

Gérer les eaux de drainage agricole : du génie hydraulique au génie écologique

Pratique ancienne, dont l'objectif est d'évacuer les excès d'eau dans les sols pour en favoriser la culture, le drainage agricole génère toutefois des impacts sur les milieux naturels qu'il est important de comprendre pour faire évoluer les techniques vers une meilleure prise en compte des enjeux environnementaux. Après une synthèse des travaux de recherche sur l'impact des eaux de drainage sur la propagation des crues et sur le transfert des polluants d'origine agricole, cet article présente des solutions pour limiter ces impacts sur le régime et la qualité des eaux, en mettant l'accent sur les apports du génie écologique.

Depuis les lois sur l'eau de 1992 et 2006, gérer les eaux de drainage agricole est devenu un enjeu pour la préservation de la qualité de l'eau, objectif prioritaire de nombreux SAGE¹. Pour atteindre les niveaux de bon état écologique, il s'avère important de limiter les transferts d'eau et de polluants liés à l'activité agricole en parcelle drainée. D'un point de vue historique, il faut cependant se rappeler que l'équipement en drainage agricole, favorisé par les politiques publiques dans les années 1980-1990, a permis de maintenir des objectifs de rendements sur des parcelles agricoles hydromorphes. À cette fin, l'ingénierie appliquée au drainage agricole a été développée pour maîtriser les excès d'eau hivernaux de ces parcelles. Le réseau de drainage évacue par tuyaux enterrés l'excès d'eau pendant la période de saturation du sol (décembre à avril en général). Le dimensionnement fait appel aux caractéristiques hydrodynamiques du sol et aux contraintes agronomiques. Les études spécifiques des impacts du drainage agricole sur le régime et la qualité des eaux apparaissent dans les années 1990 (Blann *et al.*, 2009). Les auteurs précisent que pour étudier objectivement ces impacts, il faut distinguer le drainage des parcelles à vocation agricole dès le départ et la conversion de prairie permanente ou de zone humide à un usage agricole par la technique du drainage. Dans ce dernier cas, le drainage modifie significativement les flux d'eau et de polluants, et c'est pour cette raison, que le drainage en zone humide est fortement réglementé (voir l'arrêté de 2008 modifié en 2009 sur la définition d'une zone humide). La première partie de l'article synthétisera les résultats des travaux de recherche sur l'impact quantitatif

des écoulements de drainage dans la propagation des crues. Sur le volet qualitatif, les travaux antérieurs ont montré que les flux de nitrate et pesticides à l'exutoire des réseaux de drainage étaient le reflet des pratiques agricoles (Arlot, 1999), les tuyaux de drainage acheminant les polluants dissolus disponibles à la lixiviation (reliquat azoté à l'entrée hiver, flux de pesticides après application). Limiter ses impacts nécessite dans un premier temps d'adapter les pratiques agricoles en diminuant la pression polluante. Or il s'avère que si ces changements sont un préalable indispensable, ils ne sont pas suffisants pour réduire à zéro le risque de transfert. Des actions complémentaires sont alors nécessaires comme le traitement en sortie de tuyau (*end of pipe solution*) de ces eaux de drainage par des systèmes qui seront décrits dans la deuxième partie de l'article.

Impact du drainage sur l'hydrologie

Au-delà de son intérêt agronomique, le drainage agricole souterrain influence sensiblement la réponse hydrologique des bassins versants concernés. En France, dont la présence du drainage se situe plutôt dans la partie nord, le solde climatique P-ETP (précipitations et évapotranspiration potentielle) sur la période hivernale (décembre à mars) génère des écoulements annuels moyens de 180 mm par an, avec un fonctionnement hydrologique saisonnier :

- amorce du drainage entre novembre et décembre (10 à 20 mm) ;

1. Schéma d'aménagement et de gestion des eaux.

- saison de drainage intense de décembre à mars, période pendant laquelle, due à une évapotranspiration faible, toute pluie génère un débit de drainage (150 mm) ;
- et enfin des écoulements sporadiques d'avril à juin (10 à 20 mm).

En France, l'écartement moyen utilisé, 10-12 m pour une profondeur de drain de 80 à 100 cm, dépend de la conductivité hydraulique à saturation et de la porosité de drainage, associé à un temps de ressuyage (écartement des drains) défini par l'agriculteur (généralement un jour après la pluie). Pour le dimensionnement des volumes à évacuer, la pluie de projet correspond à une pluie de période de retour annuelle de trois jours, soit un événement fréquent de l'ordre de 15 mm/j.

En période de crues, le rejet des écoulements en provenance de parcelles agricoles drainées est souvent perçu comme une cause possible d'inondations, court-circuitant des zones tampons dans lesquelles les eaux auraient pu circuler de manière plus diffuse en son absence, par infiltration ou ruissellement. L'étude de cet impact en aval, notamment sur les inondations, implique l'examen de plusieurs processus de transfert à différentes échelles (Robinson et Rycroft, 1999). À l'échelle de la parcelle, le drainage agricole réduit la contrainte agronomique liée à la présence dans les parcelles cultivées d'un excès d'eau hivernal temporaire. Cela engendre une augmentation de la capacité de stockage d'eau dans le sol en restaurant la capacité d'infiltration et, en conséquence, une diminution du ruissellement de surface.

Basé sur des observations à différentes échelles de bassins versants, l'étude du comportement hydrologique des réseaux de drainage pendant les crues montre trois phases (Henine *et al.*, 2010 ; Henine *et al.*, 2014) :

- phase 1 : pour des périodes de retour entre un et deux ans, compatibles avec le dimensionnement du réseau de drainage mais présentant un risque faible d'inondation, une accentuation des crues, le drainage a alors un impact négatif sur la crue ;
- phase 2 : pour les crues de période de retour entre cinq et dix ans, une autolimitation et un stockage dans le réseau ou les parcelles, le drainage a un impact positif sur la crue ;
- phase 3 : au-delà de dix ans, le drainage ne montre plus d'impact. Le risque inondation est généralement le plus fort, en raison non pas de la présence de drainage mais de la pluviométrie exceptionnelle.

