

Élaboration d'une méthode de typologie des fossés d'assainissement agricole et de leur comportement potentiel vis-à-vis des produits phytosanitaires

Cyril Kao¹, Gabrielle Vernet¹, Jean-Max Le Filleul², Yves Nédélec¹, Nadia Carluher³ et Véronique Gouy³

L'objet du travail présenté ici est de proposer une démarche visant à caractériser et à localiser à l'échelle d'un petit bassin versant les parties d'un réseau de fossés susceptibles de jouer un rôle tampon vis-à-vis des pollutions par les produits phytosanitaires. La méthode proposée repose sur une démarche de type « typologie » appliquée à titre illustratif à un petit bassin versant. Les résultats obtenus montrent qu'en l'état, le réseau hydrographique de ce bassin versant n'a qu'un potentiel très limité face aux processus d'auto-épuration.

Les pratiques de production agricole les plus courantes font appel à une utilisation importante d'engrais et de produits phytosanitaires. La qualité des eaux de surface et souterraines peut en être sensiblement altérée et le caractère diffus de ces pollutions rend très délicates les tentatives de quantification et de localisation des sources responsables de la dégradation de cette qualité.

De plus, dans de nombreuses régions, des réseaux de drainage et d'assainissement agricole ont été implantés afin de limiter les contraintes d'excès d'eau sur la conduite et le rendement des cultures. Ces modifications du fonctionnement hydrique des sols sont suspectées d'entraîner une pollution accrue des eaux de surface par le transfert d'une partie des produits appliqués et de leurs résidus dans les réseaux de drains et de fossés.

De manière générale, pour tenter de réduire ces types de pollution, trois groupes d'actions sont classiquement envisagés :

- des *actions de nature préventive* visant à réduire les apports de polluants au niveau des parcelles avec la mise en place d'une **protection raisonnée** (choix des moyens de lutte et de l'intervention en fonction des organismes nuisibles préalablement identifiés) ou d'une **protection intégrée** des cultures (cette protection fait appel à tous les moyens de lutte et privilégie les choix relatifs au système de production [rotation, variétés], aux techniques culturales [binage] et les moyens de lutte biologique) ;

- des *actions à visée curative* consistant à mettre en place des **ouvrages de dépollution** ; ce type de technique est très coûteux et nécessite une bonne connaissance de la pollution et de ses traitements ;

- des *actions qualifiées d'alternatives* visant à utiliser le **pouvoir auto-épurateur potentiel du milieu**, en particulier de zones ou dispositifs « tampons » (bandes enherbées par exemple), pour diminuer la quantité de résidus transférés par les réseaux de surface. Ce dernier type de solution est encore en grande partie du domaine de la recherche et de l'expérimentation.

Dans le contexte particulier des bassins versants ruraux, tout ou partiellement drainés par tuyaux enterrés, le réseau de surface est en général modifié dans le but de transférer rapidement les débits collectés à l'échelle des parcelles vers l'aval du bassin versant (assainissement agricole). Les contraintes techniques de pose des drains et de collecteurs ont en général comme conséquence la création de fossés et un approfondissement du réseau hydrographique naturel. S'il est bien connu que ces aménagements d'origine anthropique modifient sensiblement les transferts d'eau et de polluants entre le sol de la parcelle et le réseau hydrographique (Arlot, 1999), on ne sait en revanche que peu de choses sur le potentiel « tampon » des réseaux de surface ainsi modifiés. En particulier, on peut s'interroger sur la possibilité, à terme, d'utiliser les réseaux de fossés d'assainissement dans le but de favoriser, voire de provoquer, des processus d'auto-épuration au prix d'aménagements légers et ciblés, implantés sur le linéaire.

Les contacts

1. Cemagref, UR Ouvrages pour le drainage et l'étanchéité, Parc de Tourvoile, BP 44, 92163 Antony Cedex
2. Chambre régionale d'agriculture des Pays de la Loire, 61, avenue Jean Joxé, 49000 Angers
3. Cemagref, UR Qualité des eaux et prévention des pollutions, 3 bis, quai Chauveau, CP 220, 69336 Lyon Cedex 09

Dans le cadre d'une action de recherche menée initialement avec la DERF (BIRHA) et depuis prolongée par un projet dans le cadre de l'action structurante Cemagref/INRA « AQUAE », des travaux sont menés afin d'apporter quelques éléments de réponse à ces questions. Un des volets de ce projet a pour but d'étudier spécifiquement le fonctionnement des réseaux d'assainissement agricole, en y localisant d'une part les zones d'apports en produits phytosanitaires, et d'autre part les zones où une dégradation ces produits est *a priori* possible.

Pour ce faire, nous proposons de poser les bases d'une typologie des fossés d'assainissement agricole et de leur comportement potentiel face à des pollutions diffuses (produits phytosanitaires). La construction de cette typologie doit aboutir à une méthode de classement de ces fossés à partir de l'observation d'un nombre restreint de données sur le réseau. Cette typologie doit servir de base à la localisation et à la caractérisation des différents biefs d'un réseau susceptibles de jouer un rôle positif dans l'atténuation des pollutions diffuses.

Notre étude a été réalisée en trois phases :

- mise en place d'une démarche générale et définition d'une méthode permettant de caractériser le fonctionnement du fossé *via* l'observation d'un nombre restreint de ses caractéristiques ;
- application de la méthode ainsi définie à un bassin versant particulier : le bassin versant pilote du Cétrais (Loire-Atlantique) ;

– évaluation par un premier bilan de la méthode proposée et des conditions d'adaptation en vue de l'application à d'autres bassins versants.

Démarche générale

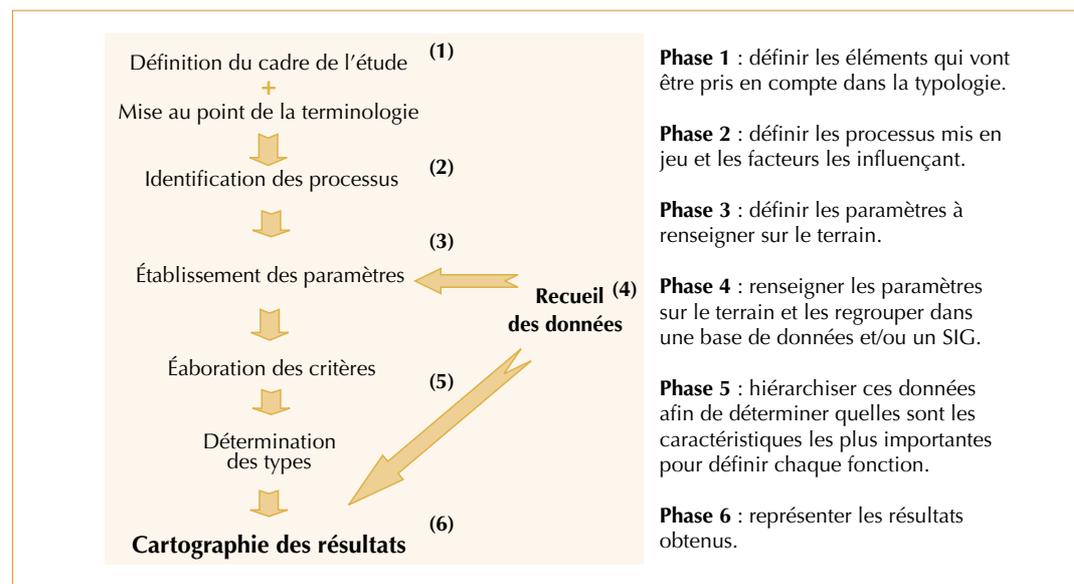
Cette démarche a pour objectifs d'une part de définir les étapes à franchir pour réaliser une typologie et d'autre part, d'identifier les processus et des facteurs intervenant sur la collecte, le transfert, la rétention et la dégradation des polluants d'origine agricole. Nous nous sommes plus particulièrement intéressés au cas des produits phytosanitaires.

Les étapes à franchir

Sur la base de la bibliographie existante dans le domaine des typologies de milieux aquatiques (Wasson, 1989 ; OCDE, 1993 ; Bethemont *et al.*, 1996), nous avons tenté de dégager une méthode de construction applicable à l'étude des bassins versants de quelques kilomètres carrés. La méthode proposée peut être décomposée selon les phases décrites à la figure 1.

Les éléments de la typologie des fossés d'assainissement agricole

La typologie porte sur le rôle des fossés d'assainissement agricole vis-à-vis des principales fonctions (transfert, stockage, rétention/dégradation) qu'ils peuvent remplir auprès des écoulements et des pollutions diffuses par les produits phytosanitaires.



► Figure 1 – Schéma des étapes.

