HAL open science

Évaluation du pouvoir épurateur des zones tampons humides artificielles en sortie de drainage en contexte lorrain

Frédéric Pierlot, Francois-Xavier Schott, P. Goetghebeur

To cite this version:

Frédéric Pierlot, Francois-Xavier Schott, P. Goetghebeur. Évaluation du pouvoir épurateur des zones tampons humides artificielles en sortie de drainage en contexte lorrain. Sciences Eaux & Territoires, 2020, Drainage agricole : enjeux, connaissances, perspectives, 32, pp.52-61. 10.14758/SET-REVUE.2020.2.09 . hal-02869436

HAL Id: hal-02869436

https://hal.science/hal-02869436v1

Submitted on 16 Jun 2020

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

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

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

Évaluation du pouvoir épurateur des zones tampons humides artificielles en sortie de drainage en contexte lorrain

Un des freins au déploiement des zones tampons humides artificielles (ZTHA) en sortie de drainage concerne l'emprise foncière conséquente de ces dispositifs, notamment lorsqu'ils sont réalisés à l'échelle d'un regroupement de parcelles. Dans cette expérimentation menée en Lorraine, une région où la part de surface drainée est supérieure à la moyenne nationale, les scientifiques ont testé la capacité épuratrice de ZTHA rustiques et de faible dimension, installées dans la bande enherbée réglementaire. Les résultats prometteurs sur les abattements de flux de produits phytosanitaires permettent d'envisager leur déploiement sur le terrain en complément de pratiques agricoles limitant l'emploi de ces molécules.

L'utilisation des produits phytosanitaires a permis l'augmentation et la sécurisation des rendements agricoles après la Seconde Guerre mondiale. Cependant, cela n'a pas été sans conséquences pour l'environnement, et notamment sur la qualité des eaux. Les analyses réalisées sur l'état des différentes masses d'eau montrent qu'en 2007, les pesticides étaient présents dans 91 % des points suivis dans les cours d'eau et dans 59 % des points d'eau souterrains.

L'origine des pollutions des eaux par ces substances peut être de deux ordres, ponctuelle, résultant généralement de pollutions accidentelles liées en grande partie à de mauvaises manipulations des produits, ou diffuse, résultant d'un enchainement de processus conduisant au transfert des produits de la parcelle où ils ont été appliqués vers l'environnement. Les processus entrant en jeux dans ces transferts sont la volatilisation puis la déposition, le ruissellement et le lessivage.

D'autres voies de transfert existent à l'échelle du bassin versant, notamment par percolation, mais également *via* le réseau de drainage. Dans le cas de petits bassins versants drainés, ces transferts de substances actives, même s'ils dépassent rarement les 0,5 % de la dose appliquée et exceptionnellement les 3 % (Boithias *et al.*, 2014 ; Kladivko *et al.*, 2001) peuvent être à l'origine de contaminations des eaux par des concentrations importantes, essentiellement à la reprise de drainage lorsque l'effet de dilution est minime (Tournebize *et al.*, 2017). Les bassins avec des forts pourcentages de parcelles drainées sont donc considérés comme des zones à haut risque de transferts avec cependant des flux faibles (Joulin et Chalons, 2006 ; Real *et al.*, 2005). Le drainage agricole, s'il offre entre autre la possibilité de cultiver des terres lourdes dans un climat lorrain difficile, peut alors présenter des inconvénients environnementaux, notamment en rejetant directement à l'exutoire des collecteurs, les eaux drainées chargées dans les cours d'eau, court-circuitant les bandes enherbées mises en place et facilitant ainsi le transfert des produits phytosanitaires dans le milieu naturel en période drainante (Schiavon *et al.*, 1996).

La part de surface drainée en Lorraine est supérieure à la moyenne nationale avec de 15 à 20 % de la surface agricole (SAU) drainée, jusqu'à 70 % sur certains bassins versants. La mise en place de zones tampons humides artificielles (ZTHA) en sortie de drainage, représente un levier potentiellement intéressant pour limiter les rejets de polluants dans le milieu, en complément d'une politique de réduction de l'utilisation de telles molécules.

❶ **Cartographie des sites suivis avec indication des communes d'implantation, des surfaces drainées collectées, du type de site et des dimensions des sites (longueur x largeur et éventuellement longueur des 3 côtés dans le cas de la mare en triangle).**

Suite au travail bibliographique de l'INRA-SAD de Mirecourt portant sur la création de ZTHA, une collaboration entre la Chambre d'agriculture Grand Est, l'INRA (désormais INRAE), l'Université de Lorraine, et le CNRS est mise en place pour aborder la problématique de façon opérationnelle. La plupart des travaux réalisés jusqu'alors l'ont été à l'échelle de groupes de parcelles (Krone-Davis *et al.*, 2013 ; Maillard *et al.*, 2011 ; Mander *et al.*, 2017 ; Passeport *et al.*, 2013 ; Tournebize *et al.*, 2017). Le travail à cette échelle conduit à l'élaboration de ZTHA de taille et volume conséquents, ce qui peut rendre leur implantation difficile du fait de leur concurrence directe avec l'espace cultivé par les agriculteurs.

Dans le cadre de cette étude, nous avons donc pris le parti d'évaluer la capacité épuratrice de ZTHA rustiques ayant une faible emprise foncière, ces ZTHA étant installées dans la bande enherbée réglementaire pour faciliter l'acceptabilité de leur implantation. En outre, ces dispositifs doivent être reproductibles, avec végétalisation naturelle pour permettre un déploiement sur le territoire et ne nécessiter que peu voire pas d'intervention humaine. Ceci conduit à créer des ouvrages de petite taille et nous proposons ici une étude complémentaire permettant de tester l'efficacité de petits dispositifs installés en série directement à la sortie de parcelle drainée, loin des 90 m^3 par hectare préconisé par le guide méthodologique de 2015 pour le département des Vosges (Tournebize *et al.*, 2015).