En général, la phase 2 est souvent occultée dans les études, mais bien réelle, puisque mesurée à partir d'observations sur un bassin versant réel. À partir d'une certaine valeur de débit spécifique, avoisinant la capacité maximale d'évacuation du réseau, l'hydrogramme de crue à l'exutoire est sensiblement atténué. Cet écrêtage est dû à la limitation de transfert dans le réseau de drainage, provoquant ainsi une rétention temporaire d'une partie de la pluie nette dans le système drainant (nappe et réseau de tuyaux). La limitation de transfert dans le réseau de drainage est liée à la mise en charge des drains et des collecteurs. En pratique, cette mise en charge peut être contrôlée soit par les critères de dimensionnement de chaque collecteur du réseau (rapport entre débit de collecte maximal et débit d'évacuation maximal), soit par un contrôle aval au contact du réseau avec le fossé à

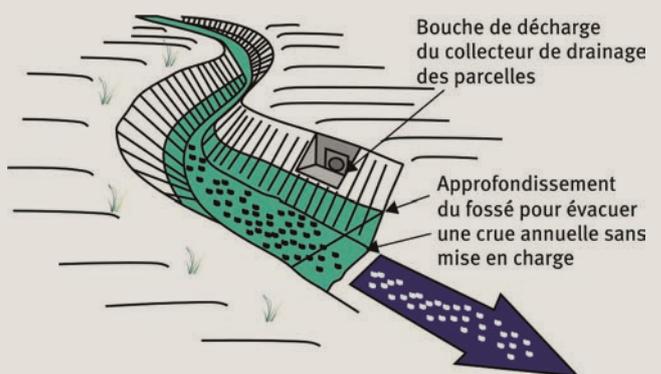
ciel ouvert. Une piste d'application en France consisterait à diminuer la section des collecteurs d'une classe de diamètre. Ceci pourrait être imposé lors des opérations de réhabilitation des réseaux de drainage, mais nécessiterait un effort de pédagogie auprès des agriculteurs qui verraient le fonctionnement hydrologique (temps de ressuyage) modifié.

Collecter les eaux de drainage à la parcelle et les évacuer dans le réseau hydrographique est une dualité propre à l'assainissement agricole. Si le comportement hydrologique en sortie de tuyaux de drainage est contrôlé par son dimensionnement hydraulique, les points de rejets des collecteurs et la morphologie souvent rectiligne des fossés contribuent à la perception négative du drainage agricole (voir l'exemple de la figure ❶). Rappelons que le fossé d'assainissement agricole est dimensionné de telle sorte que le collecteur de drainage débouche au-dessus de la ligne d'eau d'une crue de période de retour annuelle (figure ❶).

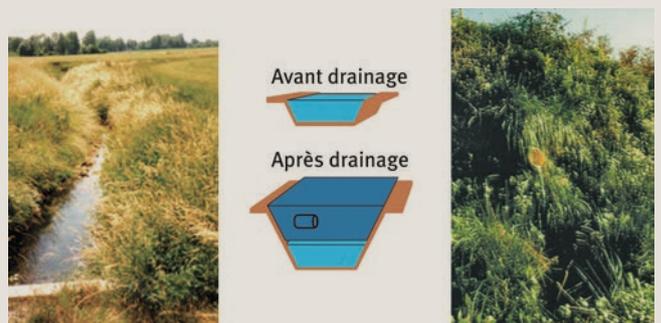
Cette prescription de dimensionnement implique deux conséquences majeures sur la morphologie imposée artificiellement aux fossés d'assainissement agricole et le fonctionnement hydrologique du bassin versant (figures ❷ et ❸) :

- un approfondissement conséquent des réseaux de surface (fossés ou cours d'eau), parfois jusqu'à trois mètres de profondeur, leur conférant une surcapacité de stockage non mis à profit pour écrêter les crues et pour épandre les volumes d'eau par débordement ;

❶ Connexion réseau de drainage et fossé d'assainissement agricole.



❷ Exemple du Ru du Fossé Rognon (bassin versant de l'Orgeval, Seine et Marne).



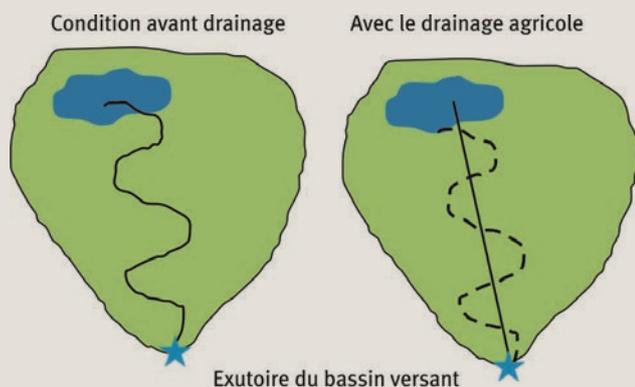
- une chenalisation des écoulements favorisant le transfert rapide des écoulements vers l'aval.

Ainsi la gestion des eaux de drainage en crue doit plutôt être focalisée sur la restauration de la capacité de laminage des crues au sein même du réseau superficiel. La renaturation et/ou le reméandrage du réseau de surface hydrographique (Adam *et al.*, 2007 ; Malavoi et Adam, 2007) en favorisant les échanges avec les zones ripariennes (définie comme la peau, enveloppe protectrice des rivières, par Pinay *et al.*, 2018) et le développement du ralentissement dynamique (Poulard *et al.*, 2008), contribueront à limiter l'impact aval du drainage agricole. Le concept de « ralentissement dynamique » utilise au maximum les potentialités de ralentissement et de rétention temporaire présentes dans le versant ou dans les réseaux de fossés. Dans le réseau hydrographique et sa plaine d'inondation, le ralentissement dynamique

se fait au point de contrôle des écoulements : au niveau des passages busés des chemins agricoles ou de route, dans les zones de débordement, etc. La renaturation de la morphologie du fossé comme le reméandrage des fossés agricoles (figure 4) a pour objectif de rétablir les dynamiques hydrologique (zone d'expansion de crue) et écologique (interaction biogéochimique) entre le fossé et la zone riparienne. En allongeant le temps de parcours et diminuant la vitesse d'écoulement dans les fossés, le pic de la crue est atténué en aval. La transférabilité de l'expérience danoise illustrée en figure 4 est possible en France si trois conditions sont réunies :