Cette typologie prend en compte les structures permanentes sièges d'un écoulement de surface concentré et linéaire. Les plus petits éléments appréciés dans l'étude sont les fossés intra-parcellaires pérennes dans leur localisation sur la parcelle ; les plus grands éléments sont les fossés ou ruisseaux dont l'écoulement est permanent à l'échelle de la saison humide (ordre 1 hydrologique). Les fossés sont découpés en sous-unités appelées éléments ou biefs. Les limites de ces éléments sont :

- les singularités hydrauliques : franchissement, confluence, seuil... ;
- les limites de parcelles ;
- les points de changement brusque de l'état d'un des descripteurs (par exemple, la disparition d'une haie sur une des deux rives).

Identification des processus mis en jeu

Le cheminement des produits phytosanitaires dans le milieu dépend fortement de celui de l'eau. L'évolution de ces flux est schématiquement liée aux grandes classes de processus suivants (figure 2) :

- la **fonction de collecte** est le résultat des échanges (de surface ou souterrain) entre les parcelles et le réseau (①);
- la **fonction de transfert** vers l'aval se traduit par l'écoulement de l'eau au sein du réseau (②);
- **l'évolution des concentrations** en produits phytosanitaires est due :

✗ à la rétention (fixation plus ou moins réversible) et/ou à la dégradation (transformation irréversible) des produits phytosanitaires qui sont privilégiées dans les zones de ralentissement de l'écoulement (③);

✗ aux apports ponctuels au niveau des bouches de décharge de drainage (augmentation de la concentration) (④);

✗ aux confluences (diminution éventuelle de la concentration par dilution) (⑤).

Les processus identifiés sont donc d'ordre hydraulique et d'ordre physico-chimique. Nous n'allons pas entrer dans le détail des mécanismes mis en jeu (Le Filleul, 2000), mais en faire un rapide récapitulatif. Pour ce qui concerne en particulier la dynamique des produits phytosanitaires dans le milieu, des travaux exhaustifs sont disponibles (Grébil et al., 2001 ; Voltz et al., 2001 ; Gouy et al., 2000 ;

Carluer et al., 1996 ; Patty, 1997). La figure 3 (p. 52) synthétise les différents processus observés au niveau de la parcelle.

PROCESSUS DE COLLECTE

La collecte des eaux

La collecte des eaux se fait par les voies suivantes :

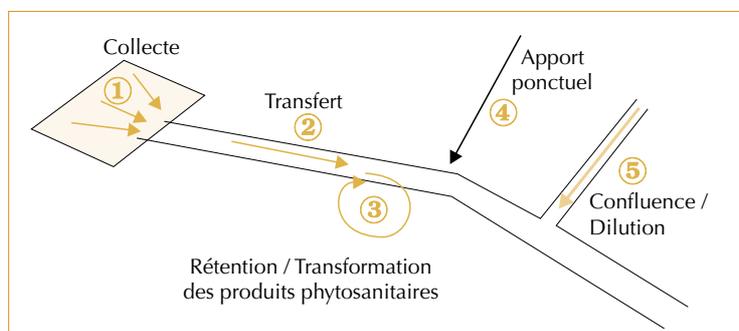
- le ruissellement de surface : dans ce cas, la présence d'obstacles à l'écoulement rapide vers les fossés (haies en travers de pente, traces de roues perpendiculaires à la ligne de plus grande pente...) modifie sensiblement cette fonction ;
- la percolation et le drainage naturel des nappes superficielles : les échanges souterrains entre la nappe et les fossés sont fonction de l'altitude relative du niveau d'eau libre dans le fossé et du toit de la nappe ;
- le drainage artificiel des parcelles modifie les échanges entre parcelle et fossés. Il court-circuite les éventuels obstacles à l'écoulement disposés en surface et il est plus rapide que le drainage naturel des nappes superficielles.

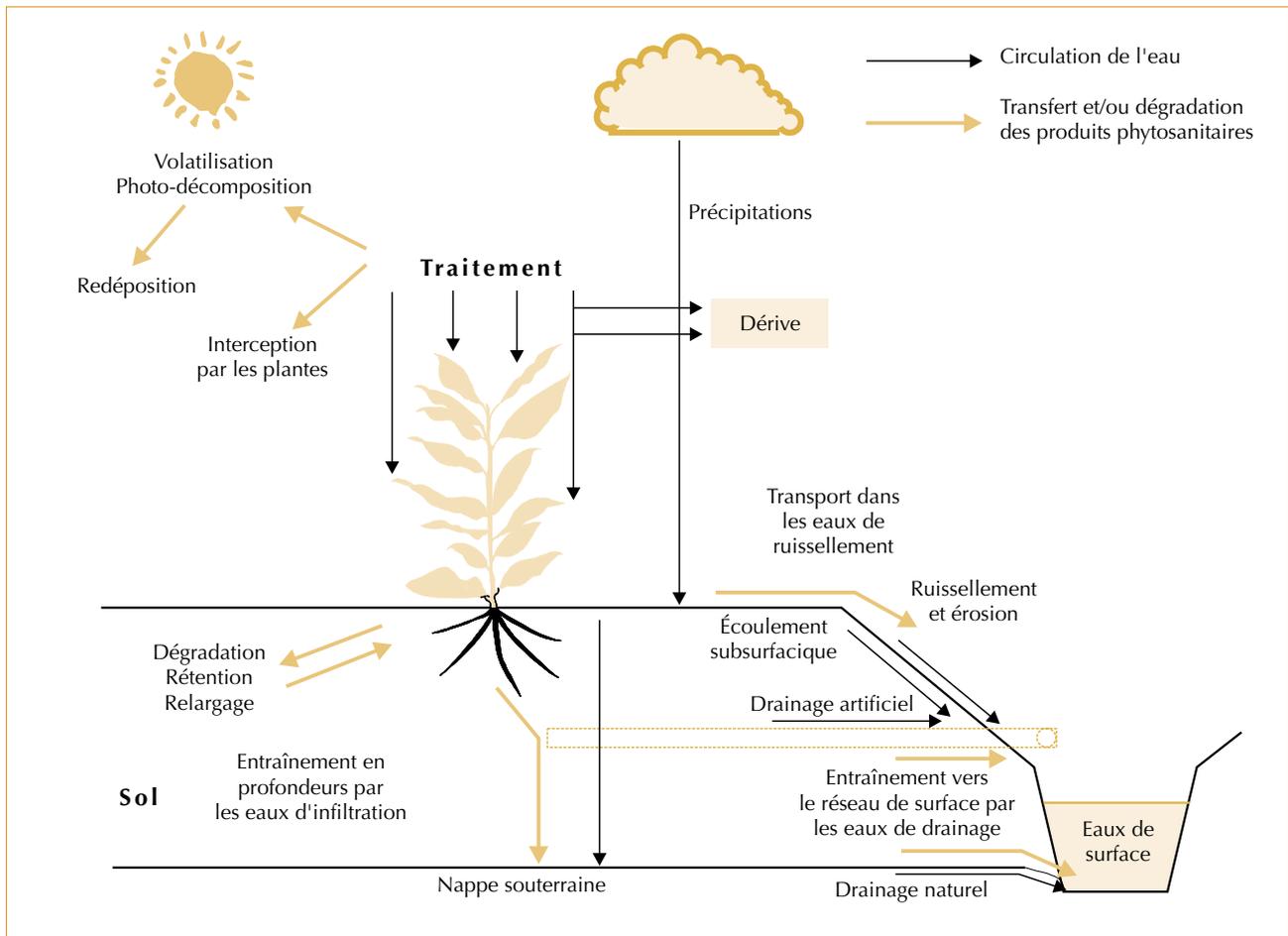
La collecte des produits phytosanitaires

La collecte des produits phytosanitaires peut se faire selon les modalités suivantes (figure 3, p. 52) :

- la pollution directe des eaux par les retombées de produits (surtout lors de la dérive à l'application), dans ce cas, des obstacles (bois, haie, talus) situés en bordure de fossé sont susceptibles de refixer le produit ;
- l'arrachement des particules de terre liées lors de l'érosion des sols; les produits phytosanitaires sont alors transportés dans les eaux de ruissellement ;
- la dissolution des produits lors des événements pluvieux ; dans ce cas, le transport des produits vers le réseau de surface peut se faire soit directement par les eaux de ruissellement, soit par

▼ Figure 2 – Schéma conceptuel des processus mis en jeu.





▲ Figure 3 – Schéma de collecte des flux d'eau et de produits phytosanitaires à la parcelle.

percolation des produits vers les nappes souterraines puis par drainage naturel de ces nappes par les fossés. Là, le drainage artificiel des parcelles accélère le transfert des eaux dans le sol et limite les possibilités de rétention/dégradation des produits phytosanitaires dans le sol.

PROCESSUS DE TRANSFERT

Le transfert est fonction de l'organisation du réseau d'assainissement agricole et de ses caractéristiques géométriques et hydrauliques. Il fait intervenir la pente, le gabarit, l'encombrement du lit, la rugosité et les singularités éventuelles.