Les sites suivis

Six ZTHA différentes et de faible emprise foncière (des ratios « surface de sites/surface drainée collectée » allant de 0,1 % à 0,5 %) ont été implantées sur le territoire lorrain depuis 2009 et suivis depuis 2011 dans le cadre de ce travail (figure ❶). Ces sites ont été implantés dans différents contextes pédoclimatiques lorrains allant de parcelles situées dans la plaine de la Woëvre, aux pieds de la cuesta des côtes de Meuse dans des sols argileux sur grèves de plaine à des parcelles en vallée de Seille sur limons battants sur marnes dégradées jusqu'à des sols argilo-limoneux hydromorphes au pied de plateaux calcaires du plateau lorrain.

Leur implantation ne suit pas une méthodologie logique de ratio de surface ou de volume par rapport à la surface drainée collectée en amont telle que proposée dans le guide d'installation rédigé par le Groupe technique « Zones tampons » (Catalogne et Le Hénaff, 2017), mais suit une logique d'optimisation de la surface disponible suivant la configuration du site retenu. La structure des sites est donc variable d'un site à l'autre allant du fossé avec des seuils successifs, en passant par un fossé de drainage élargi sur une portion jusqu'à plusieurs bassins circulaires successifs. L'objectif principal est, selon la surface disponible, de maximiser le temps de séjour des eaux de drainage pour permettre d'éventuelles dégradations des substances actives et des nitrates qu'elles peuvent charrier. Un élément morphologique commun à l'ensemble des dispositifs est un premier bassin en entrée plus profond (de 1 à 1,2 m de profondeur) favorisant la sédimentation des matières en suspension puis plusieurs bassins avec une profondeur d'eau allant de 0 à 80 cm.

Les six sites étudiés peuvent se décliner en deux catégories :

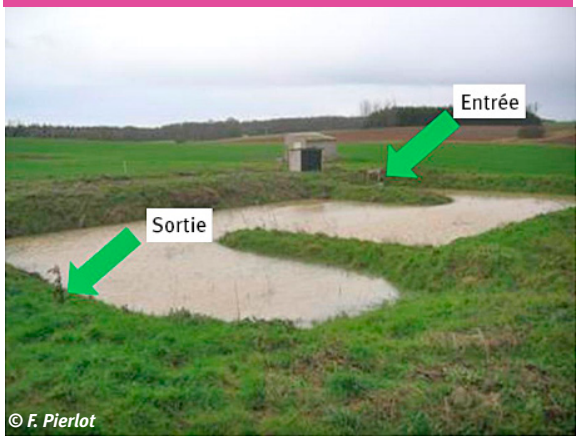
- les dispositifs de type « mare » : Avillers-Sainte-Croix (Meuse), Ollainville (Vosges) et La Bouzule (Meurthe-et-Moselle) ;
- les dispositifs de type « linéaire » ou « fossé » : Jallaucourt (Moselle), Manoncourt sur Seille (Meurthe-et-Moselle) et Ville-sur-Illon (Vosges).

❶ Caractéristiques des six sites expérimentaux.

Site	Surface drainée collectée (ha)	Volume de la zone tampon humide artificielle (m³)	Ratio surface de la zone tampon humide artificielle/surface drainée (m³/ha drainé)	Période de suivi	Efficacité mesurée
Manoncourt-sur-Seille	10	40	4	2011-2016	8 %
Jallaucourt	5	4	0,8	2011-2014	11 %
Avillers-Sainte-Croix	11	45	4,1	2011-2016	28 %
La Bouzule	5,5	90	16,4	2011-2016	17 %
Ville-sur-Illon	8	100	12,5	2011-2016	19 %
Ollainville	9,2	49	5,3	2011-2014	0 %

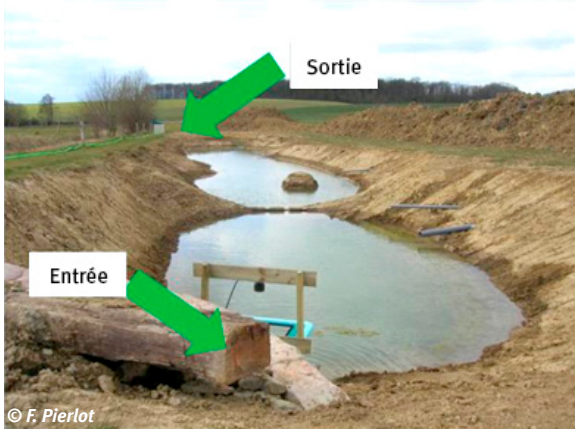
Le tableau ❶ recense les volumes et surfaces relatives à la taille de la parcelle drainée collectée. Le rapport calculé est inférieur à celui préconisé dans le guide d'implantation des zones tampons publié par le Groupe technique (Catalogne et Le Hénaff, 2017).

❶ Dispositif de la Bouzule.



© F. Pierlot

❷ Dispositif de Ville-sur-Illon à son implantation.



© F. Pierlot

Le site de La Bouzule (photo ❶) est situé sur la ferme expérimentale de l'École nationale supérieure d'agronomie et des industries alimentaires (ENSAIA), la mare en S reçoit les eaux de drainage d'une surface de 5,5 ha. Le rapport du volume du dispositif sur la surface drainée théorique est de 16,4 m³/ha, traduisant l'emprise foncière relativement élevée de ce dispositif. Cette mare est peu végétalisée et ne présente aucun obstacle au trajet de l'eau hormis les deux redans, créant alors un chenal d'écoulement préférentiel de l'eau.

Le dispositif de Ville-sur-Illon est un fossé composé de trois bassins successifs séparés par des merlons en terre qui s'alimentent les uns à la suite des autres par surverse (photo ❷). Le premier bassin est plus profond que les autres afin que les particules en suspension issues de l'eau de drainage y sédimentent. Le fossé peut contenir jusqu'à 89 m³ d'eau en période de drainage intense. Le rapport du volume disponible dans le dispositif (100 m³) et de la surface théorique drainée (8 ha) est de 12,5 m³/ha (VD/ ST). Le fossé s'est spontanément végétalisé au fil du temps et abrite dorénavant plusieurs essences d'arbres ainsi que de nombreux macrophytes qui sont autant de freins à l'écoulement de l'eau et de supports pour les micro-organismes qui dégradent les pesticides.