- la gouvernance : les travaux ont lieu en général en zone privée et requièrent la participation volontaire des propriétaires ;
- un pilotage souvent public par la collectivité, par exemple dans le cadre de la GEMAPI² par un syndicat de rivière ;
- un coût élevé, financé principalement par des subventions publiques (par exemple les dix kilomètres renaturés en figure 4 ont coûté 2 950 000 euros).

3 Modification théorique morphologique liée à la chenalisation des fossés d'assainissement agricole.



4 Reméandrage des aménagements hydro-agricoles sur la chenalisation du réseau hydrographique : exemple du Fossé OMME au Danemark (localisation : 55°55'11N 9°17'57E).



limiter l'impact du drainage sur la qualité des eaux

Le drainage agricole présente un avantage qui est aussi un de ses défauts : transformer une pollution diffuse en une pollution canalisée à l'exutoire des réseaux de drainage. Ce qui lui confère parfois le qualificatif de lysimètre³ géant dont il est facile de mesurer les flux ou concentrations. Les exportations classiquement mesurées aux exutoires sont d'environ 35 kg/ha/an d'azote sous forme de nitrate (soit 20% de la fertilisation moyenne apportée sur les parcelles) et 1,5 g/ha/an pour les pesticides (environ 0,1% de la dose appliquée) en contexte de grande culture conduite conventionnellement. Gérer ces flux est ainsi une opportunité réaliste par différentes solutions que nous détaillons ci-dessous. Les systèmes décrits ont en commun de favoriser les voies de rétention de ces polluants par des processus naturels.

Pour le cas du nitrate, deux processus sont cités : prélèvement par la végétation et dénitrification benthique par les bactéries en absence d'oxygène. Ce processus microbien anaérobie est dépendant du taux de carbone disponible (ratio C/N). Il permet la transformation des nitrates en deux gaz successifs : le N₂O (puissant gaz à effet de serre) et le N₂. La deuxième voie d'exportation des ions nitrate souvent mentionnée, est le prélèvement par la végétation. Ce phénomène naturel ne se produit que pendant la période végétative, réduite au printemps et au début de l'été. Même si la biomasse produite est ponctuellement importante, selon le type de macrophytes, la part de nitrate réellement absorbée rapportée à l'ensemble des flux annuels reste faible. Pulou (2011) a montré que le prélèvement d'azote par la végétation (7%) est secondaire par rapport à la dénitrification (93%) qui se produit toute l'année.

2. Gestion des milieux aquatiques et prévention des inondations.

3. Dispositif expérimental pourvu à sa base d'un dispositif recueillant l'eau de drainage et permettant d'étudier et de mesurer l'évolution de l'eau dans le sol.

Pour les pesticides, ils peuvent être éliminés de la colonne d'eau par des processus de transfert et de transformation. Le transfert des pesticides de la colonne d'eau vers des surfaces solides (sédiment, biofilm, végétation...) correspond aux phénomènes de sorption. Ce processus d'adsorption peut toutefois être réversible, notamment pour les molécules très solubles ou à faible coefficient d'adsorption. Dans ce cas, le phénomène inverse, la désorption, provoque le retour des molécules adsorbées dans la colonne d'eau. Le processus d'adsorption-désorption ne doit donc être considéré que comme un phénomène temporaire qui permet toutefois le retard du transfert des pics de concentrations de pesticides. Pour des milieux aquatiques vulnérables, cela permet de réduire la toxicité aiguë de la pollution ainsi transférée. Certaines molécules peuvent également être prélevées par les plantes et transférées dans les tissus végétaux (phytoaccumulation), mais cela ne représente qu'une faible part de la rétention. Les processus de transformation sont ceux conduisant à de nouvelles molécules (métabolites ou sous-produits de dégradation) issues de la molécule, dite « parente », de pesticide dont certaines liaisons ont été coupées. Les molécules ainsi formées, bien que généralement moins toxiques que les molécules parentes, peuvent toutefois présenter elles-mêmes de fortes propriétés toxiques. Les procédés microbiens de dégradation des pesticides semblent dominer, tant en milieu aérobie qu'anaérobie.

L'expression de tous ces processus est contrôlée par des facteurs abiotiques dont l'influence est primordiale :

- le temps de résidence hydraulique de l'eau – plus il est long et plus le processus de transformation/dénitrification est efficace ;
- la température – l'activité biologique étant favorisée par la hausse de température ;
- ainsi que d'autres facteurs comme le pH, la disponibilité en carbone, la surface de contact eau/substrat, que ce soient sédiment, végétation, biofilm ou autres substrats sorbants.

Les solutions techniques de traitement des eaux en sortie de tuyaux sont de deux types : ingénierie hydraulique (drainage contrôlé et bioréacteur) et ingénierie écologique (zone tampon humide artificielle, zone riparienne). Toutes les solutions décrites ci-dessous ne sont pas des solutions garantissant une efficacité à 100 %. Leurs performances dépendent des conditions hydrologiques (temps de séjour principalement). Mais elles contribuent à diminuer les transferts depuis la sortie des parcelles drainées jusqu'au cours d'eau. Cela doit être vu comme des solutions complémentaires aux bonnes pratiques agricoles à l'échelle de la parcelle (gestion de la fertilisation, CIPAN⁴...). Selon les solutions envisagées, elles influent plus ou moins sur l'aménagement du paysage et le rééquilibrage écologique entre zone de production et zone de rétention.