Dans les écoulements, les produits phytosanitaires se déplacent soit sous forme dissoute soit sous forme liée à des particules plus ou moins grosses. Si on fait abstraction d'éventuelles rétentions ou dégradations des produits phytosanitaires dans les fossés, abordées au paragraphe suivant, les processus régissant les transferts des polluants sont les mêmes que ceux qui régissent le transfert de l'eau.

PROCESSUS DE RÉTENTION ET DE DÉGRADATION DES PRODUITS PHYTOSANITAIRES

On distingue la rétention qui est une fixation en général réversible, de la dégradation qui est une transformation irréversible. Les produits phytosanitaires ayant subi une rétention sont susceptibles d'être repris par les écoulements : c'est le phénomène de relargage.

Les processus de dégradation qui interviennent sont :

- des transformations chimiques dans l'eau, le sol et les sédiments, de type hydrolyse ou réactions d'oxydoréduction ;
- des transformations biologiques des produits par les micro-organismes de la zone racinaire ou présents dans les sédiments et les végétaux en fond de réseau ;
- la photolyse directe (absorption de la lumière par le produit) ou indirecte (la lumière est absorbée par une substance autre qui se transforme en agent

oxydant et déclenche une chaîne de réactions aboutissant à la dégradation du produit).

Les processus de rétention et de dégradation des produits phytosanitaires sont nombreux et sont fortement dépendants de la nature du produit utilisé. Toutefois, on peut noter deux types de conditions *a priori* propices à la rétention et à la dégradation des produits phytosanitaires :

- la concomitance d'écoulements à faible vitesse et de la présence de matière organique, de préférence en décomposition ;
- l'ensoleillement important du fond du fossé.

Par la suite, nous utiliserons généralement le terme de « rétention/dégradation » qui regroupe l'ensemble de ces phénomènes.

Sélection des paramètres

Un **paramètre** est une propriété ou une caractéristique, mesurée (paramètre quantitatif) ou observée (paramètre descriptif). Les paramètres renseignés dans la typologie des fossés d'assainissement agricole sont ceux susceptibles d'influencer les processus identifiés précédemment. Ils peuvent être classés de la manière suivante :

– les **paramètres généraux** donnent des indications sur la position du bief dans le bassin versant ;

– les **paramètres environnementaux** renseignent sur l'environnement du réseau et sur les possibilités de mobilisation des produits phytosanitaires. On y trouve notamment :

✕ l'occupation du sol qui influence indirectement la répartition du transfert entre écoulement souterrain et ruissellement (conditions à la surface du sol par exemple), mais aussi les quantités de produits phytosanitaires appliquées au niveau de la parcelle (selon les cultures en place et les pratiques culturales associées) ;

✕ la présence d'une haie, d'un talus, d'une bande enherbée ou d'une zone non traitée joue sur les possibilités d'interception des flux entre la parcelle et le fossé ;

✕ la présence du drainage agricole enterré ou aérien joue sur la possibilité de court-circuit d'éventuelles structures de rétention des flux disposées en surface.

– les paramètres **physiques** renseignent sur le réseau et sur ses capacités de transfert et de stockage des flux : taille et forme des fossés (le « gabarit »,

ces paramètres dépendent de la position du fossé au sein du bassin versant), organisation du réseau.

– les **paramètres qui influencent le fonctionnement** du fossé du point de vue :

✕ hydraulique : l'encombrement, les singularités de type seuil, confluence, rejet... ;

✕ physico-chimique : la nature des sédiments, la présence de matière en décomposition et la végétalisation du fond du lit du fossé, l'ensollement... Ces paramètres influent sur la capacité de rétention et de dégradation des polluants mais peuvent dépendre de la nature des polluants étudiés.

Sur le terrain, il est difficile de renseigner tous ces paramètres, car cette opération nécessite en général beaucoup de temps. De plus, certains de ces paramètres sont difficiles à déterminer de façon simple (la pente réelle des fossés par exemple). On peut donc définir les paramètres à recueillir impérativement sur le terrain et ceux qui sont accessibles par d'autres sources d'information (SIG¹, MNT² : pentes, nature des sols, occupation du sol, cadastre...). Par ailleurs, seuls les facteurs les plus importants sont à renseigner précisément pour chaque élément. La hiérarchisation des paramètres est à réaliser selon le contexte particulier du bassin versant étudié (cf. Liste des paramètres effectivement renseignés pour un exemple).

Définition des indicateurs

Un **indicateur** est une valeur mesurée, estimée ou calculée à partir d'un ensemble de paramètres. Il peut être soit quantitatif soit qualitatif. L'indicateur a cependant une signification dépassant celle directement liée à la valeur paramétrique. Il est conçu en fonction des objectifs visés et de la problématique posée. Il reflète une certaine situation et apporte une aide à la décision par rapport à cette situation (OCDE, 1993).

Pour chaque fonction (collecte, transfert et rétention/dégradation des produits phytosanitaires), l'objectif de la typologie est donc d'obtenir un indicateur simplifié qui prenne en compte l'ensemble des paramètres influant sur la fonction et qui prenne un faible nombre de valeurs. Pour ce faire, nous avons sélectionné, dans un premier temps, l'ensemble des paramètres influençant la fonction. Nous les avons ensuite croisés pour évaluer jusqu'à quel point on peut recouper les paramètres et regrouper les valeurs ainsi obtenues sans dénigrer l'information de départ.

1. SIG : système d'information géographique.
2. MNT : modèle numérique de terrain.

La définition des indicateurs peut difficilement être réalisée de façon théorique, ni générale, c'est pourquoi, la méthode a été appliquée à titre illustratif sur un cas particulier, le bassin versant pilote du ru de Cétrais (Loire-Atlantique).

Application au cas particulier du bassin versant pilote de Cétrais (Loire-Atlantique)

Le bassin versant expérimental du ru de Cétrais (34 km²) est suivi par le Cemagref depuis 1997 (Turpin *et al.*, 2000). On dispose pour ce bassin versant de nombreuses données cartographiées concernant notamment l'occupation du sol entre 1995 et 1998. L'étude d'un sous-bassin amont de 4 km² a fait l'objet d'un travail détaillé (Le Filleul, 2000). Nous en re prenons ici les principaux résultats.

Présentation du bassin versant de Cétrais

Le bassin versant du Don (affluent de la Vilaine, 600 km²), dans lequel est inclus le bassin versant du Cétrais, est représentatif des bassins versants hydromorphes sur schistes et grès altérés de l'Ouest de la France, se caractérisant par une hydromorphie marquée et des transferts rapides et superficiels. Les contextes géomorphologique et climatique du site favorisent la présence de petites zones humides de fond de vallées, s'étendant sur quelques dizaines d'hectares. L'hydromorphie affecte également les terres de plateau, qui sont souvent drainées par tuyaux enterrés.

Le drainage permet des usages autres que la prairie, par exemple la culture du maïs et d'oléoprotéagineux, mais ces cultures nécessitent des apports en engrais et surtout en produits phytosanitaires. Or des problèmes de pollution par les produits phytosanitaires ont été observés à l'exutoire du réseau d'assainissement agricole.

Le sous-bassin versant amont qui a servi de cadre plus particulier à l'étude représente une superficie de 463 ha et compte environ 10 km de fossés. 23 % de la superficie des terres sont drainés (par tuyaux enterrés) et environ 36 % sont susceptibles de recevoir des traitements phytosanitaires.

Liste des paramètres effectivement renseignés

Parmi les paramètres présentés dans la première partie, certains ne sont pas utiles dans cette application, comme par exemple le cas de la pente des

fossés. En effet, dans le bassin versant de Cétrais, les reliefs peu marqués sont à l'origine de pentes de fossé faibles et peu variables. C'est pourquoi, plus que la pente générale des biefs, ce sont les éventuelles irrégularités de fond qui seront relevées.

Les paramètres retenus figurent dans la grille d'évaluation de terrain (*voir* annexe, p. 65).

Recueil des données et mise en place d'un SIG

Le recueil des paramètres a été réalisé en parcourant le réseau de façon systématique et en remplissant pour chaque bief une grille d'évaluation et une position sur la carte IGN. Ces données ont été intégrées au sein d'un Système d'information géographique (SIG). En pratique, cette étape a consisté à reporter, sur un fond de carte IGN au 1/25 000^e numérisée, le réseau bief par bief et à renseigner pour chaque bief la valeur de chaque paramètre évalué sur le terrain.

Traitement des données – Construction des indicateurs

Lorsque toutes les données sont saisies dans le SIG, des croisements entre les paramètres peuvent être réalisés. Ces croisements permettent la définition de critères. Les valeurs des critères donnent une indication du comportement des biefs pour une fonction donnée. Nous avons distingué et étudié séparément les trois fonctions précédemment définies : collecte, transfert et rétention/dégradation des produits phytosanitaires. Pour chacune de ces fonctions nous indiquons le mode de construction de l'indicateur et les résultats observés.

FONCTION DE COLLECTE (TABLEAU 1)

Les apports ponctuels (bouche de décharge de drainage, zones de passage préférentiel de l'eau dans les talus où dans les haies) sont superposés à la carte du réseau.