Le dispositif d'Avillers est un fossé de type « linéaire » ponctué de seuils en terre successifs qui créent des bassins de décantation, dans lesquels l'eau est retenue (photo ❸). Le fossé peut contenir jusqu'à 45 m³ d'eau en période de drainage intense et 24,1 m³ en temps normal. Le rapport du volume disponible dans le dispositif (45 m³) et de la surface théorique drainée (11 ha) est de 4,1 m³/ha. L'emprise foncière de ce fossé est donc faible, d'autant plus qu'il se trouve dans la bande enherbée réglementaire. La végétation qui s'est installée spontanément est composée de diverses espèces de macrophytes. La présence de seuils en terre permet à l'eau de résider plus longtemps dans le dispositif, mais aussi d'optimiser la surface du fossé occupée par l'eau. De ce fait, la surface de contact entre les micro-organismes et les pesticides est maximale.

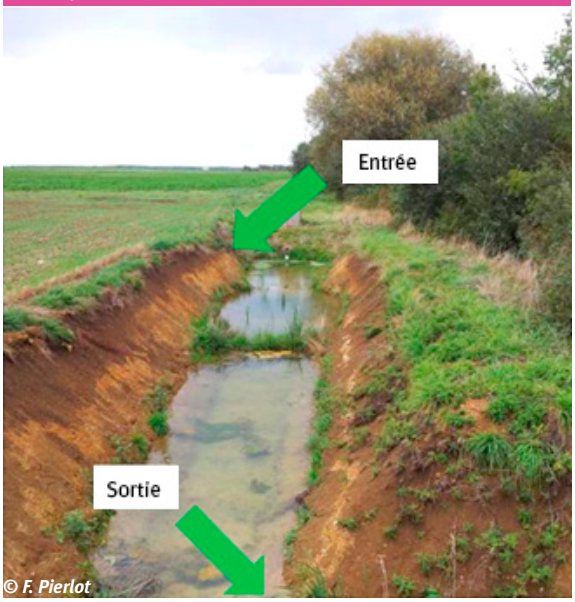
Le dispositif de Manoncourt-sur-Seille est un fossé de type « linéaire » qui est élargi à mi-parcours afin de créer une zone de décantation (photo ❹). En sortie du col-

lecteur de drains est creusé un bassin plus profond que le reste du fossé afin que les particules en suspension issues de l'eau de drainage y sédimentent. Le fossé peut contenir jusqu'à 32 m³ d'eau en période de drainage intense. Le rapport du volume disponible dans le dispositif (40 m³) et de la surface théorique drainée (10 ha) est de 4 m³/ha. L'emprise foncière de ce fossé est donc peu élevée. Le fossé s'est spontanément végétalisé au fil du temps et abrite dorénavant plusieurs macrophytes et joncs qui freinent l'écoulement de l'eau.

Le dispositif de Jallaucourt est du type « linéaire-filtrant » (photo ❺) puisqu'il se compose d'un fossé creusé d'une longueur de 8 mètres de long sur 4 mètres de haut et 4 mètres de large et d'une botte de paille qui a été positionnée au milieu (qui jouera le rôle de filtre). La pente est très faible, et le dispositif est situé dans la bande enherbée de la parcelle, juste avant l'exutoire du drain dans le cours d'eau. Avec une surface théorique drainée de 5 ha, le rapport VD/SD de 0,8 m³/ha traduit donc une très faible emprise foncière.

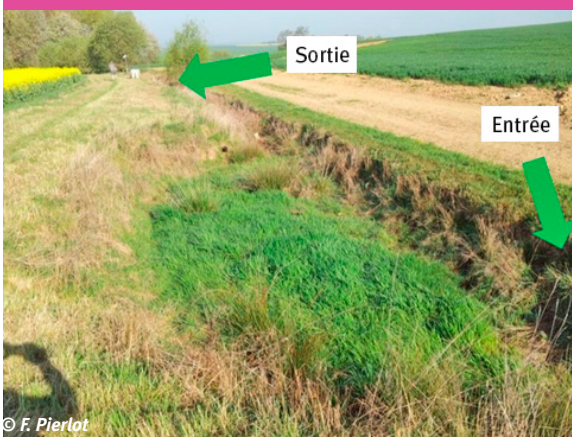
Le dispositif d'Ollainville est du type « surfacique », d'une profondeur de 70 à 80 cm qui a été creusé au bout de la parcelle, dans la bande enherbée (photo ❻). Étant donné que le collecteur de sortie se trouve assez bas, le volume total n'est que de 49 m³. La surface drainée est de 9,23 ha. Le rapport VD/SD est donc de 5,3 m³/ha.

❸ Dispositif d'Avillers-Sainte-Croix.



© F. Pierlot

❹ Fossé de Manoncourt-sur-Selle à son implantation.

