



HAL
open science

Guide d'aide à l'implantation des zones tampons pour l'atténuation des transferts de contaminants d'origine agricole

C. Catalogne, G. Le Hénaff

► **To cite this version:**

C. Catalogne, G. Le Hénaff. Guide d'aide à l'implantation des zones tampons pour l'atténuation des transferts de contaminants d'origine agricole. [Rapport de recherche] irstea. 2016, pp.69. hal-02604919

HAL Id: hal-02604919

<https://hal.inrae.fr/hal-02604919v1>

Submitted on 16 May 2020

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

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



Guide d'aide à l'implantation des zones tampons pour l'atténuation des transferts de contaminants d'origine agricole

Document élaboré dans le cadre du Groupe Technique
« Intégration des zones tampons dans la gestion des bassins versants pour la prévention des
pollutions diffuses agricoles »



Avec le soutien financier de l'ONEMA

Coordination du document : Clotaire Catalogne et Guy Le Hénaff

IIRSTEA (Centre de Lyon-Villeurbanne) – Équipe « Pollutions Diffuses », UR MAEP

Version de février 2016

Avec les contributions de : Christian Guyot (UIPP), Benoît Réal (Arvalis – institut du végétal), Jean-François Ouvry (AREAS), Catherine Grimaldi (INRA, UMR SAS), Claire Billy (ONEMA), Julien Tournebize (Irstea), Nadia Carluier (Irstea), Sylvain Payraudeau (LHYGES), François-Xavier Schott (CRAL)

Pour citer le document : 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.

Remerciements : à Jean-Joël Gril pour son aimable et précieuse relecture

Quelques mots sur le Groupe Technique « Zones Tampons »

Notre Groupe Technique a pour vocation d'encadrer et promouvoir les réflexions menées sur les zones tampons en réunissant 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...).

Co-animé par l'ONEMA et Irstea, le groupe technique regroupe des membres issus des ministères en charge de l'agriculture et de l'environnement, des organismes de recherche, des services déconcentrés de l'état, des représentants du monde agricole, des animateurs et gestionnaires de bassins versants, des gestionnaires de l'eau potable, des associations environnementales, de l'Union des Industries pour la Protection des Plantes, de bureaux d'étude, etc.

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.

Liste des membres du GTZT en juin 2015 (personnes chargées de l'animation du groupe) :*

Claire BILLY*	Office National des Eaux et des Milieux Aquatiques (ONEMA)
Philippe BOSSARD	
Philippe DUPONT	
Guy LE HENAFF*	Institut national de recherche en sciences et technologies pour l'environnement et l'agriculture (Irstea)
Clotaire CATALOGNE*	
Julien TOURNEBIZE	
Bernard VINCENT	
Nadia CARLUER	Ministère de l'Environnement
Jeanne BOUGHABA	
Emilia CHANTRE	Ministère de l'Agriculture
Julienne ROUX	
Catherine GRIMALDI	Institut National de la Recherche Agronomique (INRA)
Solène LE FUR	Association Scientifique et Technique pour l'Eau et l'Environnement (ASTEE)
Jean-François OUVRY	Association Régionale pour l'Étude et l'Amélioration des Sols (AREAS)
Jacques OUSTRIC	Chambre d'Agriculture du Gard
Vassilis SPYRATOS	Direction Départementale des Territoires de Seine et Marne (DDT 77)
Benoît RÉAL	Arvalis – institut du végétal
Christian GUYOT	Union des Industries de la Protection des Plantes (UIPP)
Julie MAILLET-MEZERAY	
Sylvain PAYRAUDEAU	École Nationale du Génie de l'Eau et de l'Environnement de Strasbourg (ENGEEES) – Laboratoire d'HYdrologie et de GEochimie de Strasbourg (LHYGES)
Stéphane PERON	Syndicat Intercommunal d'Alimentation en Eau Potable du Houlme (SIAEP du Houlme)
Marina PITREL	Agence de l'Eau Rhin-Meuse
François-Xavier SCHOTT	Chambre d'Agriculture de Lorraine

Table des matières

INTRODUCTION.....	8
Que contient ce guide ?.....	8
A qui s'adresse ce guide ?.....	8
Comment s'insère ce guide dans la démarche d'implantation de zones tampons ?.....	8
Comment utiliser ce guide ?.....	9
Avertissement au lecteur.....	11
1. PRÉ-REQUIS À L'UTILISATION DE LA GRILLE DE LECTURE.....	12
1.1. Les différents types de dispositifs tampons.....	12
1.1.1. <i>Les dispositifs enherbés.....</i>	<i>13</i>
1.1.2. <i>Les dispositifs ligneux.....</i>	<i>15</i>
1.1.3. <i>Les dispositifs de type talus ou merlons.....</i>	<i>17</i>
1.1.4. <i>Les dispositifs de type fossé.....</i>	<i>17</i>
1.1.5. <i>Les dispositifs de type plan d'eau.....</i>	<i>18</i>
1.2. Rappel sur les processus de transfert des contaminants d'origine agricole vers les milieux aquatiques.....	19
1.2.1. <i>Les différents modes de transferts hydriques.....</i>	<i>20</i>
1.2.2. <i>Les transferts de nitrate.....</i>	<i>23</i>
1.2.3. <i>Les transferts d'azote organique et d'ion ammonium.....</i>	<i>24</i>
1.2.4. <i>Les transferts de phosphore.....</i>	<i>24</i>
1.2.5. <i>Les transferts de produits phytosanitaires.....</i>	<i>25</i>
1.2.6. <i>Les transferts de matières en suspension.....</i>	<i>27</i>
1.3. La phase de diagnostic.....	28
1.3.1. <i>Diagnostic des zones tampons rivulaires : un diagnostic « vu du cours d'eau ».....</i>	<i>31</i>
1.3.2. <i>Préconisation pour l'implantation de zones tampons complémentaires en versant.....</i>	<i>33</i>
1.3.3. <i>Les diagnostics de dimensionnement.....</i>	<i>36</i>
2. GRILLE DE LECTURE OPÉRATIONNELLE POUR CHOISIR ET POSITIONNER DES ZONES TAMPONS EN VUE D'UNE PROTECTION EFFICACE DES RESSOURCES EN EAU.....	37
2.1. Avertissements préalables.....	38
2.2. La maîtrise des transferts de nitrate par les zones tampons.....	38
2.2.1. <i>Modes d'action recherchés et fonctionnement des zones tampons pour la maîtrise des transferts de nitrate.....</i>	<i>38</i>
2.2.2. <i>Choix du dispositif et positionnement dans le versant en fonction du mode de transfert de nitrate</i>	<i>40</i>
2.3. La maîtrise des transferts de matières en suspension, de matières organique et des contaminants adsorbés par les zones tampons.....	41
2.3.1. <i>Modes d'action recherchés et fonctionnement des zones tampons pour la maîtrise des transferts de MES.....</i>	<i>41</i>
2.3.2. <i>Choix du dispositif et positionnement dans le versant en fonction du mode de transfert des MES</i>	<i>42</i>

2.4.	La maîtrise des transferts de pesticides en solution par les zones tampons.....	44
2.4.1.	<i>Modes d'action recherchés et fonctionnement des zones tampons pour la maîtrise des transferts de pesticides en solution.....</i>	<i>44</i>
2.4.2.	<i>Choix du dispositif et positionnement dans le versant en fonction du mode de transfert des pesticides en solution.....</i>	<i>45</i>
2.5.	Multifonctionnalité, association et complémentarité des dispositifs tampons.....	47
CONCLUSION.....		48
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....		49
ANNEXES.....		54
Annexe I : Références de dimensionnement d'une ZTHA pour l'atténuation des transferts de nitrate.....		54
Annexe II : Références d'efficacité des milieux humides rivulaires (ripisylves ou boisement humide de bas-fond) pour l'atténuation des transferts d'azote.....		56
Annexe III : Références d'efficacité d'une zone enherbée pour l'atténuation des transferts de MES.....		57
Annexe IV : Références d'efficacité des haies denses et fascines pour l'atténuation des transferts de MES.....		58
Annexe V : Références et méthode de dimensionnement des bandes tampons végétalisées pour l'atténuation des transferts de produits phytosanitaires.....		60
Annexe VI : Référence d'efficacité des dispositifs tampons de type plan d'eau pour l'atténuation des transferts de produits phytosanitaires et méthode de dimensionnement d'un ouvrage de rétention et de remédiation (OR2).....		64

INTRODUCTION

Depuis les années 80, l'attention portée aux zones tampons s'est fortement accrue, accompagnée d'une constante amélioration des connaissances techniques sur le sujet. **En complément de bonnes pratiques agricoles, les zones tampons présentent en effet un fort intérêt pour maîtriser et limiter les transferts de contaminants d'origine agricole vers les milieux aquatiques.** Elles sont aussi en mesure de remplir d'autres fonctions – régulation des flux d'eau à l'échelle des bassins versants et atténuation des risques de crue, lutte contre l'érosion des terres agricoles, préservation de la biodiversité et du paysage – ce qui en fait un outil d'aménagement du territoire réellement pertinent à l'échelle des bassins versants.

Que contient ce guide ?

Ce guide est issu des réflexions menées dans le cadre du Groupe Technique « Zones Tampons » co-animé par l'ONEMA et Irstea (<http://zonestampons.onema.fr/>). Il se présente comme une grille de lecture visant à éclairer la prise de décision pour l'implantation de zones tampons dans un but de protection de la qualité de l'eau des milieux aquatiques de surface ou souterrains vis-à-vis des pollutions diffuses d'origine agricole. De fait, il s'inscrit dans la lignée du guide édité par le CORPEN¹ en 2007 « *Les fonctions environnementales des zones tampons : les bases scientifiques et techniques de protection des eaux* » et vient en partie compléter celui-ci sur la base des nouvelles connaissances acquises concernant le fonctionnement et l'efficacité des différents dispositifs tampons (notamment les plans d'eau qui n'étaient pas abordés dans la brochure du CORPEN).

A qui s'adresse ce guide ?

Ce document s'adresse principalement aux chargés d'étude amenés à intervenir dans un projet d'aménagement de zones tampons. Pour être utilisé convenablement, il nécessite de maîtriser un panel de connaissances en matière d'ingénierie allant de l'aménagement du territoire à l'hydrologie en passant par l'hydraulique rurale, la pédologie, l'agronomie ou encore l'hydrochimie.

Il peut aussi servir de document d'appui pour les porteurs de projet, animateurs de territoire, techniciens de rivière ou conseillers agricoles de manière à :

- mieux connaître la gamme de solutions possibles en matière de maîtrise des transferts de contaminants d'origine agricole par les zones tampons, en fonction des problématiques identifiées sur leur territoire ;
- aider à rédiger un cahier des charges ;
- fournir des éléments d'argumentation technique lors de réunions de projet.

Comment s'insère ce guide dans la démarche d'implantation de zones tampons ?

L'implantation de zones tampons et plus généralement l'aménagement d'un bassin versant dans un but de protection des eaux passent par différentes étapes qui doivent permettre d'identifier les solutions les plus appropriées pour répondre à un objectif donné. Ces étapes sont résumées dans le Tableau 1.

Comme indiqué dans ce tableau, le présent guide peut être mobilisé au cours de la seconde étape pour formuler des préconisations en matière d'implantation de zones tampons efficaces vis-à-vis de la problématique rencontrée sur le terrain (la première étape étant celle qui permet d'identifier et comprendre cette problématique). Il rejoint en cela le guide publié par Irstea en 2010 (GRIL *et al.*, 2010) qui proposait déjà un arbre de décision pour choisir, parmi différentes solutions possibles, le type de dispositif adapté pour la

¹ Comité d'Orientation pour des Pratiques agricoles respectueuses de l'Environnement

maîtrise des transferts de produits phytosanitaires. Le présent guide a toutefois pour ambition d'élargir ce type de recommandations à d'autres catégories de substances et de processus.

En effet, du point de vue de la préservation de la qualité de l'eau et des milieux aquatiques, les zones tampons sont en mesure d'assurer plusieurs fonctions :

- maîtrise de l'érosion, des flux de matières en suspension et des contaminants adsorbés sur ces dernières,
- maîtrise des flux d'eau chargés de contaminants en solution : pesticides ou nutriments (nitrate et phosphore dissous),
- limitation de la dérive de pulvérisation.

Pour ce faire, la zone tampon doit avant tout être en mesure d'intercepter les flux en question. Elle doit être placée sur le chemin de l'eau, entre les parcelles émettrices et le milieu aquatique récepteur. De fait, elles sont principalement adaptées à l'interception des transferts de surface (ruissellements diffus ou hydrauliquement concentrés), voire des transferts de sub-surface (écoulements de sub-surface et eaux de drainage). Le but de la zone tampon est alors de ralentir les flux d'eau et augmenter le temps de contact entre les contaminants, le sol et la végétation de manière à favoriser les processus naturels de rétention ou de dégradation, qu'ils soient physico-chimiques ou biologiques.

Cependant, toutes les zones tampons, selon leur positionnement dans le versant et le contexte associé, ne permettent pas de répondre aux mêmes objectifs et il est indispensable de bien connaître les processus mis en jeu (ainsi que les contraintes de faisabilité) pour déterminer quel(s) dispositif(s) mobiliser en fonction de l'objectif recherché.

Pour ce faire, l'approche proposée dans ce guide consiste à partir d'une problématique rencontrée sur le terrain (processus de transfert identifiés lors du diagnostic) pour suggérer un ensemble de solutions adaptées, jugées efficaces sur la base des références techniques actuelles.

Comment utiliser ce guide ?

Dans un premier temps, il est ainsi indispensable de bien connaître les processus de transfert des contaminants d'origine agricole vers les milieux aquatiques (cf. partie 1.2) et, évidemment, d'avoir correctement diagnostiqué son territoire pour identifier les solutions possibles (cf. partie 1.3). Ces pré-requis sont rappelés de manière synthétique dans une première partie de ce document et redétaillés au besoin dans la grille de lecture sous l'angle du fonctionnement des zones tampons.

L'entrée dans la grille de lecture (cf. partie 2) s'effectue ensuite par catégorie de contaminants puis est déclinée par type de transfert mis en jeu et/ou en fonction du degré de concentration hydraulique des écoulements (pour ce faire on se reportera utilement au Tableau 3). La distinction entre ces catégories découle principalement des modes d'action spécifiques aux différents types de dispositifs tampons vis-à-vis des différentes substances en cause dans la pollution des milieux aquatiques. Pour chaque situation sont alors proposées un ensemble de recommandations pour le choix et le positionnement de zones tampons adaptées, assorties de références de dimensionnement et d'efficacité (lorsqu'elles existent), dont certaines sont détaillées en annexe (cf. partie 2.1). Ce guide est donc avant tout un outil d'aide à la décision, destiné à orienter l'utilisateur vers une documentation plus détaillée donnant les principes de conception et de dimensionnement propres à chaque type de dispositif.

	Questions à examiner	Connaissances à mobiliser	Outils à mettre en œuvre	Résultats attendu
Identifier la problématique	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Quelle est la nature de la contamination : type de contaminant, concentration, fréquence de dépassement des normes... ? ▪ Origine de la contamination, période concernée et type(s) de transfert(s) mis en jeu 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Modalité d'usage des produits agricoles (périodes et zones d'application, doses) ▪ Transferts des contaminants dans le milieu naturel, depuis l'application sur la parcelle jusqu'au transfert vers et dans le milieu aquatique récepteur 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Diagnostic de la contamination du milieu (suivi de la qualité de l'eau) ▪ Diagnostic de vulnérabilité et des pressions à l'échelle du territoire 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Identification et compréhension des processus en jeu dans la contamination des milieux aquatiques ▪ Définition des objectifs du plan d'action, des moyens à mettre en œuvre et hiérarchisation des zones d'action
Identifier et préconiser des solutions	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Quelles sont les mesures correctives possibles : solutions agronomiques et/ou aménagement de zones tampons ? ▪ Le cas échéant, quel(s) type(s) de dispositif(s) tampon(s) est le plus adapté ? le mieux accepté (coût, emprise foncière...)? ▪ Quelles sont les contraintes et opportunités offertes par le territoire par rapport à une localisation optimale ? 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Fonctionnement et conditions d'efficacité des zones tampons selon l'objectif recherché 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Diagnostic fin des transferts et chemins de l'eau à l'échelle du versant et des parcelles vulnérables ▪ Diagnostic des zones tampons existantes, des dysfonctionnements et des lacunes de protection ▪ Grille de lecture opérationnelle pour choisir et positionner des zones tampons en vue d'une protection efficace des ressources en eau 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Proposition de scénarios d'aménagement pour un objectif d'efficacité donné et partagé par les différents acteurs du territoire
Mettre en œuvre les solutions	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Quelles sont les règles de conception (dimensionnement, végétalisation...)? ▪ Quelles sont les modalités de gestion et d'entretien ? ▪ Quelle est la réglementation en vigueur ? 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Génie écologique, génie civil, hydraulique et hydrologie rurale ▪ Techniques de semis/plantation, de fauche/taille... ▪ Législation et démarches administratives, enjeux territoriaux 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Quantification des flux d'eau (et de contaminant) à l'échelle du versant intercepté par la zone tampon ▪ Outils et abaques de dimensionnement ▪ Guide ou cahier des charges de conception et d'entretien 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Implantation d'une zone tampon efficace vis-à-vis de l'objectif recherché

Tableau 1 : Étapes de la démarche d'implantation de zones tampons dans un but de protection des milieux aquatiques vis-à-vis des pollutions diffuses

Avertissement au lecteur

Les recommandations formulées dans ce guide restent bien entendu des lignes directrices et doivent évidemment faire l'objet d'un regard critique pour confirmer qu'il s'agit bien de la solution adaptée au problème rencontré localement.

La mobilisation des zones tampons comme outils d'aménagement des territoires ruraux pour la maîtrise des transferts de contaminants d'origine agricole ne peut en effet constituer une solution suffisante dans tous les contextes agro-pédo-climatiques et ne dispensent en aucun cas d'adopter des pratiques vertueuses sur les parcelles elles-mêmes. Dans la plupart des cas, les deux solutions resteront complémentaires et le rôle des zones tampons sera avant tout de maîtriser les risques de transfert résiduels.

Les techniques relevant des pratiques agronomiques à la parcelle ne sont pas abordées dans ce document mais doivent être appréhendées tout au long de la démarche afin de mobiliser tous les leviers possibles en matière de limitation des pollutions diffuses.

1. PRÉ-REQUIS À L'UTILISATION DE LA GRILLE DE LECTURE²

Cette première partie fournit tout d'abord un certain nombre d'éléments destinés à établir un référentiel uniforme en matière de dénomination, de définition et de description des différents types de dispositifs tampons. Dans un deuxième temps est proposé un rappel des principaux processus de transfert de contaminants agricoles vers les milieux aquatiques récepteurs. Enfin, sont également évoquées les étapes préalables de diagnostics sur lesquels s'appuieront les différentes préconisations d'aménagement. Il sera notamment rappelé comment s'articulent les diagnostics réalisés à différentes échelles, comment les mener et les éléments qui doivent impérativement y figurer pour permettre l'utilisation de la grille de lecture présentée dans la deuxième partie de ce document.

1.1. Les différents types de dispositifs tampons

Le terme de zone tampon (« buffer zone » en anglais) est employé ici pour désigner indifféremment tout espace inter-parcellaire du paysage rural destiné à assurer une fonction d'interception et d'atténuation (rétention et/ou dégradation) des transferts de contaminant d'origine agricole vers les milieux aquatiques. Il s'agit généralement de dispositifs rustiques, conçus pour être faciles à aménager, engendrer un minimum de coûts et nécessiter peu d'entretien. En ce sens, ils font appel aux techniques du génie écologique en cherchant à valoriser et optimiser les processus de rétention et de dégradation des contaminants à l'œuvre dans les milieux naturels.

Du fait de leur rôle épuratoire, les zones tampons peuvent être vues comme des dispositifs semi-curatifs (par opposition aux solutions préventives relatives aux techniques agronomiques mises en place sur les parcelles) mais ne dispensent en aucun cas d'adopter des pratiques vertueuses sur les parcelles elles-mêmes. Dans la plupart des cas, les deux solutions resteront complémentaires et le rôle des zones tampons sera alors avant tout de maîtriser les risques de transfert résiduels propres à certaines situations agro-pédo-climatiques.

De par cette définition, le terme de zone tampon peut inclure différents objets du paysage :

- certains, comme les prairies humides, les zones boisées, les mares et étangs, les retenues collinaires... sont préexistants ou initialement aménagés pour assurer une fonction particulière (irrigation par exemple). Le rôle de zone tampon leur est alors reconnu de manière complémentaire.
- d'autres, comme les bandes enherbées, les fascines, les zones humides artificielles sont expressément positionnés, aménagés, gérés et entretenus pour leur faire jouer un rôle tampon et optimiser leur action vis-à-vis d'une catégorie de substances et d'un type de transfert donné.

Les différents types de zones tampons peuvent être classés selon diverses caractéristiques : type de végétation en place, géométrie, état hydrique... avec un certain nombre de cas mixtes ou intermédiaires. Il est proposé de distinguer ici cinq catégories principales, détaillées ci-après :

- Les dispositifs enherbés
- Les dispositifs ligneux
- Les dispositifs de type talus ou merlon
- Les dispositifs de type fossé
- Les dispositifs de type plan d'eau

Quoique présentant un caractère pratique sur le plan descriptif, cette typologie ne préjuge cependant pas toujours de fonctionnalités similaires pour une même catégorie de dispositif et il convient en réalité de comprendre quels sont les conditions de conception et d'implantation pour déterminer quel type de zone tampon mobiliser en fonction de l'objectif recherché.

² Les éléments présentés ici reprennent en grande partie les éléments figurant sur le site internet <http://zonestampons.onema.fr/> et dans le guide de référence édité par le CORPEN en 2007, qu'il est vivement conseillé de consulter pour plus de détails.

1.1.1. Les dispositifs enherbés

Les dispositifs enherbés comprennent l'ensemble des zones tampons dont la végétation, spontanée ou implantée, est constituée d'espèces herbacées (graminées principalement). Il s'agit probablement des dispositifs les plus rustiques (facilité d'implantation et d'entretien) et les moins coûteux mais ils ne conviennent pas à toutes les situations (type de contaminant et de transfert associé) et peuvent parfois nécessiter une grande emprise au sol pour atteindre un degré d'efficacité satisfaisant.

Les bandes enherbées : ce type de zone tampon correspond en premier lieu aux bandes tampons enherbées rendues obligatoires aux abords des cours d'eau par la réglementation (BCAE, directive nitrate, réglementation relative aux ZNT).

On peut aussi les retrouver en position d'interception des ruissellements dans les versants : à l'interface entre les parcelles, à proximité des fossés, autour de dolines...

Il s'agit dans tous les cas de bandes de terrain de largeur variable, constituées essentiellement d'une végétation herbacée, souvent implantée (graminées de type ray-grass ou fétuque principalement). Des couverts plus diversifiés (légumineuses, fleurs en mélange avec les graminées) peuvent aussi s'avérer intéressants pour favoriser la biodiversité (pollinisateurs, auxiliaires de cultures...)

L'enherbement des tournières stratégiquement positionnées (comme illustré en exemple sur la photo ci-contre) est également intéressant même si le passage répété des engins agricoles risque d'endommager le dispositif et de limiter son efficacité. Dans ce cas un élargissement de la tournière sera nécessaire.



Bande tampon réglementaire en bordure de cours d'eau (Photo : Irstea)



Tournière enherbée en bas de parcelle (Photo : AREAS)

Les coins de parcelle enherbés : déclinaison des bandes enherbées, on retrouve ce type de dispositif dans les parcelles présentant une double pente faisant converger les écoulements vers un angle qu'il est particulièrement important d'aménager correctement.



Coin de parcelle enherbé en continuité avec la bande tampon réglementaire (Photo : Irstea)

Les chenaux enherbés de thalweg : il s'agit cette fois d'une bande de végétation herbacée qui se distingue par sa position particulière dans le fond d'un thalweg (sans écoulement permanent et généralement évasé) de manière à ralentir les écoulements provenant des versants et limiter la survenue d'un écoulement concentré et le risque d'érosion qui en résulte.



Chenal enherbé (Photo : Areas)

Les chemins enherbés : les chemins constituent souvent des voies préférentielles de concentration des eaux de ruissellement ; il peut être recommandé d'y entretenir une couverture herbacée destinée à ralentir et limiter les écoulements.



Chemin enherbé et enherbement inter-rang en contexte viticole (Photo : Irstea)

Les bordures de champs étroites : il s'agit des espaces traditionnellement situés en limite des parcelles agricoles, en bordure des fossés ou de la voirie. Par opposition aux bandes enherbées, ces bordures de champs sont généralement étroites (< 1 m) et colonisées spontanément par la végétation.



Bordure de champ étroite à l'interface entre une parcelle cultivée et la voirie (Photo : Irstea)

Les prairies : ce sont des surfaces herbacées naturelles ou implantées, pérennes ou temporaires, souvent destinées au pâturage ou à la production de fourrage.

En fond de vallée, certaines prairies, dénommées **prairies de bas-fond** ou **prairies humides**, présentant généralement un faible potentiel agronomique, ont la particularité d'être engorgées en eau une grande partie de l'année.



Prairie de bas-fond (associée à une haie arborée et une plantation sylvicole) (Photo : Irstea)

Les friches : ce sont des parcelles en déprise agricole et ne faisant l'objet d'aucun entretien. Elles sont rapidement et spontanément colonisées par la végétation qui pourra évoluer naturellement vers un milieu boisé. Leur valorisation en tant que zone tampon peut alors s'avérer intéressante.

1.1.2. Les dispositifs ligneux

Par dispositifs ligneux, on entend ici les dispositifs dont la végétation est principalement constituée d'espèces arborées et arbustives. Cette spécificité leur permet d'assurer certaines fonctions supplémentaires par rapport aux dispositifs enherbés et d'être ainsi plus adaptés à certaines situations. Ils sont cependant plus exigeants que les dispositifs enherbés en termes d'entretien et, lors d'une implantation *ex nihilo*, n'atteignent leur pleine maturité/efficacité qu'au bout de quelques années.

Les ripisylves : il s'agit de boisements plus ou moins larges, spécifiques des zones ripariennes, qui forment un corridor plus ou moins continu le long des berges des cours d'eau. La végétation en place, constituée pour partie de strates arborées, buissonnantes et herbacées, est généralement adaptée aux excès d'eau à faible profondeur (saules, peupliers, bouleaux, aulnes...).

