

Rôle des prairies dans les pollutions diffuses.

Effet de la localisation et des bordures

(haie, dispositifs enherbés, berges)

C. Gascuel-Oudou¹, Ph. Merot¹, J.M. Dorioz², F. Massa¹, C. Grimaldi¹, J. Poulenard³

1 : INRA, Agrocampus Rennes, UMR Sol Agro et hydrosystèmes Spatialisation, 65, Route de Saint-Brieuc, CS 84215, F-35042 Rennes cedex ; Chantal.gascuel@rennes.inra.fr

2 : INRA, Thonon, UMR CARTELE, route de Corzent, F-74200 Thonon-les-Bains

3 : Université de Savoie, F-73376 Le Bourget-du-Lac

Résumé

Les prairies ont un rôle tampon vis-à-vis de la qualité des eaux, c'est-à-dire un rôle dans la régulation des pollutions diffuses. Elles favorisent l'infiltration du fait de leur fort recouvrement végétal du sol et chevelu racinaire. Elles jouent donc un rôle sur le partage entre infiltration et ruissellement et sur l'infiltration des eaux ruisselantes venant de l'amont. Elles sont souvent sources de faibles émissions polluantes et ont par conséquent un effet de dilution des pollutions diffuses. Ces rôles touchent les polluants liés au ruissellement de surface, c'est-à-dire le phosphore, les pesticides, les matières en suspension, les bactéries, mais aussi les polluants liés au transfert de subsurface. Elles sont donc préconisées en aval des zones sources de ruissellement et d'érosion, sur les zones fragiles (zones de pentes longues et/ou fortes) et le long du réseau hydrographique pour en assurer la protection. Ce rôle tampon des prairies est renforcé par le fait que les bords de prairies ont souvent un rôle tampon qui s'y ajoute. Ainsi les haies, fréquentes en bords de prairie, favorisent l'infiltration, redirigent les écoulements de surface et créent une rupture entre la nappe superficielle de versant et la zone humide riparienne. Ce rôle de "puits" est souvent mis en avant. Nous insistons ici sur deux situations de mauvaise gestion des prairies qui peuvent, à l'inverse, transformer les prairies en sources de pollution diffuse : i) des états physiques, chimiques et biologiques dégradés de la surface du sol peuvent contribuer à la pollution diffuse du phosphore et aux pollutions bactériologiques ; ii) la détérioration des ripisylves et des berges peut être source de flux de matières en suspension et de sédimentation dans le cours d'eau.

Introduction

On cherche ici à caractériser le rôle des prairies dans la régulation des pollutions diffuses, c'est-à-dire leur effet tampon à l'échelle du bassin versant (VIAUD *et al.*, 2004). Le concept d'effet tampon exprime la résistance du paysage au transfert d'eau et/ou de charges polluantes. L'intensité de l'effet tampon se mesure par la relation entre flux d'entrées et flux de sorties. Un paysage présente un effet tampon si la charge polluante baisse de l'entrée à la sortie. Les phénomènes impliqués sont connus et susceptibles de se développer dans des structures très diversifiées (marais, haies, prairies...). Chaque structure est plus ou moins active selon le polluant et les voies de transfert impliquées. VIAUD *et al.* (2004) ont proposé une approche originale de la "**capacité tampon**" : entrées et sorties sont des "signaux" (flux ou concentrations, voire relations concentration au débit). Ceci permet de ne pas limiter l'effet tampon à des modifications de moyenne sur le pas de temps de l'événement pluvieux, mais incite à considérer d'autres modifications telles que la baisse de fréquence, des décalages de réponse dans le temps ou des découplages entre matières transportées. Ainsi, les flux de phosphore peuvent être des conséquences d'activités proches dans le temps, ou d'accumulation de ces activités sur de nombreuses années ; ils peuvent coïncider avec les flux de matière en suspension sur certains événements climatiques et pas sur d'autres, du fait d'échange entre phase particulaire et phase dissoute. Ce concept de capacité tampon est pertinent pour aborder le rôle tampon des prairies dans la régulation des pollutions diffuses.