Les résultats sont présentés sur la planche de carte 1 (p. 56).

Dans la partie amont, le réseau est isolé des parcelles par un talus et/ou une haie, vestiges du maillage bocager. Il y a donc peu ou pas d'échanges de surface entre les parcelles et le réseau. Par contre, les bouches de décharge de drainage sont les témoins d'écoulements souterrains qui court-circuitent le rôle de rétention des aménagements de surface.

Dans la partie aval du bassin versant, la quasi-absence de haie et de talus permet des échanges de

Indicateur	Définition	Nature de l'indicateur	Classes retenues
Connectivité	Degré de connexion entre la parcelle et le fossé en ce qui concerne le risque de pollution par ruissellement	Combinaison de l'état des structures de l'interface parcelle/fossé : talus, haies, bande enherbée et bande inculte	– forte – moyenne – faible

▲ Tableau 1 – Construction de l'indicateur « fonction de collecte ».

surface entre les parcelles et le réseau. De plus, ces échanges de surface s'accompagnent d'échanges souterrains, *via* les réseaux de drainage enterrés.

En ce qui concerne les apports en produits phytosanitaires, il n'y a pas de lien très fort entre la présence de réseau de drainage enterré ou l'apport de traitement phytosanitaire et la connexion au réseau. C'est-à-dire que la modification des pratiques culturales et la mise en place du drainage ne se sont pas toujours accompagnées de la destruction du talus ou de la haie qui bordaient le fossé.

FONCTION DE TRANSFERT ET DE STOCKAGE DU RÉSEAU (TABLEAU 2)

Remarque : si le relief était plus marqué, les pentes auraient aussi dû être prises en considération dans le calcul de l'indicateur du transfert et du stockage.

Les résultats sont présentés sur la planche de cartes 2 (p. 57).

L'axe principal du réseau est toujours caractérisé par une capacité de transfert importante. Par contre, les biefs amonts sont souvent sujets à un encombrement général du lit qui favorise le stockage aux dépens du transfert. Plus les biefs sont à l'aval du réseau, plus les capacités de stockage et de transfert sont importantes (grand gabarit des fossés). Cependant, la capacité de stockage est moins utilisée car l'entretien régulier du lit favorise les faibles rugosités (c'est-à-dire les vitesses d'écoulement importantes et des tirants d'eau faibles).

FONCTION DE RÉTENTION/DÉGRADATION DES PRODUITS PHYTOSANITAIRES

Cette fonction a été tout d'abord étudiée en considérant que la rétention/dégradation des produits phytosanitaires était seulement liée à la matière végétale en décomposition dans le lit, puis, dans un deuxième temps, qu'elle était contrôlée exclusivement par la photodégradation. Et enfin, nous avons considéré l'influence conjointe de ces deux paramètres.

Transformations autres que la photodégradation (tableau 3)

Les zones potentielles de rétention/dégradation des produits phytosanitaires par la matière végétale en décomposition se caractérisent à la fois par de faibles vitesses d'écoulement, résultant d'une forte rugosité et/ou de l'encombrement du bief et par une composition organo-minérale propice à la transformation des produits.

Le pourcentage de matière végétale en décomposition correspond au pourcentage de la superficie recouverte par de la matière végétale en décomposition par rapport à la superficie totale du fond du fossé.

Les résultats sont présentés sur la planche de cartes 3 (p. 58).

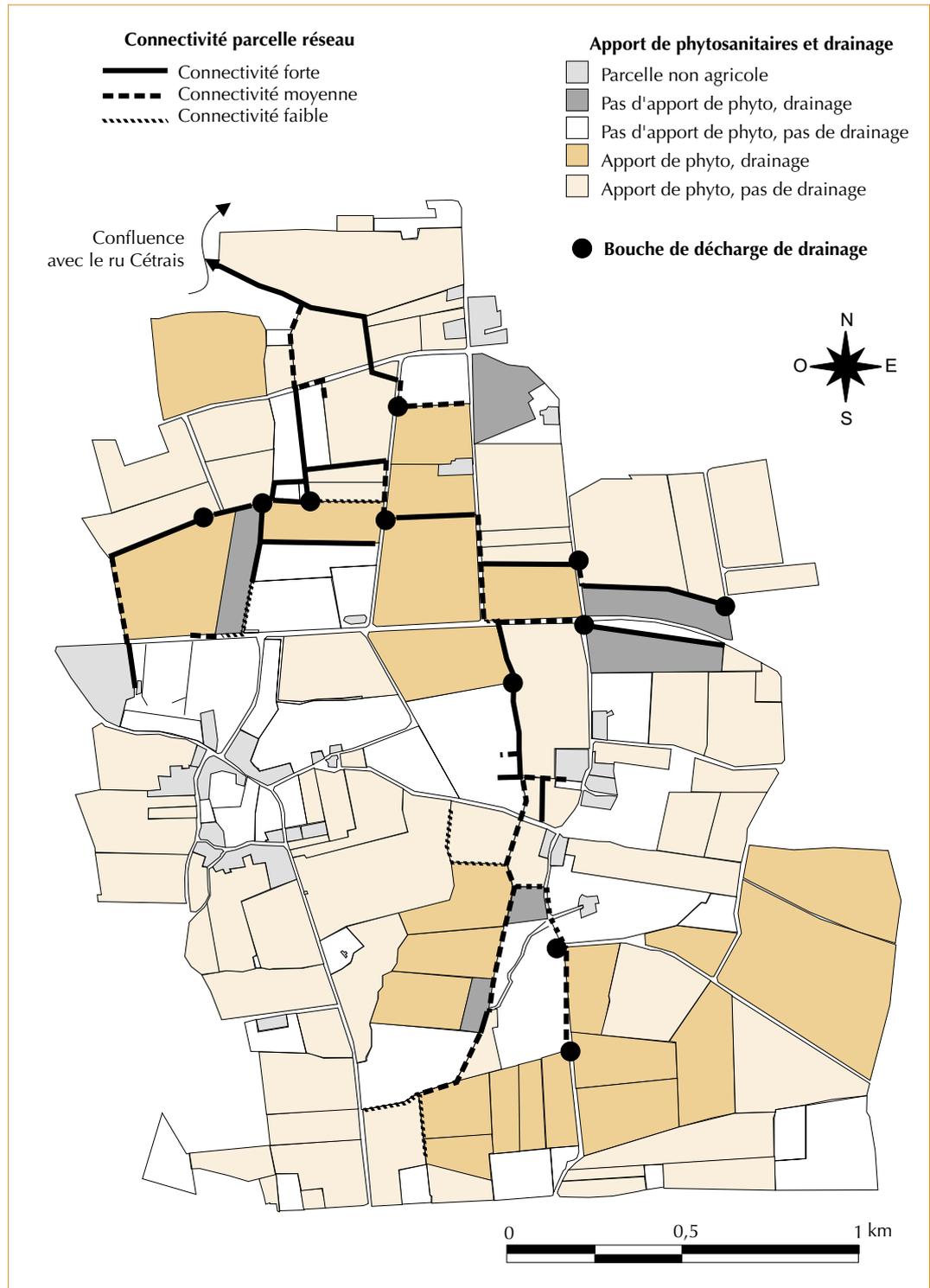
Les biefs ayant à la fois une forte rugosité (valeur du coefficient de Strickler inférieure ou égale à 30 U.S.I) et un pourcentage de matière végétale en décomposition supérieur à une valeur seuil sont considérés comme ceux ayant un fort potentiel auto-épuration. Margoum *et al.* (2001) ont en effet mis en évidence que la présence de matière végétale en décomposition dans un fossé joue un rôle prépondérant dans la rétention/dégradation des produits phytosanitaires. Cependant, des études restent à mener pour connaître la valeur au-delà de laquelle cette rétention/dégradation est significative, et celle pour laquelle elle est optimale. Ce manque de connaissances nous incite à rester prudent sur les résultats de cette partie. C'est pourquoi nous avons testé trois scénarios de détermination

Indicateur	Nature de l'indicateur	Classes retenues
Capacité de transfert	Combinaison des propriétés de gabarit, de rugosité et d'encombrement du fossé	– forte – moyenne – faible
Stockage potentiel	Valeur du gabarit (forme et taille du bief)	– forte – moyenne – faible

▲ Tableau 2 – Construction de l'indicateur « fonction transfert et stockage du réseau ».

Indicateur	Nature de l'indicateur	Classes retenues
Rétention/dégradation des produits phytosanitaires par la matière végétale en décomposition	Combinaison des paramètres de rugosité, d'encombrement général du réseau ainsi que de pourcentage de matière végétale en décomposition	– forte – moyenne – faible

◀ Tableau 3 – Construction de l'indicateur « transformation autre que la photodégradation ».



