement, fauche...) ; le gain le plus important sera obtenu dans le cas d'une fauche avec exportation.

La création ou restauration de zones humides proche du littoral peut avoir un effet intéressant vis-à-vis des nitrates. Des exemples d'aménagement de marais rétro-littoraux existent tel que celui du marais de Kervigen (bassin versant du Kerharo en Baie de Douarnenez) qui réunissait des conditions favorables. La dérivation d'une partie des eaux du Kerharo au sein du marais a montré des taux d'abattement d'azote non négligeables dus à une dénitrification et surtout un prélèvement par les plantes efficaces en été. La difficulté est de réunir l'ensemble des conditions propices aux aménagements (marais existants, configuration permettant de gérer les flux d'eau, absence de risque d'inondation d'habitations riveraines, ...) sans perturber le fonctionnement et l'équilibre écologique de ces écosystèmes naturels. Leurs qualités et richesses de zone intertidale et d'eaux saumâtres ne doivent pas être altérées au profit d'une fonction épuratrice.

⁷ Fiche sur les techniques d'effacement des drainages : www.zoneshumides29.fr/telechargement/GTAGZH_Effacement_drainage_032012.pdf

Haies et azote

Les paysages bocagers véhiculent une image positive face aux enjeux de qualité des eaux, car ils sont souvent associés dans l'Ouest de la France à des systèmes agricoles herbagers et relativement respectueux de l'environnement (Viaud et al, 2009)⁸. Mais quand est-il vraiment de l'impact de la haie sur les transferts et abattements de nitrate ?

1. Processus locaux au voisinage d'une haie

Le rôle de la haie pour tamponner les excès de nitrate de l'agriculture et son transfert au ruisseau reste modeste.

Comme pour l'eau, les arbres prélèvent des nutriments dans le milieu. Les racines des arbres sont souvent plus profondes que celles des cultures, elles peuvent intercepter des nutriments apportés en excès ou produits par minéralisation de la matière organique des sols, et limiter localement la lixiviation de nutriments vers les horizons de sol profonds et les nappes. A la fin de la période de végétation, les concentrations en nitrate dans le sol sont faibles au voisinage immédiat de la haie. Mais en hiver, l'azote absorbé par les arbres en été est restitué au sol (feuilles), transformé en nitrate (minéralisation) puis lixivié vers la nappe. **Le bilan n'est positif (absorption>restitution) que si une partie de l'azote est stockée dans la biomasse ligneuse, c'est-à-dire lorsque la haie est en croissance ou entretenue par élagage et exportation du bois** (in Viaud et Thomas, 2019)⁹.

Dans le cas des ceintures de bas-fond, si une nappe est en interaction avec le système racinaire de la haie, on peut observer des concentrations en nitrate plus faibles en surface de la nappe sous la haie, à cause des prélèvements directs dans la nappe et en raison de conditions favorables à la dénitrification dans la rhizosphère en hiver (Grimaldi *et al.*, 2012 in Viaud et Thomas, 2019)¹⁰. **Etant donné que la nappe est plus proche de la surface en bas de versant, la haie de bas-fonds est donc en situation plus favorable pour intercepter les nitrates.** De plus, lorsque cette haie constitue une ceinture en amont d'une zone humide, l'effet de la zone humide sera amplifié par la présence de la haie puisque le domaine dénitrifié débute plus à l'amont et s'étend plus en profondeur. Cette observation confirme les conclusions de Caubel et al. (2001)¹¹.

Toutefois, **leurs périodes d'efficacité sont décalées et varient au cours de l'année.** Une haie de ceinture de bas-fond abaisse le niveau de la nappe au printemps et retarde sa remontée à l'automne, diminuant temporairement l'arrivée des flux à la rivière mais limitant aussi la dénitrification dans la zone humide adjacente (Caubel et al, 2003)¹². La zone active pour la dénitrification est décalée vers l'intérieur de la ZH qui doit donc être suffisamment large pour maintenir une zone active à ces saisons. En hiver, toute la zone humide est saturée en eau. La zone active pour la dénitrification se rapproche de la haie, d'autant que le sol y est enrichi en matière organique (restitution par la chute des feuilles, rétention en amont de la haie des particules organiques arrêtées avec le ruissellement). Mais la température devient alors le facteur limitant de la dénitrification (*in* Creseb, 2014)¹³.

L'influence de la ceinture de bas-fond, comme d'ailleurs celle de la zone humide, ne concerne que la couche superficielle de la nappe. Leur impact sur la composition chimique du cours d'eau ne sera significatif en hiver qu'au prorata de l'alimentation du cours d'eau par la couche superficielle relativement à la nappe plus profonde.

⁸ Viaud V., Grimaldi C. et Mérot P., 2009 - Impact des haies sur la ressource en eau et en sol à partir de l'exemple de la Bretagne : résultats récents et perspectives. Rev. For. Fr. LXI - 5-2009, pp.493-502

⁹ Viaud V. et Thomas Z., 2019 - Une réflexion sur l'état des connaissances des fonctions du bocage pour l'eau dans une perspective de mobilisation pour l'action. In Ressources en eau Ressources bocagères. *Sciences Eaux & Territoires*, n°30, pp.32-36. <http://www.set-revue.fr/ressources-en-eau-ressources-bocageres>

¹⁰ Grimaldi C., Fossey M., Thomas Z., Fauvel Y. et Mérot P., 2012 - Nitrate attenuation in soil and shallow groundwater under a bottomland hedgerow in a European farming landscape, *Hydrological Processes*, n° 26, p. 3570-3578

¹¹ Caubel V., Grimaldi C. et 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, Série IIa, Sciences de la Terre et des Planètes, n° 332, 2001, pp. 107-113.