1. Le rôle tampon des prairies dans les pollutions diffuses

1.1. Rôle des prairies et de leur localisation dans le bassin versant

Ce concept de zone tampon s'applique parfaitement aux dispositifs enherbés et aux prairies. Ce sont des systèmes sols - végétation prairiale en position d'interface qui reçoivent un écoulement à l'amont, de surface et de subsurface, caractérisé par une charge solide et dissoute, le "signal d'entrée". Ces systèmes restituent à l'aval en direction d'un milieu récepteur un "signal de sortie" de même nature mais transformé dans son intensité et sa fréquence. Cette transformation est liée au fait que les prairies et les dispositifs enherbés :

- sont non ou peu traitées par des pesticides, souvent source de faibles émissions polluantes, agissant donc par **dilution des pollutions diffuses** ;

- présentent un couvert végétal permanent, une certaine rugosité, un fort chevelu racinaire, qui leur confèrent une **aptitude à l'infiltration de l'eau, au dépôt des particules** et une **bonne résistance à l'érosion**. Les mesures de conductivité hydraulique et de distribution de pores sur prairie et sur des rotations incluant des prairies montrent l'importance de la prairie sur les propriétés physiques du sol et l'arrangement de la porosité et, par voie de conséquence, sur les transferts (LAMANDE *et al.*, 2003) (figure 1). Elles favorisent les transferts verticaux dans la parcelle et sur le bassin versant par infiltration du ruissellement venant de l'amont ;

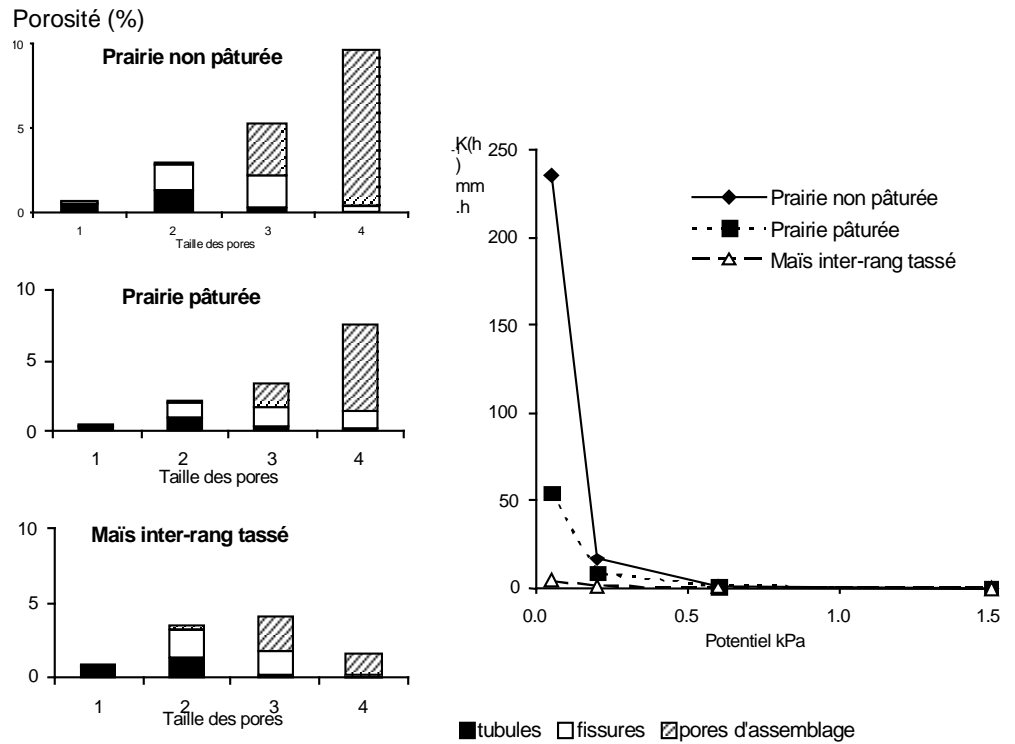
- sont souvent plurispécifiques et ont une certaine **capacité d'adaptation** à des conditions difficiles de teneur en eau, de sols. Elles présentent une dynamique de couverture du sol par tallage ou stolons qui en font des **systèmes à forte résilience** ;

- présentent un sol avec une litière et une forte teneur en matière organique qui induisent une meilleure **rétenion d'éléments chimiques et microbiologiques** mais aussi une **survie accrue de bactéries fécales**. La litière est un lieu de stockage privilégié des bactéries fécales avec risque de relargage hivernal (TREVISAN *et al.*, 2002).