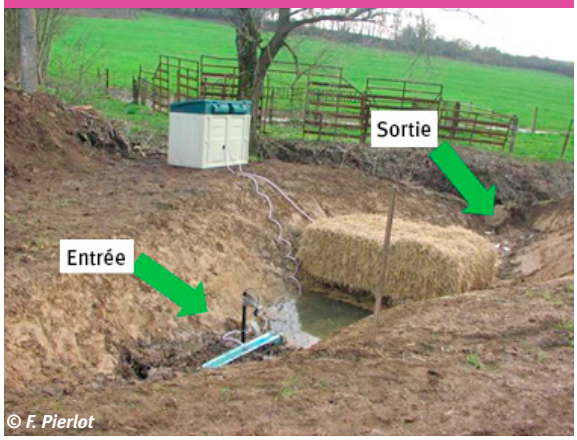


© F. Pierlot

Matériel de suivi

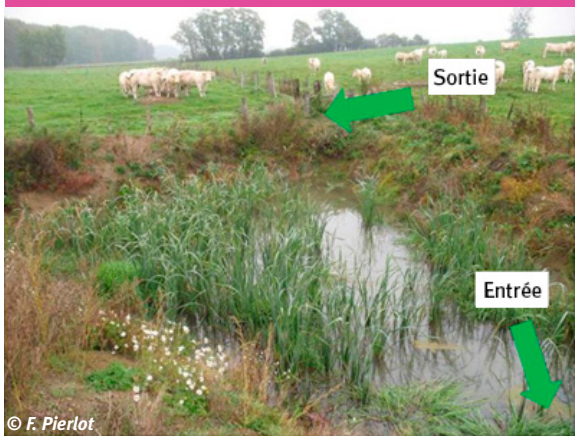
Les sites ont été équipés de système de mesure de débit à l'aide d'un suivi continu de hauteur d'eau (figure ❷). Ces mesures de débit étaient effectuées dans un premier temps sur un point, en entrée ou en sortie de dispositif selon la configuration de ce dernier pour avoir la meilleure lecture de débit possible. Les sites où cela s'est avéré techniquement faisable, ont été équipés de débitmètre en entrée et sortie de site. C'est le cas pour les sites d'Haroué et de Ville-sur-Illon à partir du printemps 2014 et Manoncourt-sur-Seille à partir de l'automne 2015. Des prélèvements d'eau sont asservis au volume écoulé et réalisés par des préleveurs automatiques en entrée et en sortie de dispositif. Un prélèvement pour analyse de cet échantillon composite est réalisé toutes les semaines sur les sites suivis dans le cadre des thèses de R. Vallée et C. Gaullier (Jallaucourt et Manoncourt de 2011 à 2014 et Ville-sur-Illon et Manoncourt-sur-Seille de 2014 à 2016) sur l'ensemble de la période de drainage et toutes les deux semaines sur les autres sites. Les échantillons sont stockés à 4 °C avant analyse.

❺ Fossé de Jallaucourt.



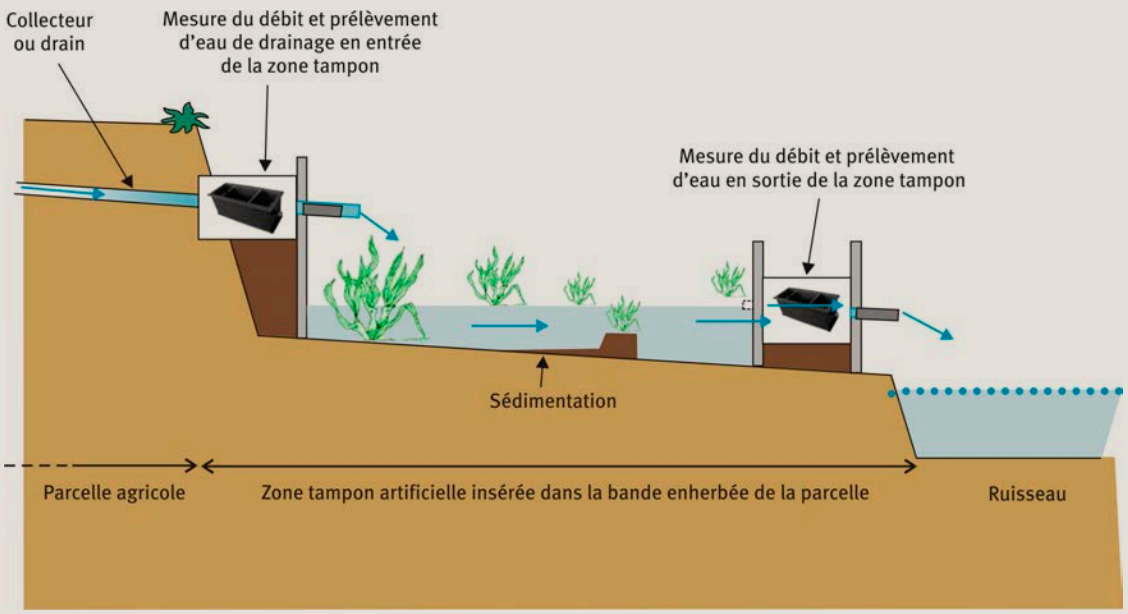
© F. Pierlot

❻ Dispositif d'Ollainville.



© F. Pierlot

❷ Schéma du dispositif expérimental de suivi d'une zone tampon humide artificielle dans le cadre de l'expérimentation.



Analyses réalisées

Le dosage de 79 phytosanitaires ou métabolites est réalisé après centrifugation à l'aide d'une SPE-Online-LC-MSMS par le Laboratoire d'hydrologie de Nancy (LHN) de l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (ANSES). Ces analyses spécifiques permettent de présenter des limites de quantification allant de 4 à 100 ng/L selon les molécules. Afin de discriminer les différentes substances actives (SA), il a été décidé de ne traiter dans les analyses de résultats, et donc, dans cet article, que les molécules ayant dépassé au moins une fois le seuil de potabilité (0,1 µg/L) sur au moins un des six sites. De ce fait, nous avons pu nous concentrer sur 31 substances actives au lieu des 79 initiales (figure ❸). Suite à cette sélection, en croisant concentration et débit, des bilans de masse ont été calculés sur ces molécules en entrée et sortie de dispositif. Nous avons ainsi pu établir un abattement moyen des flux de chaque SA entre l'entrée et la sortie des dispositifs (équation ❶).

Équation ❶

$$\text{Abattement (\%)} = (\text{Flux SA}_{\text{entrée}} - \text{Flux SA}_{\text{sortie}}) / \text{Flux SA}_{\text{entrée}} \text{ (mg/ha)}$$

avec Flux SA = Σ (concentration SA_j x $débit_j$) où j est une période de prélèvements, la somme se faisant sur la totalité de la campagne de prélèvements.

Les temps de résidence étant variables suivant les périodes de l'année en fonction de l'intensité du drainage et de l'état de remplissage de la zone tampon, il ne nous est pas apparu pertinent de travailler sur les concentrations instantanées en sortie de dispositif mais sur l'abattement total du flux de substances actives.

En complément de ces analyses sur la qualité chimique de l'eau, des suivis de la flore spécifique des milieux humides sont réalisés par le Laboratoire interdisciplinaire des environnements continentaux (LIEC) et le jardin botanique de Nancy depuis mai 2012. Deux suivis sont effectués annuellement, un en mai et un autre en septembre sur les cinq sites faisant l'objet de l'analyse.

Résultats et discussion

Les suivis de flore réalisés sur les différents sites ont permis de constater une colonisation rapide des sites par une flore spécifique des milieux humides avec une trajectoire écologique encore en cours. En effet, le nombre d'espèces spécifiques des milieux humides est en augmentation permanente de même que le taux de recouvrement des sites par les végétaux. Plus d'une trentaine d'espèces différentes ont été observées avec des taux de recouvrement ayant atteint 100 % dès 2013 sur la plupart des sites.