Les ripisylves assurent de nombreuses fonctions environnementales telles que le maintien des berges, l'atténuation des épisodes de crues, l'atténuation des pollutions aquatiques et plus généralement la préservation d'une bonne qualité écologique du cours d'eau (régulation thermique, refuge pour la faune aquatique et terrestre...)



Ripisylve de part et d'autre d'un cours d'eau temporaire (Photo : Irstea)

Les haies à plat ou sur talus : les haies sont constituées d'une végétation implantée, arbustive ou arborée, formant des alignements parfois organisés en réseau (haies bocagères), le long des limites de parcelles. Elles sont notamment reconnues pour réguler les transferts d'eau dans les bassins versants et assurent une importante fonction de maintien de la biodiversité (trame verte).

Les haies denses sont spécialement conçues (espèces drageonnantes) et entretenues pour obtenir une forte densité de tiges au m², ce qui leur confère des propriétés intéressantes du point de vue de la maîtrise de l'érosion (« peigne hydraulique »).



*Paysage de bocage dégradé en contexte de polyculture-élevage
(Photo : Irstea)*



Haie à forte densité de tiges (Photo : AREAS)

Les bois et bosquets : il s'agit de boisements couvrant une surface plus ou moins importante (de quelques mètres carrés à plusieurs hectares). On peut les retrouver notamment dans les terrains sensibles aux excès d'eau (mouillères, bas fonds humides, forêts alluviales) et s'apparentent alors aux ripisylves. Plus haut sur le versant, ils peuvent avoir les mêmes fonctions que les haies, vis-à-vis des transferts d'eau et de l'érosion.



Bosquet en coin de parcelle (Photo : Irstea)

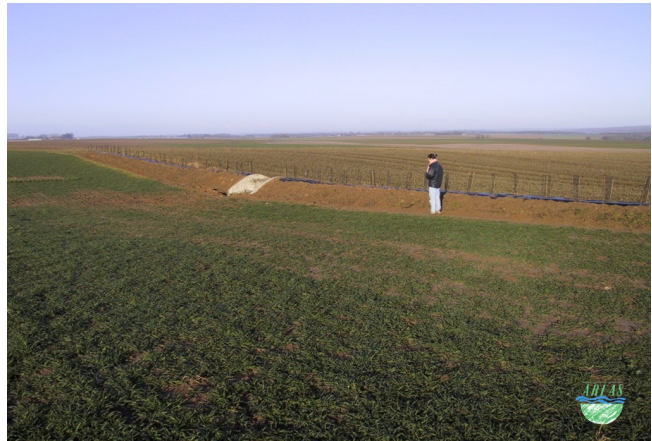
Les fascines : ce type de dispositif ligneux constitue une catégorie particulière, utilisée le plus souvent pour la lutte contre l'érosion ; il s'agit de dispositifs construits, constitués de fagots de branchages maintenus entre deux rangées de pieux. Le bois utilisé (généralement de saule) peut être « mort » et renouvelé régulièrement ou « vivant » et susceptible de prendre racine pour finalement évoluer vers une haie.



Renouvellement d'une fascine (Photo : Irstea)

1.1.3. Les dispositifs de type talus ou merlons

Les talus ou merlons correspondent à de petites levées de terre en bordure de parcelle, d'une hauteur généralement comprise entre 50 cm et 1.5 m. Qu'ils soient enherbés ou plantés de haies, ils ont avant tout une influence importante sur les chemins hydrauliques dans les territoires ruraux en faisant obstacle localement aux écoulements superficiels, en détournant l'eau ou en retenant celle-ci de manière temporaire.



Exemple de diguette avec plantation de haie implantée en fond de thalweg (Photo : AREAS)

1.1.4. Les dispositifs de type fossé

Ce type de dispositif constitue typiquement une catégorie de zone tampon intermédiaire, partageant des caractéristiques communes avec les dispositifs enherbés et les dispositifs de type plan d'eau. Traditionnellement, les fossés implantés en milieu rural ont une fonction hydraulique d'évacuation des eaux de manière à limiter l'érosion ou assainir les parcelles agricoles (fossés collecteurs de drainage) mais aussi recueillir les eaux de voirie. A ce titre ils font partie intégrante du chevelu hydrographique et, de par leur positionnement en tête de réseau, constituent l'une des principales interfaces entre les parcelles agricoles et les milieux aquatiques de surface. De fait, ils revêtent une importance majeure dans la collecte et le transit des contaminants d'origine agricole et sont, de ce point de vue, souvent considérés comme un facteur aggravant en permettant une circulation rapide des eaux contaminées vers les milieux aquatiques récepteurs. En tant qu'espaces interstitiels, souvent préexistants dans les paysages agraires, ils offrent néanmoins une opportunité : une conception et une gestion appropriée des fossés peuvent en effet leur permettre d'assurer par eux-mêmes une fonction de rétention et d'épuration, en particulier lorsqu'ils sont bien végétalisés³.

Les fossés végétalisés : ce type de fossé présente une végétation permanente, suffisamment dense (forte rugosité) pour ralentir les écoulements et accroître le temps de séjour de l'eau et des contaminants au sein du dispositif.



Fossé enherbé entre deux parcelles cultivées (Photo : Irstea)

³ On sera toutefois vigilant vis-à-vis du statut du fossé qui, selon certaines réglementations locales, peut être considéré comme un cours d'eau et être assujéti aux mêmes règles de gestion.

Les fossés à redents : il s'agit d'une catégorie de fossé relativement bien adaptée pour ralentir les écoulements et jouer un rôle tampon. Ils sont en effet recoupés de petites buttes transversales créant une succession de compartiments se déversant les uns dans les autres et où une partie de l'eau peut s'accumuler et s'infiltrer.



Fossé à redents (Photo : Irstea)

1.1.5. Les dispositifs de type plan d'eau

Ce type de dispositif inclut tout plan d'eau à surface libre, artificiel ou non, destiné à intercepter et stocker temporairement tout ou partie des flux d'eau et de contaminants en provenance des parcelles agricoles situées à l'amont. Ces dispositifs conviennent particulièrement à la gestion des écoulements hydrauliquement concentrés, qu'il s'agisse de transferts par ruissellement déjà organisés (fossés) ou de transferts par drainage agricole.

Les mares et étangs : les mares et étangs sont des étendues d'eau de taille variable (5 000 m² et 2 m de profondeur au maximum), permanentes ou temporaires. Leur faible profondeur permet la pénétration du rayonnement solaire et l'enracinement des végétaux sur le fond (au moins sur les berges). Ils ont souvent pour origine un milieu naturel humide réaménagé par l'homme et peuvent faire l'objet d'une gestion hydraulique spécifique pour la régulation du niveau d'eau (cas des étangs principalement). Leur alimentation s'effectue souvent par ruissellement mais il peut également s'agir de zones d'affleurement de nappes peu profondes.



Mare (Photo : Irstea)

Les retenues collinaires : cette catégorie de plan d'eau correspond à une réserve artificielle d'eau, en fond de terrains vallonnés, fermée par une ou plusieurs digues (ou barrage), et alimentée en période de pluies par ruissellement des eaux ou par un cours d'eau permanent ou non permanent (définition de l'agence de l'eau RM&C). L'eau stockée peut alors être destinée à différents usages, les plus fréquents étant l'irrigation et le soutien d'étiage.



Retenue collinaire typique en zone de relief vallonné (Photo : Irstea)

Les Zones Tampons Humides Artificielles (ZTHA) : il s'agit d'ouvrages rustiques, spécifiquement aménagés à l'aval d'un réseau de collecte d'écoulements concentrés (fossés, drains agricoles) pour stocker temporairement l'eau et favoriser son épuration avant qu'elle ne soit renvoyée au milieu aquatique récepteur. La présence d'eau stagnante favorise l'implantation rapide d'espèces végétales spécifiques des zones humides.

La valorisation d'ouvrages déjà existant dans l'hydrosystème peut aussi être envisagée. Ce sera par exemple le cas de petits bassins aménagés pour la protection contre les crues (bassin d'orage). Quoique présentant un caractère assez artificialisé (remblais bétonnés, enrochement...), un aménagement destiné à augmenter le temps de résidence des faibles lames d'eau dans l'ouvrage, peut leur conférer une fonction épuratrice (végétalisation, filtre à gravier ou régulation des débits de vidange).



Zone Tampon Humide Artificielle (Photo : Irstea)



Bassin d'orage naturellement végétalisé de Rouffach (Photo : LHyGeS)

1.2. Rappel sur les processus de transfert des contaminants d'origine agricole vers les milieux aquatiques

Si l'on exclut les mauvaises manipulations et les déversements accidentels de certains produits, la pollution des milieux aquatiques par les substances à usage agricole est le plus souvent de nature diffuse, c'est-à-dire issue d'une multitude de sources dispersées dans l'espace et dans le temps. En effet, même lorsque ces substances sont appliquées conformément à la réglementation, l'importance des surfaces concernées peut conduire, selon la sensibilité du milieu, à des concentrations résiduelles dans les milieux aquatiques dépassant les normes de qualité pour la production d'eau potable et/ou ayant un impact néfaste sur l'environnement (eutrophisation, risque écotoxicologique...). Ce type de contamination est par ailleurs susceptible de persister dans le milieu pendant une période plus ou moins prolongée (par exemple l'atrazine et ses métabolites, substance interdite depuis 2004 mais encore détectée dans les milieux aquatiques). De fait, on comprend les difficultés que pose ce type de pollution vis-à-vis de la protection des ressources en eau dans la mesure où il est nécessaire d'intervenir à moyen et long termes et de manière coordonnée à l'échelle de l'ensemble d'un territoire.

En tant qu'espaces en position d'interface entre les surfaces émettrices et le milieu aquatique, les zones tampons constituent l'une des solutions possibles pour répondre aux spécificités d'une contamination d'origine diffuse. **Elles sont bien entendu complémentaires des solutions agronomiques permettant de diminuer et mieux gérer les applications d'intrants au niveau des parcelles elles-mêmes.**

1.2.1. Les différents modes de transferts hydriques

Les principales substances à usage agricole mises en cause dans la pollution des milieux aquatiques sont les nutriments – azote et phosphore apportés sous forme d’engrais – et les produits phytosanitaires utilisés pour la protection des cultures (herbicides, fongicides, insecticides et molluscicide). Chacune de ces substances se comporte différemment dans le milieu et, depuis la parcelle où elles sont appliquées, peut être entraînée de différentes manières jusqu’aux milieux aquatiques récepteurs (souterrains et/ou superficiels). Les transferts en question sont les suivants :

- **Les transferts par ruissellement**, lorsque l’eau et les contaminants circulent à la surface du sol pour atteindre rapidement les milieux aquatiques de surface, soit directement, soit par l’intermédiaire d’un réseau de fossés collecteurs. Dans ce cas, une distinction importante peut être faite entre deux processus (pour lesquels les zones tampons n’auront pas la même action) :
 - **le ruissellement hortonien**, lorsque les intensités pluviométriques dépassent la capacité d’infiltration des sols,
 - **le ruissellement par saturation**, lorsque les pluies arrivent sur un sol déjà gorgé d’eau et ne peuvent s’infiltrer.

De même, on distinguera

- **les ruissellements diffus**, lorsque la lame d’eau se répartit de manière relativement homogène à la surface du sol, en écoulement pelliculaire ou en filets instables,
- **les ruissellements concentrés**, lorsqu’en raison de caractéristiques topographiques locales (thalweg), voire micro-topographiques (traces de roues d’engins, lignes de semis...), les écoulements convergent et adoptent un cheminement préférentiel, prennent de la vitesse et un caractère turbulent pouvant aller jusqu’à générer de l’érosion (incision).
- **Les transferts de sub-surface** également appelés « **écoulements hypodermiques** », lorsque l’eau et les contaminants circulent latéralement à faible profondeur à travers le sol ou sous forme de nappes superficielles (en contexte de socle notamment). L’eau peut alors être exfiltrée en surface au gré d’une rupture de pente (piéd de talus ou berge de cours d’eau).
- **Les transferts par drainage enterré**, lorsque l’eau et les contaminants infiltrés dans le sol rejoignent les drains installés sous les parcelles agricoles sensibles aux excès d’eau (sols hydromorphes). L’eau est alors rapidement restituée au réseau hydrographique soit par l’intermédiaire de fossés soit directement au niveau des cours d’eau.
- **Les transferts par infiltration profonde**, lorsque l’eau et les contaminants transitent verticalement à travers le sol et la zone non saturée pour rejoindre les nappes d’eau souterraine. Cette infiltration peut intervenir :
 - **sous forme diffuse et relativement lente** lorsque l’infiltration s’effectue à travers la porosité matricielle,
 - **sous forme concentrée et rapide** (sans transiter par le sol) lorsqu’un écoulement de surface atteint une zone d’infiltration préférentielle (cas fréquent en milieu karstique).
- A ces transferts hydriques s’ajoute aussi **la dérive de pulvérisation** qui intervient par voie aérienne lors de l’application de substances sur les cultures (cas de produits phytosanitaires principalement⁴) ; une partie des substances appliquées n’atteignent pas leur cible et se déposent hors de la parcelle, lorsque les gouttelettes sont entraînées latéralement par le vent. La dérive peut ainsi parvenir directement jusqu’à un point d’eau⁵.

⁴ On peut aussi citer les phénomènes de volatilisation/retombées d’azote ammoniacal lors des épandages d’engrais organiques

⁵ Cette voie de transfert ne sera pas traitée par la suite. Le principe de limitation des risques liés à la dérive de pulvérisation au moyen de zones tampons repose simplement sur deux facteurs :

- la matérialisation d’une zone non traitée destinée à limiter les applications de produit à proximité immédiate des points d’eau (cf. réglementations en vigueur)
- un effet « barrière » permettant d’intercepter les gouttelettes entraînées par le vent

La survenue et l'intensité des différents types de transferts cités sont intimement liées aux propriétés du milieu (sol, lithologie, topographie, climat...) mais aussi aux pratiques et aménagements agricoles qui peuvent favoriser ou atténuer certains processus. La caractérisation d'un territoire vis-à-vis de ces divers aspects (phase de diagnostic, cf. 1.3) doit permettre de déterminer quelles sont les différentes situations de transfert possibles et leur répartition spatiale afin d'adapter au mieux les mesures de protection des ressources en eau.

Parmi les critères relatifs au milieu, une importance particulière doit être accordée au rôle que joue le sol, en fonction de ses propriétés hydriques. Il est par exemple important de caractériser ou d'identifier :

- la perméabilité du sol et/ou sa sensibilité au phénomène de battance à l'origine d'un refus d'infiltration et d'un ruissellement plus ou moins important selon l'intensité des pluies (ruissellement dit hortonien),
- les indices d'hydromorphie caractérisant les sols soumis à une saturation en eau prolongée et révélant ainsi des conditions favorables au ruissellement (ruissellement sur surface saturée),
- la porosité du sol et son épaisseur qui déterminent les possibilités de stockage en eau (réserve utile) avant la survenue d'écoulements latéraux ou verticaux,
- les contrastes de perméabilité entre les différents horizons du sol (incluant la présence d'une semelle de labour) ou à l'interface sol-substratum, susceptibles de favoriser les écoulements latéraux à faible profondeur (écoulements de sub-surface) et le ruissellement par saturation.

Parallèlement, le climat intervient sur l'intensité des différents transferts au cours des saisons :

- selon le régime pluviométrique, plus ou moins favorable à la génération de ruissellement hortonien (en fonction de l'intensité des précipitations),
- selon le bilan hydrique (en fonction de la pluie et de l'évapotranspiration), c'est-à-dire la quantité d'eau qui rejoindra effectivement les nappes ou les cours d'eau, avec un risque de transfert plus ou moins accentué selon la saison et l'état de la réserve utile des sols.

Enfin, la topographie pourra elle aussi jouer un rôle selon la pente (susceptible par exemple de faciliter l'érosion) ou encore la position de la parcelle dans le bassin (les zones de bas-fonds seront par exemple plus sensibles à l'engorgement des sols) et, plus généralement, déterminera l'organisation des écoulements en surface (concentration progressive des écoulements d'amont en aval). **Tous ces facteurs en interaction expliquent la plus ou moins grande diversité des situations de transferts à l'échelle d'un territoire (la Figure 1 en donne quelques exemples) qu'il s'agit alors de bien caractériser lors d'un diagnostic (cf. 1.3).**

Au-delà des propriétés du milieu, les pratiques et les aménagements agricoles à la parcelle peuvent également accentuer ou atténuer la survenue de certains types de transferts en jouant sur l'état de surface du sol. On citera en particulier :

- La présence de drains enterrés destinés à l'assainissement de certaines terres agricoles sensibles aux excès d'eau : ces aménagements limitent la survenue de ruissellements sur surface saturée. En contrepartie, l'eau des sols est exportée de manière rapide et concentrée vers les fossés, voire directement au niveau du réseau hydrographique (le transfert reste toutefois moins immédiat que dans le cas du ruissellement en raison du rôle tampon que joue le sol).
- Les pratiques relatives à la préparation du sol, tel que le labour, qui peuvent accroître plus ou moins temporairement la perméabilité, la rugosité et la porosité du sol et limiter ainsi les transferts rapides par ruissellement. Ce sera notamment le cas en secteurs sensibles au phénomène de battance où le binage après la levée des cultures aura, par exemple, pour fonction recréer de la rugosité en surface et rétablir ainsi la fonction d'infiltration du sol⁶. A contrario, les sols tassés par les engins agricoles (chantier de récolte) pourront défavoriser l'infiltration et accroître le ruissellement dans les parcelles.

⁶ La préparation du sol peut aussi avoir des effets non désirés, en créant des conditions favorables à l'érosion (orage après binage) ou provoquant la formation d'une semelle de labour susceptible de limiter l'infiltration de l'eau en profondeur et de gêner le bon développement du système racinaire des végétaux cultivés. Le labour conduit également à « diluer » la matière organique favorable à l'activité biologique, la rétention de certains contaminants et la stabilité structurale des sols.

- La couverture des sols assurée par les végétaux ou les résidus de culture (mulch) aux différents stades de la rotation culturale : les tiges, le feuillage et les débris de culture permettent en effet de ralentir les ruissellements en surface par augmentation de la rugosité et de favoriser en contrepartie l'infiltration de l'eau dans le sol.

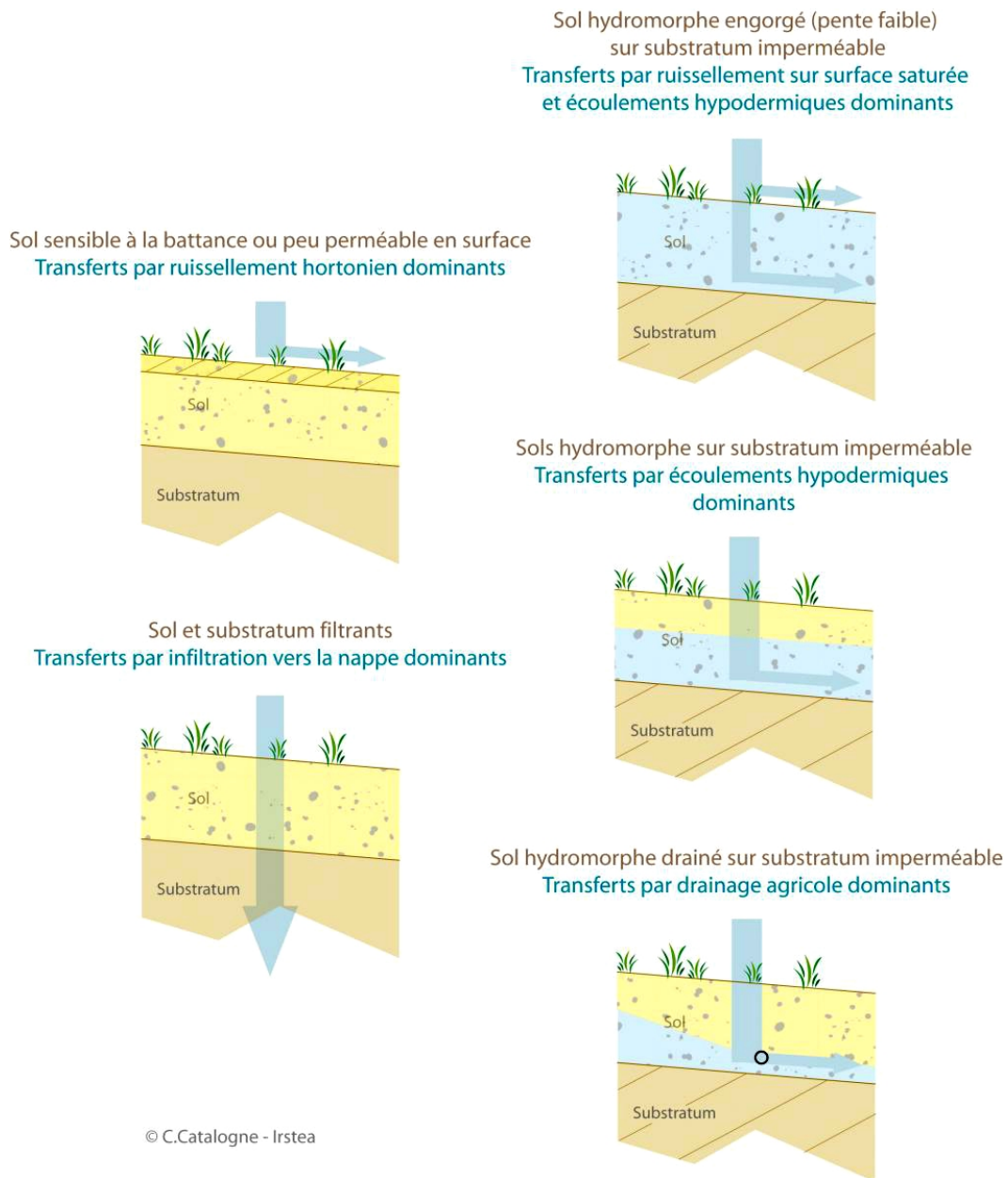


Figure 1 : Illustration de quelques situations de transferts types en fonction des propriétés du milieu. Le substratum peut ici désigner la roche mère (formations alluviales, carbonatées, cristallines...) ou les formations d'altération qui la surmonte (argiles de décalcification en milieu carbonaté, altérites de socle) qui peuvent ou non constituer des milieux aquifères.

Des solutions agronomiques existent donc au niveau des parcelles, à travers notamment le choix des itinéraires techniques (selon le type de culture pratiquée) pour limiter (ou favoriser) certains modes de transferts. De manière plus générale, on rappellera que l'organisation et la gestion du territoire agricole (agencement et taille des parcelles, diversité des systèmes de culture, des assolements et des itinéraires techniques) jouent un rôle important sur les transferts à l'échelle d'un bassin versant. Un territoire diversifié (« mosaïque de cultures ») sera bien souvent préférable, que ce soit du point de vue de la diversité des états de surface du sol et des risques de transfert qui en résultent ou des applications de substances agricoles, mieux

réparties dans le temps et dans l'espace. Ces questions ne sont pas traitées ici mais doivent être prises en considération pour jouer sur l'ensemble de leviers possibles en matière de maîtrise des transferts de contaminants d'origine agricole vers les milieux aquatiques.

Face à la très grande diversité des contextes agro-pédo-climatiques et aux modes de transfert associés, le comportement des substances à usage agricole peut varier selon leurs modes d'application et leurs propriétés physico-chimiques, et notamment leur plus ou moins grande solubilité ou au contraire leur affinité avec les particules de sol (fixation sur les argiles et la matière organique). Alors que les substances les plus solubles seront facilement emportées par l'eau quel que soit le type de transfert, le devenir des substances adsorbées sera intimement lié au transport des particules de sol (matières en suspension, cf. 1.2.6).

Les paragraphes suivants détaillent les spécificités de chacune de ces substances afin de mieux comprendre par la suite comment les zones tampons peuvent être mobilisées pour maîtriser les transferts vers les milieux aquatiques.

1.2.2. Les transferts de nitrate

L'ion nitrate (NO_3^-) est une des formes minérales de l'azote, la plus facilement disponible et assimilable pour les végétaux. Il fait partie d'un cycle complexe faisant intervenir des réactions chimiques et biologiques dans les différents compartiments du sol, de la biosphère, de l'hydrosphère ou encore de l'atmosphère. Très solubles et peu retenus par les composés du sol, l'ion nitrate est facilement emporté par l'eau et constitue l'une des premières causes de pollution des eaux souterraines et superficielles. Il est notamment à l'origine, avec le phosphore, du phénomène d'eutrophisation et, à forte dose, peuvent se révéler toxiques pour la vie animale.

Présent à l'état naturel dans le sol et dans l'eau (à des concentrations proches de 10 mg/l, MEYBECK, 1982), l'ion nitrate peut se retrouver en excès et générer une pollution lorsqu'un déséquilibre apparaît entre les apports de fertilisants et la décomposition de la matière organique (minéralisation de l'azote organique) d'une part et ce qui est réellement consommé par les cultures d'autre part.

Compte tenu de ses propriétés, l'ion nitrate est entraîné vers les milieux aquatiques récepteurs selon trois modes de transfert principaux : par les écoulements de sub-surface dans le sol, via les drainages enterrés et par l'infiltration profonde vers les nappes. Ces transferts surviennent généralement durant les périodes d'excédent hydrique (principalement l'hiver), lorsque la réserve utile des sols est atteinte et qu'il y a peu de consommation par la végétation. L'eau en surplus circule alors verticalement ou latéralement à travers le sol en entraînant l'ion nitrate avec elle pour rejoindre les nappes souterraines ou les cours d'eau (processus de lixiviation). Les transferts de nitrate par ruissellement semblent en revanche négligeables mais peuvent concerner d'autres formes d'azote (cf. 1.2.3).

Hormis l'absorption racinaire et l'assimilation par la biomasse microbienne, qui n'aboutissent qu'à un stockage temporaire de l'azote (celui-ci étant restitué au milieu à court ou moyen terme⁷, sauf exportation de la végétation), le processus de dénitrification constitue la seule voie de dégradation de l'ion nitrate dans le milieu. Ce phénomène se produit essentiellement en situation d'anoxie, dans les milieux saturés en eau (plans d'eau, sols saturés) où certaines bactéries naturellement présentes dans le milieu transforment l'ion nitrate en sous-produits gazeux (N_2O et N_2) pour en extraire l'oxygène nécessaire à leur respiration⁸. Le phénomène sera plus ou moins efficace en fonction de la présence de carbone assimilable (matière organique), des conditions de température et de pH. En contrepartie, lorsqu'il est incomplet (conditions d'anoxie partielles), ce processus est susceptible de générer du protoxyde d'azote (N_2O), forme gazeuse qui contribue fortement à l'effet de serre. Ainsi, une gestion raisonnée des apports azotés à la parcelle (incluant la mise en place de Cultures

⁷ Cette restitution étant plus ou moins progressive (durée de minéralisation de la matière organique), l'absorption de nitrate permet tout de même une certaine régulation des flux et tend à limiter la survenue de pics de concentration.