Ce rôle tampon des prairies va donc bien au-delà d'un rôle sur l'eau (figure 2). Il porte 1) sur la sédimentation des particules érodées dans les premiers mètres de la surface couverte d'herbe du fait de la diminution de la vitesse de l'eau ruisselante à l'entrée d'un couvert végétal dense ; cette sédimentation a aussi un rôle d'abatement sur les éléments chimiques véhiculés par les particules (phosphore particulaire, pesticides adsorbés...) ; 2) sur la rétention d'éléments chimiques, du fait notamment de la forte teneur en matière organique des premiers cm du sol ; 3) sur la dégradation des produits phytosanitaires grâce à l'activité biologique importante ; 4) sur l'éloignement des cultures par rapport aux cours d'eau. Ces rôles souvent décrits pour les dispositifs enherbés sont valables pour les prairies.

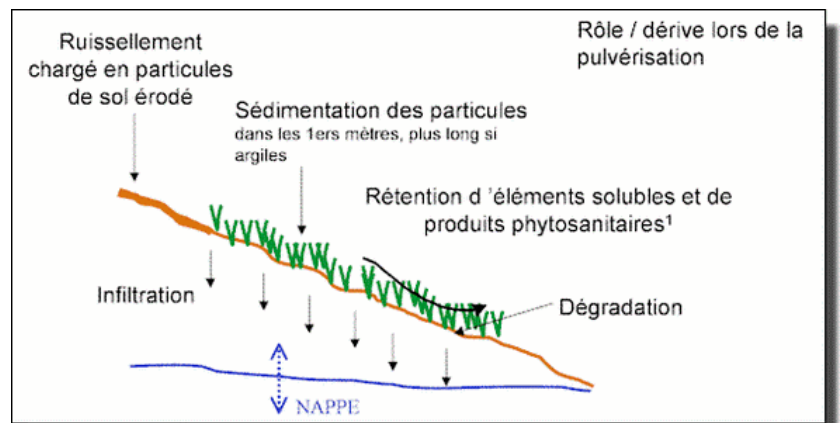
FIGURE 1 – Conductivité hydraulique du sol et porosité d'agrégat sous prairie et sous rotation fourragère (d'après LAMANDE *et al.*, 2003).

Classes de porosité (mm²) :
 1 [0,018-0,031] ;
 2 [0,032-0,196] ;
 3 [0,197-1,77] ;
 4 > 1,77.



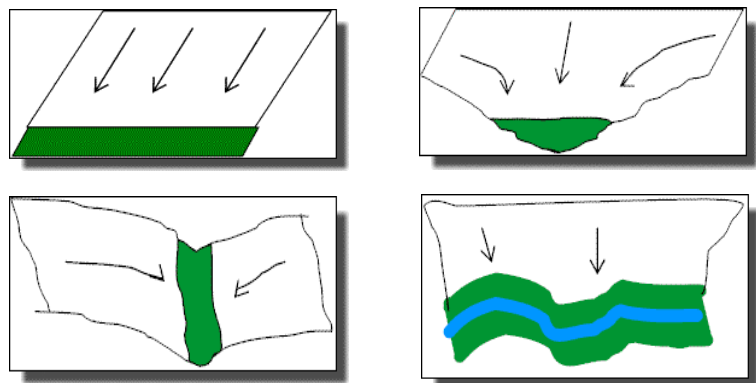
Ce rôle dépend de la localisation des prairies. On recommande souvent de les placer entre les zones cultivées et le ruisseau alors que d'autres localisations sont aussi favorables (figure 3) : transversalement à la pente, dans les zones où le ruissellement se concentre, dans les vallons cultivés et, bien sûr, sur les bords de cours d'eau.

FIGURE 2 – Les rôles joués par un dispositif enherbé pour limiter la pollution de la ressource en eau (nitrate, particules, phosphore et produits phytosanitaires). Adapté des travaux du CORPEN.



¹ selon l'importance de l'infiltration, de l'absorption par les végétaux, des échanges sol-litière-éléments

FIGURE 3 – Emplacements possibles pour les dispositifs enherbés.