Des campagnes de drainage différentes

Les précipitations totales sur la campagne de drainage, allant en règle générale d'octobre à mai pour les plus grandes amplitudes, sont d'un peu plus de 500 mm pour les sites d'Avillers-Sainte-croix, Jallaucourt, Manoncourt sur Seille, la Bouzule et de 630 mm environ pour les sites d'Ollainville et Ville-sur-Illon (d'après les données météo des stations Météofrance de Nancy-Essey pour les premiers et d'Épinal pour les deux derniers). D'après les données de ces stations météo, ces pluies sont réparties de manière assez homogène entre la période d'octobre à janvier et celle de février à mai avec une cinquantaine de millimètres supplémentaires sur la première période. Cette légère différence couplée à une évapotranspiration totale de 60 mm environ sur la première période et de 240 mm sur la seconde période conduit à un volume théorique de drainage plus important sur cette première période que sur la seconde.

Sur les six campagnes de drainage allant d'octobre 2011 à mai 2016, le volume drainé annuel par les parcelles où un site est suivi se situe à 200 mm environ par campagne (la médiane de tous les sites suivis allant de 132 à 320 mm par campagne suivant les années). La répartition de ces volumes était cependant différente selon les années comme illustré par la figure ❹ sur l'exemple de Manoncourt-sur-Seille pour la période 2011-2014. La campagne de drainage de 2011/2012 est proche de la normale décennale, alors que la seconde campagne de drainage est marquée par un drainage de printemps très tardif (jusque fin juin). *A contrario,* la campagne de drainage 2013/2014 est marquée par un printemps très sec et un arrêt de drainage relativement précoce et environ 100 mm de précipitation en moins par rapport à la normale des trente dernières années sur la période allant de février à mai.

Ces différences hydrologiques sur les périodes de drainage des différentes campagnes couplées à des pratiques phytosanitaires sur les parcelles différentes suivant les années conduisent à des transferts de flux de phytosanitaires différentes suivant les sites et les campagnes de drainage comme en témoigne la figure ❹.

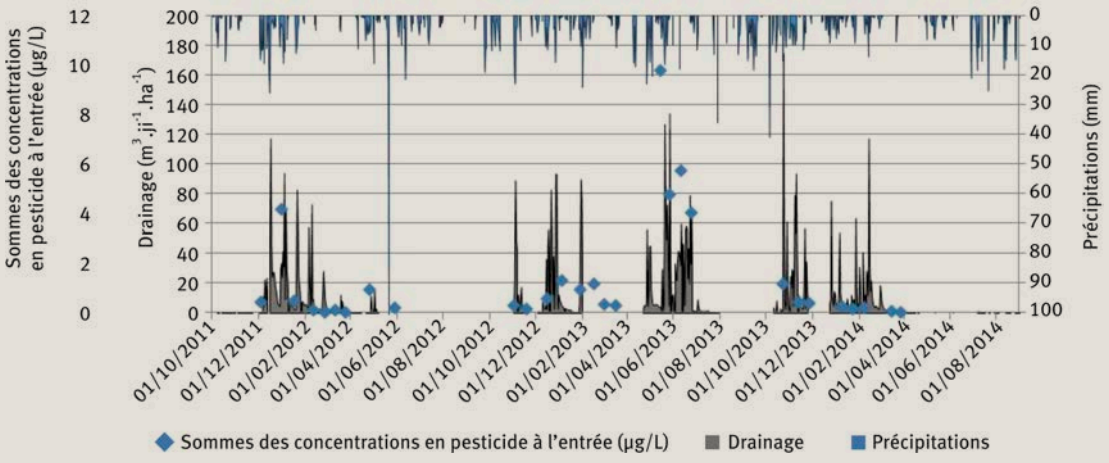
Des efficacités variables

Les ZTHA étudiées étant installées en série avec le drainage collecté, le temps de résidence de l'eau dans ces dernières est très variable au cours de la période de drainage. Il peut aller de plusieurs dizaines de jours lors de la reprise du drainage avec des flux très faibles et des dispositifs à sec, à quelques heures en plein pic de drainage pour les dispositifs présentant un faible ratio volume de la ZTHA rapporté à la surface drainée (tableau ❶, page 54).

❸ **Classification des efficacités de l'ensemble des dispositifs en fonction des substances actives (SA) retrouvées au-dessus du seuil de potabilité de 0,1 µg/L dans les 365 jours suivant l'application en fonction de l'abattement du flux total de SA entre l'entrée et la sortie des six dispositifs entre 2011 et 2016 (tous sites confondus).**

Abattement global (%) des molécules d'intérêt					
0 %	]0 %-25 %]	]25 %-50 %]	]50 %-75 %]	]75 %-100 %]	0 %
Clopyralid, Cypronocazole, Diflufenicanil, DMTA-P, Flufénacet, Glyphosate, Mesosulfuron-Methyl, Metazachlore, Napropamide, Quinmérac, S-Metolachlore	Azoxystrobine, Boscalide, Chlortoluron, Clomazone, Dicamba, Dimétachlore, Florasulam, Fluoxastrobine, Isoproturon, Isoxaflutole, Metsufluron-Methyl, Procymidone, Tebuconazole, Tritosulfuron	2, 4MCPA, Mécoprop, Mesotrione, Nicosulfuron, Prochlorase	Propoxycarbazone sodium, Propyzamide		

❹ **Drainage, précipitation et concentrations de la somme des phytosanitaires (dans les échantillons composites récoltés) retenus dans l'analyse sur le site de Manoncourt-sur-Seille sur les campagnes de drainage ; 2011/2012, 2012/2013 et 2013/2014.**



Concernant l'efficacité des sites sur la qualité chimique des eaux de drainage, l'étude montre une grande diversité de comportements entre les différents sites et au cours de la période de drainage.