⁸ De manière plus marginale, on signalera que la dénitrification peut également survenir dans les nappes plus profondes, lorsque la roche aquifère contient une certaine teneur en sulfures de fer (pyrite). Le mécanisme fait cette fois intervenir une réaction d'oxydation qui relargue du fer, des sulfates et du diazote (on parle de dénitrification autotrophe).

Intermédiaires Pièges à Nitrate) doit avant tout être privilégiée pour éviter les effets néfastes résultants d'un excès de nitrate dans le milieu.

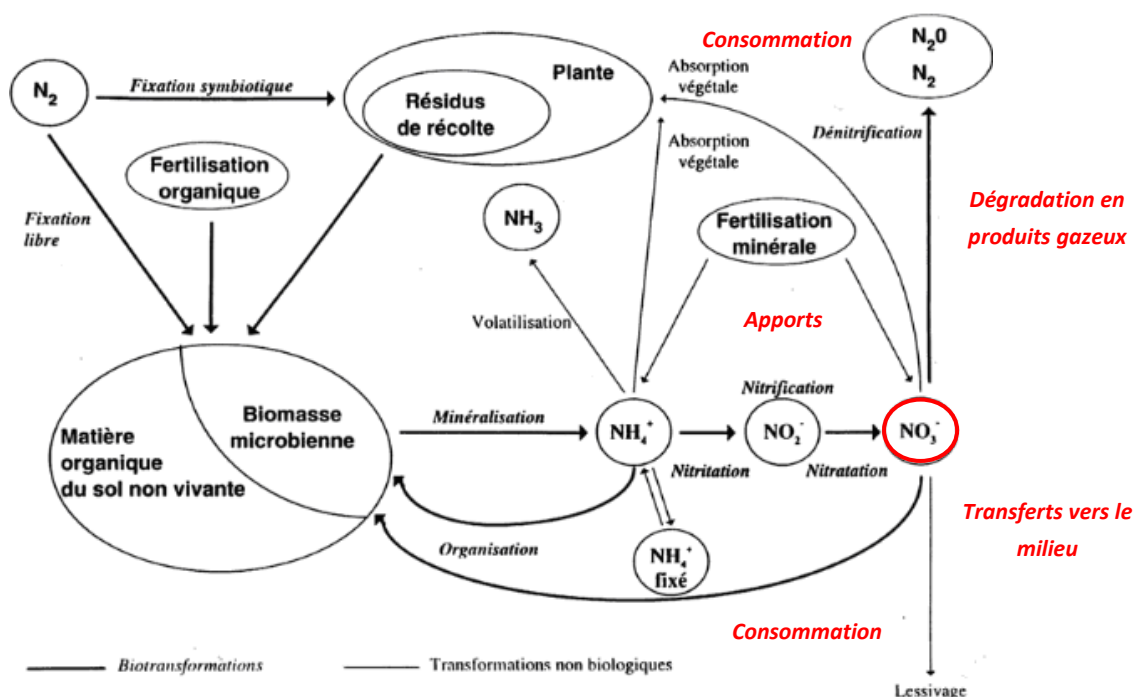


Figure 2 : Le cycle de l'azote (Extrait de NICOLARDOT et al., 1996).

1.2.3. Les transferts d'azote organique et d'ion ammonium

Lorsqu'ils sont épandus sous formes de fertilisants organiques (lisiers et fumiers principalement⁹) ou de fertilisants ammoniacaux (pouvant se fixer sur la matière organique), les apports azotés ne sont pas toujours incorporés au sol pour être minéralisés et disponibles pour les cultures. En restant en surface, une partie de ces apports peut ainsi être emportée par les eaux de ruissellement et atteindre les milieux aquatiques de surface où ils contribueront à l'enrichissement du milieu en nitrate (après minéralisation et oxydation).

1.2.4. Les transferts de phosphore

Comme l'azote, le phosphore est un nutriment indispensable à la bonne croissance des cultures. Il est dans ce cas assimilé sous la forme d'ion phosphorique présent en solution dans l'eau du sol. Il se rencontre néanmoins le plus souvent sous forme particulaire, adsorbé sur les différents composés du sol, avec une affinité particulière pour le fer, l'aluminium, le calcium et la matière organique. S'il ne présente pas de toxicité particulière pour le vivant, l'excès de phosphore est en revanche l'une des principales causes d'eutrophisation des milieux aquatiques de surface. Les sources de rejets dans l'environnement sont multiples : sources diffuses liées aux apports d'engrais minéraux ou organiques mais aussi sources ponctuelles liées aux rejets d'effluents de stations d'épuration et de réseaux d'assainissement, parfois défectueux, qui collectent des eaux chargées en détergents d'origine domestique ou industrielle.

L'assimilation du phosphore par les cultures est généralement limitée car difficilement disponible du fait de sa très forte affinité pour les particules de sol. Contrairement à l'azote, le phosphore ne subit pas de processus de transformation qui pourrait permettre un échange avec l'atmosphère (pas de forme gazeuse). Le phosphore a alors tendance à s'accumuler de manière plus ou moins prolongée dans le sol selon les conditions physico-chimiques (conditions rédox, pH...).

⁹ On inclura ici les prairies pâturées où les déjections animales peuvent être soumises aux mêmes risques de transfert. On signalera également que les apports de fertilisants organiques d'origine animale peuvent aussi constituer une source de contamination bactérienne.

Si des phénomènes de remobilisation peuvent se produire (en particulier en conditions réductrices, lors d'une remontée de nappe peu profonde¹⁰) avec un passage en solution d'une fraction du phosphore présent dans le sol (de l'ordre de 5 à 10%, rarement plus), l'essentiel des apports de phosphore vers les milieux aquatiques s'effectue sous forme particulière, en présence de ruissellements érosifs, lorsque les particules de sols sont arrachées puis entraînées par l'eau. Le devenir du phosphore est alors intimement lié à celui des matières en suspension (cf. 1.2.6).

1.2.5. Les transferts de produits phytosanitaires

En milieu agricole, les produits phytosanitaires regroupent un ensemble de substances (insecticides, herbicides, fongicides, molluscicides), principalement destinées à lutter contre les organismes nuisibles pour les cultures (bio-agresseurs, plantes adventices). Ils peuvent être appliqués de différentes manières (pulvérisation ciblant le sol ou le feuillage, traitements des semences et des plants...), à des doses et des époques spécifiques selon l'objectif recherché. Sur le plan sanitaire et environnemental, ils peuvent présenter une forte toxicité pour la vie animale, notamment en raison des phénomènes de bioaccumulation au travers de la chaîne alimentaire et d'effets cocktails encore mal connus.

La contamination des milieux aquatiques par les produits phytosanitaires fait intervenir un grand nombre de facteurs relativement complexes à appréhender. Cela tient en partie à la grande diversité des substances considérées, à leurs propriétés et aux nombreux mécanismes physico-chimiques ou biologique, eux-mêmes très diversifiés selon le contexte agro-pédo-climatique, qui contrôlent leur comportement dans le milieu. On retiendra que, lors d'un traitement et selon les conditions d'application (vent, humidité...), une proportion variable de substance ne joue pas son rôle, soit qu'elle n'atteigne pas sa cible¹¹, soit que son effet soit retardé ou partiel. Cette quantité de substance résiduelle est alors soumise à différents processus de rétention, de dégradation ou de dispersion dans l'environnement (Figure 3).

En l'absence de pluies succédant l'application et selon la substance appliquée, une partie sera susceptible de se volatiliser ou soumise à la photodégradation, phénomènes qui permettront de diminuer progressivement la quantité de substance résiduelle. Lorsqu'une pluie survient, les surfaces traitées (feuillage, sol) seront en revanche lessivées et les produits seront entraînés par l'eau au contact du sol et à travers celui-ci. On comprend ainsi que la durée séparant l'application de la première pluie significative constitue l'un des facteurs les plus importants vis-à-vis du risque de transferts des produits phytosanitaires (en termes de quantité « disponible » pour ces transferts).

Dès ce moment, le devenir de la substance – rétention, dégradation ou exportation vers les milieux aquatique – repose sur deux propriétés fondamentales en rapport avec sa mobilité et sa persistance dans le milieu et en relation étroite avec les caractéristiques du sol¹² :

- i) La notion de mobilité d'une substance est fonction de son affinité pour la phase solide du sol, notamment le complexe argilo-humique. Elle est estimée par le coefficient de partage eau-sol rapporté au taux de matière organique (Koc). Cette propriété contrôle l'équilibre entre la fraction de produits phytosanitaires en solution et la fraction retenue sur les particules de sol. Cette rétention sera d'autant plus efficace si la teneur en matière organique et en particules fines du sol est importante et si la substance possède un Koc élevé. Dans le cas inverse, une fraction importante de la substance reste en solution et sera facilement emportée par l'eau. La

¹⁰ En particulier en raison de la réduction des oxydes de fer sur lesquels est fixé le phosphore. A ce sujet, on note qu'il y a opposition entre les conditions favorables à la dénitrification et celles permettant de retenir le phosphore sous forme adsorbée.

¹¹ En raison du phénomène de dérive atmosphérique qui peut entraîner directement les produits appliqués en dehors de la parcelle (voire directement jusqu'à un point d'eau).

¹² Les différentes notions présentées ici donnent des clés de compréhension des principaux mécanismes à l'œuvre mais sont fortement simplifiées. Pour plus de détails on se reportera utilement au document issu de l'expertise scientifique collective « Devenir et transfert des pesticides dans l'environnement et impacts biologiques » : Aubertot J.N., J.M. Barbier, A. Carpentier, J.J. Gril, L. Guichard, P. Lucas, S. Savary, I. Savini, M. Voltz (éditeurs), 2005. Pesticides, agriculture et environnement. Réduire l'utilisation des pesticides et limiter leurs impacts environnementaux. Rapport d'Expertise scientifique collective, INRA et Cemagref- chapitre 3.

rétenion n'est toutefois pas un état figé ; les mécanismes d'adsorption sont en effet le plus souvent réversibles (désorption) et dépendent d'équilibres physico-chimiques complexes qui peuvent évoluer dans le temps. Cela explique en partie pourquoi certaines molécules sont encore retrouvées dans le milieu longtemps après leur application.

- ii) La notion de persistance est souvent associée à la durée de demi-vie DT50 d'une molécule qui correspond au temps nécessaire pour la disparition de la moitié de la quantité appliquée. Celle-ci peut varier de quelques jours à quelques mois selon les molécules. Qu'elle soit déterminée en laboratoire ou aux champs, elle reflète la vitesse de dégradation de chaque molécule dans le milieu en fonction principalement de l'activité biologique du sol, elle-même contrôlée par l'humidité du sol, la température et la présence de matière organique. Ainsi, une molécule rapidement dégradée sera généralement exportée en moins grandes quantités vers les milieux aquatiques récepteurs (si elle rencontre des conditions favorables à sa dégradation). Il convient toutefois de rappeler que cette dégradation conduit le plus souvent à la formation de sous-produits (appelés métabolites) qui peuvent eux aussi présenter une certaine toxicité (généralement moindre que la molécule mère) et persister plus ou moins longtemps dans le milieu selon leur propre sensibilité aux processus de rétention, dégradation et dispersion. Enfin, les possibilités de dégradation sont également conditionnées par la disponibilité de la substance ; la fraction adsorbée étant en partie indisponible pour les micro-organismes du sol. Ainsi, c'est bien le couple rétention/dégradation qui détermine les possibilités de transferts des produits phytosanitaires.

De ce qui vient d'être dit, il résulte quatre observations importantes du point de vue des transferts de produits phytosanitaires vers les milieux aquatiques :

- i) La proportion de pesticide pouvant être exportée depuis une parcelle agricole vers les milieux aquatiques représente généralement une très petite partie de la dose appliquée (souvent inférieure à 2 %, très rarement supérieure à 10 %) mais peut suffire le plus souvent à engendrer une contamination significative des ressources en eau.
- ii) La fraction en solution (plus importante pour les molécules à faible Koc) sera susceptible d'être entraînée par l'eau quel que soit le mode de transfert tandis que la fraction adsorbée (plus importante pour les molécules à fort Koc) sera liée au devenir des matières en suspension (cf. 1.2.6).
- iii) La richesse des sols en matière organique constitue probablement l'un des facteurs les plus déterminants dans la capacité des sols à jouer un rôle de filtre efficace vis-à-vis des transferts de produits phytosanitaires (tant du point de vue de la rétention que de l'activité biologique nécessaire à la dégradation). De ce point de vue, l'horizon de surface est souvent le plus riche, lorsqu'il n'est pas remanié par le travail du sol. Les capacités de dissipation diminuent ensuite avec la profondeur et sont presque inexistantes lorsque les produits atteignent les aquifères (absence d'activité biologique), ce qui peut expliquer leur persistance dans les eaux souterraines.
- iv) Les teneurs en contaminants et les dynamiques de concentration peuvent différer fortement selon les conditions de transfert et les vitesses de circulation associées. En effet, le rôle de filtre joué par le sol s'avère déterminant et l'on constate que, lorsque l'eau a circulé à travers la matrice du sol (transferts par infiltration profonde, écoulements de sub-surface et drainage), les concentrations en pesticides sont généralement très inférieures à celles relevées dans les eaux de ruissellement (diminution d'un facteur 10 à 1 000, VOLTZ et LOUCHART, 2001). Elles sont en revanche susceptibles de persister plus longtemps (pollution chronique) en raison des vitesses d'écoulement, plus lentes, qui entraînent les substances jusqu'aux milieux aquatiques récepteurs de manière plus progressive et différée dans le temps.

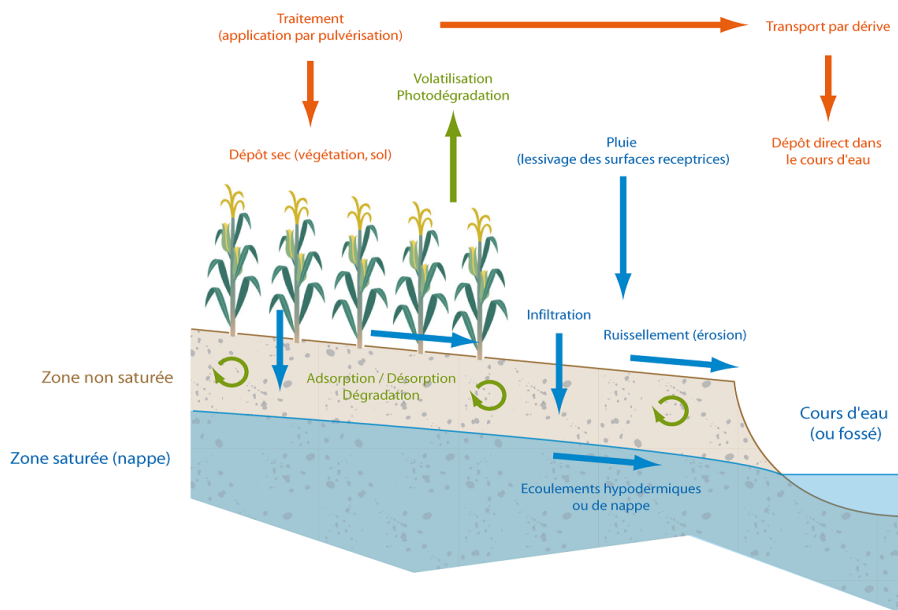


Figure 3 : Processus de rétention, de dissipation et de dispersion des pesticides dans le milieu

1.2.6. Les transferts de matières en suspension

Les matières en suspension (MES) sont des particules solides, organiques et/ou minérales, généralement fines, transportées par l'eau et à l'origine de sa turbidité. Quoique n'étant pas à proprement parler un contaminant introduit par l'homme dans le milieu, les MES contribuent elles aussi à la dégradation des écosystèmes aquatiques : par réduction de la pénétration de la lumière, colmatage des habitats de la faune benthique et des frayères ou encore envasement des plans d'eau. Elles participent aussi à la modification de la composition chimique du milieu aquatique en véhiculant des éléments potentiellement polluants (bactéries, contaminants adsorbés dont phosphore, pesticides et métaux lourds). Des normes de potabilité sont d'ailleurs établies à ce sujet pour éviter tout risque sur le plan sanitaire (limite de turbidité de 2 NFU). Les MES sont donc à la fois un facteur intrinsèque de dégradation de la qualité de l'eau et un vecteur de contaminants.

De fait, on retiendra ici que les contextes sensibles au transfert de MES seront également des contextes susceptibles de rencontrer des problématiques de transferts de matière organique (dont azote organique), de phosphore et de pesticides adsorbés. C'est pourquoi ces différentes catégories de contaminants ont été rassemblées par la suite du point de vue des solutions préconisées en matière d'aménagement de zones tampons (cf. 2.3).

En milieu agricole, les MES proviennent en grande partie de la désagrégation et l'entraînement des particules de sols liée à l'érosion hydrique survenant dans les parcelles. Ce processus peut apparaître lorsqu'un sol à faible stabilité structurale (pauvre en argile et en matière organique) et peu couvert est exposé aux pluies. Celles-ci décomposent les agrégats de sol en fines particules (« effet splash » des gouttes de pluie) qui sont facilement emportées par les eaux de ruissellement, même en présence de faibles pentes. En présence de pentes plus fortes et de concentration du ruissellement liée à la topographie (y compris en cas de ruissellement par saturation), l'eau peut aussi acquérir une vitesse suffisante pour arracher et entraîner des particules de sols de tailles diverses, allant dans certains cas jusqu'à la création de ravines plus ou moins profondes. Parallèlement, les processus de lessivage à l'œuvre dans certains sols peuvent aussi conduire à retrouver des MES dans les eaux de drainage ou de percolation profonde. Les particules concernées sont alors généralement très fines (argiles).

En contrepartie, toute zone favorisant la diminution des vitesses d'écoulement (présence d'un couvert rugueux, zones plates) permettra la décantation et la sédimentation de tout ou partie des matériaux

transportés (les matériaux les plus grossiers seront plus facilement interceptés que les matériaux fins, il s'établit donc généralement un tri granulométrique d'amont en aval). Le transfert de MES et des contaminants adsorbés vers les milieux aquatiques est donc fortement influencé par la topographie, l'occupation des sols et plus généralement l'organisation du paysage (maillage des éléments du paysage, infrastructures anti-érosives, aménagements hydrauliques).

1.3. La phase de diagnostic

La démarche de diagnostic aboutissant à l'implantation de zones tampons peut nécessiter jusqu'à cinq phases distinctes mais complémentaires, assorties d'un degré de finesse des observations et données de terrain nécessaires de plus en plus exigeant selon l'échelle à laquelle on se situe (Figure 4).

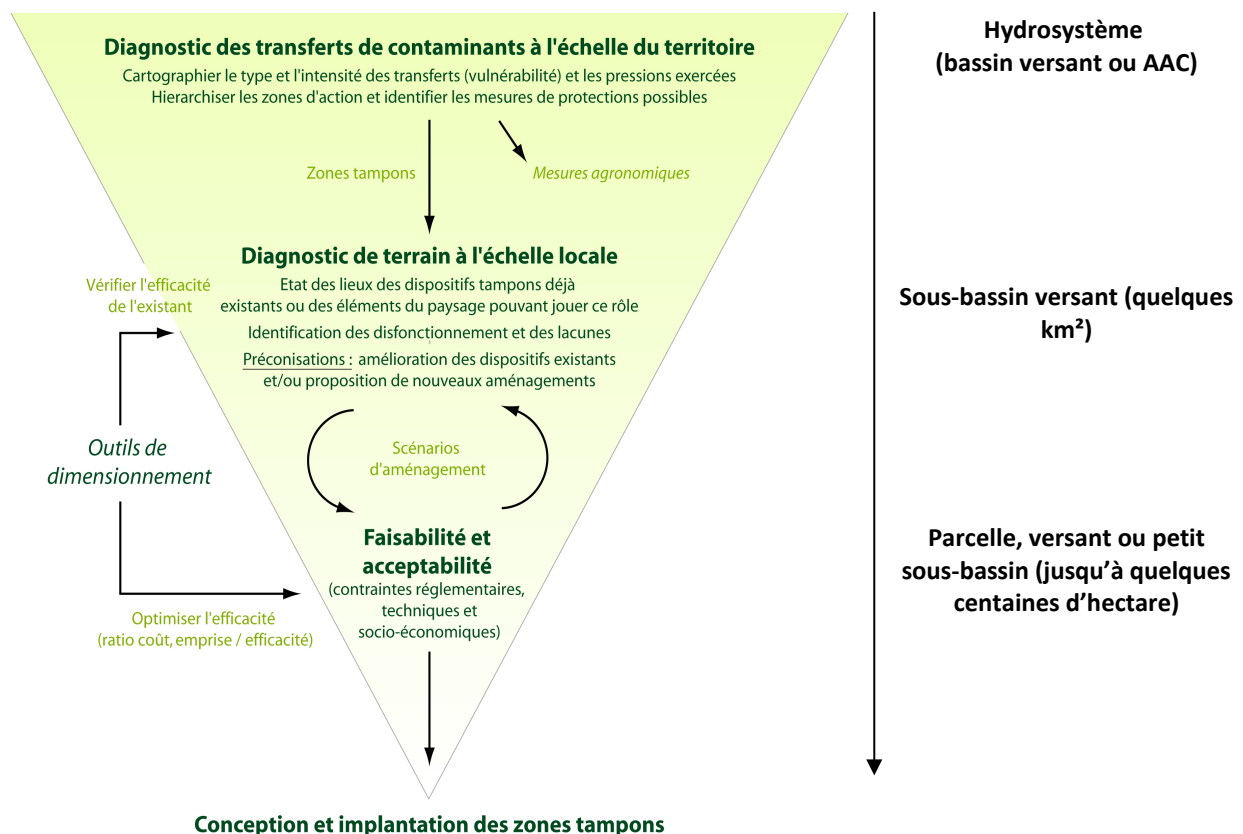


Figure 4 : Articulation des différentes phases de diagnostic préalables à l'implantation de zones tampons

A l'échelle de l'hydrosystème (bassin versant, aire d'alimentation de captage) :

- **L'identification de la problématique par un suivi de la qualité de l'eau :** type(s) de contaminant(s) retrouvé(s) dans le milieu aquatique, fréquence, concentration(s)...
- La compréhension et la caractérisation des processus de transfert en jeu (cf. 1.2.1) au moyen d'un **diagnostic de vulnérabilité**, de manière à identifier les situations agro-pédo-climatiques les plus sensibles aux flux de contaminants, déterminer comment ces transferts parviennent jusqu'aux milieux aquatiques puis hiérarchiser les zones d'action.
- **La caractérisation des pratiques agricoles (diagnostic des pressions) :** modalités d'usage des substances en cause dans la contamination des milieux aquatiques, doses appliquées ou épandues, périodes d'application, parcelles ou exploitations concernées... auxquelles peuvent être adjoints des éléments de contexte socio-économique pour déterminer les marges de manœuvre en matière d'évolution des pratiques et des systèmes agricoles.

A l'échelle des sous-bassins versants identifiés comme les plus vulnérables :

- **L'état des lieux des dispositifs tampons existants et des éléments du paysage pouvant jouer ce rôle** : identification des dysfonctionnements, des lacunes et préconisations sur la base d'une caractérisation détaillée des transferts et cheminements de l'eau à l'échelle du petit bassin versant.

A l'échelle de la parcelle, versant ou du petit sous-bassin versant intercepté :

- **Le diagnostic préalable à l'implantation** : destiné à quantifier suffisamment précisément les flux d'eau susceptibles de transiter par la zone tampon de manière à déterminer ses dimensions en fonction du degré d'efficacité recherché.

Les trois premières étapes de diagnostic sont généralement réalisées bien en amont de la phase d'implantation de zones tampons et ne lui sont pas nécessairement spécifiques. Elles sont notamment mises en œuvre de manière assez générique dans le cadre des démarches de protection de captage et visent à (i) identifier les zones sur lesquelles il conviendra d'intervenir en priorité et (ii) adapter les solutions correctives au contexte (formalisation d'un plan d'action). Pour mener à bien ces diagnostics, un certain nombre d'outils méthodologiques et de guides ont été mis au point ces dernières années. A titre de référence on citera notamment :

- Le "*Guide d'aide à la réalisation du Diagnostic Territorial des Pressions Agricoles*" élaboré par l'INRA (à paraître)
- Les différentes méthodes dédiées à la réalisation de diagnostics de vulnérabilité, très diversifiées et plus ou moins complexes selon l'objectif recherché. Certaines d'entre-elles sont présentées dans le Tableau 2 (méthodes dites qualitatives ou expertes, sélectionnées pour leur portée opérationnelle).

Il n'a pas été jugé utile de revenir en détail sur les différents aspects relevant de ces premières étapes de diagnostics, celles-ci étant assez bien documentées par ailleurs (voir notamment : <http://captages.onema.fr/>). On insistera en revanche sur l'importance du diagnostic destiné à caractériser le fonctionnement hydrique du bassin versant (ou de l'AAC), c'est-à-dire déterminer et spatialiser quelles sont les voies préférentielles de transfert de contaminants pour finalement identifier les zones les plus vulnérables. Il doit en effet permettre de déterminer si les zones tampons constituent une solution pertinente (en présence de transferts superficiels, Tableau 3) et sur quel(s) secteur(s) porter en priorité les efforts. Ainsi, **ces diagnostics doivent a minima inclure une carte des typologies de transferts (transfert dominant à l'échelle de chaque unité cartographique) voire, idéalement, une carte hiérarchisant les niveaux de vulnérabilité par type de transfert et donnant une information sur les relations topologiques entre parcelles émettrices et milieux aquatiques récepteurs.**

Les phases de diagnostic suivantes concernent plus directement les zones tampons. Il s'agit en effet d'effectuer un certain nombre d'observations sur le terrain de manière à formuler des recommandations sur les améliorations pouvant être apportées pour optimiser l'efficacité des dispositifs existants voire proposer de nouveaux aménagements pour renforcer la protection des milieux aquatiques récepteurs.