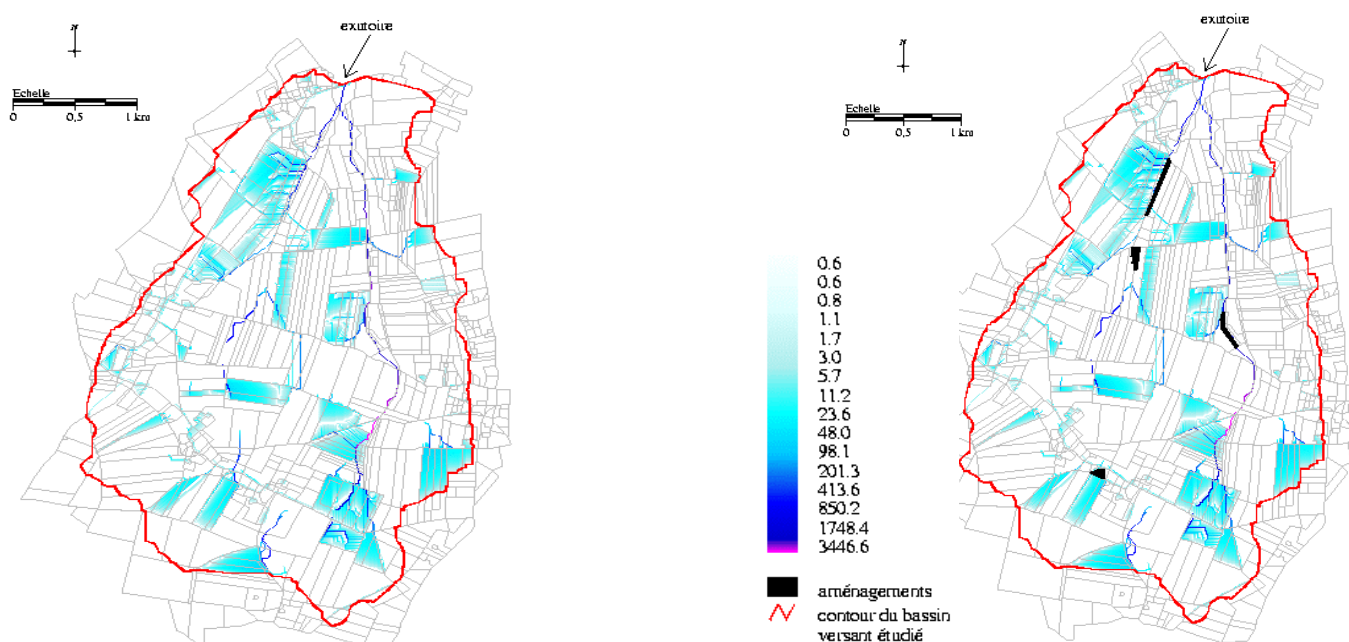


Des modèles de représentation des chemins d'écoulement de l'eau sur le bassin versant permettent de montrer que le **positionnement** judicieux de prairies, et de manière générale de tout dispositif enherbé, peut **isoler hydrauliquement** une portion du bassin versant. La figure 4 montre un exemple de l'installation de deux dispositifs enherbés et d'une mare qui conduit à la réduction des deux tiers du ruissellement, passant de 1442 mm à 543 mm pour un évènement pluvieux important, de 21 mm durant 3 h 45 (CERDAN *et al.*, 2002). Ces modèles permettent de raisonner et d'optimiser la localisation des surfaces en herbe sur le bassin versant.

Trois limites apparaissent à ces rôles tampons positifs :

- La littérature a souvent montré que la forte infiltration des sols prairiaux se traduit aussi par la présence d'**écoulements préférentiels** plus importants, largement dans le mat racinaire, de manière plus localisée et selon les caractéristiques des sols en profondeur, à la faveur notamment de macropores biologiques. Ces écoulements préférentiels peuvent contribuer à la contamination de nappes superficielles par l'ammoniaque et les pollutions bactériennes.

FIGURE 4 – Comparaison des flux de ruissellement pour un scénario sans et avec aménagement.



- Les prairies sont souvent localisées sur des zones impropres à la culture, zone de forte pente ou zone hydromorphe, où le ruissellement est par nature important, au point que parfois l'occupation du sol ne change rien au risque intrinsèque de ruissellement. C'est en particulier le cas dans les **zones humides de bas fonds**, souvent occupées par des prairies, où le ruissellement par saturation est le processus hydrologique fondamental, donc contrôlé par la géomorphologie du versant qui gouverne la dynamique de nappes superficielles. Quelle que soit l'occupation du sol, le ruissellement y est important en hiver. L'effet tampon hydrologique, lié à la forte capacité d'infiltration des prairies n'existe alors plus. Ceci est particulièrement bien montré sur le dispositif de Derval (44) conduit par l'Institut de l'Élevage, mettant en comparaison différents modes de gestion des prairies (C. RAISON, communication personnelle) : la dynamique de la nappe au cours même de la pluie entraîne un **relèvement important de la nappe** qui conduit à de fréquents ruissellements de surface en hiver. La gestion de ces espaces en prairie à faible chargement animal et à intrants limités reste, dans ces conditions, le mode de gestion le plus approprié.