Pour l'abattement des flux de produits phytosanitaires, l'abattement moyen du flux de substances actives (SA) entre l'entrée et la sortie des sites sur les 31 molécules conservées dans l'analyse est un abattement moyen de 15 % du flux total. Selon les SA et les sites, les efficacités varient de 0 à 100 % reflétant différents comportements de molécules qui ont été constatés. La figure ❸ présente les résultats d'abattement sur l'ensemble des flux mesurés sur chacun des sites présenté sous forme de classes. Le choix a été de raisonner de manière globale sur le jeu de données collecté sur l'ensemble des six sites dans un souci de représentativité des résultats car toutes les SA ne sont pas appliquées tous les ans sur chaque site. Une synthèse des différents résultats en fonction des SA détectées en entrée de dispositif (concentration > 0,1 µg/L) et l'abattement constaté nous permet donc une première approche de la classification de l'efficacité des dispositifs en fonction des SA (figure ❸).

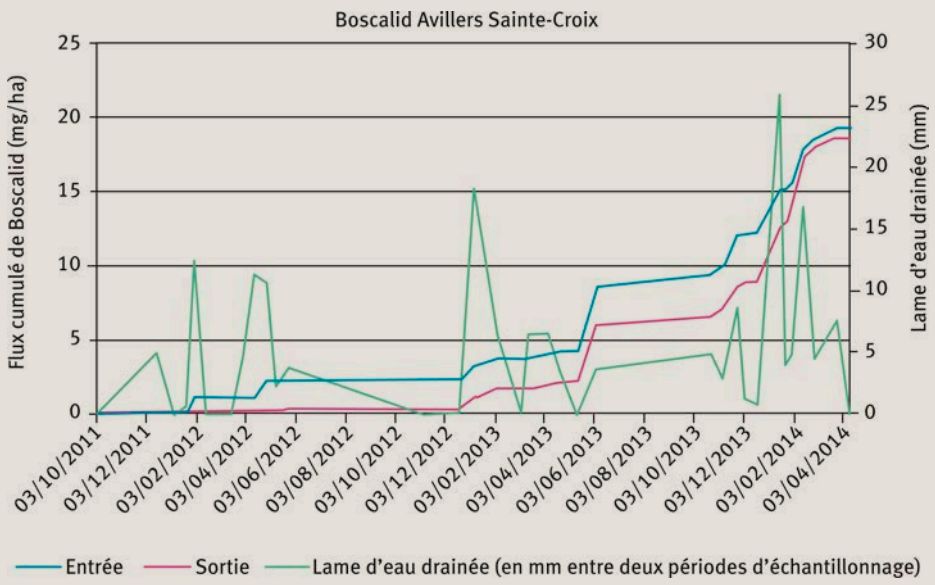
Les tests statistiques de corrélation réalisés n'ont pas pu différencier de manière significative les résultats d'abattement en fonction des caractéristiques des substances actives (Koc, solubilité) ni du temps de séjour dans les dispositifs.

Sur ces résultats, nous avons pu constater que pour certaines SA, il est retrouvé davantage de quantité de substance active en sortie de dispositif par rapport à l'entrée. Ces résultats, quoique surprenants de prime abord, car les sites ne peuvent générer des SA, peuvent s'expliquer par :

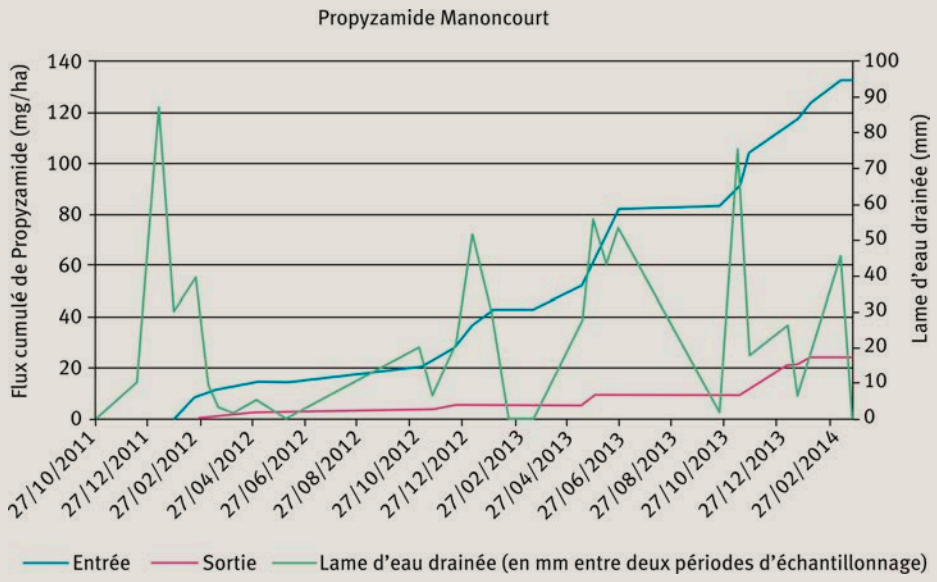
- les modalités d'échantillonnage : la fréquence de prélèvement peut être insuffisante pour être représentative des flux rapides en crue. Le fait que sur certaines substances actives, la majorité des flux mesurés l'a été sur un ou deux épisodes uniquement renforce le fait que si le pic se produit sous forme de flash (exemple figure ❺), il ne peut potentiellement être capté qu'en sortie et non en entrée de dispositif ;
- l'arrivée potentielle de contamination directement dans le dispositif par ruissellement depuis la parcelle qui ne serait dans ce cas pas captée en entrée mais uniquement en sortie ;
- le fait que nous n'analysons que les eaux brutes et pas la phase particulaire peut conduire à sous-estimer certaines entrées sous forme liées et les cinétiques de désorption font que nous pouvons les retrouver dans les eaux brutes en sortie. En effet, des flux quasi-égaux (voire parfois supérieurs) en sortie de dispositif par rapport à l'entrée concernent certaines molécules comme le boscalid (figure ❺). Cette molécule à tendance à présenter un flux en sortie légèrement supérieur à celui en entrée ou un abattement très variable selon les années (comme sur le site d'Avillers-Sainte-Croix présenté en figure ❺ où l'abattement total mesuré est de 4 % et fluctue selon les période de drainage). Ce résultat est expliqué par le comportement de cette molécule qui semble se sorber et se désorber très facilement des différentes matrices, sédiments, terre ou paille (Vallee *et al.*, 2015). Dans ces premières années d'étude, la fraction particulaire n'a pas été suivie, ce qui peut expliquer en partie ces résultats, ne pouvant réaliser un bilan de matière complet (fraction particulaire et dissoute).