► Planche de carte 1 – Résultats des apports ponctuels.

des zones de « potentiellement forte » rétention/dégradation des produits phytosanitaires caractérisés par trois valeurs seuil du pourcentage de ma-

tière végétale en décomposition. Ces scénarios doivent permettre de localiser *a priori* les biefs pouvant « potentiellement » influencer la rétention/dé-

gradation des produits phytosanitaires et de tester la sensibilité de cette localisation au choix de la valeur seuil.

– si la valeur seuil du pourcentage de matière végétale en décomposition est de 40 %, les biefs identifiés sont peu nombreux. Ces biefs ne sont pas situés sur le réseau principal et, de plus, ils ne collectent pas les eaux issues de parcelles drainées et ayant des cultures nécessitant des traitements phytosanitaires.

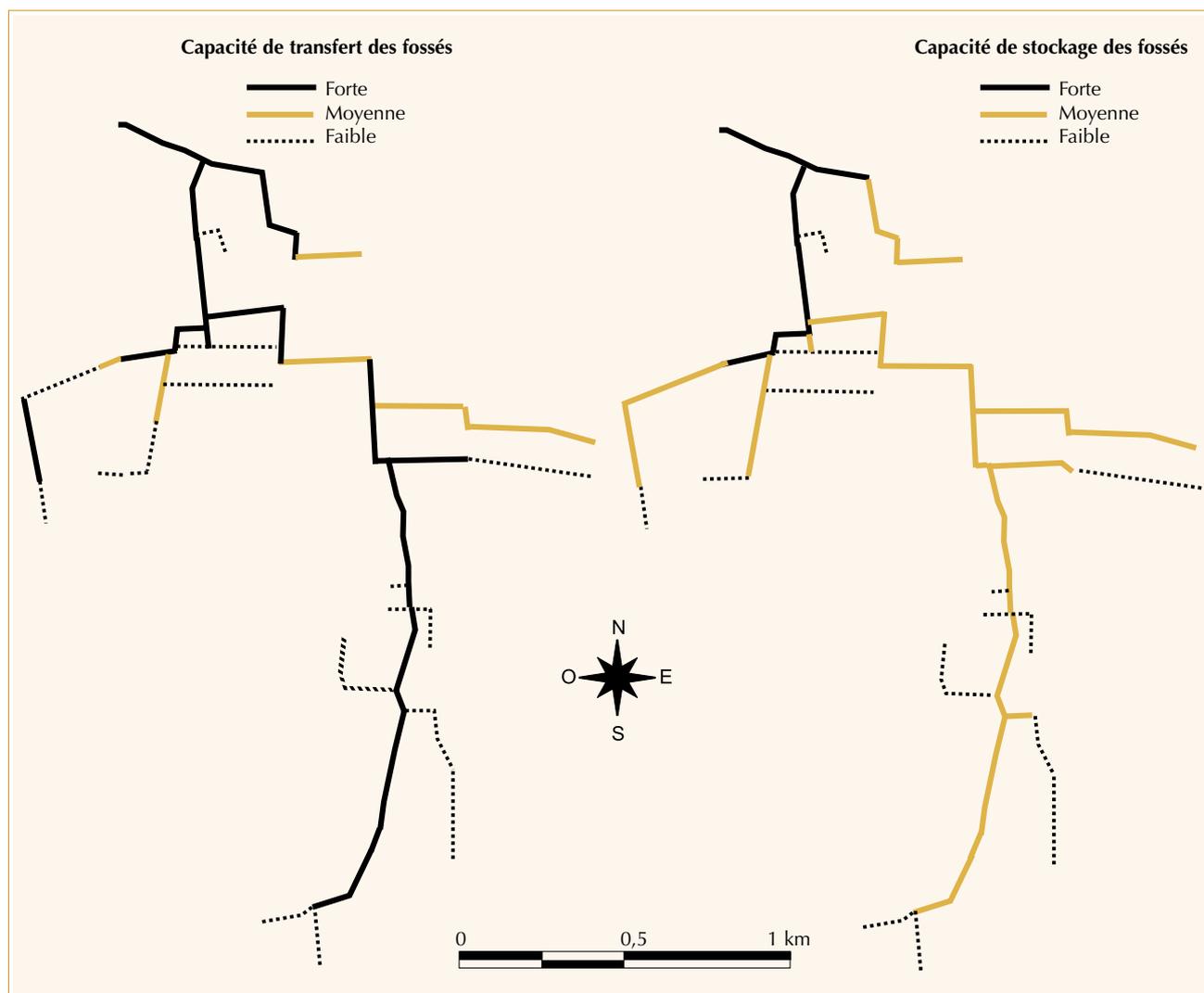
– dans le cas où la valeur seuil est de 25 %, deux biefs, répondant aux conditions pressenties, sont dans des positions intéressantes au sein du réseau : le bief 1 collecte les eaux d'un sous-bassin versant de 74 hectares dont 31 ha sont drainés et 52 ha sont soumis à des traitements phytosanitaires ; le bief 2 collecte les eaux d'un sous-bassin versant

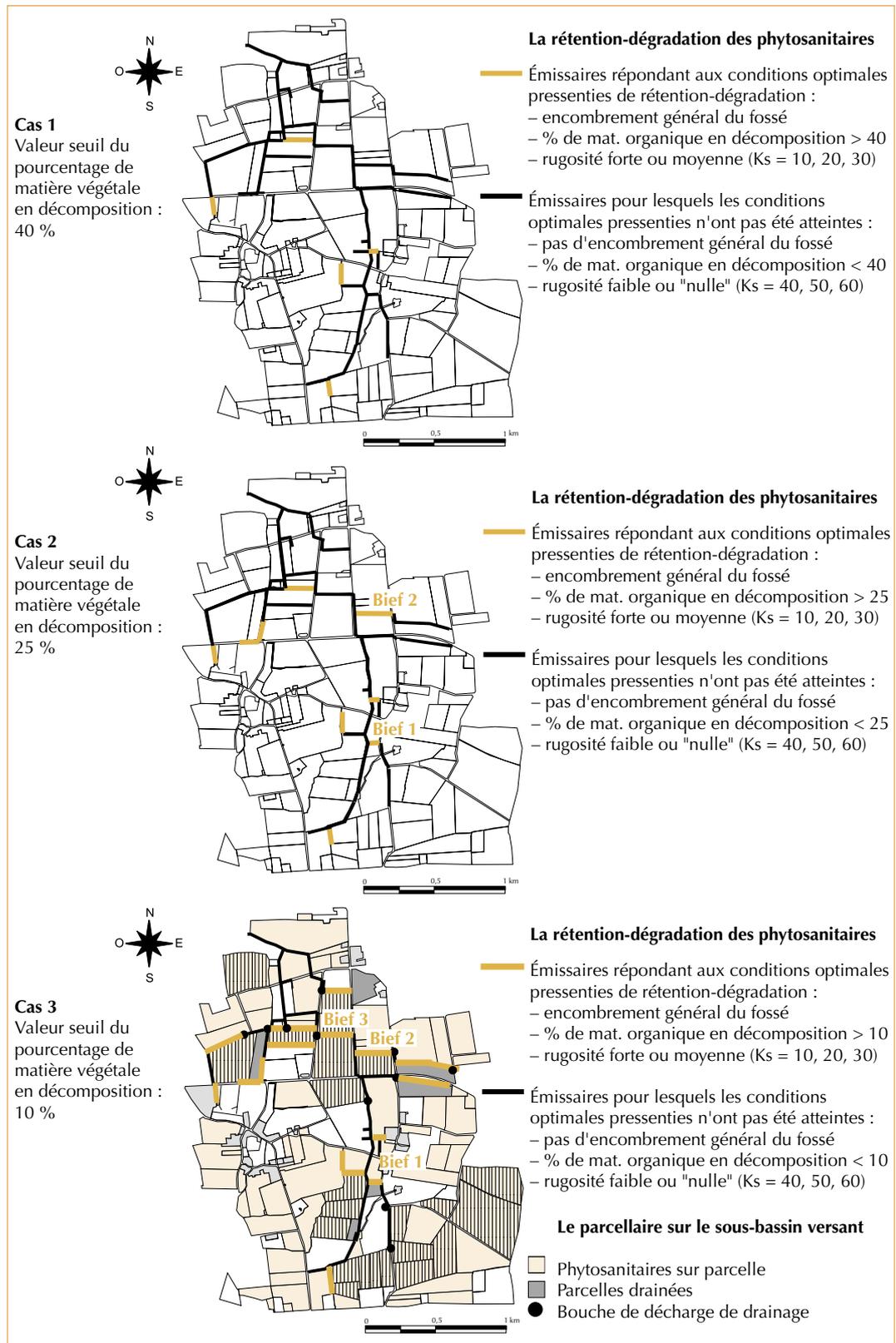
de 25,5 hectares dont 3,5 ha sont drainés et 20 ha sont soumis à des traitements phytosanitaires.