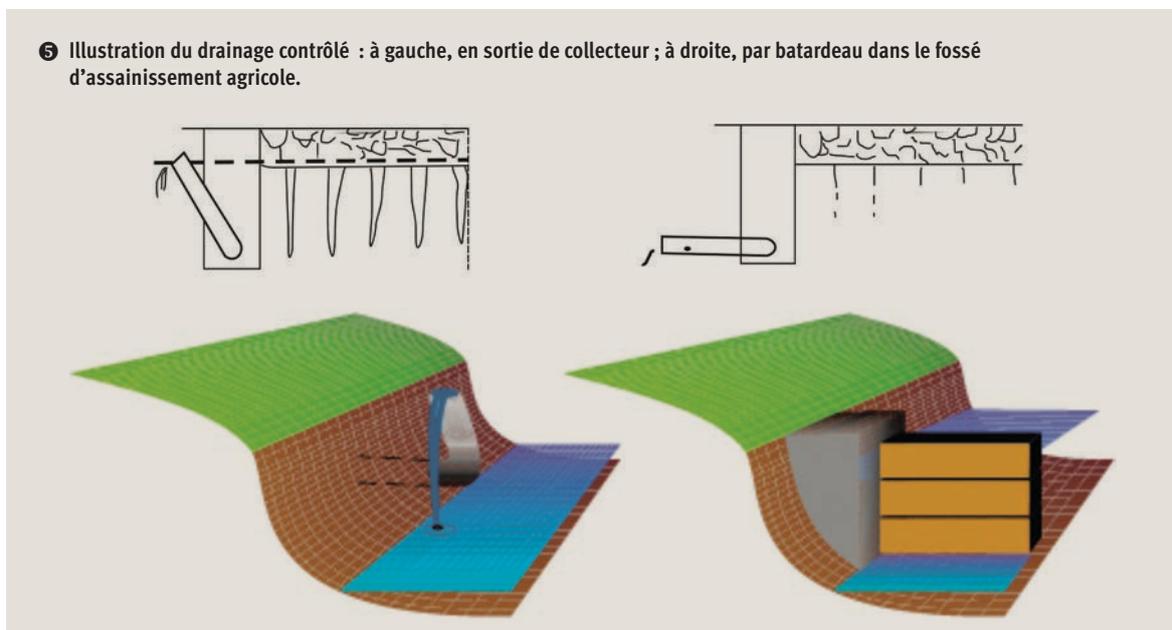
Solutions de type ingénierie hydraulique

Le drainage contrôlé (figure 5)

Le drainage contrôlé est très développé et étudié aux États-Unis, notamment sur les paramètres nitrate, matières en suspension et phosphore (aucune étude lors de la recherche bibliographique n'a porté sur les pesticides). Le principe est de contrôler le niveau d'eau dans le fossé de collecte des eaux de drainage et ainsi maintenir une nappe élevée à certaines périodes de l'année. Cette technique est très efficace pour réduire les flux d'eau et de nutriments grâce à l'anoxie liée à une mise en charge de l'amont par un contrôle à l'aval. Le but est de favoriser la dénitrification dans le sol et réduire les volumes écoulés tout en optimisant les rendements des cultures. En pratique, la lame drainante peut être réduite de 30 % (données Caroline du Nord), 70 à 90 % (données Suède), 40 à 90 % (données Ontario). Cette diminution correspond à l'augmentation de l'évaporation et des pertes profondes (drainance). Les résultats des

4. Culture intermédiaire piège à nitrates.

5 Illustration du drainage contrôlé : à gauche, en sortie de collecteur ; à droite, par batardeau dans le fossé d'assainissement agricole.



► suivis conduisent à une diminution des concentrations en nitrate plus ou moins compensée par une augmentation des concentrations en azote organique. Cependant une des contraintes techniques de mise en place est la topographie des zones drainées. En effet, il est impératif que la zone soit très plate. Sa transposabilité au contexte français ne pourrait s'envisager que dans les territoires drainés plats comme les Landes, les zones de marais artificialisés ou les waterings⁵. Avec le climat océanique actuel, l'intérêt est faible pour l'agriculteur de changer les hauteurs d'eau l'hiver. En revanche, les scénarios de projection climatique peuvent faire évoluer l'intérêt d'un drainage contrôlé, afin, par exemple, de maintenir les sols humides pendant la période printanière. Ce qui réduira aussi les pertes en fertilisants et pesticides pendant cette période. Enfin, du fait d'une limitation des écoulements et de leur vitesse, les fossés collecteurs peuvent présenter un risque élevé d'eutrophisation.

Les bioréacteurs

Le développement de bioréacteurs passifs favorisant la dénitrification date du début des années 2000. Le principe consiste à intercepter les eaux de drainage dans un système fermé contenant un substrat enrichi en carbone (typiquement des copeaux de bois), créant des conditions anaérobies stimulant rapidement la dénitrification en transformant les ions nitrate en azote gazeux (figure 6 et photo 1). Les efficacités citées dans la revue de Addy *et al.* (2016) montrent un potentiel moyen d'environ

4,7 gN/m³/j, influencé fortement par la température et le temps de résidence hydraulique. L'analyse des résultats conduit à préconiser un temps de résidence optimal supérieur à un jour. Pour un temps de résidence plus court, l'efficacité est réduite, mais les réactions de dénitrification incomplètes conduisent à des émissions significatives (~ 2 % de l'azote dénitrifié) de N₂O, voire de H₂S. Les auteurs ne mettent pas en évidence une influence du type d'essence (résineux ou feuillus) des copeaux sur l'efficacité. Un autre inconvénient lié à l'emploi de copeaux de bois est l'émission de phénol et autres composés volatils. Les auteurs montrent d'autre part que l'efficacité des bioréacteurs diminue avec son vieillissement, mais se stabilise après trois ans. La question du dimensionnement est alors cruciale pour atteindre des objectifs d'efficacité et limiter les effets négatifs. Cette technique adaptée au traitement des eaux de drainage est transposable en France. Cependant, elle nécessite des petits ouvrages hydrauliques, non disponibles en France, pour gérer les flux et niveaux d'eau dans le bioréacteur sans mettre en charge le réseau de drainage amont. Les chiffres issus des publications de Christianson *et al.* (2012) et Addy *et al.* (2016) conduisent à un dimensionnement, transformé et adapté pour le cas français, d'un système de 10 m³ de bioréacteur pour un hectare drainé dans l'objectif d'une efficacité moyenne de 50%. À ce jour, aucune étude d'évaluation n'a été menée en France, même si sur le plan théorique, cette solution technique est adaptable dans la plupart des cas. Enfin, l'analyse des travaux publiés ne montre pas de résultats en termes d'efficacité ni de choix de substrats spécifiques au traitement des pesticides.