Pour ce faire, Irstea a publié deux guides complémentaires, l'un s'attachant principalement à examiner l'efficacité des bandes tampons rivulaires (GRIL et LE HÉNAFF, 2010), l'autre s'intéressant plutôt aux possibilités d'implantation de zones tampons dans les versants (GRIL *et al.*, 2010, BERNARD *et al.*, 2014). On précisera que, dans les deux cas, ces guides sont ciblés sur la problématique de transferts de produits phytosanitaires, cependant certains éléments de la démarche présentée restent valables pour d'autres catégories de substances.

Méthode	Transferts cartographiés	Type de méthode	Échelle d'application
CORPEN (1999)*	Ruissellement Hypodermie	Arbre de décision	Méthodes adaptées à un diagnostic parcellaire
Aquaplaine (Arvalis)*	Drainage Infiltration		
SIRIS-Transfert (AUROUSSEAU <i>et al.</i> , 1998)	Superficiels (non différenciés)	Tableau à 4 entrées donnant une note de vulnérabilité entre 0 et 100	
Aquavallée (Arvalis)*	Ruissellement Hypodermie Drainage Infiltration	Arbre de décision	Bassin versant
DRASTIC (ALLER <i>et al.</i> , 1987) PAPRIKA (DORFLIGER <i>et al.</i> , 2004) DISCO (POCHON et ZWALHEN, 2003)	Infiltration selon le type d'aquifère (+ ruissellement en milieu de socle fracturé et en milieu karstique)	Sommes pondérées de scores de vulnérabilité codés entre 0 et 4	Méthodes prévues pour être appliquées sur les aires d'alimentation de captages d'eaux souterraines
AEAG (2010)	Superficiels (non différenciés)	Sommes pondérées de scores de vulnérabilité codés entre 0 et 4	Méthodes prévues pour être appliquée sur les aires d'alimentation de captages d'eaux de surface
LE HÉNAFF et GAUROY (2011)	Ruissellements (érosif, hortonien et par saturation) Hypodermie Drainage	Détermination des situations de transfert types par expertise du territoire	
CATALOGNE <i>et al.</i>, (2016)	Ruissellements (hortonien et par saturation) Hypodermie Drainage Infiltration	Produits de scores de vulnérabilité exprimés en pourcentages de risque avec modulation par le climat	Méthode prévue pour être appliquée sur les aires d'alimentation de captages faisant intervenir des transferts mixtes

* Il s'agit dans ces trois cas de typologies de transfert, la vulnérabilité n'est pas chiffrée par un score

Tableau 2 : Exemple de méthodes de référence pour la réalisation d'un diagnostic de vulnérabilité du territoire

1.3.1. Diagnostic des zones tampons rivulaires : un diagnostic « vu du cours d'eau »

Du fait de leur caractère obligatoire et de leur présence presque systématique aux abords des cours d'eau référencés par la réglementation (directive nitrate, BCAE de la PAC¹³, réglementation sur les ZNT¹⁴), le diagnostic des zones tampons rivulaires existantes constitue une étape incontournable avant de proposer de nouveaux aménagements. Il s'agit en effet de déterminer si ces dispositifs sont effectivement présents, s'ils sont fonctionnels et les causes d'éventuels dysfonctionnements.

Ce diagnostic (GRIL et LE HÉNAFF, 2010) consiste à réaliser un certain nombre d'observations de terrain concernant la zone tampon rivulaire, la berge sur laquelle elle est implantée et les parcelles riveraines. Il s'effectue à pied en arpentant les rives des cours d'eau et en remontant sur les versants si nécessaire de manière à inspecter les affluents secondaires (petit chevelu hydrographique et fossés).

Il est précisé que l'échelle adaptée pour réaliser le diagnostic sera celle du petit bassin versant (cours d'eau d'ordre 1 ou 2 selon la méthode de Strahler). C'est en effet à cette échelle que se situe l'essentiel des interfaces entre les parcelles agricoles et le réseau hydrographique. De par la longueur du linéaire concerné, le diagnostic rivulaire représente toutefois un certain investissement en temps : l'expérience montre que l'on parcourt environ 1 km de linéaire de cours d'eau par heure. Il convient alors de bien préparer le déplacement sur le terrain, par exemple à l'aide d'une photo-carte (ortho-photo avec fond de carte topographique IGN au 1:5000 ou 1:10000) qui aura permis une reconnaissance préalable des secteurs les plus stratégiques et servira également pour le report des observations.

Les éléments à observer lors de ce diagnostic sont :

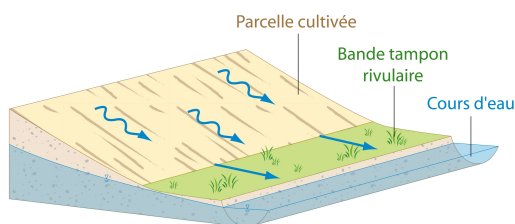
- La présence et la largeur des zones tampons rivulaires, ainsi que leurs variations éventuelles. On considère qu'une zone tampon est présente si elle mesure au moins un mètre de large à partir du haut de la berge (en incluant la largeur de la ripisylve le cas échéant).
- La topographie de la zone tampon et de la parcelle amont ainsi que le profil du cours d'eau : les limites de berges, leur forme, la pente et ses variations.
- L'occupation du sol, à savoir le type de végétation de la zone tampon (herbacée, arbustive ou arborée, plantes hygrophiles indicatrices d'humidité) et le type de culture de la parcelle amont.
- Les caractéristiques liées au fonctionnement hydrique du sol comme la battance, l'hydromorphie, les traces d'érosion...
- Les voies de concentration des écoulements et les courts-circuits hydrauliques comme les dérayures, les traces de roues et ornières, les réseaux de drainages, les rigoles bétonnées en contexte viticole...

Toutes ces informations sont autant d'indications sur la nature des écoulements en provenance des parcelles agricoles et sur l'efficacité potentielle des zones tampons qui en résulte. En effet, si elles font dans tous les cas office de Zones Non traitées ou non fertilisées et possèdent à ce titre un intérêt non négligeable, les bandes tampons rivulaires peuvent s'avérer d'une efficacité limitée pour l'atténuation des transferts hydriques de pesticides dans certaines situations (Figure 5). Ce sera notamment le cas (i) en présence de fossés et petits affluents mal protégés (courts-circuits hydrauliques entre les parcelles à l'amont et le cours d'eau) mais aussi (ii) parce qu'en bas de versant le degré de concentration des écoulements et le risque de saturation sont souvent plus importants et enfin (iii) parce que le ruissellement infiltré rejoint rapidement le cours d'eau.

¹³ 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.

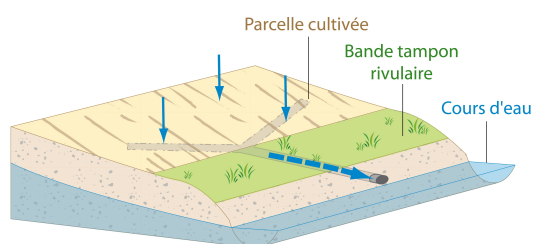
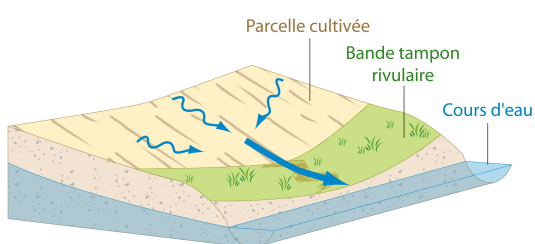
¹⁴ Zones Non Traitées. La réglementation sur l'usage des produits phytosanitaires impose de respecter une distance minimale par rapport aux points d'eau lors de l'application des substances aux champs (5, 20, 50 voire 100 mètres). Cette distance (qui figure sur l'étiquetage des produits) peut-être ramenée 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.

Le sol de la bande tampon rivulaire est saturée (hydromorphie) en raison de la proximité de la nappe d'accompagnement du cours d'eau (berge convexe). Le ruissellement reçu ne s'infiltré pas.



La topographie (thalweg) et la longueur du versant conduisent à une concentration du ruissellement que la bande tampon ne parvient pas à atténuer.

L'eau s'infiltré dans la parcelle (ruissellement faible ou nul) avant d'être exportée vers le réseau hydrographique par le réseau de drains enterrés. La bande tampon est court-circuitée.



Conception graphique : Irstea

Figure 5 : Illustration de trois facteurs limitant l'efficacité des bandes tampons rivulaires par rapport aux transferts de surface

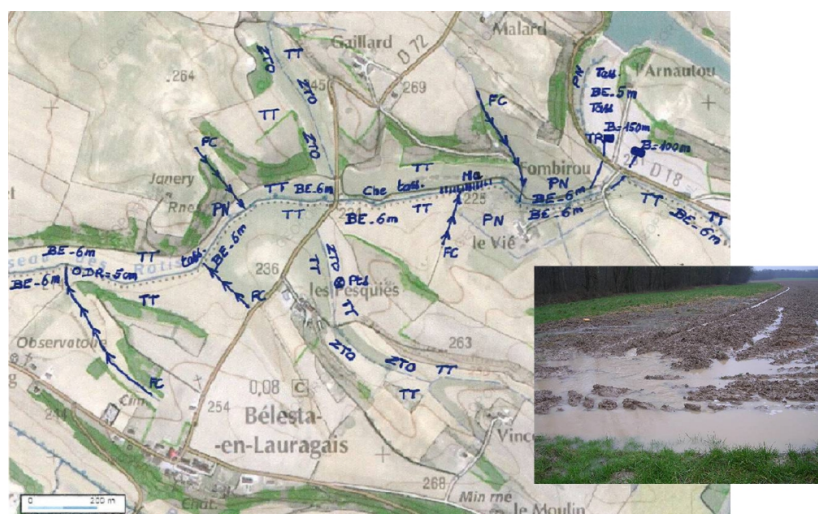


Figure 6 : Un exemple de restitution cartographique d'un diagnostic de terrain (la symbologie est présentée en détail dans le guide publié par Irstea). A réaliser en conditions humides !

A l'issue de ce diagnostic, l'ensemble des observations est restitué au propre sur une carte (et idéalement reporté dans un SIG, Figure 6). Cette restitution servira dans un second temps de document de travail pour formuler des préconisations visant à améliorer l'efficacité de l'existant ou y apporter des compléments.

1.3.2. Préconisation pour l'implantation de zones tampons complémentaires en versant

Cette étape de diagnostic (GRIL *et al.*, 2010) vient généralement compléter le diagnostic des zones tampons rivulaires et doit déboucher sur un certain nombre de propositions concrètes (et rejoint par conséquent l'objectif de ce guide mais se limite à la problématique des transferts de produits phytosanitaires).

Le document cartographique issu de la phase de terrain est analysé pour déterminer les zones où les bandes tampons rivulaires sont insuffisantes (voire absentes) ou si elles peuvent être simplement réaménagées pour assurer une protection plus efficace du cours d'eau. Dans ce dernier cas les solutions sont :

- L'augmentation de la largeur du dispositif (éventuellement on vérifiera au préalable si la largeur est suffisante en l'état à l'aide des outils de dimensionnement appropriés), notamment pour faire face à une éventuelle concentration localisée des écoulements (présence d'un thalweg, coin de parcelle).
- L'aménagement d'un ouvrage dispersif rustique (fascine par exemple) à l'interface entre la parcelle et la bande tampon, notamment en présence d'un thalweg.
- Un bon entretien pour densifier et homogénéiser le couvert ou encore éviter la formation d'un bourrelet de terre, de manière à éviter l'apparition de cheminement préférentiel de l'eau et toujours assurer la meilleure connexion possible entre la parcelle et la bande tampon.
- L'effacement des courts-circuits mineurs au niveau de la bande tampon et des voies de concentration des écoulements dans la parcelle (traces de roue, dérayure de labour...) par un travail du sol approprié.

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 à ce qui précède : 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 (Figure 7). Pour ce faire, le second guide publié par Irstea (GRIL *et al.*, 2010) 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.

A partir des différents scénarios proposés, il convient alors de déterminer quelles sont les opportunités offertes par le territoire (espaces inter-parcellaires préexistants, zones à faible intérêt agronomique ou en déprise agricole...) pour placer au mieux les aménagements complémentaires tout en tenant compte des contraintes réglementaires, des contraintes de faisabilité technique (emprise foncière, pédologie et topographie favorable, accès...) et socio-économique (coûts, acceptabilité, contraintes d'entretien et de gestion...) mais aussi des éventuels bénéfices supplémentaires apportés (agrément paysager, consolidation de la trame verte et préservation de la biodiversité, valorisation de la biomasse, réserve de substitution pour l'irrigation...).

Cette phase de réflexion doit être menée collectivement en associant tous les acteurs concernés par le projet, en particulier les agriculteurs (que l'on d'ailleurs pourra solliciter pour participer au diagnostic), pour parvenir à définir un projet d'aménagement partagé. **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.**

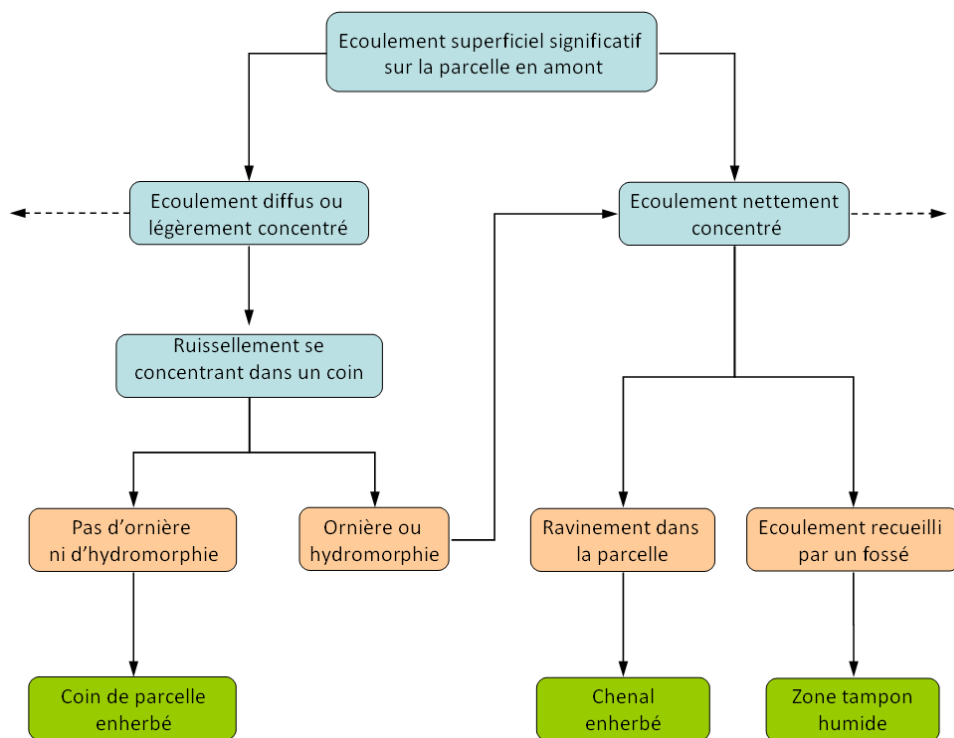


Figure 7 : Extrait de l'arbre de décision proposé par Gril et al. (2010)

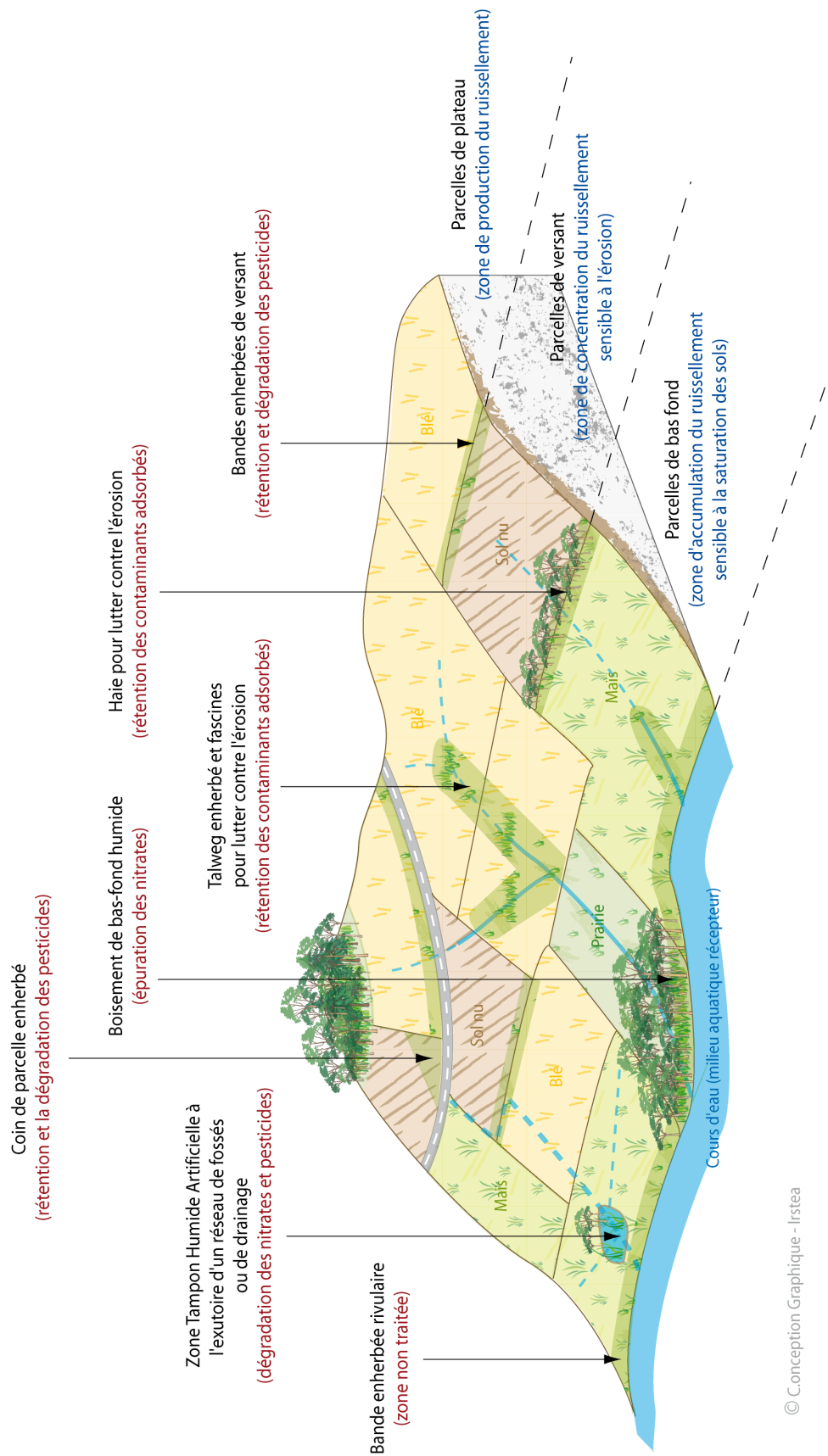


Figure 8 : Un exemple d'aménagement de zones tampons dans un versant à forte dominante agricole : une diversité de solutions peut être proposée pour répondre aux différentes problématiques rencontrées

1.3.3. Les diagnostics de dimensionnement

Lors de l'implantation d'un dispositif tampon, l'étape de dimensionnement vise à déterminer quelles caractéristiques géométriques (largeur, surface ou volume) seront requises pour atteindre un niveau d'efficacité donné. Autrement dit, il s'agit d'ajuster au mieux l'emprise foncière de l'aménagement pour limiter son coût tout en garantissant une bonne efficacité vis-à-vis de l'objectif de protection des eaux. Il s'agit souvent d'un support de discussion et d'argumentation particulièrement intéressant pour alimenter les échanges entre acteurs du territoire et favoriser la co-construction (TOURNEBIZE *et al.*, 2012). Ces calculs peuvent aussi permettre de vérifier le degré d'efficacité d'aménagements préexistants dans le paysage (par exemple dans le cas des zones tampons rivulaires imposées par la réglementation).

Les principes de dimensionnement varient d'un dispositif à l'autre, selon le mode d'action recherché. D'un point de vue strictement hydrologique, ils tiennent généralement compte de deux aspects :

- les volumes d'eau interceptés par le dispositif au cours du temps, en provenance des parcelles situées à l'amont,
- les caractéristiques propres au dispositif (caractéristiques pédologiques, géométrie, rugosité induite par la végétation, caractéristiques hydrauliques pour les plans d'eau...).

Dans le premier cas, il s'agit alors de réaliser un diagnostic hydrologique relativement poussé pour évaluer les flux d'eau de manière quantitative au cours du temps ou selon la saison (par opposition aux approches de vulnérabilité qui restent généralement au stade d'une évaluation qualitative du « risque »). Il est alors nécessaire de faire appel à des modèles plus ou moins complexes (allant d'un simple bilan hydrique jusqu'à des modèles hydrologiques ou hydrodynamiques) qui requièrent un panel de données plus ou moins exigeant (pluviométrie, caractéristiques du sol, topographie, occupation du sol et pratiques culturales...) mais relativement accessible aux échelles considérées (parcelle ou versant). Une instrumentation destinée à assurer un suivi hydrologique peut également être envisagée en complément des modèles ou comme alternatives à ceux-ci pour mieux quantifier les flux d'eau susceptibles de transiter à travers la zone tampon.

Dans le second cas, d'autres modèles propres au fonctionnement de la zone tampon sont employés (modèles hydrauliques notamment). En complément, peuvent entrer en ligne de compte les mécanismes d'atténuation et de dissipation des contaminants dans la zone tampon, ce qui peut induire la prise en compte de processus hydrochimiques ou biologiques.

Plusieurs outils à portée opérationnelle (logiciels, abaques...) ont été mis au point ces dernières années pour effectuer ce type de calculs pour différentes catégories de dispositifs tampons. Ces derniers, lorsqu'ils existent, sont cités dans la grille de lecture (et détaillés en annexes). Dans le cas contraire, **des ordres de grandeur d'efficacité peuvent être fournis de manière empirique sur la base de résultats expérimentaux, sous réserve que ceux-ci soient représentatifs de conditions comparables à celles observées sur le terrain.**

On précisera que la question de la représentativité se pose également dans les approches de dimensionnement « numérique ». En effet, **le calcul est généralement réalisé pour un scénario unique, dans lequel il est difficile d'intégrer l'évolution temporelle de certaines caractéristiques du milieu (pratiques culturales, couverture des sols, pluviométrie selon la saison...) qui pourraient avoir une influence sur les résultats. Le choix du scénario type est donc crucial et doit être dûment justifié.** Une autre solution consiste à tester, pour un même aménagement, plusieurs scénarios tenant compte de la variabilité temporelle des caractéristiques du milieu. Le résultat se présentera alors sous la forme d'une gamme d'efficacité ou d'une gamme de dimensionnement qui pourront là encore être mis en discussion (choix du pire scénario, du scénario médian...). Dans tous les cas, on rappellera qu'un dispositif tampon ne pourra atteindre son optimum d'efficacité dans toutes les situations hydro-climatiques et notamment face aux conditions extrêmes pour lesquels ils ne sont généralement pas prévus.

2. GRILLE DE LECTURE OPÉRATIONNELLE POUR CHOISIR ET POSITIONNER DES ZONES TAMPONS EN VUE D'UNE PROTECTION EFFICACE DES RESSOURCES EN EAU

Pour un objectif d'efficacité donné, le choix et le positionnement d'un dispositif tampon (voire l'association de plusieurs dispositifs) dans un bassin versant tiennent à trois critères :

- le type de substance interceptée et le mode d'action recherché pour atténuer son transfert vers les milieux aquatiques récepteurs,
- le mode de transfert en jeu, parmi les cinq types cités au paragraphe 1.2.1,
- le degré de concentration hydraulique des écoulements (lié à la topographie et à la superficie drainée en amont et aux aménagements hydrauliques en place).

Il existe ainsi un ensemble de situations qui seront détaillées dans les différents paragraphes de la grille de lecture et accompagnées d'un ensemble de recommandations en matière d'aménagement de zones tampons (Tableau 3).

	Ruissellement diffus	Ruissellement concentré	Drainage (et fossés collecteurs)	Écoulements de sub-surface	Infiltration diffuse vers les nappes
Nitrate	Nul ou négligeable	Nul ou négligeable	Zones tampons préconisées	Zones tampons préconisées	Zones tampons inadaptées
Matières en suspension	Zones tampons préconisées	Zones tampons préconisées	Zones tapons préconisées (non documenté)	Nul ou négligeable	Nul ou négligeable
Matière organique (azote organique)					
Contaminants adsorbés (phosphore particulaire, pesticides adsorbés)					
Pesticides en solution	Zones tampons préconisées	Zones tampons préconisées	Zones tampons préconisées	Zones tampons peu adaptées	Zones tampons inadaptées

Tableau 3 : Tableau d'entrée dans la grille de lecture (cliquer sur les liens)

Au préalable et de manière générale, on rappellera que les dispositifs tampons doivent être en mesure d'intercepter les écoulements. De fait, on comprend qu'il n'est possible d'intervenir que sur la partie du trajet de l'eau où les transferts s'effectuent de manière superficielle ou éventuellement sub-superficielle. **Ainsi, l'aménagement de zones tampons est le plus souvent mis en pratique pour la protection des milieux aquatiques de surface (cours d'eau et plans d'eau). Elles peuvent toutefois avoir un intérêt pour la protection des ressources en eau souterraines, lorsqu'elles sont placées en amont de zones d'infiltration préférentielle, telles que les bêtaires en milieu karstique (dans la mesure où celles-ci sont alimentées par des écoulements superficiels, comme c'est souvent le cas). Les approches sont alors identiques dans les deux cas et ne seront pas distinguées par la suite. En revanche, le recours aux zones tampons ne sera jamais approprié pour traiter le cas des transferts par infiltration diffuse généralisée¹⁵, pour lequel seules les solutions agronomiques auront vraiment du sens.**

¹⁵ Sauf à envisager la préservation ou la mise en place d'espaces boisés ou en herbe sans aucun intrant sur de tels territoires pour jouer le rôle de « surfaces de dilution ».

