



HAL
open science

Aménager le territoire et gérer les aménagements: les zones tampons sèches et humides, les fossés pour lutter contre les pollutions diffuses par les produits phytosanitaires dans les aires de captage.

Nadia Carluer, Clotaire Catalogne, Cécile Dagès, Julien Tournebize

► To cite this version:

Nadia Carluer, Clotaire Catalogne, Cécile Dagès, Julien Tournebize. Aménager le territoire et gérer les aménagements: les zones tampons sèches et humides, les fossés pour lutter contre les pollutions diffuses par les produits phytosanitaires dans les aires de captage.. Innovations Agronomiques, 2017, 57, pp.117-139. 10.15454/1.5137822668081328E12 . hal-01656661

HAL Id: hal-01656661

<https://hal.science/hal-01656661v1>

Submitted on 5 Dec 2017

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

Aménager le territoire et gérer les aménagements : les zones tampons sèches et humides, les fossés pour lutter contre les pollutions diffuses par les produits phytosanitaires dans les aires de captage.

Carluer N.¹, Catalogne C.¹, Dagès C.², Tournebize J.³

¹Irstea, UR MALY – Centre de Lyon-Villeurbanne, 5 rue de la Doua, BP 32108, F-69616 Villeurbanne Cedex

²INRA, UMR LISAH, 2 Place Pierre Viala, F-34060 Montpellier

³Irstea, UR HBAN – Centre d'Antony, 1 rue Pierre Gilles de Gennes CS10030, F-92761 Antony cedex

Correspondance : nadia.carluer@irstea.fr

Résumé

Les zones tampons sont des zones inter-parcellaires, qui peuvent atténuer les transferts hydriques de contaminants d'origine agricole vers les milieux aquatiques, en complément d'une réduction des intrants et de bonnes pratiques agricoles. Elles peuvent être de différents types : zones tampons végétalisées, zones tampons humides artificielles, fossés, fascines, talus et haies. On présente ici les processus et facteurs déterminant l'efficacité des trois premiers types des zones tampons pour limiter les transferts de pesticides vers la ressource aquatique, ainsi que les outils, guides et méthodes élaborés pour optimiser leur implantation et leur dimensionnement. L'implantation de zones tampons sur une AAC ou un bassin versant s'inscrit dans une démarche plus générale, s'appuyant notamment sur un diagnostic de vulnérabilité du milieu aux écoulements, et une concertation entre les acteurs concernés, qui permettent d'assurer son efficacité. En effet, chaque type de zone tampon est plus ou moins efficace selon le type d'écoulement (ruissellement, drainage, écoulement diffus ou hydrauliquement concentré) et les pesticides considérés.

Mots-clés : Pesticides, Diagnostic, Vulnérabilité, Zones tampons végétalisées, Zones tampons humides artificielles, Fossés, Transferts

Abstract: Setting up buffer zones in the territory in order to cope with non point pollutions by pesticides in catchment area: designing and managing ditches, dry and wet buffer zones.

Buffer zones are inter-plot areas that can mitigate hydric agricultural contaminants transfers to freshwater, in addition to reduced inputs and good agricultural practices. Different kinds of buffer zones exist: vegetated buffer zones, artificial wetlands, ditches, fascines, embankments and hedges. Processes and factors determining the buffer zone effectiveness to limit pesticides transfers are summarized for the first three types of buffer zones. The available tools, guides and methods developed to optimize their implantation and sizing are presented. Buffer zones implementation on a catchment area is part of a more general approach. In particular, a diagnosis of the vulnerability of the environment to flows is needed, as well as a consultation between the involved, in order to assure the action plan global efficiency. As a matter of fact, each type of buffer zone is more or less effective depending on the considered type of flow (surface runoff, drainage, diffuse or hydraulically concentrated flow) and pesticides.

Keywords: Pesticides, Diagnosis, Vulnerability, Vegetated buffer zones, Artificial wetlands, Ditches.

Introduction

Les pollutions diffuses (nitrates, phosphates, produits phytosanitaires, matières en suspension,) générées par les activités agricoles peuvent influencer significativement les écosystèmes aquatiques, compromettant l'atteinte de l'objectif de « bon état » écologique fixé par la Directive Cadre sur l'Eau (2000/60/CE) ou le respect des normes de qualité chimique fixée pour l'eau potable. Pour les Aires d'Alimentation de Captage, notamment les AAC Grenelle, sur lesquelles il faut prioritairement préserver ou reconquérir la qualité de l'eau, une démarche générale a été définie (MEDDE-MAAF 2013). Celle-ci repose sur la succession de plusieurs étapes complémentaires aboutissant à la définition d'un plan d'action pertinent pour assurer la qualité de la ressource en eau : (i) diagnostic initial de la situation et délimitation de l'aire d'alimentation de captage, pour définir les enjeux, (ii) cartographie de la vulnérabilité du milieu physique aux transferts, pour comprendre le fonctionnement hydrologique du système et les voies de transfert dominantes (iii) diagnostic territorial multi-pressions, pour caractériser les différents types de pression s'exerçant sur le territoire (périodes et zones d'application, doses), (iv) diagnostic socio-économique pour caractériser le contexte socio-économique sur l'AAC et ses alentours, et permettre d'identifier les mesures acceptables par les acteurs du monde agricole et non agricole. L'articulation des résultats de ces différents diagnostics, et notamment la confrontation des pressions exercées et du diagnostic de vulnérabilité, doit permettre la définition d'un plan d'action pertinent, accepté par les différents acteurs concernés et ciblant au mieux les mesures sur les secteurs les plus sensibles de l'AAC (Figure 1). Une fois le plan d'action défini, un suivi doit être prévu, à la fois pour évaluer l'effectivité de la mise en œuvre des actions, et leur efficacité pour l'amélioration de la qualité de l'eau.

L'implantation de zones tampons, ou leur aménagement quand elles préexistent, peut constituer un des éléments du plan d'action, notamment quand le diagnostic de vulnérabilité a mis en évidence que la contamination était liée à des écoulements rapides : ruissellement, drainage par tuyaux enterrés, écoulements latéraux de subsurface, engouffrements dans les zones karstiques. Nous nous focaliserons dans cet article sur l'intérêt des zones tampons pour limiter les transferts de pesticides par voie hydrique. Les autres contaminants d'origine agricole, ou la dérive de pulvérisation ne seront que brièvement évoqués.

Quelle démarche pour une implantation de zones tampons réussie ?

Pour protéger efficacement un captage face aux différentes situations de transfert, il sera bien souvent nécessaire de jouer sur plusieurs leviers complémentaires : mesures agronomiques pour réduire ou optimiser les applications, adaptation des itinéraires techniques pour limiter les transferts au sein des parcelles, assolements concertés et gestion des transferts hors de parcelle au moyen des zones tampons.

Lorsque les diagnostics ont permis d'identifier l'implantation de zones tampons comme une solution pertinente, une réflexion spécifique peut alors s'engager. Il s'agit notamment de déterminer quel type de zone tampon (cf. § 1.) convient le mieux face aux différentes situations de transfert rencontrées localement, quel sera le positionnement le plus adapté, quel sera le degré d'efficacité recherché, fonction des objectifs de qualité des eaux prédéfinis par la réglementation ou les gestionnaires, etc. Pour ce faire des diagnostics spécifiques aux zones tampons sont réalisés (cf. § 2). Étayés par une connaissance du fonctionnement des zones tampons, ils doivent aboutir à proposer un scénario d'aménagement à l'échelle du territoire visé puis, pour chaque dispositif envisagé, déterminer un dimensionnement adapté.

Évidemment, des éléments de faisabilité technique et d'acceptabilité viendront orienter la prise de décision, notamment au regard des coûts engendrés, des contraintes d'entretien et de gestion, de l'emprise foncière mais aussi des conditions locales d'implantation du dispositif (topographie et

pédologie favorables en particulier). Il sera donc recommandé de réfléchir à plusieurs stratégies d'aménagement, d'évaluer leurs avantages et inconvénients respectifs et de mettre ces dernières en discussion pour aboutir à un projet partagé par les différents acteurs du territoire (mais sans négliger l'objectif premier d'efficacité !), seul gage de réussite du projet dans bien des cas.

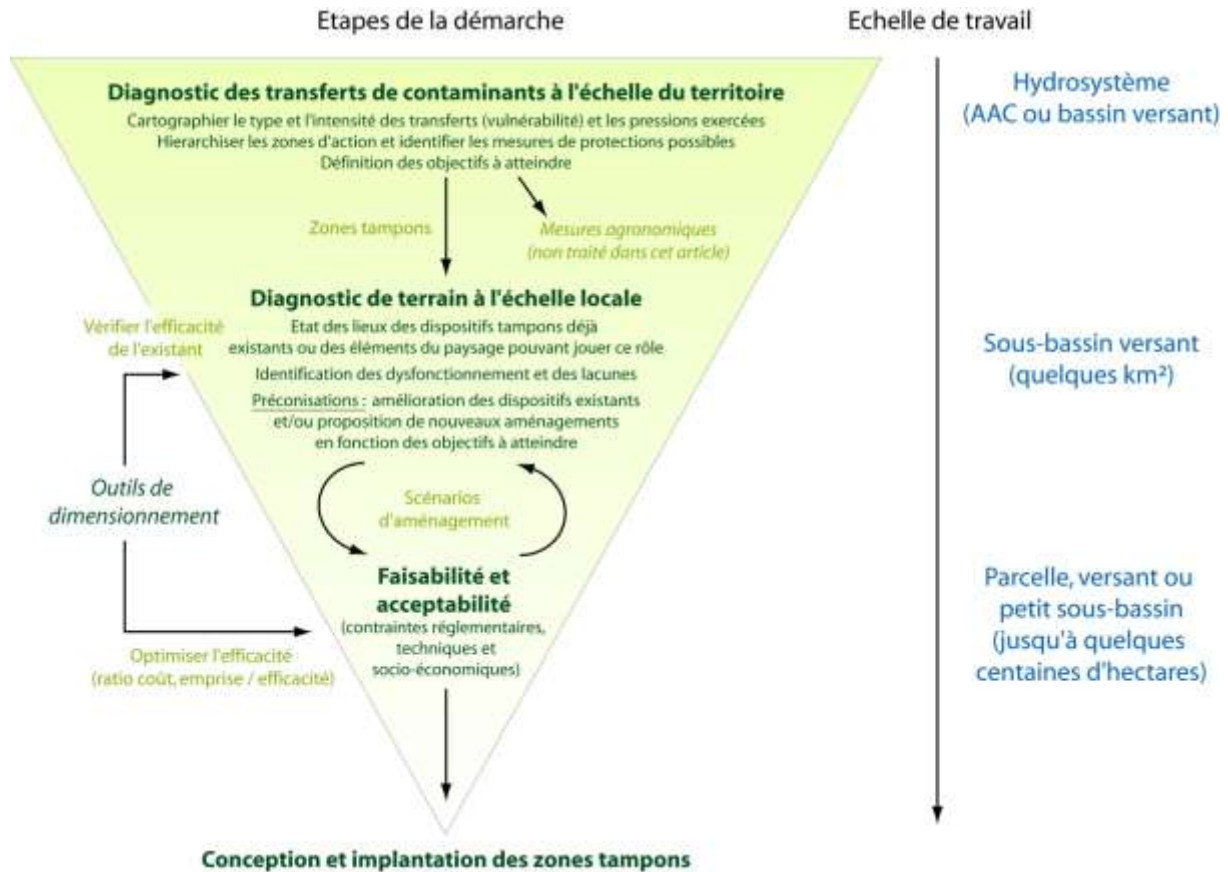


Figure 1 : Articulation des différentes phases de diagnostic préalables à l'implantation de zones tampons

1. Diagnostic de vulnérabilité

Une étape clé de la démarche de protection d'un captage réside, après la délimitation de l'AAC, dans le diagnostic de vulnérabilité. Celui-ci doit permettre de caractériser les modes de transfert des contaminants dominants sur l'AAC et de déterminer les zones sur lesquelles mettre en œuvre des actions de façon prioritaire. On peut distinguer deux phases dans la démarche de diagnostic : **le diagnostic de vulnérabilité intrinsèque** qui, indépendamment des contaminants considérés, détermine les composantes principales de l'écoulement, en fonction des caractéristiques physiques du milieu et de leur répartition sur l'AAC ; et **le diagnostic de vulnérabilité spécifique**, qui intègre dans la réflexion les propriétés des contaminants considérés. Cette deuxième phase du diagnostic amène à considérer également, outre la cartographie de la vulnérabilité intrinsèque, le diagnostic des pressions et les aménagements sur l'AAC, et peut également être qualifiée de diagnostic de « vulnérabilité opérationnelle ».