1 Exemple d'un bioréacteur rempli de copeaux de bois (Skannerup, Danemark).



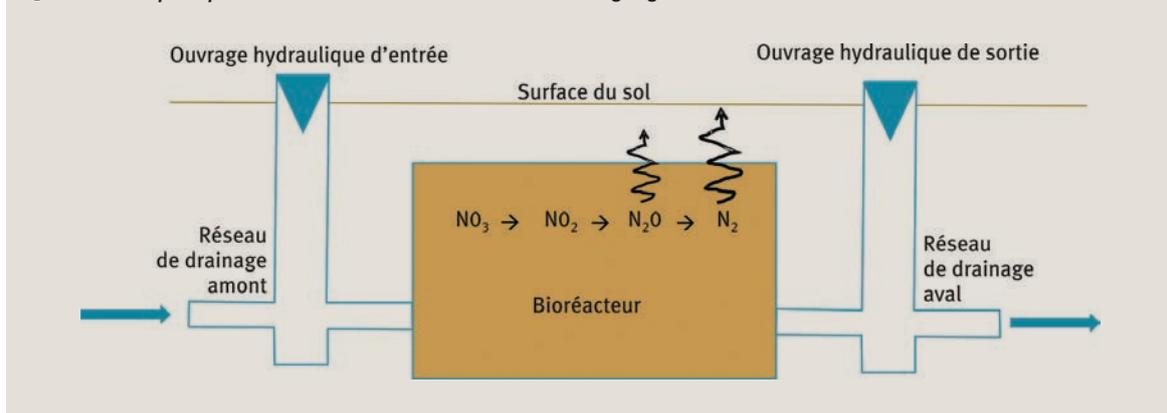
Solutions de type ingénierie écologique

Le bassin de rétention des eaux de drainage : zone tampon humide artificielle

La zone tampon humide artificielle (ZTHA) est une interface paysagère se rapprochant des milieux humides comme les zones humides ou les mares (photo 2). Les ZTHA ont plutôt une origine anthropique, par opposition

5. Fossé ou ouvrage de drainage à vocation de dessèchement de bas-marais, de zones humides ou inondables situées en plaines maritimes sous le niveau des hautes mers.

6 Schéma de principe d'un bioréacteur inséré au réseau de drainage agricole.



aux zones humides naturelles, même si leurs fonctionnalités sont identiques. Elles contribuent aussi à diversifier les paysages agricoles, en implantant de la végétation typique des zones humides (roseaux, joncs, carex, massettes), locales et non invasives. Cette technique fondée sur la nature, montre une efficacité dépolluante très variable au cours de l'année et selon le dimensionnement de la ZTHA, avec en moyenne un abattement de 50% pour les pesticides et les nitrates (figure 7). Cette variabilité de l'efficacité est due au facteur abiotique non contrôlable de la température et du facteur temps de séjour, facteur contrôlable par le critère de dimensionnement. Le processus de dénitrification benthique mesuré est satisfaisant avec un abattement moyen de 0,3 g/m²/j de N-NO₃ et il semble complet puisque les émissions de N₂O ne dépassent pas 0,1% de l'azote dénitrifié. Concernant les pesticides, les suivis montrent une forte dispersion des efficacités selon les propriétés des molécules (certaines molécules comme le chlortoluron ne subissent aucune modification entre l'entrée et la sortie, alors que d'autres molécules comme la pendiméthaline ne sont plus détectées en sortie). Des travaux complémentaires doivent cependant s'orienter vers la question des métabolites générés, et l'accumulation par sorption des pesticides sur les sédiments des ZTHA (à ce jour, aucune molécule n'a été détectée par analyse sur les sédiments). Les travaux définissant les règles de dimensionnement des ZTHA (Tournebize *et al.*, 2015) convergent vers une valeur moyenne de 75 m³ de ZTHA par hectare drainé, soit un ratio de dimensionnement de 1 à 1,6% entre la surface de la ZTHA et la surface contributrice drainée amont. La mise en place de ZTHA requiert néanmoins le sacrifice d'une partie de terres cultivées par l'agriculteur. C'est pourquoi la démarche globale doit impliquer tous les acteurs dans une logique de co-construction d'un territoire durable. Ce type d'aménagement est déployé en France pour limiter les transferts de nitrate et de pesticides (figure 7). À ce jour, plusieurs opérations ont abouti à la création de ZTHA en sortie de drainage (figure 8).

Une variante à la ZTHA a été étudiée sur huit ans (2006-2013, Tournebize *et al.*, 2015) et consiste à stocker les eaux de drainage pour un usage d'irrigation, en Seine et Marne (encadré 1, figure 9, photo 3) L'exutoire de 36 ha de parcelles drainées est connecté à un bassin de 10 000 m³ soit un ratio de 300 m³/ha drainé. Le bilan hydrologique a montré que la présence de ce bassin réduisait de 16% les flux hydriques annuels, même si une conception pouvait prendre en compte un débit de fuite pour soutenir les étiages. En termes de qualité des eaux, le bilan interannuel sur le paramètre nitrate montre une réduction de 50%, qui semble en fait constituer un maximum pour ce type d'aménagement. La réduction des concentrations en pesticide étant très forte (aucune détection au-dessus des limites de quantification n'a été observée), la capacité épuratoire sur les pesticides n'a pas pu être démontrée en dehors d'un effet de dilution très marqué.