¹² Caubel V., Grimaldi C., Mérot P., Grimaldi M. (2003) Influence of a hedge surrounding bottomland on seasonal soil-water movement. *Hydrological Processes*, 17 : 1811–1821

¹³ Creseb, 2014 : Quelles connaissances sur l'efficacité des structures du paysage pour l'abattement des nitrates ? Fiche N°14. <http://www.creseb.fr/fuite-dazote-liste-des-fiches-de-synthese-2/>

2. Conséquences sur la qualité de l'eau en nitrate à l'échelle du bassin versant

Les processus observés à l'échelle de la haie ont été inclus dans des modélisations à l'échelle du bassin versant. Viaud V. et Thomas Z. (2019) ¹⁴ en résument les principaux résultats :

- Benhamou *et al.* (2013) ¹⁵ ont modélisé **l'effet d'un réseau de haies sur les flux de nitrates à l'échelle d'un bassin versant de 5 km²**. Ils montrent que l'impact du réseau de haie sur le flux à l'exutoire dépend de la connexion du système racinaire des haies à la nappe. Dans le contexte étudié (contribution du flux intercepté par les haies au flux de nitrates dans le cours d'eau) l'impact des haies sur les flux à l'exutoire est limité. Une densité de linéaire de haies de 140 ml/ha (correspondant à un paysage de bocage dense) permettrait en moyenne de réduire les flux de nitrates à l'exutoire de 9,2 % contre 3,6 % avec les 48 m/ha actuels. ¹⁶
- D'autre part Durand et al. (2015) ont repris ces résultats de modélisation pour **comparer l'efficacité du bocage vis-à-vis de la réduction des flux d'azote à l'échelle du bassin versant à celles d'autres mesures d'atténuation des flux azotés** (introduction de prairies fertilisées ou non fertilisées, diminution de la fertilisation minérale). Il ressort de ce travail que l'efficacité de la densification du réseau bocager est limitée au regard des autres mesures étudiées.

En extrapolant l'effet d'une haie de bas-fonds à l'échelle d'un bassin versant et en remettant une même densité de bocage que celle des années 50 dans les bas-fonds, la modélisation montre une réduction des flux de nitrate de l'ordre de 5% à 10% en tenant compte des incertitudes liées aux méthodes d'extrapolation. **Ces modélisations ont été menées pour étudier l'effet stricto-sensu du bocage.** Elles sont basées sur l'implantation de haies supplémentaires sans rien changer par ailleurs, c'est-à-dire que les effets indirects tels que le changement d'usage des sols ne sont pas pris en compte.

Or, il est convenu que les haies sont des espaces non fertilisés qui reçoivent moins d'intrants agricoles que les parcelles. Lorsqu'elles sont situées en bordure de cours d'eau, elles éloignent le passage des tracteurs et des épandeurs et limitent les risques d'apports directs au cours d'eau. L'implantation d'une haie de bas-fonds est souvent accompagnée d'une parcelle peu cultivée ou de la création d'une bande enherbée ou d'une prairie humide qui sera simplement pâturée ou fauchée. Par conséquent, **le fait de reconstituer des ceintures de bas-fonds dans les baies AV peut avoir des effets bénéfiques indirects allant au-delà de l'effet stricto-sensu de la haie.**

Parallèlement, il faut regarder aussi les dynamiques sociales pouvant accompagner la restauration du bocage. Celle-ci est perçue positivement par la population et peut déclencher dans les territoires "algues vertes", des réflexions encourageant les agriculteurs à des changements de pratiques positifs (ex. augmentation de la surface en herbe). Mais elle peut avoir aussi un effet inverse en dédouanant l'agriculteur de mener d'autres actions primordiales vis-à-vis de la fertilisation, du drainage, des successions culturales, ...

Nous n'avons abordé ici que le rôle de la haie et du bocage sur la qualité de l'eau en nitrate. De nombreux travaux scientifiques ont également été menés sur l'ensemble des effets sur la ressource en eau. En résumé, nous citerons par conséquent la conclusion de la synthèse bibliographique faite par Viaud V. et Thomas Z. (2019) à l'occasion du colloque "Ressources en eau, Ressources bocagères" à Lannion (novembre 2018) : "Les connaissances produites ont porté beaucoup sur le niveau local de la haie. Elles ont permis d'identifier et de quantifier les processus en jeu, sachant que le niveau d'organisation pertinent pour prendre en compte l'ensemble des processus ayant trait à la ressource en eau est celui du bassin versant. À cette échelle, le bocage joue un rôle important sur les

¹⁴ Viaud V. et Thomas Z., 2019 - Une réflexion sur l'état des connaissances des fonctions du bocage pour l'eau dans une perspective de mobilisation pour l'action. In Ressources en eau Ressources bocagères. *Sciences Eaux & Territoires*, n°30, pp.32-36. <http://www.set-revue.fr/ressources-en-eau-ressources-bocageres>

¹⁵ Benhamou C., Salmon-Monviola J., Durand P., Grimaldi C et Mérot P., 2013 - Modeling the interaction between fields and a surrounding hedgerow network and its impact on water and nitrogen flows of a small watershed, *Agricultural Water Management*, n° 121, p. 62-72.

¹⁶ 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 agricole. Thèse de Doctorat, Agrocampus Ouest (Rennes). 194 pages.

cheminements de l'eau de surface (ruissellement) et les transferts d'éléments associés à ces flux (sédiments, phosphore, produits phytosanitaires) et contribue à réguler les crues de faible intensité. Mais son rôle est négligeable sur les crues de forte intensité, et **il n'a pas d'effet de premier**