1.1 Diagnostic de vulnérabilité intrinsèque

Ce diagnostic doit permettre de cartographier, à l'échelle de l'AAC et en fonction de la saison considérée, les types d'écoulement dominants, qui détermineront les potentialités de transfert hydrique des contaminants (cf. Encadrés 1 et 2 sur les processus d'écoulement et de transfert).

Encadré 1 : Processus de transfert d'eau

Trois types d'écoulement principaux participent aux transferts d'eau sur un bassin versant ou une Aire d'Alimentation de Captage (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**) :

- Le ruissellement de surface ; On distingue le ruissellement hortonien, qui provient d'un apport d'eau supérieur à la capacité d'infiltration du sol, du ruissellement par saturation qui survient lorsque l'eau rencontre une surface saturée en eau et ne peut s'infiltrer. Le ruissellement par exfiltration est généré quand le niveau de la nappe superficielle dépasse celui du sol et que l'eau se met alors à ruisseler
- Les écoulements de subsurface proche, ou hypodermiques, ainsi nommés car ils adviennent à une faible profondeur dans le sol. On peut distinguer l'écoulement sub-superficiel, d'origine naturelle, du drainage par tuyaux enterrés. Le premier cas est souvent lié à la présence d'une rupture de perméabilité à faible profondeur (couche de labour, substrat géologique ou horizon imperméable), au travers de laquelle l'eau ne peut s'écouler rapidement : elle circule donc latéralement sur cette couche imperméable. Dans le deuxième cas, le drainage agricole (environ 10% de la SAU est drainée artificiellement, souvent là aussi en réponse à un horizon de sol moins perméable) permet d'évacuer l'eau en excès dans le sol via un réseau enterré de tuyaux perforés, qui collecte et transporte l'eau hors des parcelles.
- L'infiltration profonde jusqu'à un aquifère, où l'eau participe ensuite à un écoulement de nappe profonde.

A chacune de ces composantes de l'écoulement est associée une dynamique de transfert propre : le devenir des contaminants dans l'environnement et notamment l'importance de leur transfert par voie hydrique sont étroitement liés aux types d'écoulement dominants sur leur zone d'application.

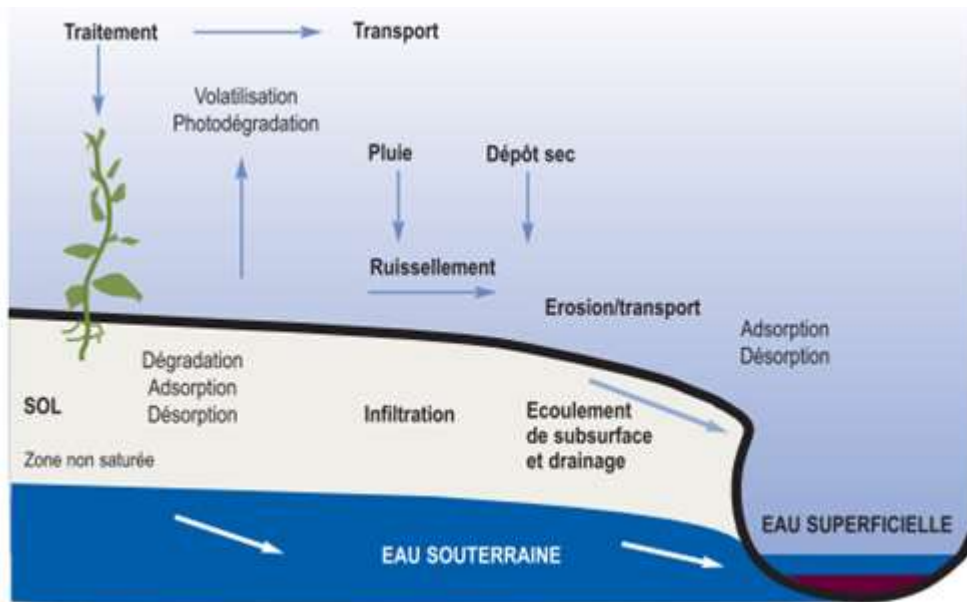


Figure 2 : Schéma général de transfert des phytosanitaires (CORPEN, 2007)

Le partage de l'eau entre les différents types d'écoulement dépend de la conjonction entre les caractéristiques du climat et les propriétés du sol et du sous-sol. La réserve utile du sol au sens agronomique (résultant de sa texture et de sa profondeur) détermine la quantité d'eau qu'il peut stocker, avant survenue des transferts et qui sera disponible pour la végétation et l'évaporation. La perméabilité des premiers horizons du sol détermine si l'eau peut s'infiltrer rapidement, sous réserve qu'une croute de battance (qui se développe en particulier sur les sols limoneux, quand le sol est peu couvert et soumis à des précipitations importantes) ne limite pas sa capacité d'infiltration. Si une rupture de perméabilité dans le profil de sol (présence d'un socle peu perméable, semelle de labour, horizon moins

perméable) limite cette capacité d'infiltration, le sol peut être facilement saturé et induire des écoulements latéraux de subsurface (si la couche sus-jacente est perméable et le sol pentu) et/ou du ruissellement par saturation. Une saturation récurrente du profil dans le cas d'un sol hydromorphe peut nécessiter la mise en place d'un réseau de drainage par tuyaux enterrés, qui limite les phénomènes de ruissellement par saturation en rabattant le niveau de la nappe, mais court-circuite en retour les écoulements de subsurface et accélère leur évacuation via le réseau de fossés associé ou bien directement dans le cours d'eau. Si elle ne rencontre pas d'obstacle, l'eau excédentaire dans le profil peut percoler vers un aquifère sous-jacent, processus en général assez lent. En cas de système karstifié toutefois, l'eau peut circuler en surface et rejoindre une zone d'infiltration rapide (doline, engouffrement) sans transiter par le sol. Le partage de l'eau entre ces différentes composantes dépend des caractéristiques du sol, intrinsèques et liées aux pratiques culturales (présence d'une couche de battance, sol tassé, stade de développement et demande évaporative de la végétation...) mais aussi de la fréquence et de l'intensité des événements pluvieux, qui déterminent tant l'état hydrique du sol au début d'un événement que la capacité du sol à infiltrer l'eau précipitée. Les écoulements dominants peuvent ainsi varier non seulement en fonction de la zone considérée sur l'AAC, mais aussi en fonction de la saison considérée.

Plusieurs méthodes de diagnostic de vulnérabilité intrinsèque ont été proposées, selon que les transferts sur l'AAC sont plutôt souterrains (Vernoux et al., 2011), de surface (Le Hénaff et Gauroy, 2011), ou mixtes (Catalogne et al., 2016). Notons que les AAC de surface ou transferts mixtes peuvent être très étendues : il peut alors être pertinent de réaliser un premier travail de hiérarchisation des secteurs les plus prioritaires en fonction des pressions exercées pour ensuite affiner le diagnostic de vulnérabilité intrinsèque.

1.2 Diagnostic de vulnérabilité spécifique, ou vulnérabilité opérationnelle

Le diagnostic de vulnérabilité spécifique vient moduler le diagnostic de vulnérabilité intrinsèque, pour un contaminant donné, en fonction de ses propriétés, qui vont déterminer son devenir dans l'environnement après application, et en fonction de la ou des périodes d'application. Pour les produits phytosanitaires, qui nous intéressent ici, une difficulté est liée à la diversité des substances actives concernées, de leurs propriétés et de leur comportement dans l'environnement, qui en découle. Toutefois, quelle que soit la substance active considérée, elle est susceptible de se dégrader (d'autant plus que sa DT50, ou demi-vie, est faible) et de s'adsorber (d'autant plus que son Koc, ou coefficient de partage eau/carbone est fort) : tout élément du paysage qui permettra d'accroître le temps de séjour des molécules phytosanitaires sur le versant, de surcroît dans des conditions favorables à leur sorption (fort taux d'argile ou de carbone organique) ou leur dégradation (exposition au rayonnement solaire, forte activité microbienne) favorisera la dissipation des pesticides. A l'inverse, tout aménagement ou pratique culturale favorisant les courts-circuits et la concentration des écoulements permettra aux pesticides de rejoindre la ressource en eau sans être dégradés ou retenus, et augmentera le risque de contamination.

Le diagnostic de vulnérabilité spécifique pour les pesticides doit donc permettre de repérer à la fois les zones de court-circuit potentielles et les zones et aménagements susceptibles de jouer un rôle tampon. Ainsi, ce diagnostic doit donc prendre en compte non seulement les parcelles émettrices, mais aussi les éléments du paysage, comme les haies, talus, zones enherbées ou boisées, zones humides, routes ou fossés qui, selon leurs caractéristiques peuvent jouer un rôle d'atténuation, ou au contraire de court-circuit des flux transférés. Cette étape est difficilement réalisable sans travail de terrain, pour identifier et hiérarchiser les chemins d'écoulement qui marquent le terrain en surface. Pour être pleinement efficace, ce diagnostic doit essentiellement concerner les zones et périodes où les pesticides sont susceptibles d'être appliqués et transférés, et venir donc après le diagnostic de vulnérabilité intrinsèque et le diagnostic territorial des pressions.

Encadré 2 : Devenir des pesticides dans l'environnement

Après application, les produits phytosanitaires se trouvent majoritairement sur les plantes ou le sol. Une partie peut repartir dans l'atmosphère, via le phénomène de volatilisation qui, selon les caractéristiques de la substance active et les conditions météorologiques, peut atteindre jusqu'à 30% des quantités appliquées (Bedos, Gabriele et al. 2003). Le produit est ensuite soumis aux processus de dégradation (photolyse, dégradation biotique ou abiotique) ; il peut aussi s'adsorber, c'est à dire être retenu à la surface des agrégats de sol par réaction chimique, notamment si le sol est riche en matière organique ou en argile. Cette réaction, résultant d'un équilibre entre les phases adsorbées et dissoutes dans la solution du sol, est en général réversible, mais pas toujours complètement et peut conduire à la formation de résidus liés. La capacité à se dégrader d'une substance est, quant à elle caractérisée par sa demi-vie, ou DT50, qui représente la durée nécessaire pour que la moitié de la quantité de produit appliquée se dégrade. La capacité d'une molécule à s'adsorber sur un sol est souvent décrite par le coefficient de partage carbone organique/eau ou Koc). De façon générale, plus une molécule a une DT50 forte, un Koc faible et une solubilité élevée, et plus elle sera mobile dans l'environnement et susceptible d'entraîner de fortes contaminations du milieu aquatique (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**). Une des difficultés dans l'étude du devenir des pesticides dans l'environnement tient à la grande variété des propriétés des substances actives (encore renforcées par la formulation des produits commerciaux) qui induit une grande diversité de comportements : dans un contexte agropédoclimatique donné, il est nécessaire d'étudier le comportement d'une gamme de substances aux propriétés contrastées pour que la transposition des résultats acquis à d'autres substances soit possible.

Quand un événement pluvieux survient, si la pluie dépasse la capacité d'infiltration du sol ou que celui-ci est saturé, une partie des produits présents à la surface ou dans les tous premiers centimètres de sol peuvent être mobilisés dans le ruissellement, soit en solution (entraînement des produits présents dans la solution du sol et désorption d'une partie des produits adsorbés), soit adsorbés sur les matières en suspension. Le taux de transfert par ruissellement peut atteindre 5% de la quantité appliquée (Lecomte, 1999 ; Louchart, 1999). L'eau qui ne ruisselle pas mais s'infiltre entraîne avec elle des produits phytosanitaires, majoritairement sous forme dissoute. Ceux-ci peuvent alors s'adsorber sur les agrégats de sol (d'autant plus que le sol est riche en matière organique) et/ou se dégrader. Le reste percole et est susceptible d'atteindre une nappe sous-jacente par infiltration profonde ou les eaux de surface par écoulement latéral subsurfacique. On considère en général qu'une fois passée la couche biologiquement active du sol, les phénomènes de dégradation deviennent négligeables ; dans cette couche, les processus de dégradation sont essentiellement biotiques. Si le sol est drainé par tuyaux enterrés, notamment pour limiter sa saturation hivernale, la lame drainée peut également transporter des phytosanitaires, qui ont alors une forte probabilité d'atteindre le milieu aquatique sans possibilité de dissipation, compte-tenu de la vocation première des réseaux d'assainissement, qui est d'évacuer au plus vite l'eau excédentaire. Le drainage agricole peut lui aussi contribuer au transfert de phytosanitaires vers les eaux à hauteur d'environ 0.1% des quantités appliquées (Kladivko et al., 2001). Ces chiffres n'ont pour but que de fournir un ordre de grandeur, et constituent plutôt des pires cas. On souligne toutefois que le transfert de moins de 1% des quantités appliquées vers les eaux peut suffire à dépasser la norme en cours pour l'eau potable de 0.1 µg/L pour une substance phytopharmaceutique et 0.5 µg/L pour la somme des substances.