- La **gestion des prairies** enfin marque elle-même profondément leurs **caractéristiques physiques, chimiques et biologiques des premiers centimètres du sol**. Le chargement animal peut induire un piétinement qui réduit la capacité d'infiltration des sols. Il entraîne de fortes concentrations en phosphore à la surface du sol. Ainsi, on peut distinguer : 1) les **prairies pâturées**, le pâturage induisant la présence de contaminants fécaux (bactéries, virus, mais aussi des vers divers, souvent un accès facile des animaux aux ruisseaux, une mobilisation facile des contaminants par ruissellement sur zone saturée à partir des bouses ; 2) les **prairies temporaires**, le caractère temporaire impliquant une période de grande sensibilité au transfert d'eau et d'éléments associés.

L'analyse de l'état de la végétation sur l'effet tampon des prairies reste encore un vaste chantier : on peut l'analyser sous l'angle du recouvrement, de la hauteur, de la composition spécifique, de l'association herbacés-ligneux. Cette gestion a un rôle sur la structure des sols. Ces caractéristiques interagissent avec la dynamique du climat : la dessiccation, le gel et l'activité biologique favorisent l'agrégation du sol.

1.2. Rôle des bords de champ et de leur configuration spatiale

Le rôle tampon des prairies est souvent renforcé par le fait que les bords de champs, ici de prairies, sont souvent spécifiques et ont également un rôle tampon.

– Définition d'une bordure de champ, hétérogénéité, impact sur l'eau

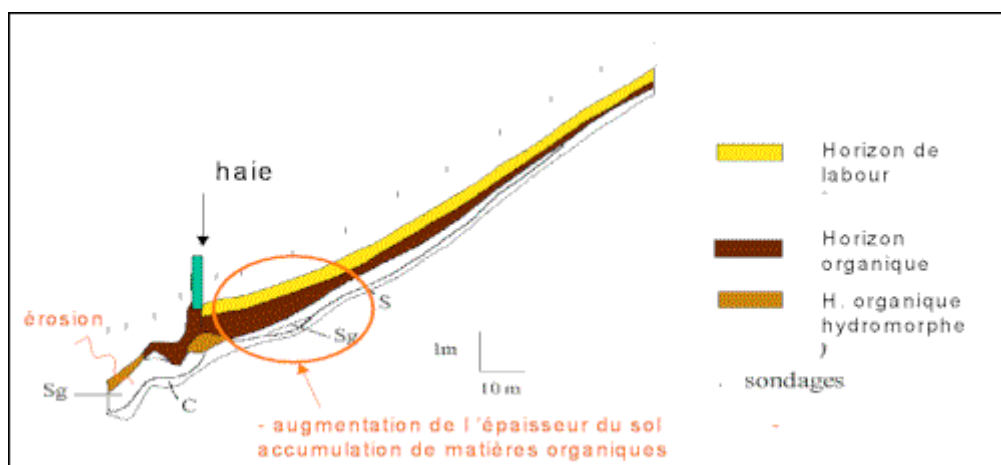
Toutes les parcelles sont entourées de bordures de champ qui traduisent les limites de mise en culture et de propriété. Ces espaces de séparation peuvent être : l'intervalle entre deux parcelles cultivées, une clôture entre deux prairies, un fossé de bord de route, un talus, une haie, une ripisylve. Leurs dimensions sont variables et leur structure plus ou moins complexe, mais elles se distinguent fortement des parties cultivées exploitées par l'agriculteur : ce sont des zones qui sont considérées comme improductives. C'est tout l'enjeu de la **gestion de ces bordures de champ** qui sont aussi des structures naturelles presque toujours améliorables quant à leur efficacité épuratrice. Suivant le contexte agricole dans lequel elle se place, une prairie présente des niveaux d'enclosure variables mais une haie arborée est souvent présente. Dans un contexte de préservation de la qualité de l'eau, il faut retenir que les différents modèles de bordures de champ présentent des rugosités différentes, souvent mal évaluées, qui affectent le parcours de l'eau. Plusieurs composantes sont à analyser pour cerner leur efficacité : la **structure de base** de la bordure (à plat, sur talus, avec un dénivelé amont-aval, le **type de végétation** présente, le modelé micro-local, l'orientation et la place dans le paysage et enfin le mode de gestion). Ce dernier conditionne leur pérennité et donc leur action sur le paysage. Le mode de gestion n'est pas un simple critère de description car il conditionne vraisemblablement les volumes d'eau prélevés par les arbres et autres formes végétales (selon qu'ils ont été taillés, émondés, arasés), les quantités de matières organiques produites (quantités de feuilles restituées au sol) et ainsi les capacités de modification du réseau d'écoulement de l'eau, de rétention de pesticides, de dénitrification... **L'entretien** a également une influence sur la diversité biologique de la haie (ombrage, protection contre le vent, richesse en nutriments...).