– enfin, si la valeur seuil est de 10 %, le nombre de biefs susceptibles de dégrader la pollution augmente fortement. Mais, la grande majorité de ces biefs se situe à l'extérieur du réseau principal et reçoit peu ou pas de pollution. Seul un bief est intéressant, noté 3, car il collecte les eaux d'un sous-bassin versant de plus de 320 hectares dont 71 ha sont drainés et environ 207 ha sont soumis à des traitements phytosanitaires.

Le croisement des descripteurs permet de localiser les biefs où la rétention/dégradation est **possible**. Des études plus poussées sur ces biefs seront ensuite nécessaires pour savoir si la rétention/dégradation y est **effective**.

▼ Planche de cartes 2 – Résultats aux niveaux du transfert et du stockage du réseau.





► Planche de cartes 3 – Résultats des transformations autres que la photodégradation.

Si les principaux processus favorables à la rétention/dégradation des polluants sont connus, il est plus difficile de proposer une quantification précise de ces phénomènes dans des conditions locales et ainsi d'établir les valeurs seuils déterminant des classes : par exemple quelle est l'influence de la hauteur d'eau et de la vitesse de l'écoulement dans les biefs ? Quelle est la longueur de bief suffisante pour retenir/dégrader les produits phytosanitaires ? Quel sera l'abattement obtenu à la sortie du bief ? Des recherches en cours tentent de répondre à ces interrogations (Garon-Boucher et al., 1999).

Le calcul d'autres indicateurs pour ces biefs permet d'affiner le résultat de la typologie. Par exemple, l'indicateur « Longueur du bief rapporté à la superficie du bassin versant drainé par ce bief » pour les trois biefs identifiés ci-dessus (figure 4, p. 60) montre que, si la rétention/dégradation est fonction de la longueur du fossé traversé par l'eau, le bief 2 est susceptible d'être plus intéressant que les deux autres (d'autant plus que les débits transitant dans ce fossé doivent être plus faibles que dans les autres).

Photodégradation (tableau 4, p. 60)

Les matières organiques ne sont pas le seul facteur pouvant influencer la dégradation des produits phytosanitaires dans les fossés. Ils sont aussi photosensibles. Lors de la détermination du potentiel épurateur des émissaires, nous avons donc pris en compte le facteur ensoleillement potentiel des fossés. Cet ensoleillement est dépendant d'une part de la présence de végétation en bordure de fossé et d'autre part de l'orientation du fossé.

Le travail a été mené selon les phases suivantes :

- la construction d'un indicateur *du degré potentiel d'ensoleillement* à partir de la végétation rivulaire (présence ou absence de haies). On distingue la rive droite de la rive gauche ;
- la construction d'un second indicateur qui rend compte de *l'orientation générale du bief* ;
- le croisement des indicateurs de degré potentiel d'ensoleillement et d'orientation générale du bief crée un nouvel indicateur appelé *degré d'ensoleillement potentiel*.

Les résultats sont présentés sur la planche de cartes 4 (p. 61).

Les biefs ayant des capacités moyenne et forte de photodégradation des produits phytosanitaires

sont situés en partie médiane et aval du bassin versant. Par contre, dans la partie amont, les vestiges du maillage bocager entourent les fossés et y maintiennent l'eau à l'abri de la lumière. Toutefois, cette analyse ne tient pas compte de l'ensoleillement réel du fossé notamment aux périodes de transfert des produits phytosanitaires (qui sont plutôt des périodes humides et donc où l'ensoleillement est faible à modéré – la végétation est aussi moins dense). L'ensoleillement hors des périodes d'écoulement peut aussi être intéressant à considérer pour estimer les potentialités de dégradation des produits qui auraient pu être stockés dans les fossés.

La construction des indicateurs pour le croisement de la photodégradation et de la rétention/dégradation par les matières végétales en décomposition

La photo-dégradation et la rétention/dégradation par les matières végétales en décomposition sont des processus qui peuvent être concomitants. C'est pourquoi, une prise en compte conjointe de ces deux phénomènes a été réalisée.

En ce qui concerne la rétention/dégradation des produits phytosanitaires par la matière végétale en décomposition, l'incertitude sur la valeur seuil de la teneur en matière végétale en décomposition est levée par l'utilisation d'un indicateur « dégradé » qui tient compte de la teneur en matière végétale en décomposition puis dans une moindre mesure de la rugosité et de l'encombrement généralisé du bief.

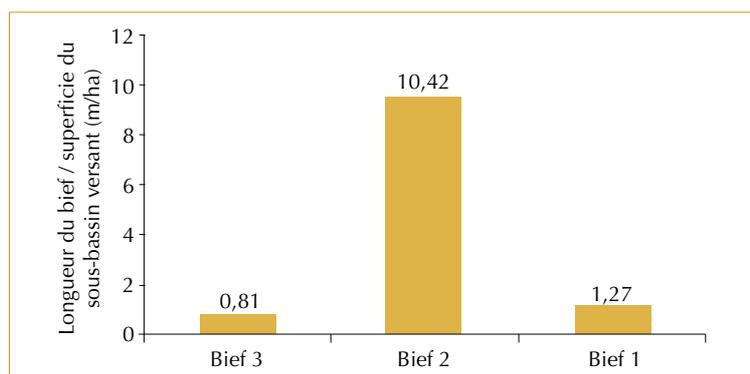
Le croisement entre cet indicateur « dégradé » (I_{vm}) et l'indicateur du degré d'ensoleillement potentiel (I_{sol}) est réalisé selon trois scénarios en fonction de la prépondérance supposée des deux phénomènes :

- si les deux phénomènes ont la même importance, c'est $I_{vm} + I_{sol}$ qui est pris en compte ;
- si la photodégradation prédomine, c'est $I_{vm} + 2 * I_{sol}$;
- si la rétention/dégradation par la matière végétale en décomposition prédomine, c'est $2 * I_{vm} + I_{sol}$.

Les coefficients de pondération ont été choisis dans un premier temps arbitrairement. Des études complémentaires sont nécessaires pour tester le réalisme et la sensibilité de cette pondération.

Les résultats du croisement des deux indices dégradés sont présentés sur la planche de cartes 5 (p. 62).

Cas 1 : les deux phénomènes ont la même importance.



▲ Figure 4 – Rapports des longueurs de bief aux superficies des sous-bassins versants drainés pour les biefs identifiés.

Les biefs ayant une forte capacité de photodégradation/rétention/dégradation des produits phytosanitaires, ne sont pas situés sur l'axe principal du réseau. Mais on retrouve le bief noté 1 dans la partie A. Sur l'axe principal, on observe deux biefs qui ont des capacités moyennes mais qui sont intéressants par leur position dans le bassin versant. Parmi ces biefs, on retrouve le bief 3 de la partie A. L'autre bief collecte les eaux d'un sous-bassin versant de plus de 400 hectares dont 90 sont drainés et environ 240 sont soumis à des traitements phytosanitaires.

Cas 2 : la photodégradation prédomine.

Très peu de biefs ont une forte capacité de photodégradation/rétention/dégradation des produits phytosanitaires et ils sont tous situés en périphérie du réseau principal. Mais dans la catégorie des biefs de capacité moyenne, on retrouve les deux biefs cités ci-dessus.

Cas 3 : la rétention/dégradation par la matière végétale en décomposition domine.

Très peu de biefs ont une forte capacité de photodégradation/rétention/dégradation des produits phytosanitaires et ils sont tous situés en périphérie du réseau principal. En revanche, dans la catégorie des biefs de capacité moyenne, on retrouve seulement le bief 3.

Si on compare à ces localisations potentielles les bouches de décharge de drainage, le rôle épurateur potentiel des biefs de forte capacité est la plu-

part du temps court-circuité par la présence du réseau enterré qui redirige les écoulements dans les fossés de plus gros gabarit, plus à l'aval. Ainsi, seuls les biefs du réseau principal situés à l'aval sont *a priori* intéressants.

Bilan de l'application de la méthode au bassin versant du Cétrais

En ce qui concerne les apports en produits phytosanitaires et les risques de pollution de réseau, on met en évidence deux situations, selon la zone du bassin versant considéré :

– dans la partie amont (partie sud), le réseau est isolé du ruissellement de surface par la présence de haies et/ou de talus et les apports ponctuels par les bouches de décharge de drainage sont peu nombreux. Le réseau est ainsi relativement bien protégé de la pollution par les produits phytosanitaires ;

– dans la partie aval du bassin versant, le réseau est peu isolé du ruissellement de surface (absence de haie et de talus) et les apports souterrains ponctuels sont nombreux et dispersés sur l'ensemble du réseau. Les apports seront donc plus importants dans la partie aval que dans la partie amont du réseau.

En ce qui concerne la rétention/dégradation des produits phytosanitaires, dans l'état actuel du réseau, les lieux potentiels de dégradation des résidus de produits phytosanitaires sont peu favorables au sein du réseau. En effet, les biefs susceptibles d'avoir une influence sur la rétention/dégradation des produits phytosanitaires sont pour la plupart situés dans des zones où les eaux ne sont pas potentiellement polluées. Cependant, quelques biefs situés dans les zones plus polluées mériteraient une étude approfondie et éventuellement une gestion spécifique afin d'augmenter leur potentiel d'épuration.