Compte tenu de ce qui précède, on conçoit que les transferts sont d'autant plus élevés qu'un événement pluvieux ruisselant advient peu de temps après l'application. De façon générale, les concentrations les plus élevées peuvent être attribuées au ruissellement, le « bruit de fond » provenant de la contribution de la nappe à l'écoulement. Toutefois, dans le cas de bassins relativement pentus à socle peu profond, où l'écoulement subsurfacique peut être relativement rapide, la contribution de ce dernier, y compris aux concentrations en crue, est susceptible d'être significative. De la même façon, en règle générale, la contamination des eaux de surface est plus importante, mais plus fugace que celle des eaux souterraines, plus persistante. Il y a cependant des exceptions, notamment les milieux karstiques où le ruissellement peut rejoindre directement l'aquifère par les engouffrements.

Quand on passe à l'échelle du bassin versant, les concentrations dans le milieu aquatique chutent de façon significative. Ceci est lié d'une part à l'effet de dilution, qui s'accroît avec l'échelle, toutes les parcelles ne contribuant pas de façon synchrone aux transferts d'une substance active donnée, et d'autre part au fait que les phytosanitaires exportés des parcelles agricoles où ils ont été appliqués peuvent être dissipés lors de leur transfert entre la parcelle et le milieu aquatique récepteur. Cette dissipation est d'autant plus prononcée que le

milieu traversé est riche en potentialités d'adsorption ou de dégradation : ce sont ces processus de dissipation que les zones tampons permettent d'accentuer.

2. Utiliser les zones tampons pour limiter les transferts hydriques de pesticides sur les AAC

On appelle zone tampon toute zone inter-parcellaire destinée à assurer une fonction d'interception et d'atténuation des transferts de contaminants d'origine agricole vers les milieux aquatiques. Il s'agit le plus souvent de dispositifs rustiques, faciles à aménager et entretenir. Un document du CORPEN a fait en 2007 l'état de l'art sur les connaissances disponibles sur les zones tampons végétalisées, pour les principaux contaminants d'origine agricole (CORPEN 2007), ses travaux ont été repris et étendus par le groupe technique « Intégration des zones tampons dans la gestion des bassins versants pour la prévention des pollutions diffuses agricoles », pour les différents types de zones tampons et le guide du CORPEN actualisé en 2016 (Catalogne et Le Hénaff, 2016) (cf. Encadré 3). Nous nous focalisons ici sur l'intérêt des zones tampons pour limiter les transferts hydriques de produits phytosanitaires. Toutefois, les zones tampons, notamment les zones tampons « sèches » végétalisées (bandes enherbées, haies...), peuvent également contribuer à limiter les transferts aériens par dérive de pulvérisation, en éloignant la zone traitée d'un point d'eau, cours d'eau ou zone d'engouffrement, et en constituant un écran protecteur limitant la dérive du nuage de pulvérisation, d'autant plus efficace que ses dimensions sont importantes et la végétation dense. Nous n'approfondirons toutefois pas cet aspect ici.

Encadré 3 : A propos du Groupe Technique « Zones Tampons » (GTZT)

Le Groupe Technique « Intégration des zones tampons dans la gestion des bassins versants », créé en 2011 à l'initiative de l'ONEMA (aujourd'hui Agence Française pour la Biodiversité), a pour vocation d'encadrer et promouvoir les réflexions menées sur les zones tampons dans un but d'aménagement durables des territoires ruraux.

Il réunit autour d'une thématique commune un large panel d'experts et de compétences, qu'elles soient scientifiques, opérationnelles ou décisionnelles, et ce dans de nombreuses disciplines (agronomie, sciences environnementales, sciences humaines et sociales...). Ainsi, de par son organisation, le GTZT constitue un lieu d'échange privilégié entre les acteurs de la R&D et les gestionnaires de bassin, confrontés au quotidien à la problématique de construction de plans d'action réalistes et efficaces. Ces échanges permettent d'apporter différents éclairages – scientifiques et opérationnels – et aident à mieux cibler le développement des outils méthodologiques pour leur application concrète sur le terrain à court et moyen terme.

Pour en savoir plus sur le groupe technique Zones tampons et ses activités : www.zonestampons.onema.fr.

2.1 Les différents types de zones tampons

On en distingue plusieurs types, souvent classés selon le type de végétation en place, le modelé et/ou l'état hydrique : dispositifs enherbés, dispositifs ligneux, dispositifs de type talus ou merlon, dispositifs de type fossé, dispositifs de type plan d'eau. En termes de fonctionnement, on distingue couramment les zones tampons « sèches », où l'efficacité de la ZT est essentiellement liée à sa capacité à favoriser l'infiltration des flux entrants (Lacas et al., 2005 ; Reichenberger et al. 2007) pour y permettre ensuite adsorption et dégradation, et les zones tampons « humides » comportant une surface d'eau libre, où l'efficacité va être déterminée par le temps de séjour dans la zone tampon et à sa capacité à y favoriser adsorption et dégradation (Passeport et al., 2013 ; Tournebize et al., 2017). Les trois premiers types de ZT appartiennent aux ZT « sèches » alors que le dernier appartient aux ZT « humides », le cas des fossés dépendant du contexte : fossé majoritairement infiltrant ou drainant. Le cas des zones tampons enherbées ou boisées, des zones tampons humides artificielles ou des fossés est détaillé dans la suite, car il s'agit des zones tampons pour lesquelles les connaissances et outils sont les plus complets pour

ce qui concerne leur capacité à limiter les transferts de pesticides. Les autres types de zones tampons sont très brièvement évoqués ici :

Les fascines sont des dispositifs de type ligneux, le plus souvent implantés pour lutter contre l'érosion (Richet et al., 2017). Il s'agit de dispositifs construits, constitués de fagots de branchages maintenus entre des pieux. Une partie du matériau utilisé peut être vivant et la fascine peut alors évoluer à terme vers une haie classique. L'efficacité des fascines pour limiter les transferts de pesticides n'est pas optimale (pas ou peu d'interception de la fraction dissoute) : il faut dans ce cas les compléter de dispositifs enherbés classiques.

Les **haies** ou **haies sur talus** régulent les transferts d'eau, en ralentissant les écoulements dans le cas de haies, en retenant l'eau de façon temporaire dans le cas des talus et en favorisant l'infiltration dans les deux cas. Elles ont de plus un rôle important pour la biodiversité en contribuant à la densité de la trame verte sur le territoire. Leur rôle sur les transferts de contaminants a surtout été étudié du point de vue des transferts d'azote (Caubel, 2001 ; Thomas et al., 2008). Leur efficacité pour limiter les transferts de pesticides mériterait d'être mieux évaluée : compte tenu à la fois de leur influence sur les écoulements et de l'activité biologique aux abords des haies, elle est potentiellement significative.

Le rôle de ces deux types de zones tampons sur la limitation du transfert érosif (ruissellement, érosion) semble a priori bénéfique pour la réduction du transfert de pesticides (rétention des flux liquides, dépôts des pesticides adsorbés sur les particules). Aucun résultat chiffré n'est toutefois disponible actuellement, compte tenu des difficultés météorologiques pour mesurer les abattements de flux transférés dans ces systèmes).

2.2 Zones tampons enherbées ou boisées

2.2.1 Principes de fonctionnement

Les zones tampons enherbées comprennent l'ensemble des zones tampons dont la végétation, spontanée ou implantée est constituée d'espèces herbacées. Il peut s'agir des classiques bandes enherbées rendues obligatoires par la réglementation le long des cours d'eau (BCAE, directive nitrate ; réglementation relative aux ZNT) mais aussi de coins de parcelle, de talwegs, chemins ou tournières enherbés. Ces zones tampons sont essentiellement efficaces pour limiter les flux transférés par ruissellement.

Quand de l'eau chargée en pesticides arrive sur une zone enherbée (**Figure 2**), une partie des matières en suspension dans l'écoulement (et par conséquent les produits qui y sont adsorbés) sédimente à l'amont de la bande. Notons toutefois que les particules les plus lourdes se déposent en priorité, alors que les produits phytosanitaires sont préférentiellement transportés sur les fines et en phase dissoute. Ce processus de dépôt continue tout au long de l'écoulement au sein de la zone tampon. Une partie des produits en solution dans l'écoulement peut également s'adsorber à la surface de la bande. Toutefois, compte tenu du fait que l'équilibre d'adsorption n'est pas instantané, et que les temps de contact sont faibles (quelques minutes au plus pour une zone de 10 mètres de large), ce processus n'est significatif que pour des molécules au fort Koc, ou pour des zones de taille importante. Enfin, une partie de la solution s'infiltré, et les pesticides peuvent alors s'adsorber et/ou se dégrader au sein de la zone racinaire. (Lacas et al., 2005) ont montré que l'infiltration et le stockage (adsorption) sur l'atténuation des transferts de pesticide sont en général le processus majoritaire. Trois particularités permettent aux zones tampons d'atténuer le ruissellement et de retenir les produits phytosanitaires :

- La perméabilité du sol est supérieure à celle des parcelles cultivées, grâce à l'importante densité racinaire du couvert herbacé (existence d'un mat racinaire dans les premiers centimètres de sol) et à la structuration du sol permise par le développement d'une végétation pérenne. Cette capacité d'infiltration élevée permet généralement un abattement fort de la lame d'eau entrante.

- Une forte rugosité due à la densité de la végétation (tiges et feuillage, litière), qui permet d'une part de ralentir le ruissellement, et d'autre part de retenir les particules érodées et les molécules adsorbées à leur surface.

Une forte teneur en matière organique, qui augmente la capacité d'adsorption au sein de la zone tampon en comparaison de celle d'un sol cultivé. Les processus en jeu au sein de surfaces tampons boisées sont similaires, la litière déposée sous la strate arborée accentuant encore en général les particularités des zones tampons enherbées par rapport aux parcelles cultivées.

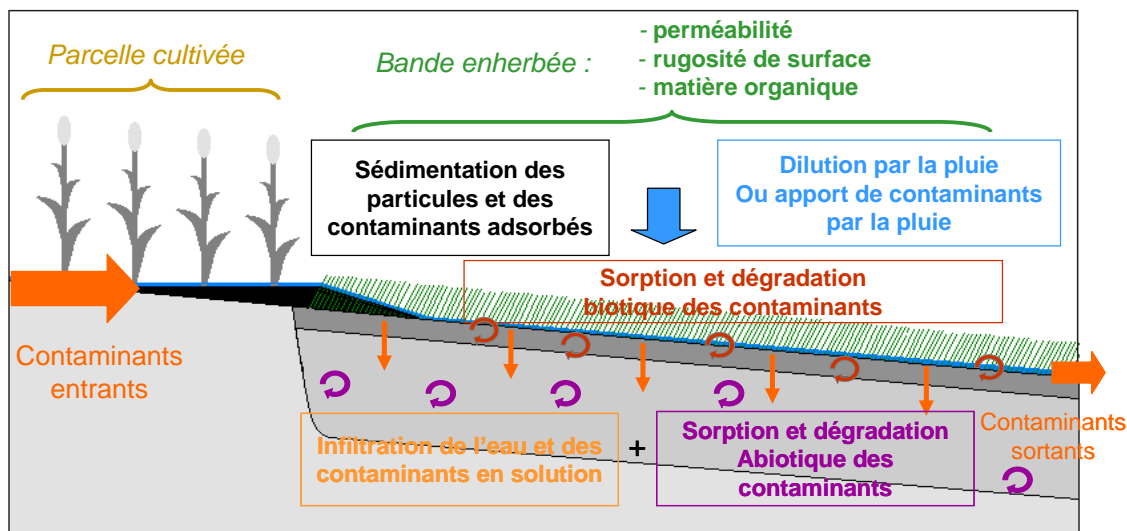


Figure 2 : Processus d'atténuation du ruissellement et de rétention des pesticides au sein d'une zone tampon (Lacas, 2005)