2.1. Avertissements préalables

Les paragraphes suivant fournissent un certain nombre de références en matière d'efficacité des zones tampons vis-à-vis de différents modes de transfert des substances d'origine agricole vers les milieux aquatiques récepteurs. Ces chiffres demandent toujours à prendre du recul ou à être nuancés, notamment selon un ensemble critères lié aux bonnes conditions d'implantation du dispositif et à son dimensionnement. Les références d'efficacité indiquées sont pour l'essentiel issues d'expérimentations qui, par nature dépendent de conditions expérimentales particulières (contexte agro-pédo-climatique) comme du type de substance étudié, en particulier dans le cas de la large famille des molécules phytosanitaires. Il est donc absolument nécessaire de bien considérer les limites de validité de ces résultats. La lecture des annexes (et de la documentation citée en référence) présentant le détail de chacun de ces chiffres apparaît ainsi comme indispensable.

Le degré d'efficacité est également fortement assujéti à la variabilité des conditions climatiques et hydrologiques au cours du temps (à l'échelle saisonnière ou d'une année à l'autre). Ainsi, un dispositif tampon pourra ne pas se révéler d'une efficacité constante par rapport à la situation pour lequel il a été dimensionné, selon par exemple que l'année en cours est plus sèche ou plus pluvieuse. On rappellera à ce sujet que les zones tampons ne sont pas conçues pour faire face à des événements extrêmes mais pour la maîtrise des écoulements « ordinaires » survenant dans les bassins ruraux.

Enfin, une autre considération importante tient à la stratégie de positionnement des aménagements dans le bassin versant, qui ne répondra pas toujours aux seuls impératifs décrits dans ce guide. En effet des éléments de faisabilité technique et d'acceptabilité peuvent orienter la 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). Dans la plupart des cas, il sera recommandé de réfléchir à plusieurs scénarios d'aménagement, d'évaluer leurs avantages et inconvénients respectifs et de mettre ces derniers 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.

2.2. La maîtrise des transferts de nitrate par les zones tampons

Les mécanismes de transfert de nitrate vers les milieux aquatiques de surface et souterrains ont été décrits au paragraphe 1.2.2. On rappellera seulement ici que les transferts en jeu sont de trois types : l'infiltration diffuse vers les nappes profondes (qui ne sera pas traitée ici pour les raisons évoquées plus haut), les écoulements collectés par les drainages enterrés et les écoulements de sub-surface à faible profondeur dans le sol ou sous forme de nappes superficielles (en contexte de socle cristallin notamment), susceptibles de rejoindre un cours d'eau.

2.2.1. Modes d'action recherchés et fonctionnement des zones tampons pour la maîtrise des transferts de nitrate

La maîtrise des transferts de nitrate par les zones tampons cherche à favoriser (conjointement ou non) deux mécanismes d'atténuation :

- i) **L'absorption racinaire de l'eau et des nutriments par la végétation en place** : dans ce cas, les dispositifs arborés ou arbustifs seront les plus adaptés en raison de la profondeur d'enracinement qui permettra de puiser l'eau et les nutriments sur une tranche de sol plus importante que dans le cas d'une végétation herbacée. Il s'agira typiquement du cas des [haies en versant](#), positionnées perpendiculairement à la pente pour intercepter les flux de sub-surface ou des haies et ripisylves en bas de versant pour puiser les nutriments de la nappe superficielle. On rappellera néanmoins que l'azote absorbé par la végétation sera susceptible d'être à nouveau libéré dans le milieu dès la mort ou la sénescence des végétaux (chute des feuilles, nécrose des racines), sous forme de matière organique qui se minéralisera à son tour plus

ou moins progressivement¹⁶. Un export de la biomasse produite (lors de la taille par exemple, pour une valorisation sous forme de bois raméal fragmenté ou de biomasse énergie) pourra toutefois permettre d'aboutir à un bilan positif. Dans le cas contraire, un bénéfice sera tout de même obtenu du fait de la régulation des flux de nitrate résultant du cycle assimilation/restitution/minéralisation. L'une des limites à ce mode d'action reste que la principale période de transfert de nitrate s'étend de novembre à mars (période d'excédent hydrique), période qui est aussi celle de repos de la végétation (peu de besoins en eau et en nutriments). A cet égard et malgré un système racinaire moins développé, les couverts herbacés à base de graminées présentent l'avantage d'être actifs une grande partie de l'année (lorsque la température dépasse 5°C). L'association des strates herbacées, arbustives et arborées sera donc recommandée.

- ii) **La dénitrification** : dans ce cas la zone tampon doit avant tout connaître des conditions de saturation en eau (conditions d'anoxie) plus ou moins permanentes. Ce sera le cas des [plans d'eau](#) mais aussi des **zones de mouillères en versant, prairies et boisements humides de bas fond** (qu'il conviendra surtout de préserver) qui présentent des sols hydromorphes, engorgés une partie de l'année. Les autres conditions sont la présence de matière organique et, dans une moindre mesure, des conditions de pH et de température favorables à l'activité biologique. Ainsi, dans le cas d'écoulements à travers un sol hydromorphe saturé en eau, il est important que les circulations s'effectuent dans les horizons riches en matière organique, ce qui implique un niveau d'eau assez proche de la surface et/ou une épaisseur de litière importante (sous boisement notamment). D'autre part, la végétation en place pourra contribuer elle aussi à réguler les flux de nitrate en prélevant une partie de ces derniers. En contrepartie, la demande évapotranspiratoire estivale sera susceptible d'assécher en partie les sols et d'inhiber temporairement le processus de dénitrification. Les deux mécanismes ne sont toutefois pas contradictoires mais apparaissent plutôt comme complémentaires selon la saison (absorption racinaire en période estivale et dénitrification en période hivernale, Figure 9). Enfin on rappellera qu'au niveau du cours d'eau lui-même, [la ripisylve](#) et les milieux humides adjacents ont également une fonction importante du point de vue de l'atténuation des flux de nitrate par dénitrification (pouvant atteindre un abattement des flux de nitrate de 95 %, JORDAN *et al.*, 1993, SANCHEZ-PEREZ *et al.*, 1999).

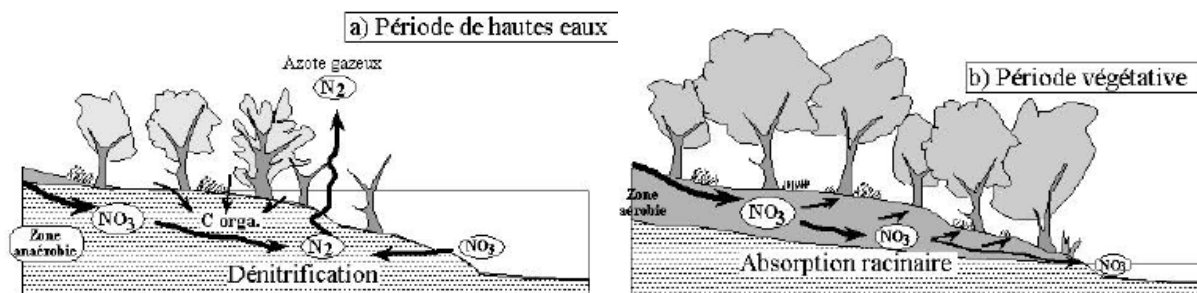


Figure 9 : Complémentarité des processus d'atténuation des transferts de nitrate d'une zone boisée de bas-fond selon la saison (extrait de MARIDET, 1995)

¹⁶ C'est notamment le mécanisme recherché en agroforesterie pour puiser l'azote en profondeur, le restituer en surface (ce qui le rend disponible pour les cultures) et limiter ainsi les pertes d'azote par lessivage sous-racinaire.

2.2.2. Choix du dispositif et positionnement dans le versant en fonction du mode de transfert de nitrate

▪ **Transferts par écoulements de sub-surface**

Type de zone tampon préconisé	Boisements et prairies humides	Haies bocagères
Positionnement	Généralement dans les bas-fonds hydromorphes, à proximité des cours d'eau	En versant, implantées perpendiculairement à la pente
Mode d'action	Dénitrification et absorption racinaire	Absorption racinaire
Ordre de grandeur d'efficacité	Abattement variable dans le temps (selon les conditions de saturation, les volumes d'eau interceptés et les vitesses d'écoulement dans le sol) : de 20 % jusqu'à 100 % pour des largeurs allant de 1 m à 150 m (d'après CORPEN, 2007b). MARIDET (1995) indique une efficacité significative (> 80 %) d'élimination de l'azote par les ripisylves à partir d'une largeur de 5 m (voir l' annexe II pour plus de détails) ¹⁷ .	Variable selon la saison et le type de végétation en place, théoriquement nul à long terme ¹⁸
Suggestion de référence(s)	MARIDET (1995), BIDOIS (1999), MONTREUIL (2008), CAUBEL (2001), GRIMALDI <i>et al.</i> (2012)	VIAUD (2004)
Quelques précisions utiles	La position en bas de versant, le long des cours d'eau est intéressante, puisque la majeure partie des écoulements de sub-surface transitera par la zone tampon. De plus, quand la zone tampon s'étend à la fois sur le bas du versant et la berge, les eaux du cours d'eau sont également interceptées durant les périodes de hautes eaux. Toutefois, le rôle des éventuelles zones hydromorphes situées en amont sur les versants n'est pas à négliger	Les haies auront également un effet bénéfique pour d'autres types de contaminants

¹⁷ Les notions de dimensionnement sont ici plus floues que dans le cas d'autres dispositifs « construits ». Il est en effet difficile de contrôler quelle est la surface réellement efficace, *i.e.* celle connaissant des conditions de saturation suffisamment permanentes pour permettre la dénitrification.

¹⁸ Des références indiquent que l'absorption de nitrate par une haie peut être très efficace au printemps (de l'ordre de 75 %, voire totale selon les auteurs) mais que l'azote est restitué en surface sous forme organique dès l'automne suivant à hauteur de 60 et 90 % de l'azote prélevé (RANGER *et al.*, 1995) suivi d'une minéralisation de l'ordre de 4 % de la litière produite annuellement (pour une forêt riparienne, CLÉMENT, 2002). Le bilan semble donc bien positif à court terme mais (sauf exportation de la biomasse) sera théoriquement nul à plus long terme et peut même conduire à un enrichissement en azote des sols proches de la haie par rapport au sol des parcelles cultivées voisines (METTE et SATTELMAYER, 1994).

- **Transferts par drainage**

Type de zone tampon préconisé	Plan d'eau végétalisé de type ZTHA
Positionnement	Entre les exutoires de drainage (ou de fossés collecteurs) et le cours d'eau
Mode d'action	Dénitrification (+ absorption racinaire)
Ordre de grandeur d'efficacité	Abattement variable de 20 à 100% selon le temps de séjour hydraulique et les conditions climatiques. Une rétention moyenne annuelle a été estimée à 50 % (voir l' annexe I pour plus de détails)
Suggestion de référence(s)	TOURNEBIZE <i>et al.</i> (2015)
Quelques précisions utiles	L'interception et la rétention des eaux tout au long de la période de drainage peuvent nécessiter des volumes importants, il sera par conséquent difficile d'atteindre des temps de séjours suffisants pour abattre la totalité de la charge en nitrate

2.3. La maîtrise des transferts de matières en suspension, de matières organique et des contaminants adsorbés par les zones tampons

Comme évoqué au paragraphe 1.2.6, les transferts de matière en suspension et des contaminants adsorbés sur ces dernières (dont le phosphore et les pesticides à fort Koc) surviennent principalement en présence de ruissellement, lorsque l'eau entraîne avec elle des particules de sol jusqu'aux milieux aquatiques. Le rôle des zones tampons est alors d'intercepter au mieux les eaux de ruissellement pour retenir les sédiments qu'elles véhiculent mais aussi limiter les possibilités d'arrachement de particule de sol et d'incision sur le trajet de l'eau.

2.3.1. *Modes d'action recherchés et fonctionnement des zones tampons pour la maîtrise des transferts de MES*

La limitation des transferts de matière en suspension (MES) par les zones tampons vise à **diminuer suffisamment les vitesses d'écoulement pour favoriser la sédimentation des particules de sol** véhiculées par les eaux de ruissellement. Dans ce cas, le premier critère d'efficacité correspond à la rugosité du couvert qui, en opposant une résistance aux flux d'eau, permet de ralentir ces derniers. Une forte densité (de tiges) du couvert à la surface du sol doit donc être recherchée en priorité, en veillant à sa bonne homogénéité pour éviter l'apparition de cheminements préférentiels qui auraient pour conséquence de rendre le dispositif moins efficace. Secondairement, l'infiltration au sein du dispositif aura pour effet de réduire le volume de ruissellement et sa capacité de transport (avec pour situation ultime une infiltration complète de l'eau et la rétention de la totalité de la charge solide). Enfin, le modelé du dispositif pourra également être étudié de façon à diminuer localement la pente (voire créer une légère contrepente) et là encore ralentir le ruissellement.

Compte tenu des modes d'action recherchés, le choix du type de dispositif en vue de maîtriser l'érosion et limiter les flux de MES pourra différer en fonction de la lame d'eau et de la charge solide reçues. **Les dispositifs enherbés** conviendront principalement dans les situations de ruissellement érosif diffus (érosion en nappe), en présence de lames d'eau réduites et de charges solides faibles, sans quoi le dispositif risque de se trouver régulièrement submergé (végétation couchée) et/ou endommagé par les dépôts de terre. Avec le temps, un bourrelet de terre pourra par ailleurs se former à la limite entre la parcelle et le dispositif tampon. L'eau cherchera alors à contourner l'obstacle, phénomène susceptible de créer un passage préférentiel, contraire à l'effet recherché. Il est donc important de veiller à toujours assurer la meilleure continuité possible entre la parcelle et le dispositif enherbé et d'effacer régulièrement ce bourrelet par un travail du sol approprié.

De même, la présence d'une dérayure de labour à l'interface entre la parcelle et la zone tampon sera susceptible de détourner et conduire l'eau vers un point bas, concentrant ainsi l'écoulement sur une portion réduite du dispositif.

Dans les situations de ruissellement concentré et d'érosion linéaire et/ou lorsque la charge solide est importante, l'interception des flux d'eau et de sédiments nécessitera un couvert plus résistant. Les dispositifs ligneux comme les [haies denses](#) et les [fascines](#) seront alors les plus adaptées (la première ayant également pour avantage de posséder une capacité d'infiltration assez importante). Dans les deux cas, une implantation soignée et un entretien régulier seront indispensables pour que ces dispositifs jouent correctement leur rôle. Pour parvenir à une efficacité optimale, une association avec une zone enherbée placée en aval sera par ailleurs recommandée : la haie (ou la fascine) aura pour effet de ralentir et disperser le ruissellement tout en retenant la fraction grossière tandis que la zone enherbée en aval permettra la décantation des particules les plus fines¹⁹ (portant l'essentiel de la charge en contaminants) sans risque de se voir recouverte par les sédiments. Enfin, [l'enherbement de fond de thalwegs](#) (à forte extension longitudinale, dans le sens de l'écoulement) constituera une solution efficace pour intercepter et ralentir les ruissellements érosifs diffus provenant des versants mais aussi prévenir la survenue d'une érosion linéaire au niveau du thalweg lui-même.

Les dispositifs cités ici visent à faire obstacle aux sédiments tout en laissant l'eau circuler. Ils constituent des aménagements « légers » à mettre en place assez haut dans le versant. En aval, on aura éventuellement recours à des techniques plus lourdes – **talus et fossés végétalisés**, bassins de décantation – visant à stocker temporairement et/ou détourner l'eau pour la protection d'enjeux plus localisés.

2.3.2. **Choix du dispositif et positionnement dans le versant en fonction du mode de transfert des MES**

- **Transferts par ruissellement érosif diffus (érosion en nappe)**

Charge en sédiment	Faible	Moyenne à forte
Type de zone tampon préconisé	Bandes enherbées	Haies denses
Positionnement	En versant, implantées perpendiculairement à la pente	
Mode d'action	Diminution des vitesses d'écoulement et de la lame d'eau (infiltration)	
Ordre de grandeur d'efficacité	Abattements variant de 40 à 100 % pour des largeurs allant de 1 à 300 m et des pentes allant de 0.1 à 16 % (d'après CORPEN, 2007a, voir l'annexe III pour plus de détails)	Abattements variant de 74 à 99 % (d'après les résultats expérimentaux obtenus par OUVRY <i>et al.</i> (2012), voir l'annexe IV pour plus de détails)
Suggestion de référence(s)	CORPEN (2007), OUVRY <i>et al.</i> (2010)	DABNEY <i>et al.</i> (1995), OUVRY <i>et al.</i> (2012)
Quelques précisions utiles	En plus de leur rôle de rétention des sédiments, l'étagement de ces dispositifs dans le versant permettra de réguler la vitesse de l'écoulement et réduira les risques d'incision en aval tandis que leur capacité d'infiltration, relativement importante et stable dans le temps par rapport aux zones en culture (de l'ordre de 50 à 100 mm/h), permettra de diminuer les volumes de ruissellement à l'échelle du bassin versant.	

¹⁹ Les expérimentations montrent que l'essentiel de la charge solide est interceptée dès les premiers mètres enherbés. Toutefois, un tri granulométrique s'opère avec une sédimentation préférentielle des particules grossières tandis que la fraction fine (argiles) peut nécessiter une largeur efficace nettement plus importante pour être retenue.

▪ **Transferts par ruissellement érosif concentré (présence de figures d'érosion linéaires)**

Charge en sédiment	Faible à moyenne	Moyenne à forte
Type de zone tampon préconisé	Chenal enherbé	Haies denses et fascines
Positionnement	Suivant le cheminement de l'eau (généralement en fond de thalweg évasé)	Perpendiculairement à l'écoulement (généralement en fond de thalweg)
Mode d'action	Diminution des vitesses d'écoulement et de la lame d'eau (infiltration*) et limitation des risques d'incision	
Ordre de grandeur d'efficacité	La limitation des risques d'incision assurée par un couvert herbacé est effective jusqu'à des vitesses d'écoulement de 0,7 m/s à 2,0 m/s (chiffres cités par OUVRY <i>et al.</i> , 2010). L'efficacité à retenir les sédiments est analogue à celle des bandes enherbées (annexe III)	Abattements variant de 74 à 99 % (d'après les résultats expérimentaux obtenus par OUVRY <i>et al.</i> , 2012), voir l' annexe IV pour plus de détails
Suggestion de référence(s)	CORPEN (2007), OUVRY <i>et al.</i> (2010)	OUVRY <i>et al.</i> (2012)
Quelques précisions utiles	Contrairement aux autres dispositifs, l'implantation d'un chenal enherbé devra bien souvent se faire à l'intérieur des parcelles cultivées, ce qui peut représenter une contrainte forte pour l'agriculteur. Des techniques alternatives telles que le double semis en fond de thalweg peuvent toutefois se substituer à un enherbement mais ne sont pas permanentes.	L'accumulation progressive des sédiments en amont du dispositif modifiera localement la pente de manière à créer une zone d'eau calme favorable à la sédimentation

* Sauf fascines

▪ **Transferts par drainage**

Le transport de MES par les eaux de drainage n'est pas abordé ici car peu documenté du point de vue des solutions d'atténuation. On peut toutefois considérer que les solutions sont du même ordre que dans le cas des transferts de nitrates et de pesticides par drainage avec la mise en place d'un plan d'eau de type ZTHA ou le recours à des fossés végétalisés susceptible de diminuer les vitesses d'écoulement et favoriser ainsi la sédimentation.

2.4. La maîtrise des transferts de pesticides en solution par les zones tampons

Les mécanismes de dispersion des pesticides dans le milieu sont décrits au paragraphe 1.2.5. Le cas de la fraction adsorbée, liée au devenir des particules de sol, est traité dans la rubrique précédente, relative à la maîtrise des transferts de matières en suspension par ruissellement érosif (*cf.* 2.3). Le cas de la fraction en solution est abordé ici.

2.4.1. *Modes d'action recherchés et fonctionnement des zones tampons pour la maîtrise des transferts de pesticides en solution*

De ce qui est dit au paragraphe 1.2.5, il résulte que la maîtrise des transferts de pesticides en solution par les zones tampons recherche avant tout l'atténuation des transferts les plus rapides et les plus concentrés (ruissellement et drainage). Le but est alors d'optimiser le temps de contact entre l'eau, le sol et la végétation de manière à favoriser les processus de dégradation des substances.

En présence de ruissellement diffus ou moyennement concentré, l'aménagement d'une [zone tampon enherbée](#) ou [boisée](#) aura pour principal objectif d'intercepter les écoulements et de favoriser leur infiltration dans le sol. Au contact de celui-ci, les substances véhiculées par l'eau pourront alors être en grande partie retenues et/ou dégradées. Les critères d'efficacité sont donc ceux permettant une bonne infiltration (perméabilité du sol, favorisée par un système racinaire du couvert en place bien développé), associée à une diminution des vitesses d'écoulement (rugosité et homogénéité du couvert, modelé du dispositif)²⁰, mais aussi ceux favorisant une bonne activité biologique au sein du dispositif (richesse en matière organique). Compte tenu du mode d'action recherché, les zones hydromorphes seront considérées comme défavorables à l'implantation de ce type de zone tampon. La présence d'eau à faible profondeur pourra en effet limiter fortement la capacité d'infiltration du dispositif. De même, le tassement du sol provoqué par le passage répété d'engins agricoles ou de bétail pourra en réduire considérablement l'efficacité (c'est pourquoi on exclura d'utiliser la zone tampon comme tournière).

En présence d'écoulements hydrauliquement concentrés, qu'il s'agisse d'eaux de ruissellement ou d'eaux de drainage collectées par un réseau de fossés, un dispositif de type [plan d'eau](#) sera généralement plus adapté. Dans ce cas, c'est le temps de séjour de l'eau (et des contaminants qu'elle véhicule) qui constitue le principal critère d'efficacité en permettant aux différents processus de dégradation, qu'ils soient biologiques ou abiotiques, de se dérouler correctement. La présence d'une végétation adaptée aux milieux humides (macrophytes tels que le roseau, la scirpe ou la massette) sera alors essentielle au bon fonctionnement de tels dispositifs en permettant notamment de :

- favoriser l'activité biologique (apport de matière organique, libération d'oxygène au niveau du système racinaire, support pour la formation d'un biofilm),
- ralentir l'écoulement et accroître le temps de contact entre l'eau, la végétation et le substrat du plan d'eau.

Une solution complémentaire à la précédente passera par la valorisation des [fossés](#) de manière à leur faire jouer un rôle tampon. En effet, comme dans le cas des plans d'eau, les facteurs susceptibles de ralentir voire retenir temporairement l'eau au sein du fossé (modelé adapté, rugosité induite par la végétation, mise en place de redents) auront un effet bénéfique pour limiter les flux de contaminants. La nature du substrat se révèle également importante : la présence de végétaux (macrophytes notamment), de sédiments fins et la richesse en matière organique seront en effet des éléments favorisant, à divers degrés, la fixation des substances phytosanitaires ou l'activité biologique nécessaire à leur dégradation (KAO *et al.*, 2002, MARGOUM *et al.*, 2003).

²⁰ On note ici qu'il existe des convergences entre les modes d'action recherchés pour la maîtrise des transferts de pesticide en solution et des pesticides adsorbés sur les matières en suspension.

Les zones tampons seront en revanche rarement envisagées pour la maîtrise des transferts de pesticides par écoulements de sub-surface. En effet, sauf à circuler dans les horizons les plus riches en matière organiques, l'interception de l'eau chargée en contaminants par les différents dispositifs sera généralement peu efficace.

2.4.2. Choix du dispositif et positionnement dans le versant en fonction du mode de transfert des pesticides en solution

- **Transferts par ruissellement diffus**

Type de zone tampon préconisé	Bandes enherbées ou boisées (haies)
Positionnement	En versant, implantées perpendiculairement à la pente ou le long des fossés et du petit chevelu hydrographique
Mode d'action	Infiltration, rétention et dégradation des substances dans le sol
Ordre de grandeur d'efficacité	Abattement généralement supérieur à 50% et pouvant fréquemment dépasser 90% mais fortement assujéti à un bon dimensionnement (voir l' annexe V pour plus de détails)
Suggestion de référence(s)	CARLUER <i>et al.</i> (2011), DOSSKEY <i>et al.</i> (2011), CARLUER et LAUVERNET (2014), PASSEPORT <i>et al.</i> , (2014)
Quelques précisions utiles	L'ancienneté du dispositif et un bon entretien s'accompagneront d'une densification du couvert et d'un enrichissement progressif du sol en matière organique, favorable à l'activité biologique qui permettra une meilleure dégradation des substances.

- **Transferts par ruissellement moyennement concentré (petit thalweg, coin de parcelle)**

Type de zone tampon préconisé	Chenal enherbé , coin de parcelle enherbé
Positionnement	Suivant le cheminement de l'eau
Mode d'action	Infiltration, rétention et dégradation des substances dans le sol
Ordre de grandeur d'efficacité	Les références d'efficacité peuvent être déduites des mêmes outils que ceux cités précédemment pour les bandes enherbées ou boisées. Dans ce cas, il sera cependant recommandé d'avoir recours à l'approche de dimensionnement proposée par DOSSKEY <i>et al.</i> (2011) (voir l' annexe V pour plus de détails)
Suggestion de référence(s)	CARLUER <i>et al.</i> (2011), DOSSKEY <i>et al.</i> (2011), CARLUER et LAUVERNET (2014)
Quelques précisions utiles	Par opposition aux bandes enherbées, la géométrie particulière de ces dispositifs enherbés, dont la plus grande longueur se trouve dans le sens de l'écoulement, revient en réalité à maximiser la largeur efficace pour l'interception des ruissellements dans un minimum de surface.