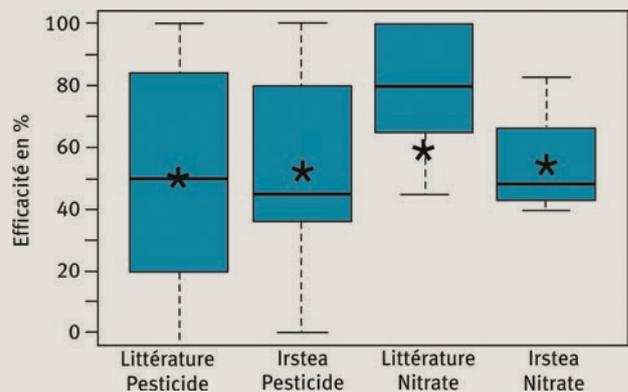
La dernière solution récemment publiée : inonder artificiellement la zone riparienne

Partant du constat que les zones ripariennes présentent un taux de dénitrification élevé (entre 33 et 70% en moyenne de rétention de nitrates, Valkama *et al.*,

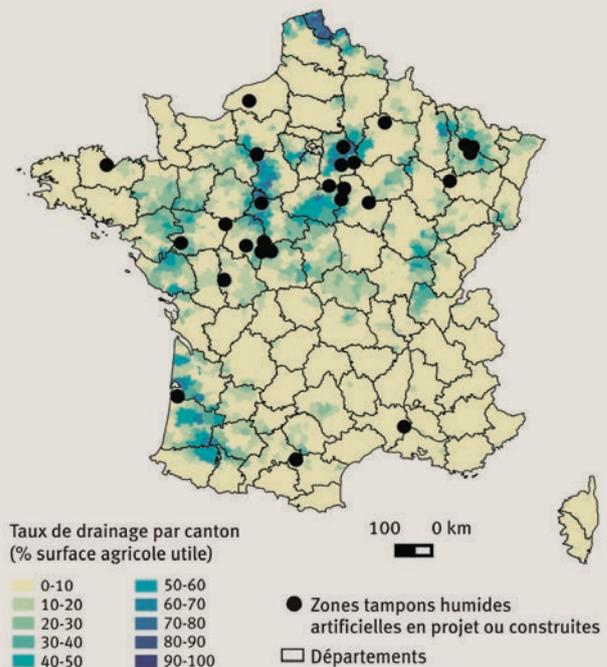
7 Zones humides artificielles expérimentales en forme de reins (Olentangy River Wetland Research Park, Ohio State University, Columbus, États-Unis) – source : Google Earth 2018.



7 Efficacité des zones tampons humides artificielles sur les paramètres nitrate et pesticides, issue de la littérature et des expérimentations menées par Irstea.



8 Carte des taux cantonaux de drainage et zones tampons humides artificielles en projet ou construites recensées par Irstea (sources : Recensement général agricole 2010 et Irstea).



1 FOCUS SUR LA ZONE TAMPON HUMIDE ARTIFICIELLE DE RAMPILLON

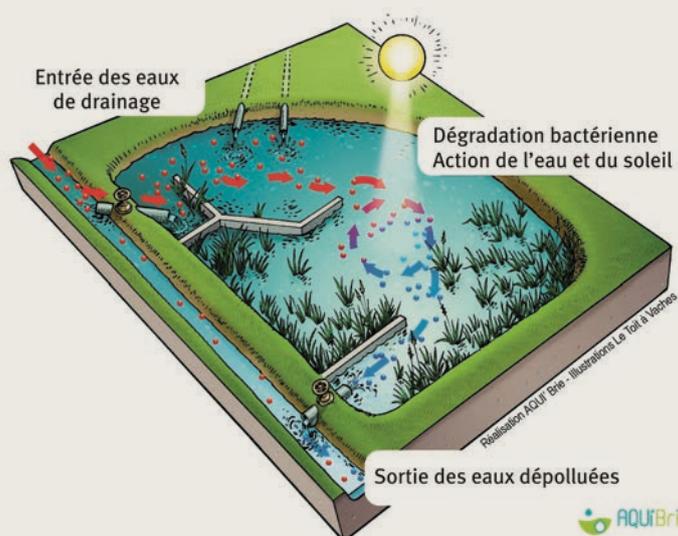
En partenariat avec les acteurs locaux du territoire de l'Ancoeur en Brie nangisienne, le projet mené par Aqui'Brie, le Syndicat des 4 vallées de la Brie et Irstea (devenu INRAE) a abouti à la construction en 2010 d'une zone tampon humide artificielle en sortie de drainage d'un versant de 355 ha conduit en grande culture. L'objectif principal est d'améliorer la qualité des eaux alimentant une zone d'engouffrement, connectée à la nappe de Champigny. L'effort est centré sur la réduction des flux de pesticides dans les eaux de drainage, mais un focus a aussi été réalisé sur le transfert de nutriments (nitrate).

Après une concertation avec les agriculteurs (voir l'article de Birmant, dans ce même numéro), la ZTHA a une surface de 5 600 m², un volume de 2 500 m³, soit un ratio surface ZTHA sur surface drainée de 0,15 % (7 m³ par hectare drainé). Les coûts de l'étude, maîtrise d'œuvre et de la construction s'élèvent à 120 000 euros, soit l'équivalent de 340 euros/ha cultivé. Cette ZTHA expérimentale suivie depuis 2012 fait l'objet de plusieurs projets de recherche pour améliorer les connaissances sur son fonctionnement (hydrologique, cycle biogéochimique, biodiversité, sociologique...). Les principaux résultats montrent une réduction moyenne de 15 % sur les nitrates, et de 22 % en moyenne tout pesticide confondu (variant de 80 % pour pendiméthalin à 0 % pour Clopyralid), en lien avec son dimensionnement réduit (7 m³/ha drainé contre 75 m³/ha recommandé suite à ces résultats pour un objectif moyen de 50 % de réduction). Aucune accumulation de pesticides n'a été révélée sur les sédiments, après huit années de fonctionnement. La ZTHA émet peu de gaz à effet de serre (très faibles émissions de N₂O < 0,1 % de l'azote dénitrifié, un bilan carbone positif).