Ces caractéristiques conduisent à une efficacité (au sens de la diminution des flux de pesticides transférés dans le ruissellement) généralement supérieure à 50% et qui dépasse souvent 90. Le fait que l'efficacité des zones tampons enherbées soit fortement liée à l'infiltration a plusieurs conséquences au niveau opérationnel :

- Si le sol de la zone tampon est engorgé, de façon temporaire ou permanente, l'efficacité sera limitée, voire nulle. S'il s'agit d'un engorgement temporaire (développement d'une nappe perchée pendant la saison hivernale par exemple) et qu'il ne correspond pas à la période d'exportation des pesticides (dans le cas de cultures de printemps), ce n'est pas un problème. Dans le cas contraire (nappe d'accompagnement de la rivière par exemple pour une zone tampon rivulaire), la zone tampon ne pourra pas pleinement jouer son rôle, et il faudra envisager de la compléter, soit par d'autres zones tampons végétalisées situées plus en amont sur le versant, soit par d'autres types de zones tampons, comme des zones humides artificielles. Le tassement du sol induit par le passage d'engins agricoles est également un facteur défavorable, qui peut abaisser drastiquement la perméabilité du sol et diminuer d'autant l'efficacité de la zone tampon : les zones de manœuvre des engins ne peuvent en conséquence pas être comptabilisées dans les surfaces en zones tampons
- Le ruissellement doit arriver sur la zone tampon de façon diffuse et laminaire (c'est-à-dire uniformément réparti sur l'ensemble du linéaire). En effet, un ruissellement concentré¹ ne mobilisera qu'une faible partie de la surface de la zone enherbée, les possibilités d'infiltration étant alors drastiquement limitées. Dans ce cas, de surcroît, le dépôt des matières en suspension en amont ou au sein de la zone tampon est également très limité. Les principales causes de

¹ Le terme concentré se rapporte ici, non pas à la quantité de contaminant présent dans les eaux, mais à la caractéristique hydraulique de l'écoulement, à la différence d'un écoulement diffus.

concentration sont la topographie (talwegs) et les pratiques culturales (sens du semis, tournières, rigoles et dérayures, traces de roues et ornières). De plus, la concentration du ruissellement peut s'accroître peu à peu selon la nature du sol, par la formation de rigoles puis de ravines d'érosion. Les cas de dysfonctionnement les plus importants sont liés aux courts-circuits, qui acheminent l'eau directement vers le cours d'eau ou point d'eau sans qu'elle ne passe au travers de la zone tampon. C'est le cas par exemple des réseaux de drainage enterrés, ou encore des dispositifs anti-érosifs (buses bétonnées) en vignobles de coteaux. Dans le cas d'écoulements concentrés, l'implantation de dispositifs complémentaires pour disperser les écoulements et leur rendre un caractère diffus (banquette de dispersion, fascine) peut être utile.

- Il faut éviter de placer des zones tampons végétalisées à l'aplomb de ressources en eau souterraines vulnérables : bien que la majeure partie des produits infiltrés restent retenus au sein du dispositif, une partie d'entre eux pourraient s'infiltrer plus profondément (Boivin et al., 2007).

Compte tenu des deux premiers points, on conçoit que les bandes enherbées rivulaires, qui sont les plus répandues, ne soient pas toujours les plus efficaces, car susceptibles d'être engorgées, ou de recueillir des écoulements concentrés, car situées en bas de versant. Soulignons toutefois que ces dispositifs situés en bordure de rivière sont toujours efficaces pour limiter la dérive de pulvérisation.

2.2.2 Diagnostic d'implantation et dimensionnement

Pour permettre d'assurer au mieux l'efficacité de ces structures, Irstea a élaboré des outils de diagnostic sur les zones tampons (Bernard, Carluet et al., 2014), qui permettent de réaliser un diagnostic sur l'efficacité des zones tampons rivulaires déjà en place, et de choisir le cas échéant le type de zone tampon complémentaire le plus adapté (cf. Encadré 4).

Encadré 4 : Diagnostic d'implantation et arbre de décision

Au moment du diagnostic, les observations effectuées devront être analysées pour déterminer si les zones tampons sont insuffisantes (voire absentes) ou si elles peuvent être simplement réaménagées pour assurer une protection plus efficace. Cette démarche s'intéresse en premier lieu aux bandes tampons rivulaires (Gril et Le Hénaff, 2010a). En effet, du fait de leur caractère obligatoire et de leur présence presque systématique aux abords des cours d'eau référencés par la réglementation (directive nitrate, BCAA de la PAC², réglementation sur les ZNT³), le diagnostic des zones tampons rivulaires existantes constitue une étape incontournable avant de proposer de nouveaux aménagements. En cas d'efficacité nettement limitée par des conditions d'implantation défavorables (sols hydromorphes, voies de concentration majeure des écoulements, courts-circuits) des observations complémentaires seront nécessaires pour déterminer quelles sont les possibilités d'aménagement de dispositifs tampons plus haut dans le versant. Les observations à reporter sont assez analogues : organisation et degré de concentration hydraulique des écoulements, hydromorphie, présence de drainage enterré. Chaque situation pourra alors faire l'objet de recommandations pour choisir et positionner au mieux de nouveaux dispositifs tampons (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**). Pour ce faire, le guide « Mise en place des zones tampons et évaluation de zones tampons existantes destinées à limiter les transferts hydriques de pesticides. Guide de diagnostic à l'échelle du petit bassin versant » (Gril et al., 2010b) propose un arbre d'aide à la décision permettant de guider l'utilisateur vers le type de zone tampon le plus adapté au contexte, en fonction de critères relevés à l'échelle de la parcelle ou d'un groupe de parcelles (topographie, pratiques culturales, caractéristiques des sols...). Cette étape pourra déboucher sur un ensemble de pré-propositions. Cette phase de réflexion doit être menée collectivement en associant tous les acteurs concernés par le projet, en particulier les agriculteurs (que l'on pourra solliciter pour participer au diagnostic), pour parvenir à définir un projet d'aménagement partagé.

² Les Bonnes Conditions Agricoles et Environnementales établies dans le cadre de la Politique Agricole Commune imposent le maintien d'une bande végétalisée de 5 mètres de largeur le long de tous les cours d'eau concernés par cette réglementation.

³ Zones Non Traitées. La réglementation sur l'usage des produits phytosanitaires impose de respecter une distance minimale par rapport aux points d'eau lors de l'application des substances aux champs (5, 20, 50 voire 100 mètres). Cette distance (qui figure sur l'étiquetage des produits) peut être ramenée à 5 mètres en cas d'utilisation d'un matériel adapté (buses limitant la dérive) et si un dispositif végétalisé permanent est implanté le long des points d'eau concernés par cette réglementation.

A ce stade, l'articulation entre le diagnostic et l'implantation proprement dite est alors déjà largement engagée puisque le scénario d'aménagement retenu doit tenir compte, au moins approximativement, des règles de dimensionnement et de conception propres à chaque type de dispositif.

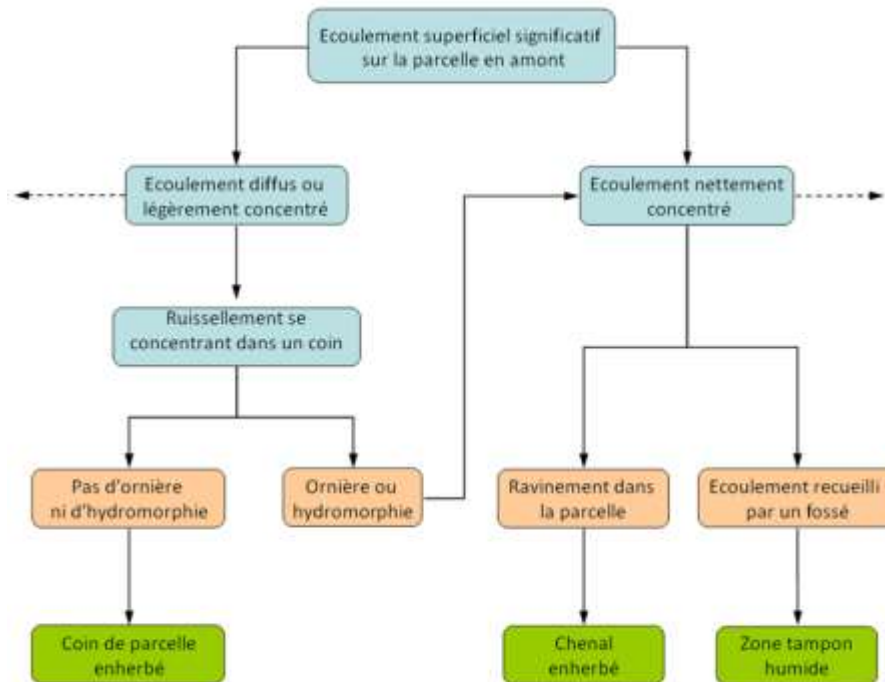


Figure 7 : Extrait de l'arbre de décision proposé par Gril et al. (2010)

En complément, un outil de dimensionnement a été développé à Irstea (BUVARD : BUffer strip for runoff Attenuation and pesticides Retention Design tool). Une version en ligne est disponible à l'adresse suivante : www.buvaronline.irstea.fr. La méthode de dimensionnement est basée sur la simulation de l'efficacité de la zone tampon à limiter le ruissellement entrant, compte tenu de ses caractéristiques propres (caractéristiques hydrodynamiques du sol, pente, profondeur d'une éventuelle nappe sous-jacente) et de celles de l'événement ruisselant. Ces simulations sont réalisées en deux temps :

- L'hydrogramme de ruissellement entrant est estimé pour un événement pluvieux caractéristique, de période de retour un an, et une occupation du sol donnée, via la méthode classique du « Curve Number » (USDA-SCS 1972) qui tient compte des dimensions de la zone contributive au ruissellement, de sa pente, du sol, de l'occupation du sol et de son état hydrique.
- L'efficacité de la bande tampon est ensuite estimée grâce au modèle à base physique VFSSMOD, adapté pour qu'il puisse tenir compte de la diminution de la capacité d'infiltration en cas de nappe sous-jacente (Muñoz-Carpena et al., Soumis).

L'utilisateur choisit alors la dimension de bande enherbée la plus adaptée pour le niveau d'efficacité souhaité, idéalement pour différentes combinaisons d'événements ruisselants et d'occupations du sol, afin de couvrir la gamme des possibles réalistes pour le versant ou la parcelle considérée. La version en ligne guide l'utilisateur dans le choix des paramètres à utiliser pour décrire le cas qui l'intéresse, et utilise des abaques, construits à partir d'un grand nombre de simulations, représentant un large panel de situations (climat, événement pluvieux, caractéristiques de la zone contributive –dimension, curve number-, caractéristiques de la zone enherbée) (Figure 3). Une des hypothèses fortes dans cette méthode consiste à assimiler l'efficacité de la zone tampon à limiter les flux de pesticides à sa capacité à infiltrer l'eau : l'efficacité réelle est donc potentiellement sous-estimée, notamment pour les produits

s'adsorbant fortement : dans ce cas, en plus de la dissipation liée à l'infiltration et au stockage dans le sol, l'adsorption à la surface de la zone tampon et le dépôt d'une partie des substances transférées sous forme particulaire peuvent également être significatifs. Le dimensionnement résultant de cette hypothèse assure toutefois que la bande enherbée est efficace quelles que soient les caractéristiques des substances actives concernées.