▪ **Transferts par ruissellement concentré ou drainage collectés par un réseau de fossé**

Type de zone tampon préconisé	Plan d'eau végétalisé de type ZTHA	Fossé végétalisés et/ou à redents
Positionnement	<p>Pour optimiser la fonction d'épuration : en dérivation des fossés collecteurs, de préférence au plus près des parcelles émettrices et associé à mode de gestion hydraulique approprié pour recueillir les flux les plus concentrés dans un minimum de volume.</p> <p>On signalera que d'autres modes d'implantation, sur l'emprise de la bande tampon rivulaire ont également été expérimentés dans le cas de petits exutoires de drainages arrivant directement au cours d'eau.</p>	Aménagement des fossés existants
Mode d'action	Rétention et dégradation	Rétention et dégradation
Ordre de grandeur d'efficacité	Abattement des concentrations de l'ordre de 80 à 90 % mais variable (de 40 à 100 %) selon la substance et le type de dispositif (d'après les résultats expérimentaux des projet Artwet et Phytoret, voir l'annexe VI pour plus de détails)	Abattement des pics de concentrations de l'ordre de 50 % pour des vitesses d'écoulement inférieures à 0.1 m/s (d'après les résultats expérimentaux du projet Artwet)
Suggestion de référence(s)	<p>ARTWET (2010a et 2010b), DESTANDEAU <i>et al.</i> (2013), PHYTORET (2014), TOURNEBIZE <i>et al.</i> (2015), MAILLARD <i>et al.</i> (2011, 2012, 2016), MAILLARD et IMFELD (2014), BABCSÁNYI <i>et al.</i> (2014), STEHLE <i>et al.</i> (2011), IMFELD <i>et al.</i> (2013), PHYTORET (2014), TOURNEBIZE <i>et al.</i> (2015), REGGAZONI <i>et al.</i> (2010, 2011, 2013a et 2013b)</p> <p>VALLÉE <i>et al.</i> (2015a et 2015b) pour les dispositifs implantés sur l'emprise des bandes tampons rivulaires</p>	KAO <i>et al.</i> (2002), MARGOUM <i>et al.</i> (2003), ARTWET (2010a et 2010b), DOLLINGER <i>et al.</i> (2015), DAGES <i>et al.</i> (à paraître)
Quelques précisions utiles	<p>Dans une configuration en dérivation, la gestion hydraulique du bassin consistera à ouvrir une vanne d'alimentation lors des premières pluies succédant une application de manière à ne collecter que les eaux les plus chargées en pesticides. L'objectif est alors de pouvoir maximiser le temps de séjour (durée de 1 mois recommandée) en ne stockant qu'un volume d'eau limité.</p> <p>Ce mode de gestion demande donc une implication des agriculteurs concernés. Les règles d'ouverture/fermeture doivent être acceptées par les acteurs.</p>	L'aménagement des fossés sera surtout recommandée dans les territoires où leur densité ne permet pas d'envisager une protection rapprochée et généralisée au moyen de bandes végétalisées.

2.5. Multifonctionnalité, association et complémentarité des dispositifs tampons

Comme cela peut apparaître à la lecture des paragraphes précédents, un certain nombre de dispositifs tampons sont susceptibles de jouer plusieurs rôles à la fois. Ce sera par exemple le cas des haies en versant qui auront à la fois un effet sur les flux de nitrate en sub-surface (par prélèvement) et sur les transferts par ruissellement de MES et de produits phytosanitaires en favorisant l'infiltration. De même, les plans d'eau, malgré des modalités d'implantation et gestion optimales pouvant différer selon que l'on s'attache à atténuer en priorité les transferts de nitrate ou de pesticides, seront toujours à même d'avoir un effet bénéfique sur ces deux catégories de contaminants. D'autres dispositifs seront en revanche beaucoup plus spécifiques, telles que les boisements humides de bas-fond, propices à la dénitrification mais peu adaptés à l'interception des autres catégories de contaminants (au moins sur les périodes de l'année où les sols sont engorgés).

L'association de différents dispositifs pourra également permettre de renforcer leur efficacité mutuelle en jouant sur la complémentarité des mécanismes d'atténuation. Il s'agira typiquement du cas d'une association entre un dispositif ligneux de type fascine et un dispositif enherbé, le premier permettant de redisperser l'écoulement et de retrouver un caractère diffus que le second sera mieux à même d'intercepter sans nécessiter un dimensionnement disproportionné.

Enfin, pour parvenir à un degré de protection optimal quels que soient la période de l'année et le(s) type(s) de substance, une certaine complémentarité des dispositifs devrait idéalement être recherchée à l'échelle du bassin versant, en intervenant en différents points à l'aide de dispositifs diversifiés. Il s'agira en effet du meilleur moyen pour faire face à la variabilité des conditions hydrologiques et des pratiques agricoles au cours du temps. Cela renvoie inévitablement à la notion de territoire durable : la préservation des espaces interstitiels et la bonne organisation du paysage sont en effet un gage de bon équilibre et de résilience du territoire, tant du point de vue de la qualité de l'eau qui nous préoccupe ici mais aussi des risques d'inondation et d'érosion ou encore de la préservation de la biodiversité. Tous ces services rendus sont autant de sources d'économie indirectes pour la société dans son ensemble et devraient être mieux pris en compte dans une perspective de performance économique et environnementale des territoires ruraux.

CONCLUSION

Les zones tampons constituent un outil d'aménagement des bassins versants susceptible d'assurer un ensemble de fonctions environnementales particulièrement intéressantes dans les territoires agricoles : régulation des flux d'eau, de sédiments et de substances polluantes mais aussi préservation de la biodiversité et du patrimoine paysagé.

Depuis les années 90, le CORPEN puis le Groupe Technique « Zones Tampons » contribuent à promouvoir ces différentes fonctions par la mise à disposition d'une documentation et d'outils à portée opérationnelle destinés à (i) mieux faire comprendre le fonctionnement et l'intérêt des zones tampons et (ii) fournir des éléments de méthodologie pour permettre leur implantation efficace dans les bassins versants.

A ce jour, l'essentiel des connaissances et références techniques compilées, sur la base de travaux menés par différents organismes de recherche, concerne la protection des milieux aquatiques vis-à-vis des pollutions diffuses d'origine agricole. Le présent guide en propose une synthèse destinée à donner aux porteurs de projet les clés de compréhension pour le choix du type de dispositif adapté à leur problématique. Ce document propose ainsi une grille de lecture permettant d'identifier aisément les solutions possibles et le degré d'efficacité pouvant être attendu face aux transferts de nitrate, de phosphore, de pesticides et de matières en suspension.

Un renvoi aux outils permettant d'affiner ces recommandations (conception et dimensionnement des différents aménagements) permet au lecteur de s'orienter vers la documentation appropriée, en grande partie disponible sur le site web <http://zonestampons.onema.fr/>.

Si la majorité des situations de transfert de contaminants d'origine agricole trouvent aujourd'hui une solution à travers l'un des outils cités, il reste néanmoins plusieurs champs d'investigation en cours d'approfondissement (par exemple pour préciser le rôle des fossés dans l'atténuation des transferts de pesticides). Ces nouveaux éléments de connaissance pourront donner lieu à l'actualisation de ce guide.

Enfin, on rappellera que le recours aux zones tampons doit être envisagé parmi un panel de solutions plus globales, incluant évidemment l'adoption des pratiques agricoles plus économes en intrants ou permettant de limiter leurs transferts dans les parcelles elles-mêmes. Ainsi, une réflexion reste sans doute à mener pour intégrer au sein d'un même outil d'aide à la décision toutes les solutions possibles en matière de protection des milieux aquatiques vis-à-vis des pollutions diffuses et permettre la construction de programmes d'action plus pertinents.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AEAG (2010). Délimitation des Aires d’Alimentation des Captages prioritaires du bassin Adour-Garonne. Méthodologie de cartographie de la vulnérabilité intrinsèque des captages d’eau superficielle. 28 p.
- ALLER L., BENNET T., LEHR J.H., PETTY R.J., HACKETT G. (1987). DRASTIC : a standardized system for evaluating ground water pollution potential using hydrogeological settings. US Environmental Protection Agency, EPA/600/2-87-036, 455 p.
- ARTWET (2010a). Réduction de la pollution diffuse due aux produits phytosanitaires et phytoremédiation dans les zones humides artificielles – Guide d’accompagnement à la mise en œuvre : aspects techniques. Rapport du projet Artwet (LIFE 06 ENV/F/000133), 111 p.
- ARTWET (2010a). Réduction de la pollution diffuse due aux produits phytosanitaires et phytoremédiation dans les zones humides artificielles – Guide d’accompagnement à la mise en œuvre : aspects juridiques économiques et sociaux. Rapport du projet Artwet (LIFE 06 ENV/F/000133), 62 p.
- AUBERTOT J.N., BARBIER J.M., CARPENTIER A., GRIL J.J., GUICHARD L., LUCAS P., SAVARY S., SAVINI I., VOLTZ M. (2005). Pesticides, agriculture et environnement. Réduire l'utilisation des pesticides et limiter leurs impacts environnementaux. Rapport d'Expertise scientifique collective, INRA et Cemagref.
- AUROUSSEAU et al. (1998). Éléments pour une méthode d’évaluation d’un risque parcellaire de contamination des eaux superficielles par les pesticides. *Étude et Gestion des Sols*, Vol.5(3), pp. 143-156.
- BERNARD K., CARLUER N., LE HENAFF G. (2014). Limitation du transfert hydrique des produits phytosanitaires par les zones tampons : caractérisation de l’existant et propositions de dispositifs correctifs et complémentaires. *Techniques Sciences Méthodes*, Vol.12, pp. 83-99.
- BABCSÁNYI I., IMFELD G., GRANET M., CHABAUX F. (2014). Copper Stable Isotopes to Trace Copper Behavior in Wetland Systems. *Environmental Science & Technology*, Vol 48, pp. 5520-5529.
- BIDOIS J. (1999). Aménagement de zones humides ripariennes pour la reconquête de la qualité de l’eau – Expérimentation et modélisation. Thèse ENSAR, 263 p.
- 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 conference, Barcelona, 11-13 avril 2007. 6p.
- CARLUER N., FONTAINE A., LAUVERNET C., MUÑOZ-CARPENA R. (2011). Guide de dimensionnement des zones tampons enherbées ou boisées pour réduire la contamination des cours d’eau par les produits phytosanitaires. Rapport Irstea-MAAPRAT, 98 p.
- CARLUER N., LAUVERNET C. (2014). Technical report for sizing of vegetative bufferstrips. Report of the TOPPS-Prowadis Project. Irstea. 17p.
- CASTELLE A.J., JOHNSON A.W., CONOLLY C. (1994). Wetland and stream buffer size requirements - a review. *Journal of Environmental Quality*, Vol. 23, pp. 878-882.
- CATALOGNE C., LE HENAFF G., CARLUER C. (2016). Guide pour l’évaluation de la vulnérabilité intrinsèque aux transferts hydriques de contaminants d’origine agricole dans les Aires d’Alimentation de Captage à transferts mixtes – Présentation de la méthode et exemple d’application. Rapport Irstea-ONEMA, 84pp.
- CAUBEL V. (2001). Influence de la haie de ceinture de fond de vallée sur les transferts d’eau et de nitrates. Thèse ENSAR, 155 p.
- CERDAN O., LE BISSONNAIS Y., COUTURIER A., SABY N. (2002b). Modelling interrill erosion processes in an expert-based runoff and erosion model STREAM. *Hydrological Processes*, Vol. 16(16), pp. 3215-3226.

- CERDAN O., SOUCHÈRE V., LECOMTE V., A. COUTURIER A., Y. LE BISSONNAIS Y. (2002a). Incorporating soil surface crusting processes in an expert-based runoff and erosion model: STREAM (Sealing and Transfer by Runoff and Erosion related to Agricultural Management). *Catena*, Vol. 46, pp. 189-205.
- CLEMENT J.C., PINAY G., MARMONIER P. (2002). Seasonal dynamics of denitrification along topohydrosequences in three different riparian wetlands. *Journal of Environmental Quality*, Vol. 31, pp. 1025-1037.
- CORPEN (1997). Produits phytosanitaires et dispositifs enherbes. 88 p.
- CORPEN (1999). Désherbage - Éléments de raisonnement pour une maîtrise des adventices limitant les risques de pollution des eaux par les produits phytosanitaires. 149 p.
- CORPEN (2001). Diagnostic de la pollution des eaux par les produits phytosanitaires : bases de l'établissement de cahiers des charges des diagnostics de bassins versants et d'exploitations. 32 pp
- CORPEN (2003). Éléments méthodologique pour un diagnostic régional et un suivi de la contamination des eaux liée à l'utilisation des produits phytosanitaires. 84 p.
- CORPEN (2007). Les fonctions environnementales des zones tampons : les bases scientifiques et techniques des fonctions de protection des eaux. Première édition, 176 p.
- CORPEN (2007a). Les fonctions environnementales des zones tampons : les bases scientifiques et techniques des fonctions de protection des eaux. Annexes 1 à 3.
- CORPEN (2007b). Les fonctions environnementales des zones tampons : les bases scientifiques et techniques des fonctions de protection des eaux. Annexes 4 à 8.
- DABNEY S.M., MEYER L.D., HARMON W.C., ALONSO C.V., FOSTER G.R. (1995). Depositional patterns of sediment trapped by grass hedges. *Transactions, American Society of Agricultural Engineers*, vol. 38, pp. 1719-1729.
- DAGES C., BAILLY J-S., DOLLINGER J., LAGACHERIE P., VOLTZ M. (à paraître). Guide méthodologique pour le diagnostic et la gestion locale des réseaux de fossés en vue de la limitation de la contamination des masses d'eau par les pesticides. Rapport INRA-ONEMA.
- DELETIC A., FLETCHER T.D. (2006). Performance of grass filters used for stormwater treatment - a field and modelling study. *Journal of hydrology*, Vol. 317, pp. 261-275.
- DESTANDEAU F., IMFELD G., ROZAN A. (2013). Regulation of diffuse pesticide pollution: combining point source reduction and mitigation in stormwater wetland (Rouffach, France). *Ecological Engineering*, Vol. 60, pp. 299-308.
- 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. Rapport INRA-ONEMA. 54pp.
- DORFLIGER N., JAUFFERT D., LOUBIER S., PETIT V. (2004). Cartographie de la vulnérabilité des aquifères karstiques en Franche-Comté. Rapport final, BRGM/RP-53576-FR.
- DORIOZ J.M., WANG D., POULENARD J., TREVISAN D. (2006). The effect of grass buffer strips on phosphorus dynamics - A critical review and synthesis as a basis for application in agricultural landscapes in France. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, Vol. 117, pp. 4-21.
- DOSSKEY M.G., HELMERS M.J. EISENHAUER D.E. (2011). A design aid for sizing filter strips using buffer area ratio. *Journal of Soil and Water Conservation*, Vol. 66(1), pp. 29-39.
- Elsayed O.F., Maillard E., Vuilleumier S., Nijenhuis I., Richnow H.H., Imfeld G. (2014a). Using compound-specific isotope analysis to assess the degradation of chloroacetanilide herbicides in lab-scale wetlands. *Chemosphere*, Vol. 99, pp. 89-95.

- ELSAYED O., MAILLARD E., VUILLEUMIER S., IMFELD G. (2014b). Bacterial communities in batch and continuous-flow wetlands treating the herbicide S-metolachlor. *Science of the Total Environment*, Vol. 499, pp. 327-335.
- GRIL J-J., LE HÉNAFF G. (2010) - Guide de diagnostic de l'efficacité des zones tampons rivulaires vis-à-vis du transfert hydrique des pesticides. Rapport Irstea-ONEMA, 46 p.
- GRIL J-J., LE HÉNAFF G., FAIDIX K. (2010) - Mise en place de zones tampons et évaluation de l'efficacité de zones tampons existantes destinées à limiter les transferts hydriques de pesticides : guide de diagnostic à l'échelle du petit bassin versant. Rapport Irstea-MAAP, 42 p.
- GRIMALDI C., BAUDRY J., PINAY G. (2012). Des zones tampons dans les paysages ruraux pour la régulation des pollutions diffuses. *Innovations Agronomiques*, Vol.23, pp. 55-68.
- GRIMALDI C., FOSSEY M., THOMAS Z., FAUVEL Y., MEROT P. (2012). Nitrate attenuation in soil and groundwater under a bottomland tree hedge in a European farming landscape. *Hydrological Processes*, Vol. 26, pp. 3570-3578.
- IMFELD G., LEFRANCO M., MAILLARD E., P S. (2013). Transport and attenuation of dissolved glyphosate and AMPA in a stormwater wetland. *Chemosphere*, Vol. 90(4), pp. 1333-1339.
- JORDAN T.E., CORELL D.L., WELLER D.E. (1993). Nutrient interception by a riparian forest receiving inputs from adjacent cropland. Vol. 22, pp. 467-473.
- KADLEC R.H., WALLACE S.D. (2008). *Treatment Wetlands*, 2nd ed. CRC Press, Boca Raton, FL, p.1016
- KAO C., VERNET G., LE FILLEUL J-M., NÉDÉLEC Y., CARLUER N., GOUY V. (2002). Élaboration d'une méthode de typologie des fossés d'assainissement agricole et de leur comportement potentiel vis-à-vis des produits phytosanitaires. *Ingénieries*, n°29, pp.49-65.
- LACAS J.G. (2005). Processus de dissipation des produits phytosanitaires dans les zones tampons enherbées - Étude expérimentale et modélisation en vue de limiter la contamination des eaux de surface. Thèse Cemagref - Université de Montpellier II. 307 p.
- 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. Rapport Irstea-MEEDDM/MAAF, 55 pp.
- MARGOUM C., GOUY V., LAILLET B., DRAMAS G. (2003). Rétention des produits phytosanitaires dans les fossés de connexion parcelle-cours d'eau. *Revue des Sciences de l'Eau*, Vol. 16(3), pp. 389-405.
- MAILLARD E., IMFELD G. (2014). Pesticide mass budget in a stormwater wetland. *Environmental Science & Technology*, Vol. 43, pp. 8603-8611.
- MAILLARD E., LANGE J., SCHREIBER S., DOLLINGER J., HERBSTRIIT B., MILLET M., IMFELD G. (2016). Dissipation of hydrological tracers and the herbicide S-metolachlor in batch and continuous-flow wetlands. *Chemosphere*, Vol. 144, pp. 2489-2496.
- MAILLARD E., PAYRAUDEAU S., ORTIZ F., IMFELD G. (2012). Removal of pesticide mixtures in a stormwater wetland receiving runoff from a vineyard catchment (Alsace, France): an inter-annual comparison. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, Vol. 92(8), pp. 979-994.
- 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*, Vol. 409, pp. 2317-2324.
- MARIDET L. (1995). Rôle des formations végétales riveraines - Recommandations pour une gestion régionalisée. Rapport Ministère de l'Environnement, Direction de l'eau. 59 p.
- METTE R., SATTELMACHER B. (1994). Root and nitrogen dynamics in the hedgerow - field interface. Consequences for land-use management. In *Proceedings of the 7th International Symposium of CIEC, Agroforestry and Land-Use Change in Industrialised Nation*, pp. 275-284. Berlin, Humbolt University.

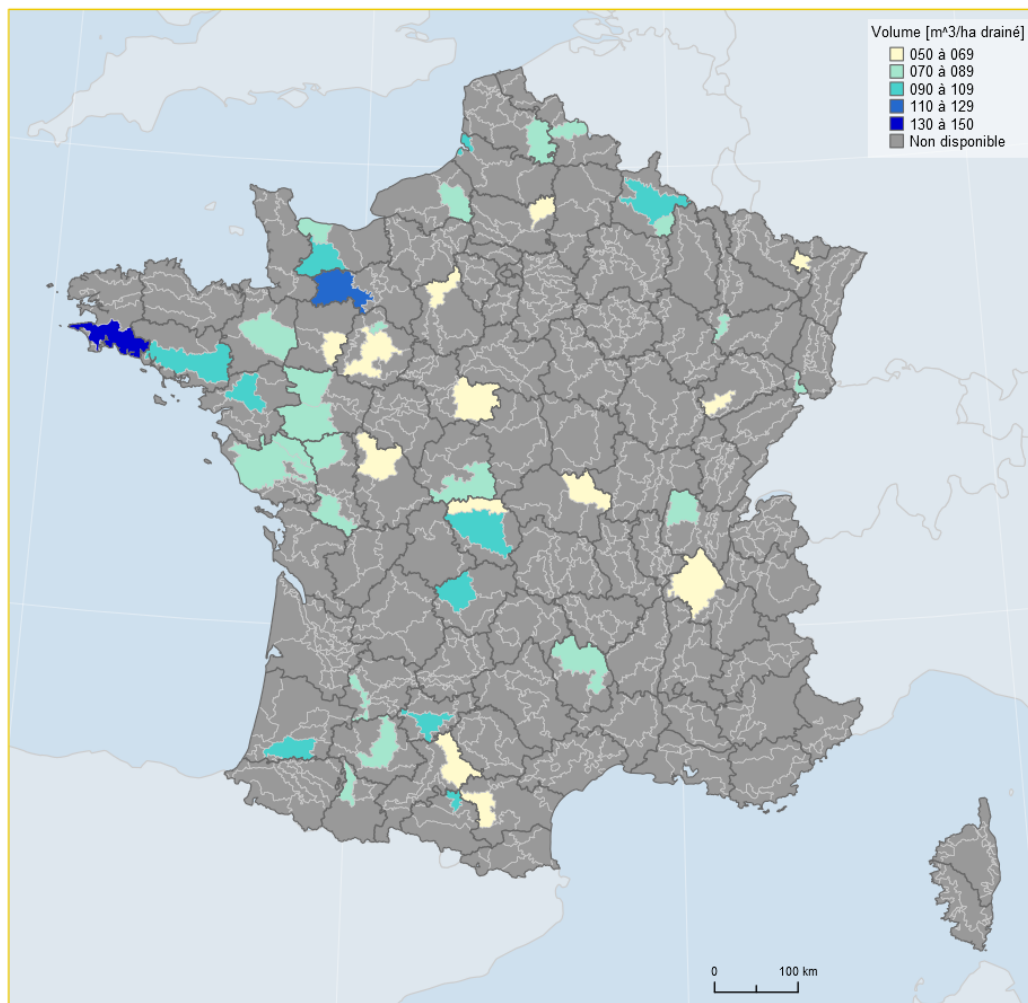
- MEYBECK M. (1982). Carbon, nitrogen and phosphorus transport by world rivers. *Amer. J. Sci.*, 282, 401-450.
- MEYER L.D., DABNEY S.M., HARMON W.C. (1995). Sediment-trapping effectiveness of stiff-grass hedges. *Transactions, American Society of Agricultural Engineers*, Vol. 38, pp. 809-815.
- MONTREUIL O. (2008). Relation entre l'ordre des bassins versants, l'organisation spatiale et le fonctionnement hydrologique et hydrochimique des zones humides. Thèse U.M.R. Sol Agro et hydrosystèmes Spatialisation, Équipe Dynamique de l'Eau et des éléments associés dans les Bassins Versants, 242 p.
- MUÑOZ-CARPENA R., LAUVERNET C., CARLUER N. (2011). Development and testing of a mechanistic algorithm to calculate the influence of a shallow water table on flow dynamics through vegetative filter strips. Paper presented at the ASABE Annual International Meeting, Louisville, Kentucky (USA).
- MUÑOZ-CARPENA R., PARSONS J.E (2010). VFSMOD-W : Vegetative Filter Strip Modeling System. Available at : <http://abe.ufl.edu/carpenna/vfsmod/index.shtml>
- MUÑOZ-CARPENA R., PARSONS J.E., GILLIAM J.W. (1999). Modeling hydrology and sediment transport in vegetative filter strips. *Journal of hydrology*, Vol. 214, pp. 111-129.
- NICOLARDOT B., MARY B., HOUOT S., SETHECOUS S. (1996). La dynamique de l'azote dans les sols cultivés, la maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes. INRA Ed., pp 87-103
- OUVRY J-F., LE BISSONNAIS Y., MARTIN P., BRICARD O., SOUCHÈRE V. (2010). Les couverts herbacés comme outils de réduction des pertes en terre par érosion hydrique : synthèse des connaissances et expérience de la Haute-Normandie. *Fourrages*, n°202, pp.103-110.
- OUVRY J-F., RICHET J-B., BRICARD O., LHÉRITEAU M., BOUZID M., SAUNIER M (2012). Haies et fascines pour réduire les effets du ruissellement érosif : caractérisation de l'efficacité et conditions d'utilisation. Rapport AREAS, 68 pp.
- PASSEPORT E., RICHARD B., CHAUMONT C., MARGOUM C., LIGER L., GRIL J-J., TOURNEBIZE J. (2014). Dynamics and mitigation of six pesticides in a "Wet" forest buffer zone. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, Vol. 21, pp.4883–4894 (DOI 10.1007/s11356-013-1724-8).
- PHYTORET (2014). Potentiel des zones humides artificielles du Rhin Supérieur pour la réduction des produits phytosanitaires - Guide à destination des prescripteurs et des concepteurs de Zones Tampons Humides Artificielles. 37 p.
- POCHON A., ZWAHLEN F. (2003). Délimitation des zones de protection des eaux souterraines en milieu fissuré – Guide pratique. *L'environnement pratique*. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage, Office fédéral des eaux et de la géologie, Berne, 83 p.
- RANGER J., COLIN-BELGRAND M., NYS C. (1995). Le cycle biogéochimique des éléments majeurs dans les écosystèmes forestiers, importance dans le fonctionnement des sols. *Étude et Gestion des sols*, Vol. 2(2), pp.119-134.
- REGAZZONI C., PAYRAUDEAU S., GRÉGOIRE C. (2010). Evaluation du potentiel de rétention et de remédiation des flux de produits phytosanitaires dans les eaux de surface par des Ouvrages de Rétention et de Remédiation (OR2) - Les Ouvrages de Rétention et de Remédiation (OR2). Laboratoire d'Hydrologie et de Géochimie de Strasbourg, 24p.
- REGAZZONI C., PAYRAUDEAU S., GRÉGOIRE C. (2011). Validation et analyse de la transposabilité des méthodologies d'aménagement et d'implantation de nouveaux Ouvrages de Rétention et de Remédiation (OR2) Alsace, Gard et Seine Maritime. Rapport d'étape, Laboratoire d'Hydrologie et de Géochimie de Strasbourg, 85p.
- REGAZZONI C., PAYRAUDEAU S. (2013a). Guide d'utilisation de l'outil d'aménagement d'Ouvrages de Rétention et de Remédiation (OR2) - Techniques pour la réduction des pollutions diffuses : outil d'aménagement de nouveaux OR2. Document élaboré dans le cadre du projet ENRHY (2010-2013), Action 12-5-2., 30p.