8 Photo aérienne de la zone tampon humide artificielle de Rampillon (Seine et Marne).



9 Schéma de l'implantation de la zone tampon humide artificielle de Rampillon (Seine et Marne).



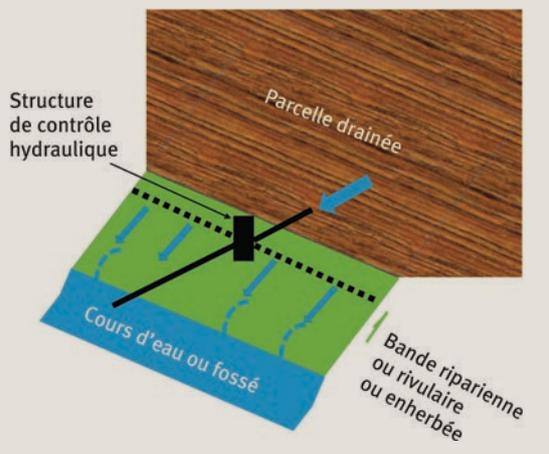
Cette expérimentation a été récompensée en 2014 par le prix national du Génie écologique, catégorie pollution diffuse. Les suivis 2012-2015 et 2016-2019 ont été financés par l'Agence de l'eau Seine-Normandie et l'Agence française pour la biodiversité. L'expérimentation se poursuit par le projet PSDR Brie'Eau (2016-2020) et par le projet Life ARTISAN (2020-2027) pour promouvoir les solutions fondées sur la nature dans les territoires ruraux (contacts : François Birmant, Aquil'Brie, et Julien Tournebize, INRAE).

2019), l'idée est d'intercepter le collecteur avant le rejet dans le réseau hydrographique et de répartir l'eau sous la zone riparienne le long du cours d'eau dans le sol par une gestion hydraulique artificielle. Il s'agit de la « *saturated riparian buffer* » SRB proposé par Jaynes et Isehart (2018) ou « *integrated buffer zones* » (figure 10, photo 4) proposé par Zak *et al.* (2019). Le collecteur de drainage est connecté à un ouvrage hydraulique (gestion saisonnière de la hauteur d'eau) reliant deux files de drain enterrés parallèles à la bande riparienne, à une profondeur supérieure à un mètre. Une fraction des écoulements contribue à la sub-inondation de la zone riparienne dont on aura au préalable vérifié la teneur en carbone organique du sol, générant des conditions favorables à la dénitrification. Cette technique limite ainsi le transfert de nitrate par exemple dans l'emprise foncière des bandes enherbées réglementaires, sans sacrifier du foncier cultivé. L'étude de Jaynes et Isehart (2019) en Iowa (États-Unis) porte sur l'évaluation de six systèmes enterrés dans une bande rivulaire de 20 m en moyenne avec une longueur de tuyaux installés entre 115 et 308 m pour des surfaces cultivées entre 4 et 40 ha, assurant un temps de séjour de l'ordre de la semaine. L'efficacité moyenne mesurée s'élève à 90% du flux de nitrate intercepté et déversé sur le linéaire de drainage parallèle, soit 35% du flux total à l'exutoire des réseaux de drainage. Les auteurs ont calculé un taux d'abattement moyen de 0,13 gN/m³/j. Les critères de dimensionnement ne sont pas encore édictés, mais cette technique prometteuse pourrait être adaptée dans de nombreuses situations en France et devrait être évaluée pour limiter le transfert des pesticides.

Conclusions

De cette logique du génie rural des années 1980-1990, les enjeux environnementaux post-1992, requièrent une transition vers le génie écologique afin de limiter les impacts de l'activité agricole en parcelle drainée sur la qualité des milieux aquatiques. Si l'impact sur la production des inondations est limité du fait du dimensionnement des tuyaux, la gestion des crues à l'échelle du versant doit se porter sur la restauration d'un tracé plus naturel que le classique fossé rectiligne. Si la qualité de

10 Schéma de fonctionnement d'un SRB (saturated riparian buffer) ou IBZ (Integrated buffer zone).



4 Exemple d'une « *integrated buffer zone* » avec en amont un bassin hydraulique et un écoulement dans la zone riparienne restaurée, connecté au cours d'eau (Fillerup, Danemark).



► l'eau en sortie de drainage ne dépend pas que de la présence des drains mais plutôt des pratiques agricoles à la parcelle, réduire de façon complémentaire la pression (agriculture à bas intrant) et les transferts par des aménagements est possible. Les techniques basées sur l'ingénierie hydraulique s'avèrent efficaces dans certains cas particuliers (drainage contrôlé en zone rigoureusement plate, bioréacteur dont les ouvrages de gestion hydraulique ne sont pas disponibles en France). Les solutions d'ingénierie écologique semblent plus appropriées en ajoutant une multifonctionnalité à l'échelle des bassins versants, mais en requérant du foncier pas toujours disponible. Sur le plan des performances, de nombreux travaux mentionnent le cas des nitrates, mais finalement assez peu celui des pesticides. Le potentiel de dénitrification semble plus élevé pour les bioréacteurs dimensionnés de façon optimale en fournissant du carbone labile (4,7 gN/m³/j), mais reste intéressant pour les systèmes plus naturels avec des taux proches 0,8 et 0,13 gN/m³/j pour ZTHA et SRB/IBZ conduisant à l'objectif de qualité des eaux (réduction de 50 % des flux) équivalent à une emprise foncière différente (10 m³/ha drainé pour le bio-

réacteur et 75 m³/ha drainé pour les ZTHA). L'efficacité n'est pas garantie à 100 %, mais dépend de nombreux facteurs dont la température, le temps de séjour et les propriétés physico-chimiques du polluant en lien avec la réponse hydrologique du drainage. Si les ZTHA ont été étudiées et expérimentées dans différents contextes sur les paramètres nitrate et pesticides, des travaux sont en cours sur la multifonctionnalité des ZTHA en lien avec la GEMAPI, mais surtout des travaux de recherche sont nécessaires pour les autres solutions et l'acquisition de références en contexte français : drainage contrôlé, bioréacteur, reconnexion de zone riparienne. ■

Les auteurs

Julien TOURNEBIZE, Hocine HENINE et Cédric CHAUMONT

Université Paris-Saclay, INRAE, UR HYCAR, F-92160, Antony, France

✉ julien.tournebize@inrae.fr

✉ hocine.henine@inrae.fr

✉ cedric.chaumont@inrae.fr

EN SAVOIR PLUS...