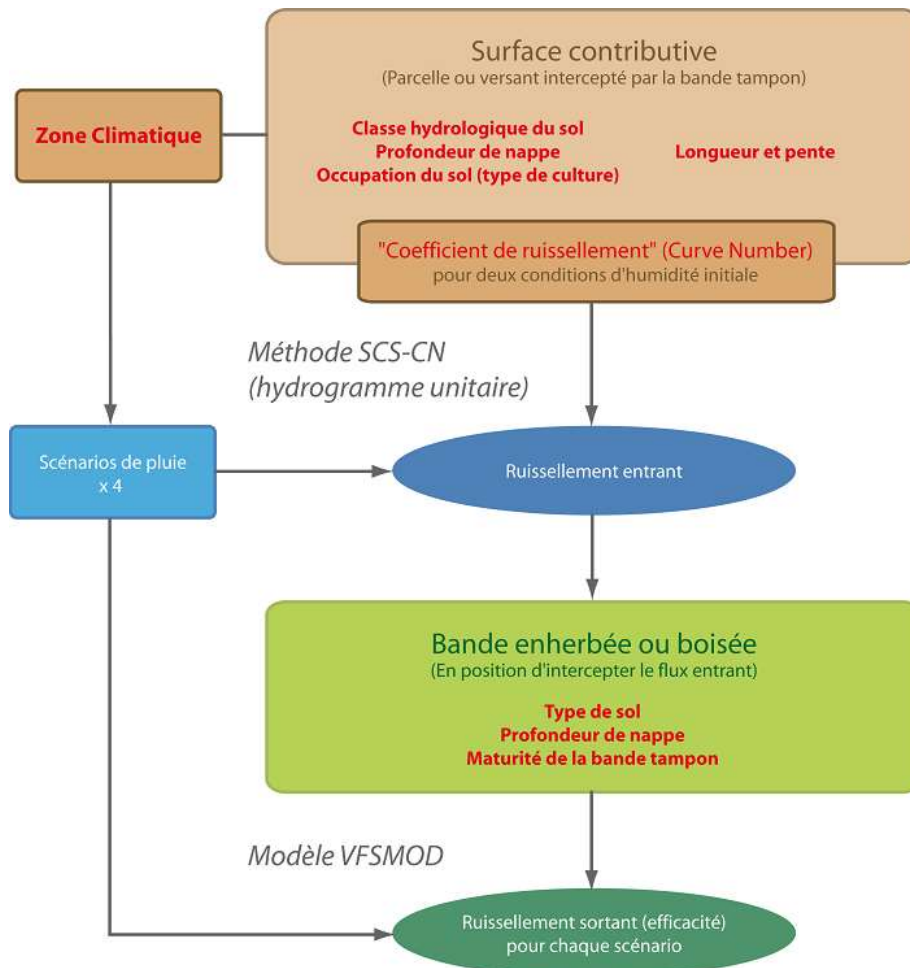


Figure 3 : Principe de la méthode de dimensionnement des zones tampons enherbées, en rouge : les paramètres à renseigner par l'utilisateur ([www. buvardonline.irstea.fr](http://www.buvardonline.irstea.fr))

2.3 Zones Tampons Humides Artificielles

Dans le cas d'écoulements dits concentrés (ruissellement ou drainage enterré), stocker l'eau provenant des parcelles agricoles est un objectif pour rallonger le temps de séjour et ainsi favoriser les processus de dissipation des pesticides.

Trois contextes ont permis de tester l'intérêt des zones tampons humides artificielles pour réduire les transferts de pesticides : 1) stocker les eaux de ruissellement dans un versant viticole pour un objectif principal de protection contre les inondations et un objectif secondaire de remédiation de la pollution par les pesticides, c'est le cas des ouvrages de rétention et de remédiation (OR2) (Maillard et al., 2011), 2) stocker les eaux hivernales de drainage pour un usage d'irrigation pendant la période estivale, permettant une dissipation des pesticides, c'est le cas des bassins de rétention (Tournebize et al., 2013) et enfin 3) stockage temporaire des eaux de drainage pour un objectif principal d'abattement de pollution, c'est le cas des zones tampons humides artificielles (Tournebize et al., 2017). L'association

de plusieurs fonctionnalités tampon (par exemple protection contre les inondations et remédiation) s'avère intéressante mais nécessite une étape préalable de compatibilité technique des fonctions tampons associées (la fonction complémentaire ne devant pas limiter l'atteinte des objectifs de la fonction principale).

Les ouvrages de rétention et de remédiation ont pour vocation de protéger la population contre les inondations (bassins d'orage ou bassins écrêteurs de crue) et de réduire les flux de pesticides dans les eaux de surface. Ces ouvrages sont le plus souvent les plus volumineux à cause d'un volume de stockage bien plus élevé pour un objectif de protection basé sur une période de retour décennale que pour un ouvrage à simple fonctionnalité (dimensionnement basé sur une crue moyenne annuelle pour la remédiation). Un OR2 est un ouvrage artificiel localisé à l'exutoire d'un bassin versant (ou sous-bassin versant) agricole. Sa structure peut être réalisée en béton, en remblais végétalisés ou semi-bétonnés/semi-végétalisés. Il collecte majoritairement des eaux de ruissellement de surface. Selon le contexte, les écoulements en sortie de l'OR2 rejoignent le milieu naturel directement ou via les réseaux d'eau pluviale. Le développement de la végétation, l'apport de Matière En Suspension (MES), l'accumulation d'un volume d'eau et la stagnation d'une faible hauteur d'eau confèrent aux OR2 une capacité à la réduction des produits phytosanitaires dans les eaux de surface. L'augmentation du temps de séjour de l'eau concourt à favoriser les processus biotiques et abiotiques de dégradation (Regazzoni et Payraudeau, 2013).

La terminologie ZTHA n'a pas d'existence réglementaire comme peuvent en avoir les dispositifs enherbés de bord de cours d'eau. Cependant, c'est l'entrée fonction qui lui confère son rôle « tampon » ou rétention au sein du versant. Les ZTHA ont plutôt une origine anthropique, par opposition aux zones humides naturelles, même si leurs fonctionnalités sont similaires. Il existe différents types de ZTHA selon leur fonctionnement hydraulique : de subsurface si le chemin de l'eau traverse un filtre poreux, ou à surface libre, plus ou moins profonde, pouvant aller du marais (lame d'eau intermittente) au lagunage (lame d'eau permanente) selon la classification proposée par Fonder et Headley (2013).

Le fait de stocker temporairement les écoulements confère aux ZTHA et OR2 les conditions favorables à l'expression des différents processus de dissipation. Le transfert des pesticides de la colonne d'eau vers des surfaces solides correspond aux phénomènes d'adsorption. Les surfaces solides présentes dans les ZTHA, où ce processus peut avoir lieu, incluent principalement les sédiments. Toutefois, la végétation morte et vivante ou les massifs filtrants ajoutés dans certaines ZTHA peuvent aussi être considérés comme support potentiel d'adsorption. Des taux d'adsorption de 55% pour le chlorpyrifos (Moore et al., 2002), 50% pour le S-métolachlore (Hoyos, 2010) et 28 % pour le fipronil (Peret et al., 2010) ont été observés sur les sédiments de ZTHA. Le processus d'adsorption peut toutefois être réversible, notamment pour les molécules présentant une forte solubilité ou un 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 au travers de la ZTHA et leur atténuation. 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 ainsi transférées à l'intérieur des tissus végétaux (phytoaccumulation) (Feurtet-Mazel et al., 1996 ; Miglioranza et al., 2004). Il est possible que les pesticides ainsi adsorbés ou prélevés soient relargués dans la colonne d'eau lors de la décomposition de la végétation.

Comme dans le sol, les voies de dégradation des pesticides sont multiples dans les ZTHA : effet de la lumière (photodégradation), des molécules d'eau (hydrolyse), et surtout des micro-organismes (biodégradation). La biodégradation des molécules est un processus lent qui sera favorisé par des temps de séjour longs au sein du dispositif. Le fonctionnement hydraulique et particulièrement le temps de résidence, est donc un facteur clef à optimiser, ce que cherche l'affectation remédiation d'un OR2. Par ailleurs, la végétation présente des effets directs et indirects sur la dissipation des pesticides. En

aérant les sédiments, elle permet d'accroître l'activité microbienne. En créant de la rugosité, elle ralentit les écoulements et augmente ainsi le temps de rétention hydraulique et des pesticides (Brix, 1997) et favorise la sédimentation des particules. En se décomposant, elle fournit du carbone organique aux micro-organismes (Moore et al., 2007). Elle sert également comme surface adsorbante pour les pesticides et peut parfois en prélever. La végétation peut aussi aider au développement de biofilms où la biodégradation des pesticides peut avoir lieu et enfin, elle aide à la stabilisation des sédiments (Brix, 1997).

L'évaluation "boîte noire" de ZTHA et OR2 pour limiter la pollution par les pesticides a montré des résultats très prometteurs avec une efficacité moyenne généralement supérieure à 60 % en termes d'abattement des flux transférés vers l'aval (Gregoire et al., 2008 ; Stethle et al., 2011). Toutefois, de très fortes variabilités ont été observées. Les efficacités entrée – sortie de ZTHA varient entre des valeurs négatives et 100 % (Tableau 1). Les études présentant des "efficacités négatives" sont le signe de l'observation de concentrations plus fortes en sortie qu'en entrée des ZTHA. Le détachement de biofilms ayant accumulé des pesticides ou la désorption de certaines molécules peuvent ainsi contribuer à l'apparition de plus fortes concentrations en sortie qu'en entrée des ZTHA. Ce phénomène, quoique réel, n'est pas généralisable à l'ensemble des pesticides.

Tableau 1: Gamme d'efficacité des ZTHA (en termes d'abattement des quantités transférées) en fonction des substances actives concernées.

Inefficace	10 → 20%	20 → 40%	40 → 60%	60 → 100%
Mesotrione	Cyproconazole	Clopyralid	Clomazone	2,4-D
Imazamox	Imidaclopride	Bentazone	Aclonifen	Benoxacor
Chlortoluron	Atrazine déséthyl	Metamitron	Dimethenamide	Chlorméquat
Ethofumesate	Mesosulfuron mtl	Chloridazone	Atrazine	Triflusulfuron mtl
Fluroxypyr	Isoproturon	Florasulam	S-metolachlor	Ethephon
2,4-MCPA	AMPA	Boscalid	Azoxystrobine	Napropamide
		Dimetachlore	Diflufenican	Tebuconazole
		Nicosulfuron	Lenacile	Epoxyconazole
		Propyzamide	Glyphosate	Pendimethaline
			Propiconazole	Fluoxastrobine
			Quinmerac	Métazachlor

Les retours d'expérience ont été rassemblés dans 2 guides conçus à l'initiative de l'AFB en 2013 et 2015. Le dimensionnement s'appuie sur une fonction de production hydrologique issue d'hydrogrammes observés ou de simulations à l'aide d'un modèle ruissellement (Soil Conservative Service –Curve Number (SCS-CN), ou de drainage (SIDRA RU). Les réponses hydrologiques aux événements pluvieux fournissent ainsi les volumes d'eau à gérer pour le stockage temporaire au sein du dispositif, pour un temps de séjour et un taux de dissipation des pesticides donnés. Dans les deux cas, l'objectif de réduction des flux de pesticides a été fixé à 50%, valeur réaliste issue des travaux expérimentaux sur les sites de Rouffach (Haut-Rhin) en contexte viticole ruisselant et sur Villedomain (Indre et Loire) en contexte grande culture drainée.

Le guide ZTHA (Tournebize et al., 2015) présente des éléments de recommandation issus des expérimentations menées par Irstea/Antony sur la mise en œuvre et le suivi de plusieurs ZTHA. L'implantation des zones tampons humides artificielles inclut ainsi plusieurs étapes avant, pendant et

après la construction : Étape 1 : Le diagnostic hydrologique - Étape 2 : La localisation - Étape 3 : La conception - Étape 4 : Réglementation et financement - Étape 5 : La construction - Étape 6 : La plantation - Étape 7 : La maintenance. Pour les OR2, deux points sont à ajouter : optimiser la double fonctionnalité protection/remédiation lors de l'aménagement d'ouvrages existants et optimiser l'emplacement des nouveaux OR2 tant du point de vue de l'implantation géographique au sein du paysage que du dimensionnement (**Figure 4**).