En outre, seule la matière végétale en décomposition a été prise en compte dans notre étude. Or la végétation vivante pourrait, elle aussi, dans une moindre mesure, influencer sur la rétention/dégradation des produits phytosanitaires dans les fossés.

► Tableau 4 – Construction de l'indicateur « photodégradation ».

Indicateur	Nature de l'indicateur	Classes retenues
Degré potentiel d'ensoleillement	Combinaison des états de la végétation rivulaire	– forte – moyenne – faible
Orientation du bief	Orientation générale du bief par rapport à l'axe nord/sud	– 0 (est/ouest) – 1 – 2 (nord/sud)

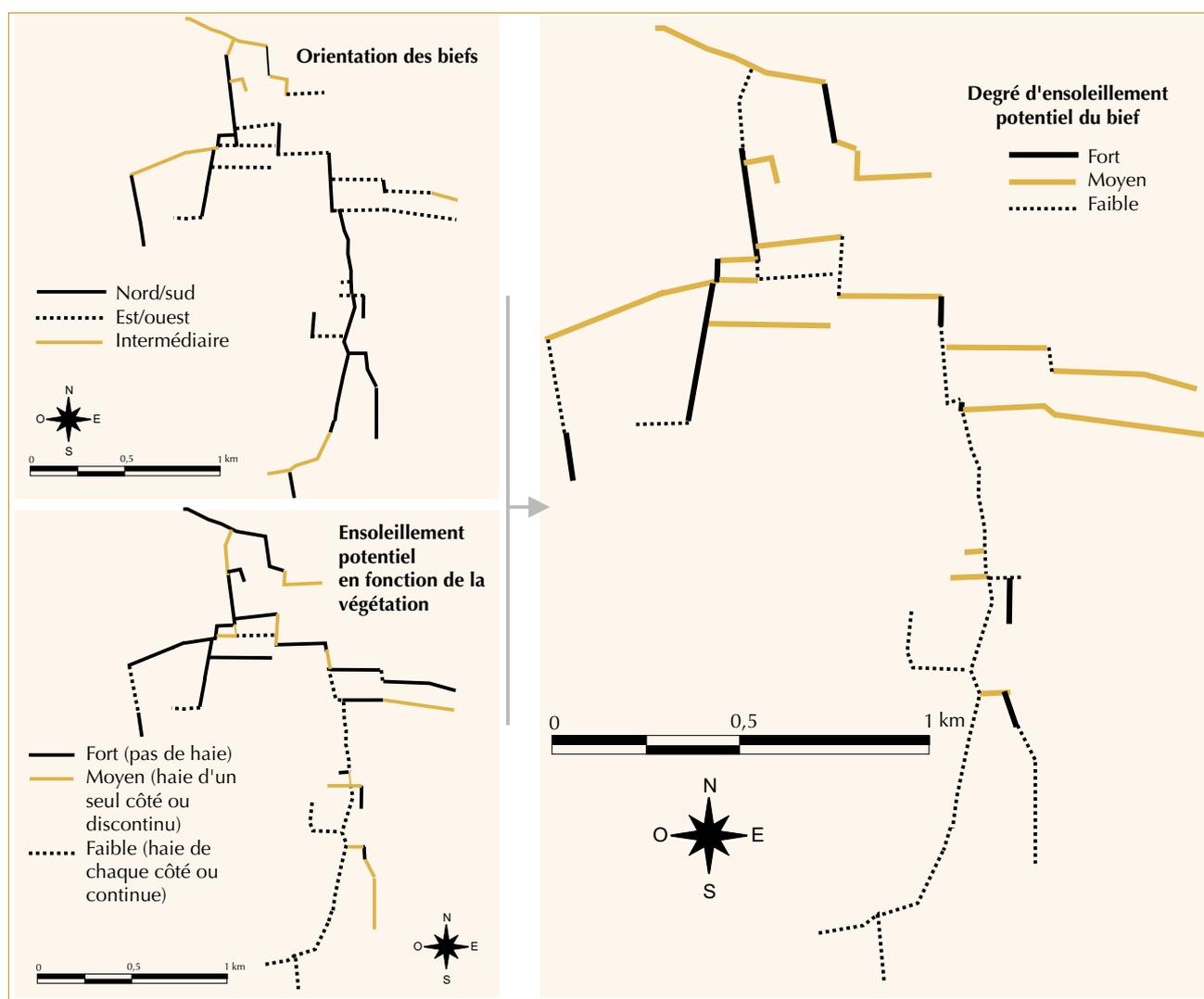
Conclusions

L'avantage majeur de la démarche présentée ici est de pouvoir aboutir à une caractérisation du comportement potentiel d'un réseau à partir d'un nombre restreint de données. En effet, une telle méthode nécessite peu de moyens techniques pour être mise en place. Son application sera d'autant plus rapide que les personnes réalisant les relevés de terrain connaîtront déjà les réseaux. Cette méthode permet aussi d'orienter d'éventuelles instrumentations de terrain (mesure de concentration en produits phytosanitaires).

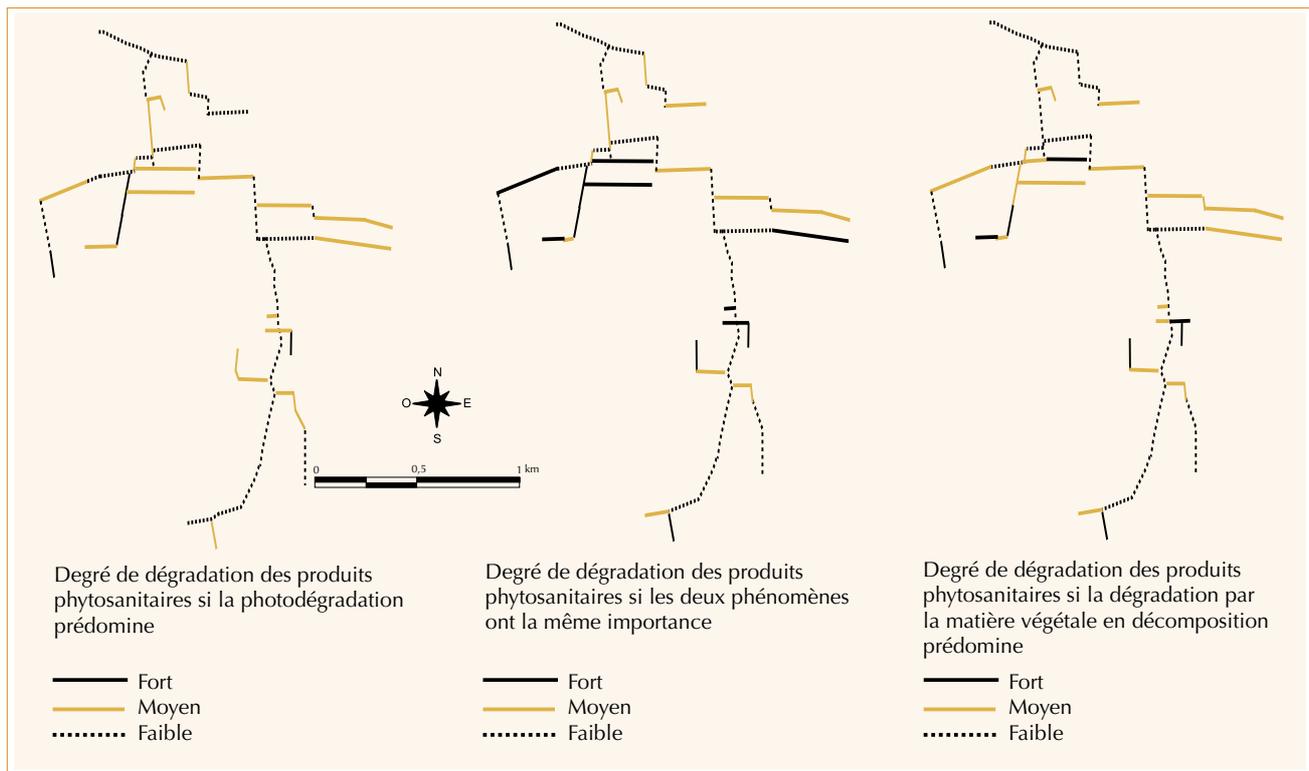
Néanmoins, un certain nombre de paramètres tels que la rugosité et l'encombrement du fossé, sont subjectifs, c'est-à-dire que leur valeur est suscep-

ble de varier sensiblement en fonction de la personne qui fait les relevés de terrain. C'est pourquoi, sur une même zone d'étude, les relevés doivent être réalisés par une seule personne. Cet inconvénient souligne la nécessité de la normalisation des paramètres et de leur mode de détermination. De plus, la typologie donne l'image du réseau à un moment donné. Or certains paramètres sont variables dans le temps (du fait de l'entretien du réseau et de la rotation des cultures).