- REGAZZONI C., PAYRAUDEAU S. (2013b). Guide d'utilisation de l'outil d'aménagement d'Ouvrages de Rétention et de Remédiation (OR2) - Techniques pour la réduction des pollutions diffuses. Document élaboré dans le cadre du projet ENRHY (2010-2013), Action 12-5-2., 30p.
- SANCHEZ-PEREZ J.M., TRÉMOLIÈRES M., TAKATERT M., AACKERER P., EICHHORN A., MAIRE G. (1999). Quantification of nitrate removal by flooded alluvial zone in the ill floodplain (eastern France). *Hydrobiologia*, Vol. 410, pp. 185-193.
- STEHLE S., ELSAESSER D., GRÉGOIRE C., IMFELD G., NIEHAUS E., PASSEPORT E., PAYRAUDEAU S., SCHÄFER R.B., TOURNEBIZE J., SCHULZ R. (2011). Pesticide Risk Mitigation by Vegetated Treatment Systems: A Meta-analysis. *J. Environ. Quality*, Vol. 40, pp. 1068-1080.
- TOURNEBIZE J., GRAMAGLIA C., BIRMANT F., BOUARFA S., CHAUMONT C., VINCENT B. (2012). Co-design of constructed wetlands to mitigate pesticide pollution in a drained catch-Basin: A solution to improve groundwater quality. *Irrigation and Drainage*, n° 61 (suppl. 1), p. 75-86.
- TOURNEBIZE J., CHAUMONT C., MARCON A., 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. Rapport Irstea-ONEMA, 60 p.
- USDA-SCS (1972). National Engineering Handbook, Part 630 Hydrology. Washington, D.C.
- VALLÉE R., DOUSSET S., BILLET D. (2015a). Water residence time and pesticide removal in pilot-scale wetlands. *Ecological Engineering*, Vol. 85, pp.76-84.
- VALLÉE R., DOUSSET S., SCHOTT F-X., PALLE C., ORTAR A., CHERRIER R., MUNOZ J-F., BENOÎT M. (2015b). Do constructed wetlands in grass strips reduce water contamination from drained fields ?. *Environmental Pollution*, Vol. 207, pp. 365-373.
- VIAUD V. (2004). Organisation spatiale des paysages bocagers et flux d'eau et de nutriments – Approche empirique et modélisation. Thèse INRA-SAD, 286p.
- VIAUD V., MEROT P., BAUDRY J. (2004). Hydrochemical buffer assessment in agricultural landscapes : from local to catchment scale. *Environmental Management*, Vol. 34(4), pp. 559-573.
- VOLTZ M., LOUCHARTE L. (2001). Les facteurs-clés de transfert des produits phytosanitaires vers les eaux de surface. *Ingénieries – EAT*, numéro spécial Phytosanitaires, pp. 45-51.
- VOUGHT L.B.M, DAHL J., PEDERSEN C.L., LACOURSIÈRE J.O. (1994). Nutrient retention in riparian ecotones. *Ambio*, Vol. 23, pp. 342-348.

Annexe I : Références de dimensionnement d'une ZTHA pour l'atténuation des transferts de nitrate

Les éléments présentés ici sont repris du guide publié par TOURNEBIZE *et al.* (2015) qui fournit un ensemble de recommandations théoriques et pratiques pour l'implantation de [ZTHA](#) destinées à épurer les eaux issues du drainage agricole.

Les auteurs proposent des références de dimensionnement (volume du bassin) sous la forme d'abaques par petites régions agricoles (Figure 10).



IRSTEA - HBAN - 2014

Figure 10 : Volumes des ZTHA (en m³ par hectare drainé) préconisées par TOURNEBIZE *et al.* (2015) pour l'épuration du nitrate par petites régions agricoles

Le principe de construction de ces abaques est le suivant :

- Le calcul des flux d'eau exportés par hectare drainé au pas de temps journalier (sur la période 1950-2010) est effectué à l'aide du modèle SIDRA-RU développé par Irstea. Pour chaque petite région agricole étudiée, les caractéristiques du sol nécessaires au modèle (réserve utile) sont issues des données des secteurs de référence drainage, jugées représentatives.

- Les hypothèses et règles de fonctionnement du bassin sont les suivantes :
 - Limitation du débit d'entrée à 0.5 L/s au pas de temps journalier (correspondant à un débit de pointe de l'ordre de 0.8 à 1 L/s)
 - Taux maximal de surverse des écoulements d'entrée, lié à un remplissage de la ZTHA par des crues de période de retour supérieure à 1 an, fixé à 20 %
 - Sélection des volumes interceptés correspondants aux mois de novembre et décembre
 - Temps de séjour des volumes interceptés fixé à 7 jours, basé sur l'occurrence hebdomadaire des crues et une efficacité prédite de 50 % pour l'épuration du nitrate, déduite de l'approche Tank In Series développée par KADLEC et WALLACE (2008) (Figure 11)
- Le temps de séjour hydraulique est calculé pour un bassin de volume V doté d'un débit de fuite Q_f tel que : $T \text{ (en s)} = V \text{ (en m}^3) / Q_f \text{ (en m}^3/\text{s)}$

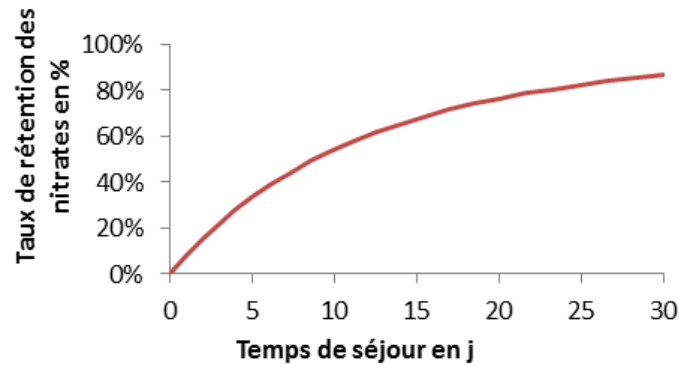


Figure 11 : Courbe des taux de d'abattement des teneurs en nitrate (%) en fonction du temps de séjour dans une ZTHA, à température constante de 20°C (basée sur l'approche TIS de KADLEC et WALLACE, 2008)

Au final et selon ces hypothèses de travail, les volumes estimés (rapportés à l'hectare drainé) varient entre 50 et 150 m³ soit, si l'on considère une hauteur d'eau moyenne de 1 m dans le bassin, une emprise de la ZTHA équivalente à 0.5 à 1.5 % de la surface drainée à l'amont. D'autres règles de dimensionnement peuvent être adoptées (par exemple l'augmentation du temps de séjours pour accroître le degré d'épuration des eaux) mais impliquent évidemment de réaliser à nouveau ces calculs avec les nouveaux paramètres.

Même si les travaux sur le sujet demandent encore à être approfondis, les auteurs estiment qu'un temps de séjour de l'ordre de 7 jours peut également convenir pour l'abattement de 50 % des concentrations en produits phytosanitaires (chiffre proposé sur la base d'une moyenne des DT50 d'un cocktail de molécules représentatif d'une utilisation en grandes cultures). On rappellera qu'en pratique, le mode d'implantation en dérivation et les modalités de gestion hydraulique de l'ouvrage recommandées dans le cas des produits phytosanitaires peuvent permettre d'adapter la taille du dispositif pour ne stocker que les flux d'eau les plus concentrés, correspondant aux premières pluies succédant les différentes applications aux champs.

Annexe II : Références d'efficacité des milieux humides rivulaires (ripisylves ou boisement humide de bas-fond) pour l'atténuation des transferts d'azote

La Figure 12, élaborée par MARIDET (1995) à partir d'une compilation des données expérimentales de VOUGHT *et al.* (1994) et PETERSEN *et al.* (1992), illustre l'évolution des teneurs en azote retrouvée dans l'eau avec l'accroissement de la largeur de la ripisylve. D'après la courbe tracée, on constate un important gain d'efficacité entre 0 et 5 mètres (abattement de 80 %), largeur au-delà de laquelle le bénéfice supplémentaire n'évolue plus aussi significativement. Étant donné la dispersion des points représentés, on nuancera toutefois cette conclusion en considérant qu'une largeur de 10 mètres est plus prudente.

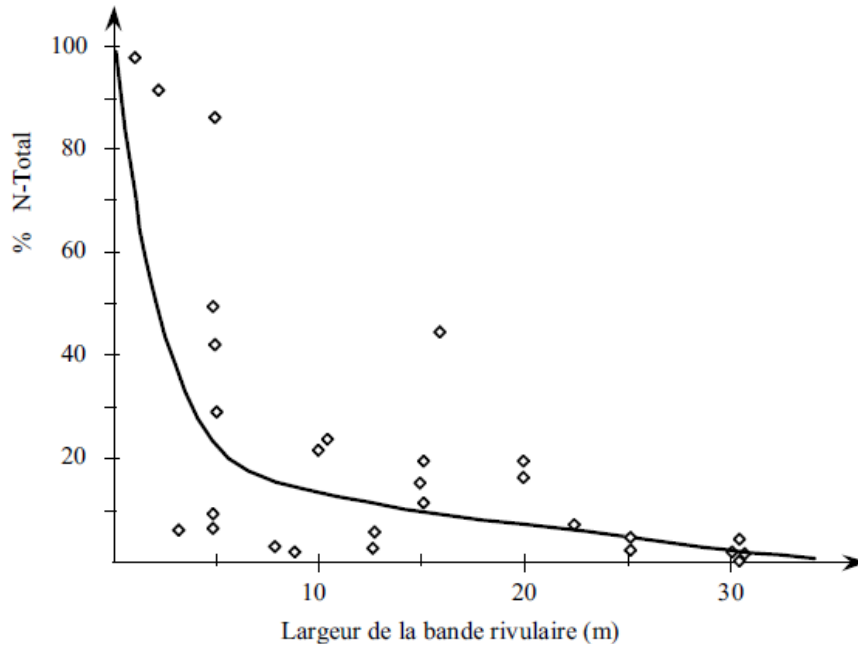


Figure 12 : Taux d'abattement attendu des teneurs en azote total (azote minéral et organique) en fonction de la largeur de la ripisylve (Extrait de MARIDET, 1995)

Annexe III : Références d'efficacité d'une zone enherbée pour l'atténuation des transferts de MES

Le guide du CORPEN édité en 2007 fournit une revue déjà très exhaustive des références expérimentales en matière d'atténuation des flux de MES par les zones tampons enherbées. Seuls quelques chiffres clés sont rappelés ici.

La synthèse des références expérimentale indique qu'un **taux d'abattement des flux de matière en suspension de 70 à 90 % peut être attendu dès des largeurs de 5 à 20 mètres** (variable selon les conditions expérimentales telles que la pente, la lame d'eau interceptée, la densité de tiges ou encore la perméabilité du dispositif) avec un seuil d'efficacité qui semble atteint pour une largeur de 10 mètres, seuil au-delà duquel le gain en termes d'abattement n'évolue plus significativement (CASTELLE *et al.*, 1994).

Parmi les critères d'efficacité, le rôle de la pente semble être un critère déterminant, ce qui a notamment conduit le Soil Conservation Service de l'USDA à faire des préconisations en la matière (DORIOZ, 2006).

Pente (%)	Largeur recommandée (m)
< 0.5	11 - 22
0.5 – 5	22 - 36
> 5	36 - 71

Sur la base de résultats plus fins, le guide du CORPEN indique toutefois que l'efficacité globale doit être nuancée en fonction de la taille des particules. Il cite notamment les travaux de DELETIC (2006) qui parvient aux résultats suivants (pour une heure de simulation de ruissellement sur un chenal enherbé de 5 m) :

Classe de taille	Abattement moyen	Abattement minimal	Abattement maximal
0 à 5.8 µm	45 %	18 %	86 %
5.8 à 22 µm	45 %	23 %	86 %
22 à 57 µm	77 %	66 %	87 %
57 à 180 µm	89 %	79 %	92 %

MEYER *et al.* (1995) montrent également que des zones tampons enherbées étroites de 0.14 à 0.76 mètres retiennent 90 % des éléments de la classe des sables contre seulement 20 % des fractions d'argile et de limon. **Il apparaît donc clairement que les zones enherbées s'avèrent moins efficaces pour l'atténuation des transferts de particules fines (qui sont aussi celles qui portent l'essentiel de la charge polluante), ce qui doit inciter à prévoir une « marge de sécurité » par rapport aux chiffres habituellement fournis dans la littérature.**

Au-delà de ces références d'efficacité, on citera également deux outils de modélisation permettant d'affiner le dimensionnement de zones enherbées destinées à l'atténuation des flux de MES, voire de tester différents scénarios d'aménagement dans un bassin versant :

- VFSMOD (MUNOZ-CARPENA *et al.*, 1999), qui permet de tester différentes largeurs de tournières aval enherbées et d'évaluer leur efficacité en termes d'infiltration et de rétention de particules érodées, selon les caractéristiques du sol et la nature des sédiments.
- STREAM (CERDAN *et al.*, 2002a et b), qui permet de modéliser les écoulements par ruissellement et les flux de MES sur l'ensemble des parcelles d'un bassin versant en tenant compte de l'évolution des états de surface du sol au gré des intervention culturales, puis de tester la localisation des couverts herbacés et de quantifier la réduction des flux liquides et solides en différents points du bassin.

Annexe IV : Références d'efficacité des haies denses et fascines pour l'atténuation des transferts de MES

Les expérimentations réalisées par OUVRY *et al.* (2012) constituent probablement les seules références françaises concernant l'efficacité des haies denses et fascines vis-à-vis de l'atténuation des transferts de MES. Il en est tiré un ensemble de recommandations pratiques destinées aux opérateurs : positionnement dans le bassin versant, dimensionnement, modalités d'implantation et d'entretien, coûts...

Ces essais ont été réalisés sur différents sites situés en Pays de Caux : sur trois haies (haies denses a vocation explicitement hydraulique) et quatre fascines implantées en bordure de champ et à l'aide d'un simulateur de ruissellement spécifiquement conçu pour ce type d'expérience. Le protocole expérimental est décrit en détail par OUVRY *et al.* (2012). Il cherche à reproduire des conditions représentatives du climat, des sols (limons moyens sableux) et des aménagements rencontrés dans la région.

Sur chaque site, une série de deux à trois essais a été menée. Dans chacune de ces séries, les paramètres explorés sont :

- la concentration en sédiments injectée, dans une gamme allant de 7 g/l à 28 g/l
- le débit spécifique d'entrée, dans une gamme allant de 1.9 l/s/ml à 6.2 l/s/ml
- la granulométrie apparente des sédiments injectés

Les paramètres suivis sont : les débits en entrée et en sortie, les lignes d'eau, les concentrations de sédiments en entrée et en sortie, les granulométries apparentes et particulières des sédiments injectés et celles des sédiments déposés.

Les résultats obtenus ont été interprétés vis-à-vis de la réduction des vitesses d'écoulement, de l'infiltration et de la limitation du transport solide. Sur ce dernier point OUVRY *et al.* (2012) parviennent aux conclusions suivantes : « Globalement, l'efficacité des haies et des fascines en terme de taux de sédimentation est comprise entre 74 et 99 % sur le total des apports et entre 47 et 98 % si l'on se réfère aux transferts instantanés maximum. Ces différentes valeurs peuvent être affinées et schématiquement rattachées aux deux grands types de situations érosives naturelles » (Tableau 4)

Granulométrie des apports	Situation et processus érosifs	Taux de sédimentation moyen par rapport à la quantité totale des apports	Taux de sédimentation moyen en relation avec la concentration maximale en sortie
Groupe G : correspondant aux MES dont plus de 50 % des particules transportées ont une taille supérieure à 125 µm	Erosion complète d'un volume de sol, sans tri lors de l'arrachement, ni lors du transport = flux d'un écoulement concentré au sein d'une rigole ou d'une ravine	93 à 99 %	89 à 98 %
Groupe F : correspondant aux MES dont moins de 35 % des particules transportées ont une taille supérieure à 125 µm	Erosion diffuse sous pluie peu intense	74 à 91 %	47 à 90 %

Tableau 4 : Résumé des principaux résultats expérimentaux obtenus par OUVRY *et al.* (2012) en matière d'atténuation des flux de MES par les haies et fascines (extrait de OUVRY *et al.*, 2012)

A l'image de ce qui est obtenu pour les zones enherbées, on constate ici une moins bonne efficacité de ce type de dispositif pour les sédiments comportant une fraction fine plus importante (représentés ici par le groupe F). Il semble de ce point de vue que les haies soient un peu plus efficaces en raison de la présence d'un couvert herbacé et/ou de mulch à leur pied (le détail des résultats pour l'ensemble des expérimentations réalisées est fourni dans le Tableau 5).

Description				Caracteristiques du sédiment injecté					Caracteristiques hydrauliques					Resultats					Transfert théorique (Dabney)	
Site	Objet	dh (cm)	Allim.	D (mm)	Sol	0-64 μm	64-125 μm	125 μm -2mm	Groupe	Q (l/s/m)	n	V* (m/s)	Vmin (m/s)	L (m)	Ce (g/l)	Durée (s)	Cs max (g/l)	Exp total	Exp max	Passage total (%)
Albl	Fascine	1	c	< 1	1	38,8	35,7	25,4	F1	2,95	0,42 [†]	0,057 [†]	0,037 [†]	2,8	11	123	2,10	17,0%	22,8%	12,0%
										1,92	0,36	0,044	0,019	2,3	14	136	1,89	9,1%	13,6%	10,4%
Etle	Haie	7	c	< 1	1bis	36,3	32,8	30,8	F1	4,10	0,38	0,059	0,031	2,6	27	63	2,80	15,3%	10,3%	19,0%
										2,05	0,50	0,044	0,044	1,8	15	108	2,29	13,1%	15,5%	10,5%
SGN	Fascine	0	c	< 1	1	33,3	35,1	31,6	F1	4,88	0,60	0,055	0,055	2,4	28	72	5,93	21,6%	21,1%	19,0%
										3,39	0,32	0,082	0,025	2,5	13	109	2,48	16,6%	35,2%	15,7%
TIC	Haie	8	c	< 1	1	39,0	29,6	31,4	F1	6,51	0,31	0,110	0,047	2,8	15	105	5,01	26,3%	52,4%	26,0%
										2,95	0,31	0,070	0,042	2,8	13	63	2,50	21,1%	23,0%	21,1%
Albl	Fascine	1	c	< 2	1	69,2	25,6	5,2	F2	2,62	1,01	0,028	0,028	3,2	13	111	0,41	1,2%	3,4%	2,6%
						12,5	15,3	72,2		2,62	1,01	0,028	0,028	3,2	21	111	0,73	1,2%	3,4%	2,7%
CB	Fascine	0	m	< 2	2	12,4	14,5	73,1	G2	1,93	0,59	0,025	0,016	3,3	9	135	0,89	3,4%	6,6%	2,6%
						19,4	12,1	68,5		3,84	0,57	0,036	0,026	3,8	12	141	1,05	6,6%	2,2%	5,6%
Yvc	Haie	6	m	< 2	3	19,4	12,1	68,5	G3	2,01	0,41	0,050	0,050	1,2	19	113	1,39	7,0%	7,5%	9,7%
										3,04	0,46 [†]	0,054 [†]	0,038 [†]	2,8	15	99	0,70	3,8%	5,3%	6,1%
SGN	Fascine	0	c	1 à 2	1	18,7	26,7	54,6	G1	3,27	0,32 [†]	0,082 [†]	0,025 [†]	2,5	15	93	0,86	4,9%	10,6%	7,6%
Albl	Fascine	1	c	1 à 2	1	19,7	26,1	54,1	G1	1,92	0,36	0,044	0,019	2,3	19	109	0,75	2,8%	4,1%	n.d
Etle	Haie	7	c	1 à 2	1bis	-	-	-	G1	1,92	0,36	0,044	0,019	2,3	19	109	0,75	2,8%	4,1%	n.d
TIC	Haie	8	c	1 à 2	1	19,5	26,5	53,9	G1	3,27	0,32 [†]	0,082 [†]	0,025 [†]	2,5	15	93	0,86	4,9%	10,6%	7,6%

dh Différence d'altitude du fond entre le point bas à l'amont de l'objet et ce dernier

Une valeur positive indique la présence d'un creux devant la haie ou la fascine

Allim. L'alimentation en eau à la fin du pulse de sédiments est soit coupée (c), soit maintenue (m)

D Type de tamisage

Groupe G : P(>125 μm) > 50 % ; F : P(>125 μm) < 35 %

n Coefficient de Manning

V* Vitesse au droit de l'objet étudié

Vmin Vitesse minimale à l'amont de l'objet

L Distance entre le ressaut hydraulique et la haie ou la fascine

Ce Concentration de sédiments en entrée

Durée Durée du pulse de sédiments

Cs max Concentration instantanée maximale en sortie

Exp total Masse totale exportée / masse totale apportée

Exp max Cs max / Ce

[†] Données issues des mesures effectuées en eau claire, les débits peuvent différer de 10 à 20 %

Tableau 5 : Synthèse des résultats expérimentaux obtenus par OUVRY et al. (2012) en matière d'atténuation des flux de MES par les haies et fascine (extrait de OUVRY et al., 2012)

Annexe V : Références et méthode de dimensionnement des bandes tampons végétalisées pour l'atténuation des transferts de produits phytosanitaires

Le guide du CORPEN édité en 2007 fournissait déjà quelques références d'efficacité des bandes tampons enherbées ou boisées pour l'atténuation des transferts de produits phytosanitaires (sur la base d'une revue bibliographique réalisée par LACAS, 2005). Il était mentionné qu'en contexte français, les expérimentations menées sur de tels dispositifs permettaient d'obtenir des taux d'abattelements « *souvent supérieurs à 90 % et rarement inférieurs à 50 %, pour l'ensemble des molécules étudiées* » (pour des largeurs allant de 1 à 20 mètres). Ces chiffres restent toutefois fortement assujettis aux caractéristiques des dispositifs testés et, plus généralement, aux conditions expérimentales.

Depuis 2007, les travaux réalisés par Irstea sur la limitation des transferts de pesticides par ruissellement diffus au moyen de bandes tampons végétalisées (enherbées ou boisées) ont permis de mettre au point une méthode de dimensionnement susceptible d'être utilisée dans un cadre opérationnel. Cette méthode, les outils logiciels et les données nécessaires sont présentés en détail dans le guide élaboré par CARLUER *et al.* (2011).

Le principe retenu est de déterminer quelle largeur de bande sera nécessaire pour abattre d'un certain pourcentage les flux d'eau (et de contaminant) entrant sur le dispositif par ruissellement (100 % d'abattement correspondant à l'absence complète de ruissellement en sortie de dispositif). Deux étapes sont alors distinguées dans la méthode proposée (Figure 13) :

- (i) la quantification du flux d'eau produit par les parcelles contributrices à l'amont du dispositif lors d'un épisode pluvieux d'intensité donnée,
- (ii) la capacité de la bande à infiltrer les écoulements reçus.

Chacune de ces deux étapes successives fait appel à des outils et données spécifiques. La première est traitée à l'aide de la méthode du SCS-CN (USDA-SCS, 1972), basée sur le calcul d'un coefficient de ruissellement (« curve number ») fonction des caractéristiques de la parcelle contributive (propriétés et degré d'humidité du sol, dimension, pente) et de scénarios climatiques représentatifs du secteur d'étude.

La seconde s'appuie sur l'utilisation du modèle numérique VFSMOD (Vegetative Filter Strip Modeling system), élaboré aux États-Unis (MUÑOZ-CARPENA et PARSON, 2010) puis validé et réadapté au contexte français, notamment pour permettre de rendre compte de la présence d'une nappe peu profonde sous la bande enherbée, situation relativement fréquente en bordure de cours d'eau (MUNOZ-CARPENA *et al.*, 2011). Ce modèle permet de décrire la complexité des processus de transferts hydriques, de rétention des sédiments et de rétention des pesticides au sein du dispositif à partir des caractéristiques de ce dernier (rugosité du couvert, propriétés du sol, état d'humidité, pente) et des flux d'eau entrants (issus de l'étape précédente). Il donne en sortie la largeur nécessaire pour un objectif d'abattement donné.

On précisera que les dimensions calculées sont adaptées au type de culture et au scénario climatique donnés en entrée du modèle. La modification de l'assolement (rotation des cultures) ou la variabilité saisonnière n'est donc pas pris en compte directement. Aussi, il peut être recommandé de produire plusieurs scénarios pour un même dispositif de manière à déterminer quelle largeur offre le meilleur compromis pour la majorité des situations (par exemple une largeur de 10 mètres pour un abattement du ruissellement entrant de 100 % en période estivale et 70 % en période hivernale).

Il sera également intéressant d'examiner l'évolution de la largeur en fonction du pourcentage d'abattement pour trouver le meilleur compromis « efficacité / emprise au sol / coût ». L'intérêt d'un dispositif sera notamment analysé en fonction du ratio entre largeur de bande et longueur du versant intercepté. Si ce ratio est trop défavorable, il pourra être envisagé d'implanter des bandes de moindres dimensions plus en amont sur le versant, voire à l'intérieur des parcelles (ou encore avoir recours à un autre type de dispositif

tampon plus adapté). Ainsi l'outil de dimensionnement peut également être employé pour valider ou proposer différents scénarios d'aménagement.