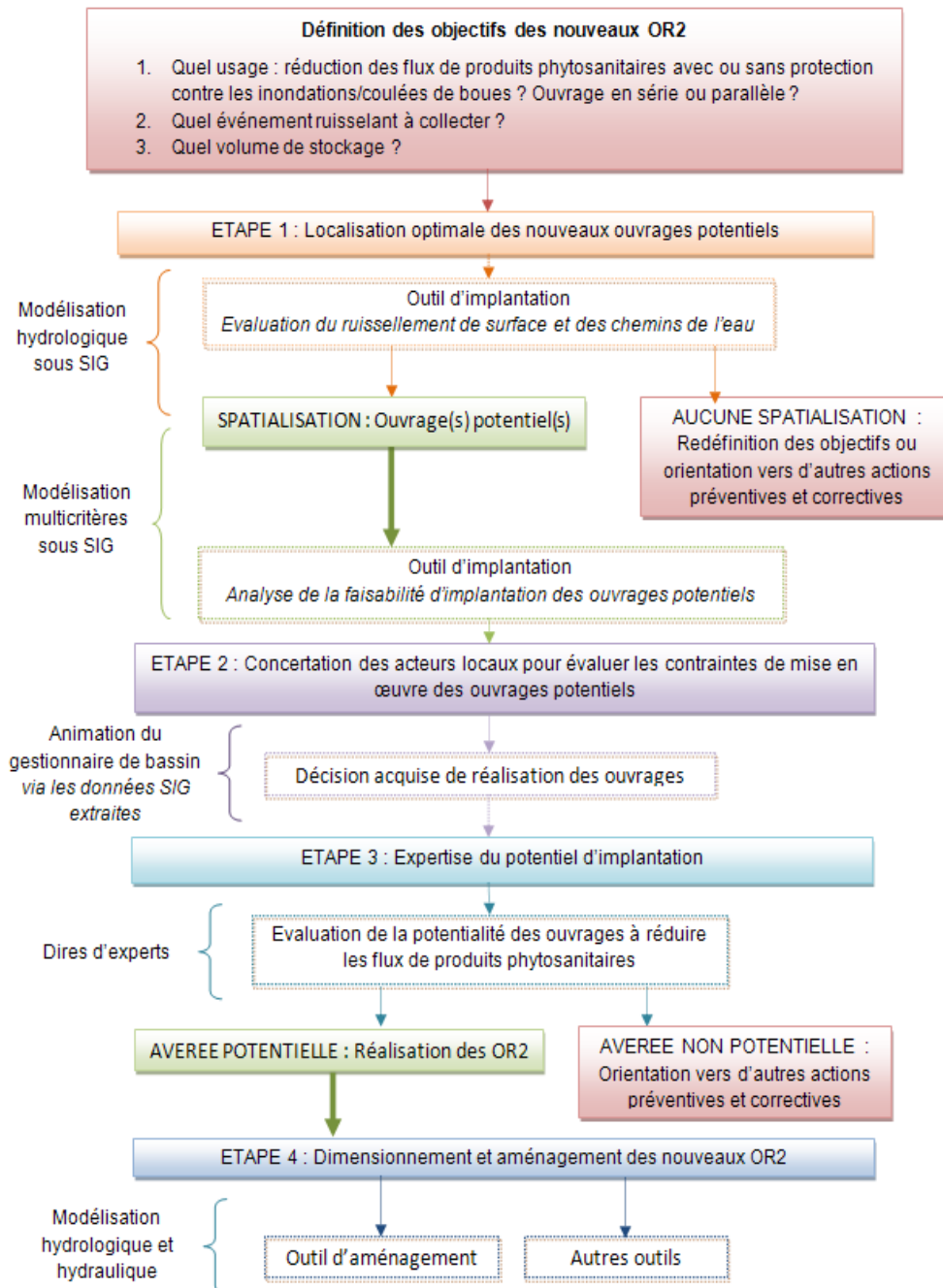


Figure 4 : Méthodologie d'implantation de zone tampon type OR2 (Regazzoni et Payraudeau, 2013).

La localisation dépend du fonctionnement hydrologique du bassin versant. Il est important, dans cette étape, de connaître les chemins de l'eau afin de déterminer les localisations optimales. Il importe aussi

de privilégier des espaces non agricoles qui pourraient être idéalement placés sur le chemin de l'eau. Enfin, si cela n'est pas suffisant, il faut envisager la possibilité de requérir du foncier agricole directement auprès des agriculteurs. C'est pourquoi leur implication dans le processus de co-construction doit être établie dès le début de la réflexion. Cependant, toute localisation potentielle doit être validée par deux études spécifiques et indispensables portant sur la topographie du site garantissant la possibilité de stockage temporaire de l'eau et la caractérisation des couches de sol (étude géotechnique) assurant une étanchéité naturelle lors du décaissement de la ZTHA.

Les travaux de dimensionnement basés sur une approche hydrologique ont conduit à proposer le volume moyen de 75m³/ha drainé connecté en amont de la ZTHA, ce qui correspond pour une profondeur recommandée de 50cm de tirant d'eau, à une emprise foncière de 1,6% de la surface drainée en amont (valeur « moyenne » issue d'un dimensionnement pour différentes petites régions agricoles jugées représentatives). La végétation devra être choisie selon les espèces locales, et il est recommandé de laisser la ZTHA trouver sa propre trajectoire écologique (principe d'auto-organisation) sans avoir recours à une sur-ingéniérisation.

2.4 Fossés et réseaux de fossés agricoles ou de voirie

Très largement présents sur le territoire national, les fossés ont initialement été creusés par l'homme pour répondre à des usages précis variant selon les régions ou leur localisation dans le paysage : drainage des eaux excédentaires, maîtrise du ruissellement, de l'érosion des sols. Les fossés sont cependant le siège de nombreux processus leur conférant également d'autres fonctions en sus de celles pour lesquelles ils avaient été conçus. L'ensemble de ces fonctions, incluant l'effet tampon des fossés vis-à-vis des pesticides est détaillé dans une synthèse bibliographique (Dollinger et al., 2014). La conception et la gestion des fossés comme zone tampon est particulièrement intéressante à plusieurs titres. Premièrement, comme ceci sera détaillé par la suite, la rétention des pesticides peut y être particulièrement importante (Margoum et al., 2001, 2003), jusqu'à 98%, selon la molécule et le contexte pédoclimatique. Deuxièmement, ces éléments du paysage sont déjà largement présents dans les zones agricoles, ont une faible emprise au sol et n'impliquent donc pas de diminution des surfaces cultivées. Troisièmement, bien que constituant les têtes de réseaux hydrographiques, les fossés subissent moins de contraintes réglementaires que les cours d'eau en matière de respect de l'environnement. Ainsi l'ensemble des mesures visant à protéger les cours d'eau dans le cadre du Grenelle ou de la DCE ne concerne pas les fossés. Il n'y a, par exemple, pas d'indication nationale⁴ relative au traitement des fossés par des produits phytosanitaires. Lit et berges des fossés sont souvent entretenus par les agriculteurs ou les collectivités locales pour maintenir les fonctions primaires des fossés. Les pratiques fréquentes d'entretien sont le curage, la fauche, le désherbage chimique ou le brûlis afin de maximiser la capacité d'écoulement et d'évacuation des eaux des fossés. Ces pratiques modifient l'effet tampon d'un fossé. Il n'est cependant pas évident que les fossés puissent agir comme une zone tampon dans tous les contextes pédoclimatiques, quelques soient le régime hydrologique, la saison ou leur mode de gestion. En effet, dans de nombreux cas, les fossés captent des eaux fortement contaminées provenant de parcelles agricoles et les transfèrent très rapidement vers les milieux récepteurs du fait de leur position de tête de réseau hydrographique. Par ailleurs, les fossés peuvent aussi être fortement infiltrants et représenter une voie de contamination importante des eaux souterraines (e.g. Dagès et al., 2015). Les apports de pesticides dans les fossés sont étroitement liés aux flux hydriques et sédimentaires (**Figure 5**). Ces apports peuvent se faire par interception de ruissellement chargé en contaminants sous forme dissoute ou associés aux particules, par drainage des eaux de subsurface chargées, par dérive lors de l'application sur les parcelles avoisinantes ou par épandage direct.

⁴ Dans le cadre de la loi sur l'eau, certains départements ont pris des arrêtés dits "Fossés" comprenant des mesures de restriction d'application de produits phytosanitaires à proximité des fossés. Ex : en Seine Maritime : http://dise.seine-maritime.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/arrête_prefectoral_24_01_2012_cle894571.pdf.

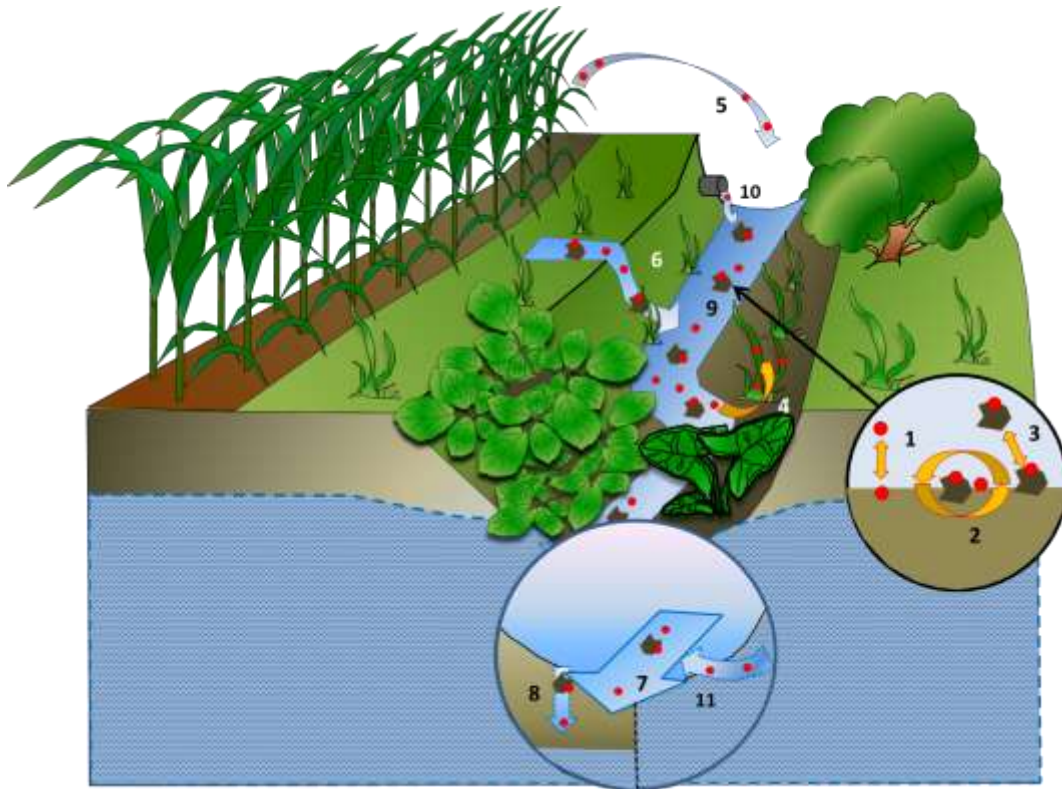


Figure 5 : Transport et devenir des pesticides - (1) sorption/désorption - (2) dégradation biotique et abiotique (photolyse, hydrolyse) - (3) sédimentation de particules chargées en polluants - (4) absorption par les plantes - (5) dérive - (6) apports par ruissellement - (7) transport sous forme dissoute et/ou particulaire - (8) infiltration sous forme dissoute et/ou particulaire - (9) dilution - (10) apports par les eaux de drainage - (11) apports par exfiltration (adaptée de Dollinger et al., 2014)

La rétention des pesticides dans les fossés est liée à plusieurs processus : i) l'adsorption sur les matériaux présents dans un fossé tels que la litière, les cendres, la végétation vivantes ou les sols du lit et des berges du fossé, ii) la dégradation biotique et abiotique, iii) l'absorption par la végétation et éventuellement iv) l'infiltration. L'adsorption est a priori le processus contribuant le plus à la rétention, tandis que l'absorption est probablement assez faible (Dollinger et al., 2014). La dégradation, assez peu étudiée dans ce contexte spécifique, semble favorisée dans les fossés par rapport aux parcelles avoisinantes (Crum et al., 1997; Mahabali et Spanoghe, 2014), d'une part du fait de la présence de micro-organismes dégradateurs (Needelman et al., 2007), d'autre part du fait de l'allongement du temps de rétention hydraulique, notamment pour les fossés de drainage, augmentant de facto la durée disponible pour que se produise la dégradation. L'adsorption conduit à un stockage des molécules qui peuvent éventuellement être remobilisées par désorption et donc conduire, avec un retard, à une contamination. L'infiltration enfin peut être très importante dans les fossés selon la nature et la structure du sol, et peut ainsi fortement contribuer, comme pour les ZT sèches, à limiter la contamination des eaux de surface. En contrepartie, ceci augmente le risque de contamination des eaux souterraines. Les contaminants non retenus dans les fossés, qu'ils soient dégradés ou non, sont transportés vers le milieu aquatique récepteur.