En ce qui concerne l'analyse des résultats de la typologie, il faut rester prudent sur les conclusions car les études sur la transformation (rétention/dégradation) des produits phytosanitaires dans le milieu n'ont pas encore donné tous les résultats né-



▲ Planche de cartes 4 – Résultats des transformations liées à la photodégradation.



▲ Planche de cartes 5 – Résultat du croisement de l'indicateur dégradation et de l'indice d'ensoleillement.

cessaires à une localisation précise des biefs ayant une capacité d'épuration importante.

De plus, il ne faut pas confondre pouvoir épurateur **potentiel** et pouvoir épurateur **effectif**. Les biefs localisés grâce à la typologie devront ensuite être étudiés de façon plus précise afin d'estimer leur impact réel sur la transformation des produits phytosanitaires.

L'ébauche de méthode de recherche des zones d'épuration potentielle proposée ici n'est applicable en l'état qu'aux bassins versants répondant aux mêmes contraintes géomorphologiques et climatiques : bassin versant à relief peu marqué et à sols à tendance hydromorphe soumis à un climat océa-

nique. En ce qui concerne les autres types de bassins versants, des études sont actuellement en cours pour adapter la démarche présentée à des situations différentes, mais aussi pour déterminer quels sont les moyens humains et matériels nécessaires pour construire une telle typologie. C'est le cas sur le bassin versant de la Morcille (Beaujolais) (Savet, 2001 ; Domange, 2001) et sur le bassin versant du Roujan (Hérault) (Diot, 2000 ; Codis *et al.*, 2001). Ce travail se poursuit en particulier en collaboration avec l'équipe de Sciences du Sol de l'INRA de Montpellier, au sein du projet « Rôle des aménagements d'origine anthropique dans le transfert et la rétention des produits phytosanitaires » dans le cadre du programme Cemagref/INRA « AQUAE ». □

Résumé

La lutte contre les pollutions diffuses en milieu rural doit s'appuyer sur des actions de natures variées, allant de la mise en place de bonnes pratiques de fertilisation jusqu'à l'identification de zones potentiellement « tampons ». Dans le contexte des petits bassins versants partiellement drainés par tuyaux enterrés, certains éléments du réseau à surface libre peuvent jouer un rôle important dans la limitation du transfert des produits collectés à l'échelle des parcelles, notamment à travers leur pouvoir épurateur potentiel. L'objet du travail présenté ici est de proposer une démarche visant à caractériser et à localiser à l'échelle d'un petit bassin versant les parties d'un réseau de fossés susceptibles de jouer un rôle tampon vis-à-vis des pollutions par les produits phytosanitaires. La méthode proposée repose sur une démarche de type « typologie » et a été appliquée à titre illustratif au bassin versant du ru de Cétrais (Loire-Atlantique). Les résultats obtenus montrent qu'en l'état, le réseau hydrographique de ce bassin versant n'a qu'un potentiel très limité vis-à-vis des processus d'auto-épuration.

Abstract

In order to reduce non-point source pollution in small rural watersheds, various actions have to be encouraged, from developing “good practices” at the field scale to the identification of “buffer zones” in the watershed. In the particular case of partially land-drained watersheds, the hydrographic network is most of the time quite dense and should play a great role in limiting the transfer of pollutants collected at the field scale (“in-stream processes”). The aim of this paper is to present a method to characterize the potential buffer role of ditches. This method is based on a typological approach and had been applied to a small rural subsurface-drained catchment in Western France (brook of Cétrais, Loire-Atlantique). The results obtained in this particular watershed show that the actual hydrographic network has a limited potential role in reducing pollution by pesticides.

Bibliographie

ARLOT, M.-P., 1999, *Nitrates dans les eaux. Drainage acteur, drainage témoin ? Les enseignements d'une approche hydrologique et hydraulique*, Thèse de Doctorat de l'Université Paris VI, Cemagref DEAN, 374 p.

BTHEMONT, J., ANDRIAMANANHEFA, H., ROGERS, C., WASSON, J.G., 1996. Une approche régionale de la typologie morphologique des cours d'eau, Application de la méthode « morphorégions » au bassin versant de la Loire et perspectives pour le bassin du Rhône (France). *Revue de géographie de Lyon*, vol. 71, n° 4, p. 311-322.

CARLUER, N., GOUY, V., GRIL, J.-J., 1996. Contamination des eaux de surface par produits phytosanitaires et modélisation. *Ingénieries – EAT*, n° 6, p. 19-30.

CHABALIER, D., 1997, *Localisation des chemins d'écoulement de l'eau sur un bassin versant agricole, Éléments méthodologiques pour la mise en place de zones tampons*, Mémoire de fin d'études ENGEES, 77 p.

CODIS, S., DIOT, O., LAGACHERIE, P., ROBBEZ-MASSON, J.-M., 2001, *Description des réseaux d'écoulement d'origine anthropique dans l'optique de l'alimentation d'une base de données géographique à finalité hydrologique : BD Biefs*, Rapport UMR Sol et Environnement, INRA Montpellier, 12 p.

DIOT, O., 2000, *Étude de la variabilité spatiale des réseaux d'écoulement anthropiques en milieu méditerranéen viticole*, Mémoire de DEA, Univ. Louis Pasteur, Strasbourg, ENGEES.

DOMANGE, N., 2001, *Diagnostic et possibilités d'aménagement d'un petit bassin versant viticole pour la lutte contre la contamination par les produits phytosanitaires*, Mémoire de DEA « Systèmes spatiaux et Environnement », Université Louis Pasteur, Strasbourg, 75 p.

GOUY, V., MASSE, J., RÉAL, B., DUBERNET, J.-F., 2000. Transfert des produits phytosanitaires : expérimentation en milieu naturel. *Hydrogéologie*, n° 1, p. 57-65.

GRÉBIL, G., NOVAK, S., PERRIN-GANIER, C. et SCHIAVON, M., 2001. Mécanismes de transfert et de dégradation des phytosanitaires : la dissipation des produits phytosanitaires appliqués au sol. *Ingénieries – EAT : numéro spécial Phytosanitaires*, p. 31.

LE FILLEUL, J.-M., 2000, *Typologie de fossés : analyse des processus de collecte, de transfert et de rétention/dégradation des produits phyto-sanitaires, Application au sous-bassin versant amont du Cétrais*, Mémoire de DEA de Géographie, Sociétés et Aménagement du territoire, Univ. d'Angers, Cemagref DEAN, 112 p.

MARGOUM, C., GOUY, V., MADRIGAL, I., BENOIT, P., SMITH, J., JOHNSON, A., WILLIAMS, R.J., 2001, Sorption properties of isoproturon and diflufenican on ditch bed sediments and organic matter rich materials from ditches, grassed strip and forest soils, in *Pesticide behaviour in soils and water. Proceedings of the British Crop Protection Council Symposium, Brighton 13-15/11/01*, p. 183-188.

McCAMMON, B., RECTOR, J., GEBHARDT, K., 1998, *A framework for analyzing the hydrologic condition of Watersheds*, U.S. Department of Agriculture Forest Service and U.S., Department of the Interior Bureau of Land Management.

OCDE, 1993, *Corps central d'indicateurs de l'OCDE pour les examens des performances environnementales*, rapport de synthèse du groupe sur l'État de l'Environnement, OCDE/GD(93)179, OCDE monographies sur l'environnement, n° 83, 36 p.

PATTY, L., 1997, *Limitation du transfert par ruissellement vers les eaux superficielles de deux herbicides (isoproturon et diflufenicanil)*, *Méthodologie analytique et étude de l'efficacité des bandes enherbées*, Thèse de doctorat de l'université Joseph-Fourier de Grenoble, 217 p.

SAVET, O., 2001, *Pollution par les produits phytosanitaires : diagnostic des sources ponctuelles et diffuses des sièges d'exploitation et des parcelles sur un bassin versant viticole du haut beaujolais*, Mémoire de fin d'étude de l'ISARA (Lyon), 90 p.

TURPIN, N., CARLUER, N., KAO, C., *et al.*, 2000. Lutte contre les pollutions diffuses en milieu rural : démarche de diagnostic des risques sur le bassin versant du Cétrais. *Ingénieries – EAT*, n° 22, p. 3-16.

VOLTZ, M., et LOUCHART, X., 2001. Mécanismes de transfert et de dégradation des phytosanitaires : les facteurs clés de transfert des produits phytosanitaires vers les eaux de surface. *Ingénieries – EAT : numéro spécial Phytosanitaires*, p. 45.

WASSON, J.G., 1989. Éléments pour une typologie fonctionnelle des eaux courantes, 1 – Revue critique de quelques approches existantes. *Bulletin écologique*, t. 20, 2, p. 109-127.

WASSON, J.G., 1992. La rivière et l'homme : vers une gestion intégrant la dimension écologique. *Revue de géographie de Lyon*, vol. 67, n° 4, p. 333-343.