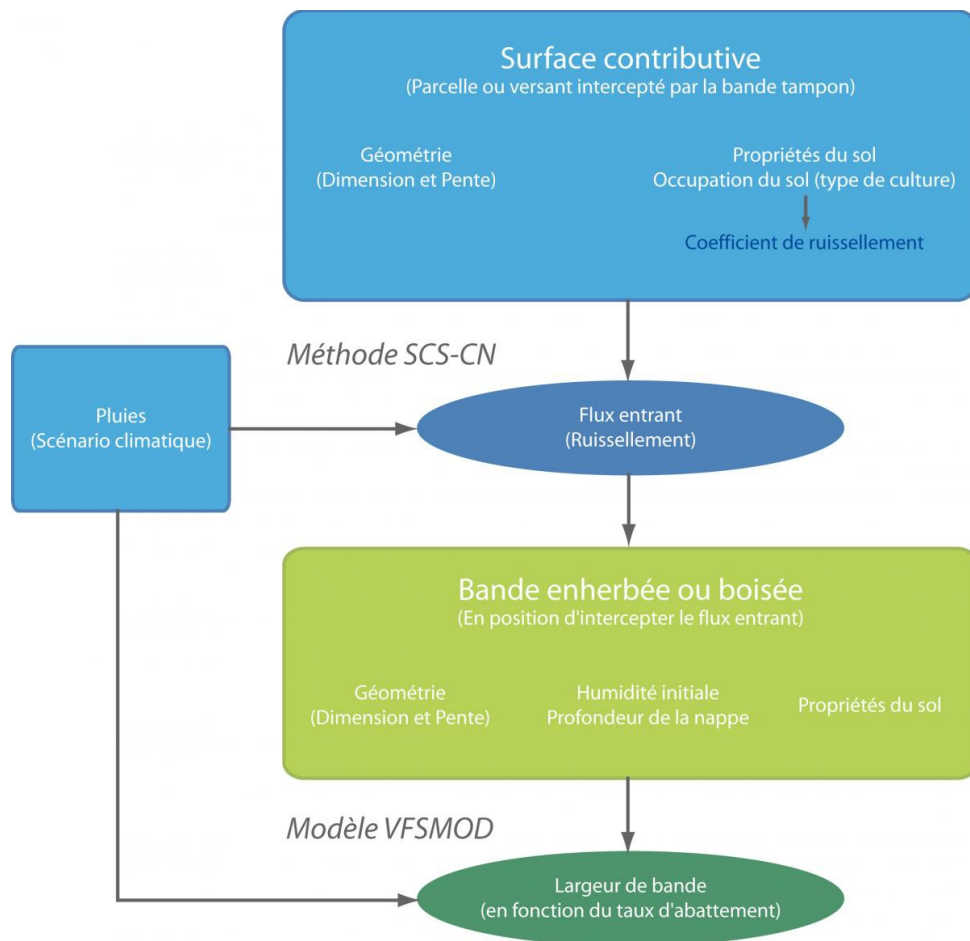


Figure 13 : Schéma de principe de la méthode de dimensionnement des bandes enherbées ou boisées pour l'atténuation des transferts de pesticides par ruissellement

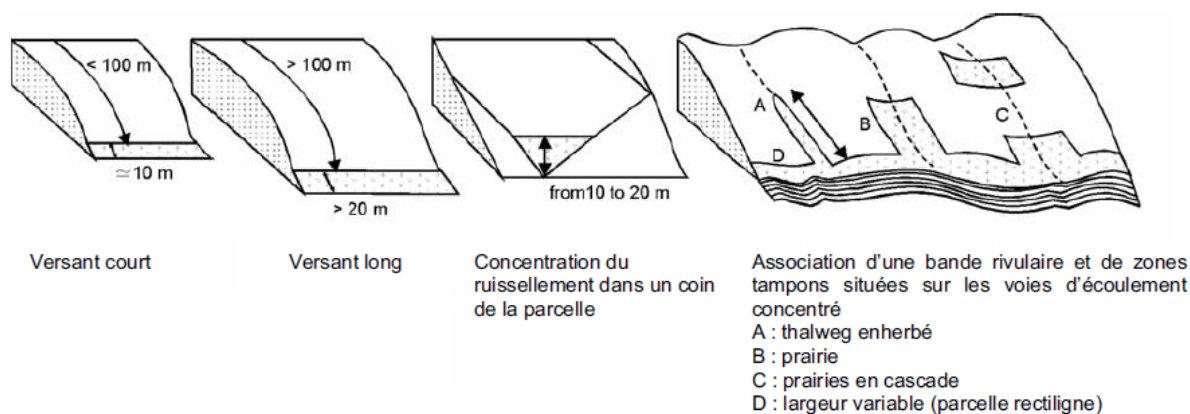


Figure 14 : Préconisations formulées par le CORPEN en matière de largeur et de géométrie des bandes tampons végétalisées pour l'atténuation des transferts de produits phytosanitaires par ruissellement (extrait de CORPEN, 1997)

Au sujet des modalités de positionnement on signalera également l'approche proposée par Dosskey et al. (2011). Cet auteur part en effet du constat que la géométrie des bandes tampons selon une largeur uniforme en bas de parcelle n'est pas forcément appropriée en raison de l'hétérogénéité des volumes de ruissellement reçus (flux convergents localement qui peuvent conduire à n'intercepter l'essentiel des écoulements que sur

une portion réduite du dispositif). Idéalement, la largeur efficace des bandes tampons devrait donc s'adapter à cette hétérogénéité, rejoignant ainsi les préconisations formulées dès 1997 par le CORPEN (Figure 14)²¹.

Pour ce faire (et sur la base d'une adaptation du modèle VFSMOD), les auteurs proposent de quantifier l'efficacité en fonction du rapport entre la surface consacrée au dispositif et celle des parcelles contributives (cela revient à normaliser les résultats). La largeur de bande à implanter en bas de parcelle est ensuite déterminée en fonction de la surface drainée par unité de longueur (que l'on pourra calculer à partir d'un Modèle Numérique de Terrain suffisamment fin). Cette manière de procéder s'avère intéressante en ce qu'elle permet par exemple de rejoindre le concept de thalweg enherbé là où les écoulements convergent et, ailleurs, de minimiser la largeur sur les zones recevant moins de ruissellement. Finalement, la surface totale consacrée au dispositif est inchangée mais sa géométrie est optimisée pour obtenir un degré d'efficacité identique en tous points du dispositif.

Les outils nécessaires à l'application de la méthode élaborée par Irstea (suite d'utilitaires informatiques) sont disponibles gratuitement sur demande (<http://www.irstea.fr/les-zones-tampons>). Leur prise en main reste cependant délicate et demande une formation appropriée. La conception d'un nouvel utilitaire informatique qui permettra de faciliter la manipulation de l'outil est actuellement à l'étude.

Pour s'affranchir en partie de l'utilisation des modèles, Irstea a également travaillé sur l'élaboration d'abaques de dimensionnement (dans le cadre du projet TOPPS-Prowadis, CARLUER et LAUVERNET, 2014)²². Le but est de proposer aux opérateurs des références de dimensionnement en fonction de jeux de paramètres simplifiés, représentatifs de différents contextes agro-pédo-climatiques. A l'heure actuelle, ces abaques reposent sur un total de 52 000 simulations résumées au travers de 96 graphiques (un exemple est donné sur la Figure 15). Pour l'ensemble des scénarios explorés, l'objectif d'efficacité en termes de réduction du ruissellement a été fixé par les auteurs à 70%.

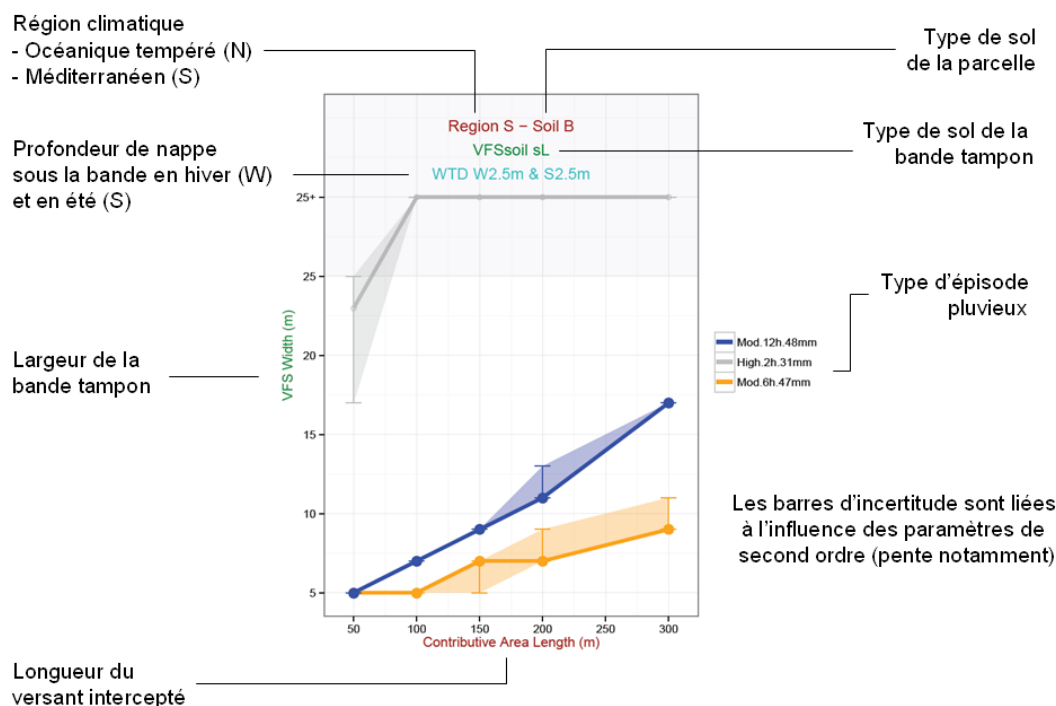


Figure 15 : Exemple de graphique de synthèse proposé par Irstea pour le dimensionnement des bandes tampons végétalisées dans un but d'atténuation des transferts de pesticides par ruissellement. Le détail des différents paramètres pris en compte est présenté dans CARLUER et LAUVERNET (2014)

²¹ En pratique, une bande tampon de largeur variable s'avère toutefois assez contraignante du point de vue de la conduite des interventions culturales dans les parcelles concernées.

²² On signalera qu'un travail analogue mais moins poussé (7 scénarios simulés) a été réalisé par DOSSKEY *et al.* (2011)

Pour finir, on rappellera que l'hypothèse essentielle de fonctionnement et d'efficacité de ces dispositifs vis-à-vis des pesticides en solution repose sur leur capacité à infiltrer les ruissellements reçus. Le devenir des substances au-delà de la surface du sol et leur transfert éventuel par écoulements de sub-surface vers les eaux de surface ou par infiltration vers les nappes reste encore peu documenté. En effet, si certaines expérimentations ont pu démontrer que l'essentiel des substances infiltrées étaient retenues par le sol de la bande tampon à l'échelle de l'épisode ruisselant ou après quelques « rinçages » (BOIVIN *et al.*, 2007), la question d'un éventuel relargage des substance adsorbées et/ou de leur métabolites à plus long terme reste encore à étudier plus précisément.

Annexe VI : Référence d'efficacité des dispositifs tampons de type plan d'eau pour l'atténuation des transferts de produits phytosanitaires et méthode de dimensionnement d'une zone tampon humide artificielle à partir d'un bassin d'orage

Entre 2006 et 2010, le projet européen ArtWET (LIFE 06 ENV/F/000133, <http://univr-cms.u-strasbg.fr/pages.jsp?idRub=1201&idsite=592>) s'est attaché à étudier les possibilités de limitation des transferts de produits phytosanitaires et la phytobio-remédiation dans les zones humides artificielles. Il s'est notamment basé sur une série d'expérimentations menées sur différents prototypes d'aménagement et a abouti à la publication de plusieurs guides pour la mise en œuvre pratique de tels dispositifs (incluant des éléments économiques et sociaux pour une meilleure diffusion de ces pratiques auprès des porteurs de projet, ARTWET, 2010a et 2010b). Les principales conclusions du projet sont rappelées ici. Une synthèse des résultats obtenus sur les différents sites d'étude est également donnée dans le Tableau 6.

« De manière générale, les zones humides artificielles réduisent les taux d'exposition aux pesticides ; la majorité des performances de rétention était supérieure à 70%. Une analyse par régression linéaire multiple de 188 cas de performances de rétention a identifié les propriétés des pesticides (Koc et DT50 en phase aqueuse), les caractéristiques du couvert végétal et le temps de rétention hydraulique comme étant très importants pour l'obtention d'une efficacité de rétention maximale. L'application d'une évaluation des risques de niveau 1 (Principe Uniforme EU) a révélé une plus forte réduction de la toxicité pour les insecticides fortement sorptifs et non persistants en comparaison avec des herbicides ou fongicides moins sorptifs et moins facilement dégradés. [...] Nous concluons que les zones humides artificielles constituent une stratégie appropriée et efficace pour la réduction du risque de pollution diffuse par pesticides des eaux de surface, tout en sachant que des compléments de recherche sont nécessaires pour améliorer l'efficacité globale de rétention des pesticides.

Principaux résultats, principaux chiffres :

- 100% du ruissellement peuvent pénétrer dans les zones humides artificielles, en flux permanent ou non (sauf pour le cas du drainage)
- 90% des événements pluvio-ruissellants peuvent être traités (site de Rouffach)
- La réduction des charges saisonnières s'étend de 39 % (simazine) à 100 % (cymoxanil, gluphosinate, kresoxim methyl et terbuthylazine) (site de Rouffach)
- Durant la saison culturale (Avril-Septembre), une efficacité moyenne de la réduction des pesticides de $76 \pm 19\%$ (concentrations totales) et de $82 \pm 18\%$ (estimations de charge totale) peut être atteinte (calcul basé sur 52 événements pluie-ruissellement situés entre avril 2006 et Septembre 2010 et comprenant 19 pesticides).
- 8 heures : temps de rétention hydraulique minimal nécessaire dans un bassin d'orage pour réduire en moyenne de 87% les concentrations maximales durant le ruissellement, à la suite de gros épisodes orageux de 30 mm (site de Landau).
- En aval d'un bassin drainé, une réduction moyenne de 55% est obtenue, avec des variations de 20 à 90 % selon les composés (site de Villedomain) »

Aménagement		Substances suivies	Efficacité (% de rétention, bilan de masse)		
			Moyenne	Minimum	Maximum
Bassin d'orage naturellement végétalisé et aménagé au moyen d'un filtre à gravier – Site de Rouffach (France)	Projet ArtWET	Simazine, Pyrimethani, Diuron, Terbutylazine, Cyprodinil, Isoxaben, Metalaxyl, AMPA, Dimethomorph, Azoxystrobin, Glyphosate, Kresoxim methyl, Terbutylazin, Gluphosinate, Cymoxanil	82 +/- 18 %	40 %	100 %
	Projet PhytoRET	Dithiocarbamates, Difenconazole, Pyrimethanil, Cyprodinil, Fludioxonil, Metalaxyl, AMPA, Glyphosate, Tetraconazole, Spiroxamine, Cyazofamid, Kresoxim methyl	70%	40%	100%
Zone tampon humide artificielle en contexte drainé (ZTHA type) – Site de Villedomain (France)		Isoproturon, Métazachlore, Azoxystrobine, Cyproconazole, Epoxiconazole	73 +/- 16 %	40 %	85 %
Étang de rétention (associé à un fossé végétalisé et une « zone de débordement ») – Site de Landau (Allemagne)		Amitrol, Azoxystrobin, Boscalid, Cyprodinil, Dimethoate, Dimethomorph, Dimetomorp, Diuron, Fludioxonil, Indoxacarb, Iprodion, Myclobutanil, Penconazol, Pyrimethanil, Tebuconazol, Tebufenozid, Thiacloprid, Tolyfluamid, Triadimenol, Trifloxystrobin, Vinclozolin	87 %	70 %	100 %
Zone humide construite, compartiments végétalisés (ZTHA très artificialisée) – Site de Lier (Norvège)*		Dicamba, Dimethoate, Trifloxystrobin, Metamitron, Tebuconazole, CGA321113	90 %	65 %	100 %
Zone humide construite, compartiment non végétalisé (ZTHA très artificialisée) – Site de Lier (Norvège)*			72 %	45 %	90 %

* Les chiffres fournis pour cet aménagement concernent les pics de concentration

Tableau 6 : Synthèse de résultats expérimentaux obtenus dans le cadre du projet Artwet concernant l'atténuation des transferts de produits phytosanitaires par les dispositifs tampons de type plan d'eau

Dans la continuité du projet Artwet, le projet Phytoret (mené à l'échelle de la région du Rhin supérieur) a permis d'approfondir certains points concernant le comportement des substances phytosanitaires au sein des zones humides artificielles et des bassins versants ruraux (PHYTORET, 2014). On citera notamment :

- L'obtention de taux d'efficacité analogues voire supérieur à ceux obtenus dans le cadre du projet Artwet avec une prédominance des apports à la ZTHA sous forme dissoute (95% de la charge totale entrante) et une répartition des pesticides entre la phase dissoute et les matières en suspension variable selon les molécules (Figure 16)
- Une étude fine des mécanismes de dissipation pour les phases dissoutes et adsorbées avec une différenciation des processus de dégradation (processus destructif), d'adsorption et de dilution

(processus non destructifs) avec l'étude du potentiel des marqueurs de la dégradation des pesticides (l'analyse des énantiomères dans le cas des pesticides chiraux (molécules miroirs, non superposables l'une à l'autre) et l'analyse isotopique composé-spécifique (CSIA), ELSAYED *et al*, 2014a et 2014b)

- Une étude fine des processus de stockage, dissipation/transformation et restitution mettant en évidence des possibilités de relargage de certains produits de dégradation selon la saison avec un rôle de « puits » des ZTHA principalement du printemps à l'été (avec une dégradation maximale pendant l'été lorsque la végétation est mature) et un rôle de « source » notamment pour les produits de dégradation. Il a en particulier été constaté que l'AMPA, produit de dégradation du glyphosate, s'accumule dans les sédiments fins en fin d'été, ce qui soulève la question du risque écotoxicologique associé au relargage des produits de dégradation des zones humides et la gestion des sédiments de zones humides.
- Le régime hydrologique ou les charges de pesticides entrant ne semblent pas impacter la dissipation des pesticides, qui varie davantage selon les molécules et les conditions chimiques du bassin d'orage.
- La mise au point de techniques de traçage permettant de comprendre, à moindre coût, les facteurs d'efficacité des aménagements
- La mise au point de deux modèles destinés à évaluer les risques d'exportation de pesticides depuis les parcelles vers les écosystèmes aquatiques

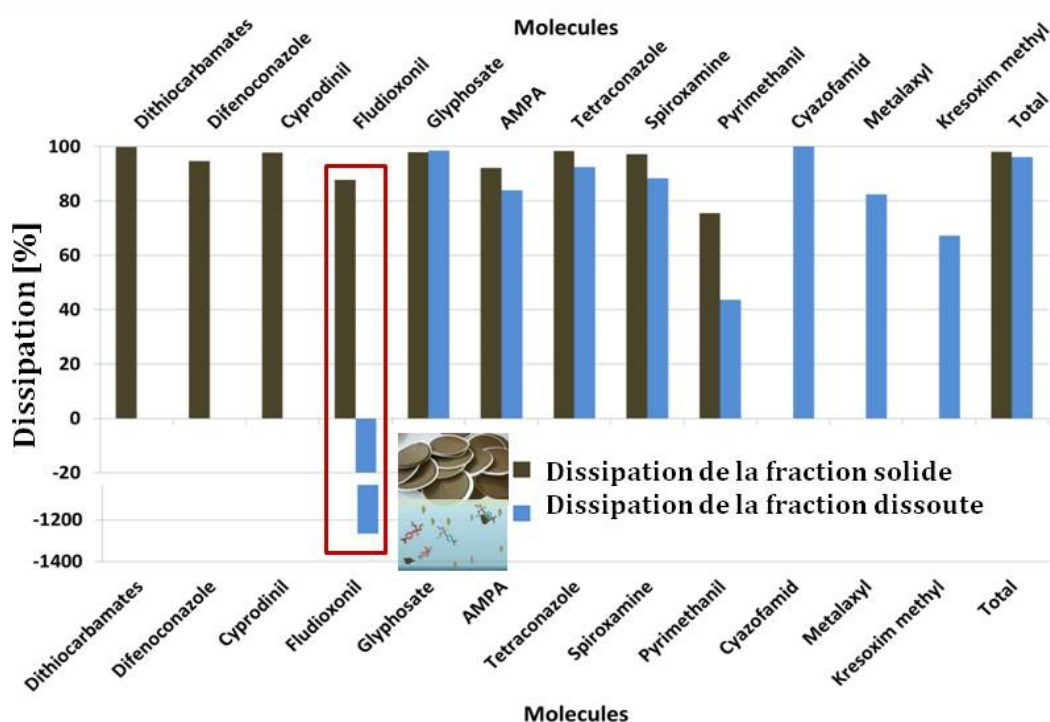


Figure 166 : Dissipation (en % de la masse entrante) selon les molécules et le mode d'apport des pesticides (fraction dissoute et solide). Extrait de MAILLARD et IMFELD (2014).

Comme dans le cas du projet Artwet, le projet Phytoret s'est également attaché à ce que les résultats soient valorisés auprès des acteurs concernés, notamment par la production d'une riche documentation technique, la mise en valeur des retours d'expérience ou encore la constitution d'une base de données des aménagements existants dans la région étudiée (<https://sites.google.com/a/engees.eu/phytoret/home>).

Parallèlement, Les travaux menés dans le cadre du projet ENRHY ont permis d'élaborer plusieurs outils (accompagnés de guides méthodologiques) permettant d'optimiser l'aménagement d'OR2 (sur le modèle du prototype de Rouffach) afin d'en concilier les différents usages (REGAZZONI *et al.*, 2010).

L'intérêt pour ce type d'aménagement est avant tout de tirer parti d'ouvrages préexistants (bassins d'orage, bassins écrêteurs de crue...), déjà intégrés à l'hydrosystème, en impactant le moins possible leur fonction première. Il est alors proposé de réaliser les études qui permettront de définir le meilleur compromis entre le dimensionnement requis pour l'atténuation des crues (degré de protection pour une période de retour donnée) et l'optimisation du temps de séjour au sein de l'ouvrage pour permettre la dégradation des contaminants. Dans ce cas, l'élément déterminant est le débit de fuite du dispositif : il doit être suffisamment faible pour les épisodes ruisselants fréquents (de faible intensité) sans que cela impacte le fonctionnement du dispositif lors d'épisodes extrêmes. Pour ce faire, l'aménagement proposé consiste à mettre en place un filtre à gravier qui, judicieusement placé en amont de l'ouvrage d'évacuation, aura pour fonction de réduire la vitesse de vidange du dispositif pour les faibles hauteurs d'eau. Un premier outil a été développé pour étudier l'impact de ce type d'aménagement sur le degré de protection assuré par l'ouvrage (REGAZZONI et PAYRAUDEAU, 2013a) à partir notamment de l'estimation des volumes ruisselés sur le bassin versant contributeur et de la dynamique de vidange de l'OR2 (avant et après l'aménagement d'un filtre à gravier).

Lorsque les ouvrages existants ne permettent pas de contrôler autant de surface agricole que souhaitée (Figure 17), il peut être envisagé de rechercher l'emplacement optimal pour l'implantation de nouveaux OR2 au sein du bassin versant. Un second outil a été conçu pour ce faire (REGAZZONI et PAYRAUDEAU 2013b). En s'appuyant sur les fonctionnalités offertes par un Système d'Information Géographique (SIG), il permet d'orienter les porteurs de projets vers les emplacements les plus pertinents en permettant :

- d'estimer les écoulements générés en tout point du paysage pour un épisode de pluie donné sur la base de l'approche du SCS-CN (USDA-SCS, 1972) ;
- d'extraire les sites potentiels d'implantation selon le volume de stockage des OR2 et le seuil de pluie des épisodes ruisselants que l'on souhaite intercepter
- d'intégrer la faisabilité foncière et les contraintes liées à la présence de zones de protection de la nature dans le processus de prise de décision.

Cet outil peut donc être mobilisé dès la phase de [diagnostic préalable](#) pour étudier et proposer différents scénarios d'aménagement d'un bassin versant. Par ailleurs, en s'affranchissant des aspects relatifs à la lutte contre les crues, il peut être aisément adapté au cas de ZTHA destinées à intercepter des eaux de ruissellement hydrauliquement concentrées.

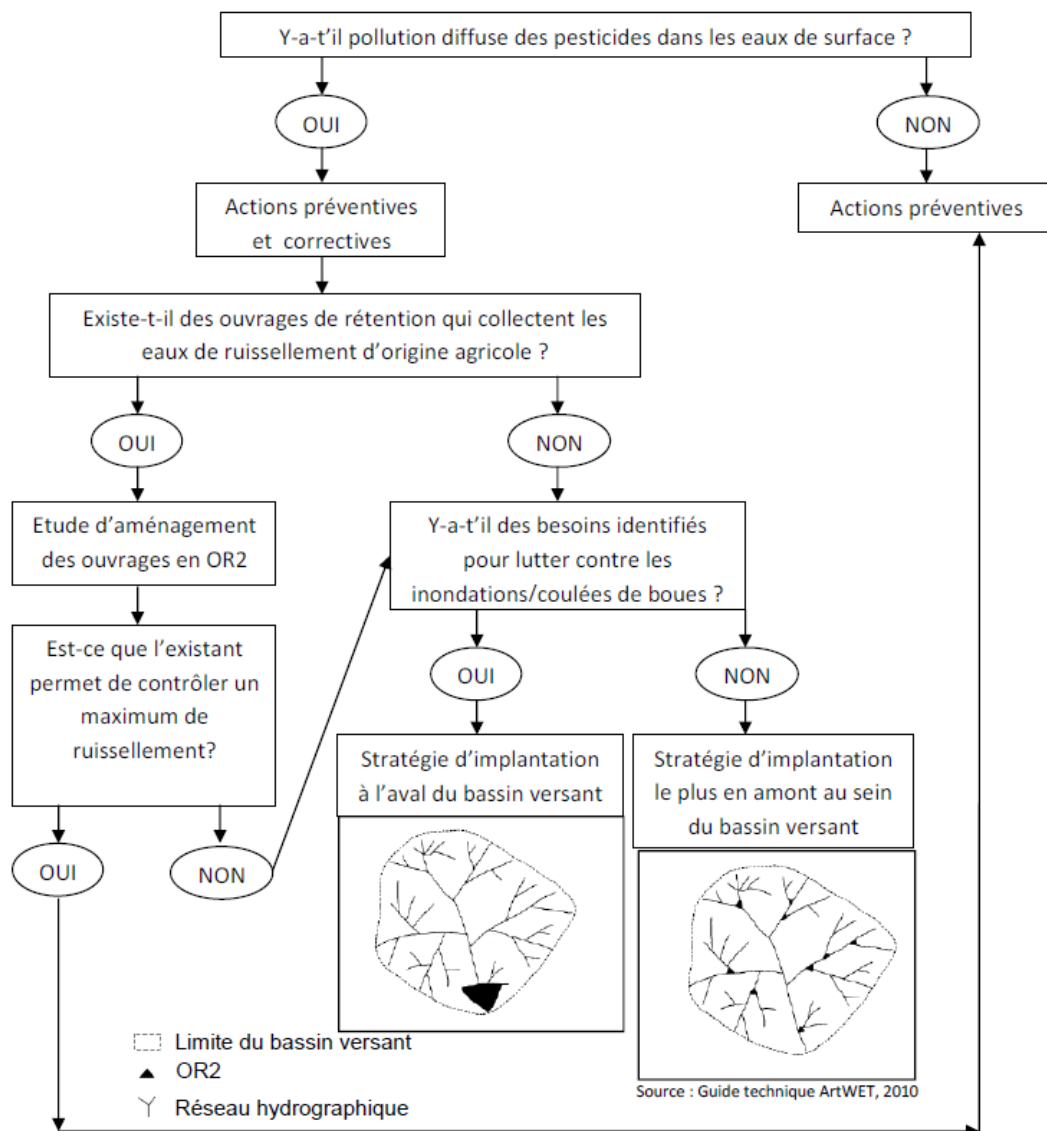


Figure 17 : Schéma de décision pour l'aménagement/l'implantation d'OR2 (Extrait de REGAZZONI et al., 2011)