Les facteurs visant à expliquer l'efficacité de sorption ont été analysés à partir d'expérimentations et suivis en conditions naturelles (e.g. Crum et al., 1997 ; Garon-Boucher., 2003 ; Bennett et al., 2005, Moore et al., 2011, Dollinger, 2016), de simulations numériques et de mesures sur des aliquots en laboratoire (Dagès et al., 2016 ; Dollinger et al., 2016). En revanche, les facteurs influençant les autres composantes de la rétention n'ont à notre connaissance pas encore été explorés. La capacité nette de

sorption au cours d'une crue (adsorption et remobilisation) est très variable, allant de 0.5 à plus de 99% selon la nature des molécules, les caractéristiques du fossé mais aussi des caractéristiques hydrologiques de la crue. Pour les molécules hydrophobes et fortement hydrophobes (telles que diuron ou chlorpyrifos), se sorbant de façon privilégiée sur la matière organique, la capacité de sorption est la plus importante pour les fossés avec de la litière en décomposition (e.g. Margoum et al., 2006 ; Vallée et al., 2014 ; Dollinger et al., 2016) (ex. résidus de fauche en cours de dégradation) ou avec de la cendre (générée par les opérations d'entretien de type brûlis). En revanche, les molécules ionisables et hydrophiles, telles que le glyphosate, n'ont qu'une faible affinité avec la matière organique ; le glyphosate se sorbe en revanche fortement sur les argiles des sols et sur les cendres (Dollinger et al., 2015, 2016). Ainsi, les fossés brûlés ou sur sol argileux auront une capacité de sorption meilleure que les autres fossés. La largeur du fossé est également un facteur d'explication de l'efficacité tampon du fossé, une augmentation de la largeur conduisant à une augmentation de la surface de sorption. Enfin, la force de la crue explique aussi une partie de la variabilité de l'efficacité tampon des fossés, avec une efficacité d'autant plus importante que la crue est faible. Finalement, à l'échelle du bief, deux éléments de gestion peuvent ainsi être mobilisés pour accroître l'efficacité tampon des fossés via un accroissement de la sorption : i) leur entretien en favorisant les opérations générant de la matière organique ou des cendres (fauche en laissant les résidus, brûlis), ii) leur dimensionnement (largeur).

Par rapport aux autres zones tampons, les fossés présentent la particularité d'être organisés en réseau. Ainsi, l'efficacité tampon à l'échelle du réseau va à la fois dépendre de la variabilité des caractéristiques des fossés le long d'un réseau, mais aussi de la distribution des caractères favorables à la sorption le long de ce réseau. Des résultats de simulations numériques, très exploratoires, montrent que l'efficacité du réseau dépend très largement de cette distribution, avec une meilleure efficacité lorsque les fossés avec des caractères favorables à la sorption sont situés sur l'aval du réseau plutôt que sur l'amont. Dans cet exemple précis, la rétention du chlorpyrifos sur un événement de crue passe de 73 à 92% si les fossés avec les caractères favorables à la sorption se situent sur l'aval du réseau et non sur l'amont. Ces résultats, obtenus sur une seule molécule et dans un nombre restreint de contextes pédo-climatiques et d'architectures de réseau nécessitent d'être confortés. Ils sous-tendent cependant que pour protéger un captage eaux de surface, un effort doit en priorité être réalisé sur l'aval de l'aire d'alimentation. En revanche, pour un captage eaux souterraines et si les fossés sont infiltrants, il conviendra également de porter l'effort à proximité immédiate des parcelles les plus émettrices.

Un guide méthodologique pour le diagnostic et la gestion des réseaux de fossés agricoles infiltrants pour la limitation de la contamination des masses d'eau par les pesticides a récemment été développé par l'INRA (Dagès et al., 2016) pour l'AFB. Ce guide propose aux gestionnaires une démarche en 4 étapes, incluant un diagnostic initial du réseau de fossé et du risque de contamination avant de rechercher des solutions de gestion. Il donne pour cela des grilles d'analyse pour : i) observer, caractériser et classer les fossés en grandes familles ou types (typologie), ii) une analyse et un classement de ces grandes familles selon leur efficacité tampon moyenne, iii) une analyse des pratiques d'entretien à favoriser selon le risque de contamination et enfin iv) une analyse du risque à l'échelle du réseau de fossés, plutôt qu'à celle du fossé élémentaire. Ce guide peut être mobilisé pour gérer les fossés dans les aires de captage.

Finalement, l'efficacité tampon des fossés est principalement attribuable à sa capacité de rétention par sorption. Celle-ci est variable, en général bonne, mais peut être très importante selon les opérations d'entretien pratiquées sur les fossés et les caractéristiques physiques qu'elles leur confèrent. Cette efficacité varie également considérablement selon la nature des molécules et notamment leur propension à se sorber (capacité et cinétique). Le brûlis apparaît comme une opération d'entretien permettant d'accentuer l'efficacité de sorption pour de nombreuses molécules, si les conditions hydrologiques permettent de maintenir les cendres en place. Les fossés s'organisant en réseau, il apparaît important de raisonner leur entretien à cette échelle. Pour les captages d'eaux de surface, il convient de privilégier les fossés avec les plus fortes capacités de rétention à proximité du point de

captage afin d'atténuer au maximum la contamination de l'ensemble des eaux de l'aire d'alimentation du captage, tandis que l'effort doit être également porté à proximité des parcelles les plus émettrices pour les captages eaux souterraines.

Conclusion

Les différents types de zones tampons ont en commun de chercher à freiner les pesticides afin d'accroître la probabilité qu'ils soient dissipés, essentiellement par dégradation et adsorption, lors de leur transfert hydrique vers la ressource en eau. En revanche, les composantes de l'écoulement et les types de produits concernés, ainsi que les processus et les facteurs gouvernant leur efficacité diffèrent : (i) les zones tampons végétalisées sont surtout efficaces pour les pesticides transférés par ruissellement diffus, l'infiltration et le stockage (adsorption) des flux entrant sur la zone tampon étant les processus principaux déterminant l'efficacité de la zone tampon, avec, dans une moindre mesure, le dépôt des matières en suspension à l'amont de la zone. La capacité d'infiltration de la zone tampon et la nature diffuse de l'écoulement sont donc essentielles, avant le type de végétation ou les caractéristiques (DT50 et Koc) du pesticide considéré, ce qui plaide pour implanter les zones tampons végétalisées en amont sur les versants, au plus proche de la genèse des flux ruisselés. (ii) Les zones tampons humides artificielles et OR2 présentent un réel potentiel pour réduire les concentrations et les flux de polluants d'origine agricole en écoulement concentré. Cependant, les résultats d'efficacité montrent qu'un objectif de 100% d'abattement n'est pas réaliste. Les performances épuratoires des ZTHA sont fortement dépendantes des conditions hydrologiques et de la saisonnalité, ainsi que des produits concernés, selon les conditions régnant au sein de la ZTHA (nature du substrat, tirant d'eau, végétation, activité biologique) : le temps de séjour est un facteur crucial pour déterminer l'efficacité de la zone tampon et la gestion des flux transitant dans la ZTHA doit être déterminée avec soin (volume, fréquence, saisonnalité). Selon le volume et la position de la ZTHA sur le versant, une plus ou moins grande partie des flux exportés pourra être traitée. (iii) Selon qu'ils soient infiltrants ou drainants (cette caractéristique pouvant évoluer au fil de l'année hydrologique), les composantes de l'écoulement collectées par les fossés comporteront essentiellement le ruissellement, ou également les flux drainés naturellement ou par un réseau d'assainissement agricole. Dans tous les cas, la capacité de sorption des fossés est un facteur clé pour déterminer leur efficacité, et peut être améliorée par une gestion adaptée de ces derniers. A l'inverse des zones tampons végétalisées, le positionnement des fossés contribuant le plus à la rétention à l'aval de la zone à protéger paraît plus efficace.

Le choix et l'implantation des zones tampons doivent donc être raisonnés en intégrant ces différents éléments, un point commun à toutes les zones tampons étant que pour être efficaces, elles doivent être situées sur la trajectoire des écoulements à intercepter, et être correctement dimensionnées pour les objectifs visés (cf Encadré 4). Dans tous les cas, il conviendra d'être attentif à ne pas entraîner de transfert de contamination d'une ressource vers une autre, par exemple du cours d'eau vers une ressource souterraine vulnérable, en cas d'infiltration des flux collectés dans le cas d'une zone tampon végétalisée ou d'un fossé. Le caractère plus ou moins réversible de la rétention des contaminants au sein de la zone tampon mérite également d'être considéré : s'il y a adsorption et pas de dégradation significative (l'adsorption étant le plus souvent un processus rapide mais réversible au regard de la dégradation), les contaminants peuvent être remobilisés ultérieurement, induisant une diminution des concentrations maximales mais pas nécessairement des flux totaux transférés. La gestion temporelle de la pollution par les pesticides est une question à prendre en considération dès le début de l'étude. Autant les processus de sorption sont considérés comme rapides, inférieurs à la journée, autant les processus de dégradation sont longs, sur plusieurs jours voire semaines. Un autre point d'attention réside dans le devenir des métabolites, formés par transformation de la molécule mère : ils sont en général moins toxiques que les molécules parentes mais peuvent toutefois présenter elles-mêmes de fortes propriétés toxiques : leur devenir dans l'environnement et leur impact environnemental sont encore mal connus, et demandent des études complémentaires.

Les connaissances et outils disponibles permettent d'ores et déjà de raisonner l'implantation de zones tampons de natures variées à l'échelle d'un bassin versant ou d'une aire d'alimentation de captage, en complément des actions mises en œuvre à l'échelle des parcelles et des itinéraires culturaux pour réduire la pression polluantes. Le développement et la validation de modèles, à l'échelle locale des zones tampons, ainsi qu'à l'échelle de l'AAC permettront d'optimiser leur implantation compte tenu des enjeux identifiés et des objectifs visés. Le suivi à long terme de différents types de zones tampons est souhaitable pour évaluer les effets de relargage, étudier le devenir des métabolites, et affiner les connaissances sur les processus, afin de mieux définir les règles de dimensionnement.

Enfin, l'implantation de zones tampons doit s'inscrire dans une réflexion globale sur le territoire, en intégrant leur complémentarité entre elles du point de vue de l'abattement des transferts de plusieurs types de contaminants, mais également les autres types d'aménités qu'elles offrent : maintien ou rétablissement de la trame verte et bleue, accroissement de la biodiversité, diversité accrue du paysage, bouquet de services écosystémiques.

Références bibliographiques

Bedos C., Gabriele B., Rousseau-Djabri M.F., Flura D., Enrique B., 2003. Pesticide volatilization fluxes in relation to the behaviour of the compound in the soil: The atmospheric part. 12th Symposium on Pesticide Chemistry

Bennett E.R., Moore M.T., Cooper C.M., Smith Jr S., Shields Jr F.D., Drouillard K.G., Schulz R., 2005. Vegetated agricultural drainage ditches for the mitigation of pyrethroid-associated runoff. Environ. Toxicol. Chem. 24, 2121–2127. doi:10.1897/04-357R.1

Bernard K., Carluer N., Le Hénaff G., 2014. Limitation du transfert hydrique des produits phytosanitaires par les zones tampons : caractérisation de l'existant et proposition de dispositifs correctifs et complémentaires. Techniques, Sciences et Méthodes 12: 83-100.

Boivin A., Margoum C., Guillemain C., Ball N., Carluer N., Gril J.-J., Gouy V., 2007. Water and pesticide transport dynamic in a grass buffer strip. WAPO : International Conference on WATER POLLUTION in natural PORous media at different scales. Assessment of fate, impact and indicators., Barcelone. 2007, 11-13th april

Brix H., 1997. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? Water Science and Technology 35(5):11-17.

Brown C.D., Dubus I.G., Fogg P., Spirlet M., Gustin C., 2004. Exposure to sulfosulfuron in agricultural drainage ditches: field monitoring and scenario-based modelling. Pest Manag. Sci. 60, 765–776. doi:10.1002/ps.876

Catalogne C., Le Hénaff G., 2016. Guide d'aide à l'implantation des zones tampons pour l'atténuation des transferts de contaminants d'origine agricole. Rapport Irstea-ONEMA élaboré dans le cadre du Groupe Technique Zones Tampons, 69pp.

Catalogne C., Le Hénaff G., Carluer N., 2016. Guide pour l'évaluation de la vulnérabilité intrinsèque aux transferts hydriques de contaminants d'origine agricole dans le cas d'une Aire d'Alimentation de Captages à transferts mixtes. Présentation de la méthode et exemple d'application. Irstea-Onema: 78pp.