- ▣ **ADAM, P., DEBIAIS, N., MALAVOI, J.-R.**, 2007, *Manuel de restauration hydromorphologique des cours d'eau*, Direction de l'eau, des milieux aquatiques et de l'agriculture (Demaa), Service eaux de surface, Agence de l'eau Seine-Normandie (Ed.), 64 p., disponible sur : https://www.eaufrance.fr/sites/default/files/documents/pdf/01Manuel_restoration.pdf
- ▣ **ADDY, K., GOLD, A.J., CHRISTIANSON, L.E., DAVID, M.B., SCHIPPER, L.A., RATIGAN, N.A.**, 2016, Denitrifying bioreactors for nitrate removal: A meta-analysis, *Journal of Environmental Quality*, n° 45(3), p. 873-881.
- ▣ **BLANN, K.L., ANDERSON, J.L., SANDS, G.R., VONDRACEK, B.**, 2009, Effects of agricultural drainage on aquatic ecosystems: A review, *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, n° 39(11), p. 909-1001.
- ▣ **CHRISTIANSON, L.E., BHANDARI, A., HELMERS, M.J.**, 2012, A practice-oriented review of woodchip bioreactors for subsurface agricultural drainage, *Applied Engineering in Agriculture*, n° 28(6), p. 861-874.
- ▣ **HENINE, H., NEDELEC, Y., AUGÉARD, B., BIRGAND, F., CHAUMONT, C., RIBSTEIN, P., KAO, C.**, 2010, Effect of pipe pressurization on the discharge of a tile drainage system, *Vadose Zone Journal*, n° 9, p. 36-42.
- ▣ **HENINE, H., NÉDÉLEC, Y., RIBSTEIN, P.**, 2014, Coupled modelling of the effect of overpressure on water discharge in a tile drainage system, *Journal of Hydrology*, n° 511, p. 39-48.
- ▣ **JAYNES, D.B., ISENHART, T.M.**, 2019, Performance of saturated riparian buffers in Iowa, USA, *Journal of Environmental Quality*, n° 48(2), p. 289-296.
- ▣ **MALAVOI, J.-R., ADAM, P.**, 2007, La restauration morphologique des cours d'eau : concepts et principes de mise en œuvre, *Ingénieries EAT*, n° 50, p. 49-61, disponible sur : <http://www.set-revue.fr/sites/default/files/articles-eat/pdf/DG2007-PUB00023151.pdf>
- ▣ **MITSCH, W.J., GOSSILINK, J.G.**, 2000, The value of wetlands: Importance of scale and landscape setting, *Ecological Economics*, n° 35(1), p. 25-33.
- ▣ **PINAY, G., BERNAL, S., ABBOTT, B.W., LUPON, A., MARTI, E., SABATER, F., KRAUSE, S.**, 2018, Riparian corridors: A new conceptual framework for assessing nitrogen buffering across biomes, *Frontiers in Environmental Science*, n° 6, article 47, 11 p., disponible sur : <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fenvs.2018.00047/full>
- ▣ **POULARD, C., CHASTAN, B., ROYET, P., DEGOUTTE, G., GRELOT, F., ERDLÉNBRUCH, K., NEDELEC, Y.**, 2008, Prévention des inondations par ralentissement dynamique : principe et recommandations, *Ingénieries-EAT, numéro spécial « La prévention des inondations. Aspects techniques et économiques des aménagements de ralentissement dynamique des crues »*, p. 5-24, disponible sur : <http://www.set-revue.fr/sites/default/files/articles-eat/pdf/DG2008-PUB00026456.pdf>
- ▣ **ROBINSON, M., RYCROFT, D.W.**, 1999, The impact of drainage on streamflow, in : *Agricultural Drainage*, vol. 1, SKAGGS, R.W., SCHILFGAARDE, J.V. (Eds), Madison, Wisconsin, USA : American Society of Agronomy, Inc. Crop Science Society of America, p. 767-800.
- ▣ **TOURNEBIZE, J., CHAUMONT, C., FESNEAU, C., GUENNE, A., VINCENT, B., GARNIER, J., MANDER, T.**, 2015, Long-term nitrate removal in a buffering pond-reservoir system receiving water from an agricultural drained catchment, *Ecological Engineering*, n° 80, p. 32-45.
- ▣ **TOURNEBIZE, J., CHAUMONT, C., MOLINA, S., BERTHAULT, D.**, 2015, *Guide technique à l'implantation des zones tampons humides artificielles (ZTHA) pour réduire les transferts de nitrates et de pesticides dans les eaux de drainage : cas du département de la Seine-et-Marne*, Groupe Technique Zone Tampon, Onema, 35 p., disponible sur : <https://irsteadoc.irstea.fr/cemoa/PUB00040121>
- ▣ **VALKAMA, E., USVA, K., SAARINEN, M., UUSI-KÄMPPI, J.**, 2019, A meta-analysis on nitrogen retention by buffer zones, *Journal of Environmental Quality*, n° 48(2), p. 270-279.



Zone tampon humide artificielle de Rampillon (en Seine et Marne) : une zone tampon pilote pour intercepter et réduire les flux de polluants d'origine agricole en contexte de terres drainées.