Certaines molécules présentent cependant systématiquement des efficacités intéressantes comme c'est le cas pour le propyzamide pour laquelle les dispositifs concernés par des transferts ont permis de réduire le flux de cette molécule de 71,4 %. La figure ❻ illustre ces résultats sur le dispositif de Manoncourt-sur-Seille. Il apparaît que l'abattement moyen de 15 % constaté

❺ Évolution des flux cumulés de boscalid entrant et sortant dans le dispositif de Avillers-Sainte-Croix sur trois périodes de drainage ainsi que les volumes d'eau drainés entre deux prélèvements successifs sur ces mêmes périodes.



6 Évolution des flux cumulés de propyzamide entrant et sortant dans le dispositif de Manoncourt-sur-Seille sur trois campagnes de drainage ainsi que les volumes d'eau drainés entre deux prélèvements successifs sur ces mêmes périodes.



semble cohérent par rapport aux données de la bibliographie vu la taille de nos dispositifs en proportion de la surface drainée (Tournebize *et al.*, 2017). Toutefois, comme c'est le cas pour le site de Rampillon (suivi par INRAE Antony), les différences d'efficacité ne peuvent pas s'expliquer par les caractéristiques des molécules que nous avons testées, à savoir le Koc, le solubilité ou encore le la demi-vie (DT50).

La quasi-totalité des dispositifs permet de limiter l'intensité du premier pic de phytosanitaires lié au début de la période de drainage à l'automne. Les efficacités constatées proviendraient de phénomènes de stockage lors de la période de drainage par sorption principalement puis de dégradation au printemps et durant l'été (Vallee *et al.*, 2015). Les temps de résidence étant plus longs lors de la reprise de drainage, les ZTHA n'étant pas remplies d'eau à cette période, ces phénomènes peuvent être favorisés sur ces premières eaux généralement chargées en phytosanitaires (Novak, 1999 ; Schiavon *et al.*, 1996). Le développement de végétaux dans les ZTHA augmente théoriquement ce temps de résidence et de ce fait son efficacité potentielle (Vallee *et al.*, 2015). Ces résultats montrent que ces sites sont intéressants pour réduire une partie des phytosanitaires sortant des eaux de drainage.

Concernant l'entretien des dispositifs, la seule intervention nécessaire est une à deux fauches annuelles des bordures pour limiter l'implantation et la prolifération d'adventices vivaces dans cet espace, ce qui pourrait nuire à leur acceptabilité. Aucune intervention dans la surface « mouillée » n'a été nécessaire de 2011 à 2018, que se soit pour les végétaux ou lides sédiments accumulés en profondeur.

L'étude de ces dispositifs, qui sont encore en cours de colonisation par des végétaux, avec des campagnes culturales différentes, avec des pluviométries et des périodes de drainage différentes, une fraction sédimentaire non suivie pour le moment, etc., laisse encore de nombreuses questions en suspend afin de préciser le fonctionnement, l'évolution et l'entretien de ces sites. Cependant, les résultats prometteurs que nous avons obtenus sur les abattements du flux total de substances actives entre l'entrée et la sortie de ces dispositifs nous encouragent à les promouvoir. Ce programme mené par la Chambre régionale d'agriculture Grand Est, fait l'objet de nombreux partenariats scientifiques : INRAE, Université de Lorraine, ANSES, CNRS, Zone Atelier Moselle, Réseau LorLux… chacun apportant ses compétences. Il est à signaler que pour améliorer la compréhension de la part de chacun des mécanismes intervenant sur le devenir des produits phytosanitaires dans les ZTHA, les deux sites de Manoncourt-sur-Seille (Meurthe-et-Moselle) et Ville-sur-Illon (Vosges) ont fait l'objet d'études complémentaires en conditions contrôlées de laboratoire (Gaullier *et al.*, 2019) pour optimiser leur conception en analysant les écoulements au sein de ces dispositifs, en comprendre l'hydraulique et ainsi maximiser le temps de résidence de l'eau.

Dans tous les cas, la mise en place de ce type de dispositif doit être considérée comme un complément aux pratiques agricoles visant à réduire les transferts et leur faible emprise foncière associée à la rusticité des dispositifs permet d'envisager un déploiement sur le terrain. ■

Remerciements

Les auteurs remercient Soline Schetelat pour l'ensemble du travail réalisé sur les données collectées ainsi que l'Agence de l'eau Rhin-Meuse pour l'accompagnement durant toutes les années de suivi.

Zones tampons humides artificielles et biodiversité

L'intérêt des zones tampons humides artificielles (ZTHA) par rapport à la biodiversité qu'elles apportent est un plus indéniable. En effet, le rôle des végétaux dans la ZTHA est certes fondamental pour son fonctionnement car ils jouent le rôle de frein hydraulique au même titre que les redans ou les merlons et participent donc à l'augmentation du temps de résidence de l'eau dans le dispositif. Ils servent également de support au développement des micro-organismes en charge de la dégradation des contaminants et limitent le phénomène d'eutrophisation (prolifération d'algues par un apport trop important de nutriments) en déployant leur ombre au-dessus du plan d'eau. Enfin, ils stabilisent les berges grâce à leur système racinaire, luttant contre leur érosion et le comblement du dispositif.

Les dispositifs étudiés en Lorraine présentent aujourd'hui une certaine diversité végétale avec, en moyenne, dix-huit espèces adaptées aux milieux aquatiques et humides. La colonisation s'est faite progressivement et ce sans aucune intervention de l'homme. En effet, des études montrent que si certaines espèces sont implantées lors de l'installation (comme nous l'avons fait sur le site de Manoncourt-sur-Seille), celles-ci sont rapidement supplantées par d'autres espèces se développant spontanément. Il est donc inutile et coûteux de végétaliser son dispositif. Cependant, il peut être intéressant d'enherber les zones hors eau la première année pour limiter l'installation d'espèces indésirables.