Caubel V., 2001. Influence de la haie de ceinture de fond de vallée sur les transferts d'eau et de nitrate, Thèse de l'ENSAR, 151pp

Cooper C.M., Moore M.T., Bennett E.R., Smith S.Jr., Farris J.L., Milam C.D., Shields F.D.Jr., 2004. Innovative uses of vegetated drainage ditches for reducing agricultural runoff. Water Sci. Technol. J. Int. Assoc. Water Pollut. Res. 49, 117–123.

CORPEN, 2007. Les fonctions environnementales des zones tampons. Les bases scientifiques et techniques des fonctions de production des eaux. 176pp

Crum S.J.H., Aalderink G.H., Brock T.C.M., 1997. Fate of the herbicide linuron in outdoor experimental ditches. Chemosphere 36, 2175–2190. doi:10.1016/S0045-6535(97)10190-4

Dages C., Bailly J., Dollinger J., Lagacherie P., Voltz M., 2016, Guide méthodologique : diagnostic et gestion des réseaux de fossés agricoles infiltrants pour la limitation de la contamination des masses d'eau par les pesticides, INRA-ONEMA, 76p +annexes.

Dages C., Samouëlian A., Negro S., Storck V., Huttel O., Voltz M., 2015. Seepage patterns of Diuron in a ditch bed during a sequence of flood events. *Sci. Total Environ.* 537, 120–128. doi:10.1016/j.scitotenv.2015.07.130

Devers-Lamrani M., Pesce S., Rouard N., Martin-Laurent F., 2014. Evidence for cooperative mineralization of diuron by *Arthrobacter* sp. BS2 and *Achromobacter* sp. SP1 isolated from a mixed culture enriched from diuron exposed environments. *Chemosphere* 117: 208-215.

Dollinger J., 2016 Analyse et modélisation des transferts et de la rétention de pesticides dans les fossés agricoles infiltrants en lien avec les stratégies d'entretien. PhD thesis, Montpellier Supagro. 298p+ annexes.

Dollinger J., Dages C., Bailly J.S., Lagacherie P., Voltz M., 2014. Synthèse bibliographique des différentes fonctions des réseaux de fossés aux échelles du fossé élémentaire et du réseau (Synthèse bibliographique). INRA - ONEMA, France.

Dollinger J., Dages C., Negro S., Bailly J.-S., Voltz M., 2016. Variability of glyphosate and diuron sorption capacities of ditch beds determined using new indicator-based methods. *Sci. Total Environ.* 573, 716–726. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.08.168

Dollinger J., Dages C., Voltz M., 2015. Glyphosate sorption to soils and sediments predicted by pedotransfer functions. *Environ. Chem. Lett.* 1–15. doi:10.1007/s10311-015-0515-5

Feurtet-Mazel A., Grollier T., Grouselle M., Ribeyre F., Boudou A., 1996. Experimental study of bioaccumulation and effects of the herbicide Isoproturon on freshwater rooted macrophytes - (*Elodea densa* and *Ludwigia natans*). *Chemosphere* 32(8): 1499-1512.

Fonder N., Headley T., 2013. The taxonomy of treatment wetlands: A proposed classification and nomenclature system. *Ecological Engineering*, 51, 203-211.

Garon-Boucher C., 2003. Contribution à l'étude du devenir des produits phytosanitaires lors de l'écoulement dans les fosses: caractérisation physico-chimique et hydrodynamique. PhD thesis.244 pp + annexes

Gregoire C., Elsaesser D., Huguenot D., Lange J., Lebeau T., Merli A., Mose R., Passeport E., Payraudeau S., Schütz T., Schulz R., Tapia-Padilla G., Tournebize J., Trevisan M., Wanko A., 2008. Review: Mitigation of agricultural nonpoint-source pesticide pollution in artificial wetland ecosystems. *Environmental Chemistry Letters*.

Gregoire C., et al., 2009. Mitigation of agricultural non point-source pesticide pollution in artificial wetland ecosystems. *Environmental Chemistry Letters* 7(3): 205-231.

Gril J.J., Le Hénaff G., 2010a. Guide de diagnostic de l'efficacité des zones tampons rivulaires vis à vis du transfert hydriques des pesticides. Cemagref - ONEMA.

Gril J.J., Le Hénaff G., Faidix K., 2010b. Mise en place des zones tampons et évaluation de zones tampons existances destinées à limiter les transferts hydriques de pesticides. Guide de diagnostic à l'échelle du petit bassin versant. Cemagref. DGPAAT du Ministère en charge de l'Agriculture.

Hoyos-Hernandez C., 2010. Dégradation du S-metolachlor dans une zone tampon humide artificielle en fonction de l'activité microbienne, des conditions d'oxydoréduction et de différentes sources de carbone. Master thesis, in French. Vol. Master II Ingénierie biologique de l'environnement. Université Paris Est Créteil, France., p. 62

Kladivko E.J., Brown L.C., Baker J.L., 2001. Pesticide Transport to Subsurface Tile Drains in Humid Regions of North America. *Crit. Rev.Env. Sci.Tech.* 31, 1-62.

Lacas J.-G., 2005. Processus de dissipation des produits phytosanitaires dans les zones tampons enherbées. Etude expérimentale et modélisation en vue de limiter la contamination des eaux de surface. Sciences de l'eau dans l'environnement continental. Ecole doctorale : Sciences de la Terre et de l'Eau, Université Montpellier II. Sciences et techniques du Languedoc: 239 pp + annexes.

Lacas J.-G., Voltz M., Gouy V., Carluier N., Gril J.-J., 2005. Using grassed strips to limit pesticide transfer to surface water: a review. *Agronomy for sustainable development* 25: 253-266.

- Le Hénaff G., Gauroy C., 2011. Délimitation des aires d'alimentation de captages en eaux de surface et caractérisation de leur vulnérabilité vis à vis des pollutions agricoles diffuses par les pesticides. Guide méthodologique. Cemagref. MAAPAR-BSE / MEDDLT-DEB: 54 pp.
- Lecomte V., 1999. Transfert de produits phytosanitaires par le ruissellement et l'érosion de la parcelle au bassin versant Sciences de l'eau, ENGREF : 210 pp
- Louchart X., 1999. Transfert de pesticides dans les eaux de surface aux échelles de la parcelle et d'un bassin versant viticole. Etude expérimentale et éléments de modélisation. ENSAM. Ecole doctorale de Biologie Intégrative: 215 pp
- Madrigal-Monarez I., 2004. Rétention de pesticides dans les sols des dispositifs tampon, enherbés et boisés. Rôle des matières organiques, Institut Agronomique Paris-Grignon: 212 pp
- Mahabali S., Spanoghe P., 2014. Mitigation of Two Insecticides by Wetland Plants: Feasibility Study for the Treatment of Agricultural Runoff in Suriname (South America). *Water, Air, Soil Pollut.* 225, 1–12. doi:10.1007/s11270-013-1771-2
- Margoum C., Gouy V., Laillet B., Dramais G., 2003. Rétention des produits phytosanitaires dans les fossés de connexion parcelle-cours d'eau. *J. Water Sci.* 16, 389–405.
- 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, *Science of The Total Environment*, Volume 409, Issue 11, Pages 2317-2324
- Margoum C., Gouy V., Williams R., Smith J., 2001. Le rôle des fossés agricoles dans la dissipation des produits phytosanitaires. *Ingénieries* 56–65.
- Margoum C., Malessard C., Gouy V., 2006. Investigation of various physicochemical and environmental parameter influence on pesticide sorption to ditch bed substratum by means of experimental design. *Chemosphere* 63, 1835–1841. doi:10.1016/j.chemosphere.2005.10.032
- MEDDE-MAAF, 2013. Guide méthodologique : Protection d'aire d'alimentation de captage en eau potable contre les pollutions liées à l'utilisation de fertilisants et de pesticides., MEDDE-MAAF: 103 pp.
- Miglioranza K.S.B., de Moreno J.E.A., Moreno V.J., 2004. Organochlorine pesticides sequestered in the aquatic macrophyte *Schoenoplectus californicus* (C.A. Meyer) Sojak from a shallow lake in Argentina. *Water Research* 38: 1765-1772.
- Moore M.T., Cooper C.M., Smith S., Cullum R.F., Knight S.S., Locke M.A., Bennett E.R., 2007. Diazinon mitigation in constructed Wetlands: Influence of vegetation. *Water Air and Soil Pollution* 184(1-4): 313-321.
- Moore M.T., Schulz R., Cooper C.M., Smith S., Rodgers J.H., 2002. Mitigation of chlorpyrifos runoff using constructed wetlands. *Chemosphere* 46(6): 827-835.
- Moore M.T., Denton D.L., Cooper C.M., Wrynski J., Miller J.L., Werner I., Horner G., Crane D., Holcomb D.B., Huddleston G.M., 2011. Use of vegetated agricultural drainage ditches to decrease pesticide transport from tomato and alfalfa fields in California, USA. *Environ. Toxicol. Chem.* 30, 1044–1049. doi:10.1002/etc.474
- Muñoz-Carpena R., Lauvernet C., Carluet N. (Soumis). Simplified mechanistic algorithm for unsteady rainfall infiltration and water content distribution in soils with a shallow water table. *Advances in Water Resources*.
- Needelman B.A., Kleinman P.J.A., Strock J.S., Allen A.L., 2007. Improved management of agricultural drainage ditches for water quality protection: An overview. *J. Soil Water Conserv.* 62, 171–178
- Passeport E., et al., 2013. Pesticide contamination interception strategy and removal efficiency in forest buffer and artificial wetland in a tile-drained agricultural watershed. *Chemosphere* 91(9): 1289-1296.
- Peret A.M., Oliveira L.F., Bianchini Jr I., Regali Selegim M.H., Peret A.C., Mozeto A.A., 2010. Dynamics of fipronil in Oleo Lagoon in Jatai Ecological Station, Sao Paulo-Brazil. *Chemosphere* 78(10): 1225-1229. Piacenza, Italy.
- Regazzoni C., Payraudeau S., 2013. Guide d'aménagement et d'implantation de nouveaux Ouvrages de Rétention et de Remédiation (OR2). ONEMA-LHYGES-ENGEES. 48p.

Reichenberger S., Bach M., Skitschak A., Frede H.-G., 2007. Mitigation strategies to reduce pesticides inputs into ground- and surface water and their effectiveness. A review. *Science of the Total Environment* 384(1-3): 1-35.

Richet J.B., Ouvry J.F., Saunier M., 2016. The role of vegetative barriers such as fascines and dense shrub hedges in catchment management to reduce runoff and erosion effects: experimental evidence of efficiency and conditions of use. *Ecological Engineering*, Sous presse.

Stehle S., et al., 2011. Pesticide risk mitigation by vegetated treatment systems: A meta-analysis. *Journal of Environmental Quality* 40(4): 1068-1080

Thomas Z., Molénat J., Caubel V., Grimaldi C., Mérot P., 2008. Simulating soil-water movement under a hedgerow surrounding a bottomland reveals the importance of transpiration in water balance, *Hydrological Processes*, 22-5: 577-585

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. Irstea-ONEMA, 65p

Tournebize J., et al., 2013. Pesticide de-contamination of surface waters as a wetland ecosystem service in agricultural landscapes. *Ecological Engineering* 56: 51-59

Tournebize J., et al., 2017. Implications for constructed wetlands to mitigate nitrate and pesticide pollution in agricultural drained watersheds. *Ecological Engineering*. Sous presse

USDA-SCS, 1972. National Engineering Handbook, Part 630 Hydrology. Washington, D.C.

Vallée R., Dousset S., Billet D., Benoit M., 2014. Sorption of selected pesticides on soils, sediment and straw from a constructed agricultural drainage ditch or pond. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 1–11. doi:10.1007/s11356-013-1840-5

Vernoux J.F., Barrez F., Wuilleumier A., 2011. Analyse des études de délimitation et de vulnérabilité des aires d'alimentation des captages d'eau souterraine "Grenelle", BRGM. Onema.

Cet article est publié sous la licence Creative Commons (CC BY-NC-ND 3.0)



<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/3.0/fr/>

Pour la citation et la reproduction de cet article, mentionner obligatoirement le titre de l'article, le nom de tous les auteurs, la mention de sa publication dans la revue « *Innovations Agronomiques* », la date de sa publication, et son URL)