Parmi les espèces les plus répandues, on retrouve notamment la massette (*Typha latifolia*), des joncs (genre *Juncus* comme *Juncus effusus*), le saule (*Salix viminalis*) ou encore la prêle (*Equisetum arvense*). Ces plantes ne sont pas concurrentielles des cultures et ne diminueront donc pas le potentiel de production des parcelles adjacentes. Au contraire, cette végétation peut abriter des auxiliaires des cultures. Une étude de Jean-Pierre Sarthou, enseignant chercheur à l'École nationale supérieure d'agronomie de Toulouse, montre que les zones humides, même de taille modeste comme celle des dispositifs, sont des refuges pour la faune auxiliaire des cultures. En effet, lors de la sécheresse de 2003, aussi dévastatrice pour les cultures que pour les phytophages et leurs antagonistes, il a découvert que des pucerons se développaient tout de même sur les typhas d'une mare, seule plante présente apte à conduire sa sève malgré la sécheresse et donc à subvenir aux besoins de ces phytophages. La présence de ces pucerons a permis également la survie d'autres larves d'insectes, des syrphes et des coccinelles, qui se nourrissent de pucerons et sont couramment utilisés en lutte biologique (Allemand, 2006).

Les auteurs

Frédéric PIERLOT
1. Chambre régionale d'agriculture Grand Est, service Innovation, Recherche et Développement, bâtiment i, 9 rue de la Vologne, F-54520 Laxou, France.
2. Laboratoire Agronomie et Environnement, UMR 1121 UL-INRAE Agronomie et Environnement Nancy-Colmar, 2 avenue de la Forêt de Haye, BP 20163, F-54505 Vandoeuvre-les-Nancy Cedex, France.
frederic.pierlot@grandest.chambagri.fr

François-Xavier SCHOTT
Chambre régionale d'agriculture Grand Est, service Innovation, Recherche et Développement, bâtiment i, 9 rue de la Vologne, F-54520 Laxou, France.
francois-xavier.schott@grandest.chambagri.fr

Philippe GOETGHEBEUR
Agence de l'eau Rhin-Meuse, route de Lessy, F-57160 Rozerieulles.
philippe.goetghebeur@eau-rhin-meuse.fr

En savoir plus...

ALLEMAND, R., 2006, *Anobiidae nouveaux ou méconnus de la faune de France (Coleoptera)*, 68 p.

BOITHIAS, L., SAUVAGE, S., SRINIVASAN, R., LECCIA, O., SÁNCHEZ-PÉREZ, J.-M., 2014, Application date as a controlling factor of pesticide transfers to surface water during runoff events, *CATENA*, n° 119, p.97-103, disponible en ligne sur : **https://doi.org/10.1016/j.catena.2014.03.013**

CATALOGNE, C., LE HÉNAFF, G., 2017, *Guide d'aide à l'implantation des zones tampons pour l'atténuation des transferts de contaminants d'origine agricole*, Agence Française pour la Biodiversité.

GAULLIER, C., BARAN, N., DOUSSET, S., BILLET, D., 2019, Influence du temps de résidence hydraulique sur la rétention de pesticides au sein de zones tampons végétalisées, *in : Regards Transfront. Sur Pestic. Usage Aux Impacts Comment Mieux Gérer Risque, Nancy, GFP*.

JOULIN, A., CHALONS, A., 2006, *Cartographie du potentiel de contamination des eaux par les produits phytosanitaires pour la Région Lorraine*, GRAPPE Lorraine.

KLADIVKO, E.J., BROWN, L.C., BAKER, J.L., 2001, Pesticide Transport to Subsurface Tile Drains in Humid Regions of North America, *Crit Rev Environ Sci Technol*, 31:1-62, disponible en ligne sur : **https://doi.org/10.1080/20016491089163**.

KRONE-DAVIS, P., WATSON, F., LOS HUERTOS, M., STARNER, K., 2013, Assessing pesticide reduction in constructed wetlands using a tanks-in-series model within a Bayesian framework, *Ecol Eng*, 57:342-52, disponible en ligne sur : **https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.04.053.**

MAILLARD, E., PAYRAUDEAU, S., FAIVRE, E., GRÉGOIRE, C., GANGLOFF, S., IMFELD, G., 2011, Removal of pesticide mixtures in a stormwater wetland collecting runoff from a vineyard catchment, *Sci Total Environ*, 409:2317-24, disponible en ligne sur : **https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.01.057**.

MANDER, Ü., TOURNEBIZE, J., SAUVAGE, S., SÁNCHEZ-PEREZ, J.-M., 2017, Wetlands and buffer zones in watershed management, *Ecol Eng*, 103:28-95, disponible en ligne sur : **https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.12.005**.

NOVAK, S., 1999, Dynamique de transfert des produits phytosanitaires vers les eaux superficielles : de l'étude de terrain à l'approche modélisatriee, INPL.

PASSEPORT, E., TOURNEBIZE, J., CHAUMONT, C., GUENNE, A., COQUET, Y., 2013, Pesticide contamination interception strategy and removal efficiency in forest buffer and artificial wetland in a tile-drained agricultural watershed, *Chemosphere*, 91:1289-96, disponible en ligne sur : **https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.02.053**.

REAL, B., DUTERTRE, A., ESCHENBRENNER, G., BONNIFET, J.-P., LASSERRE, D., 2005, Résultats de 10 campagnes d'expérimentation : les transferts de produits phytosanitaires vers les eaux varient selon les types de sol, *Perspect Agric*, 2005:20-4.

SCHIAVON, M., PORTAL, J.-M., GUIMONT, H.-P., 1996, Étude du transfert par les eaux de drainage de divers produits phytosanitaires dans trois sols de Lorraine, Campagne,1994-1995, 14 p.

TOURNEBIZE, J., 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*, ONEMA.

TOURNEBIZE, J., CHAUMONT, C., MANDER, Ü., 2017, Implications for constructed wetlands to mitigate nitrate and pesticide pollution in agricultural drained watersheds, *Ecol Eng*, 103:415-25, disponible en ligne sur : **https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.02.014**.

VALLEE, R., DOUSSET, S., SCHOTT, F.-X., PALLEZ, C., ORTAR, A., CHERRIER, R., et al., 2015, Do constructed wetlands in grass strips reduce water contamination from drained fields?, *Environ Pollut*, 207:365-73, disponible en ligne sur : **https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.09.027**.

© C. Chaumont (INRAE)