– Les fonctions des bordures de champ

On distingue trois grands types de fonctions opérationnelles liées aux bordures de champ qui regroupent chacune un ensemble de processus élémentaires : des fonctions assurant la production agricole (cheptel et cultures notamment), des fonctions contribuant à l'amélioration du cadre de vie, des fonctions environnementales autres que la qualité de l'eau (connectivité, biodiversité, carbone...), des fonctions assurant la protection de la ressource en eau (eau potable, qualité de l'écosystème aquatique). Seules ces dernières sont décrites ici :

1) barrière au ruissellement, à l'érosion, à l'exportation de matière organique et de polluants dans les eaux (transport de surface) (figure 5) ;

FIGURE 5 – Vue en coupe de l'épaississement du sol en amont d'une haie sur talus placée dans la pente. Adapté de WALTER et al., 2002.



2) modification du régime d'écoulement des eaux, diminution de l'intensité des crues. En particulier, la consommation d'eau par évapotranspiration des arbres peut être importante lorsque les arbres sont en interaction avec la nappe, donc situés en bas de versant (transport de surface et subsurface, évaporation ; figure 6) ;

3) épuration des nitrates par dénitrification ou absorption par les végétaux (figure 7) ;

4) rétention et dégradation des produits phytosanitaires dans le sol (transport à travers le sol) ;

La question des bordures de prairies se pose dans les mêmes termes que celle plus générale des bordures de champ. Lorsqu'elle est arborée, la bordure de champ vient renforcer le rôle positif de la prairie. Dans certains cas, lorsque la haie est située en amont de la prairie, elle protège la prairie contre les apports d'amont (figure 8).

FIGURE 6 – La densité de haies modifie le prélèvement d'eau dans le bassin versant. La pluviométrie joue sur ce prélèvement d'autant plus qu'elle est faible. Extrait de V. VIAUD, 2004.

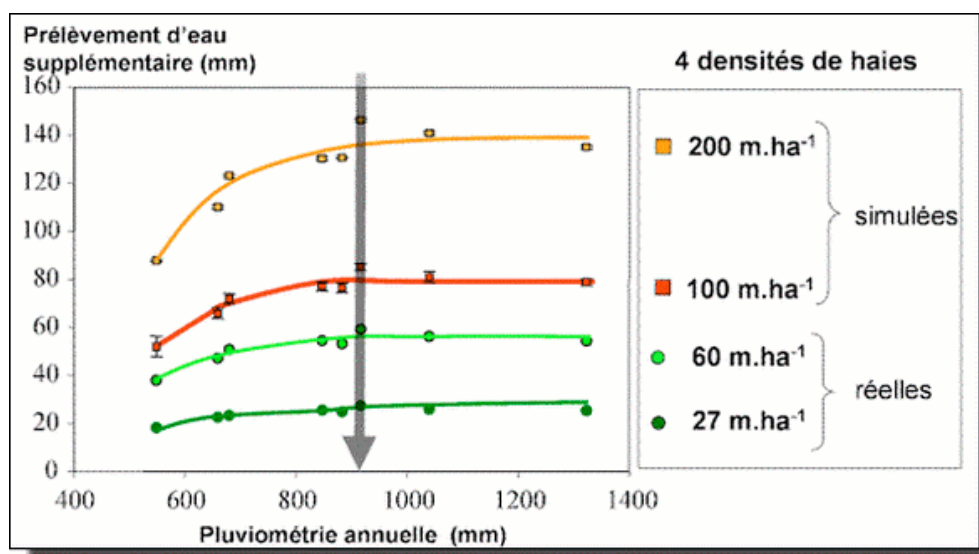


FIGURE 7 – Les concentrations en nitrates relevées sur un transect planté d'une haie sont très inférieures à celles relevées sur un transect sans haie (situé à quelques mètres de distance au mois de février). Valeurs exprimées en mmoles par litre, la barre rouge représente 50 mg/l de nitrates). Extrait de V. CAUBEL, 2001.

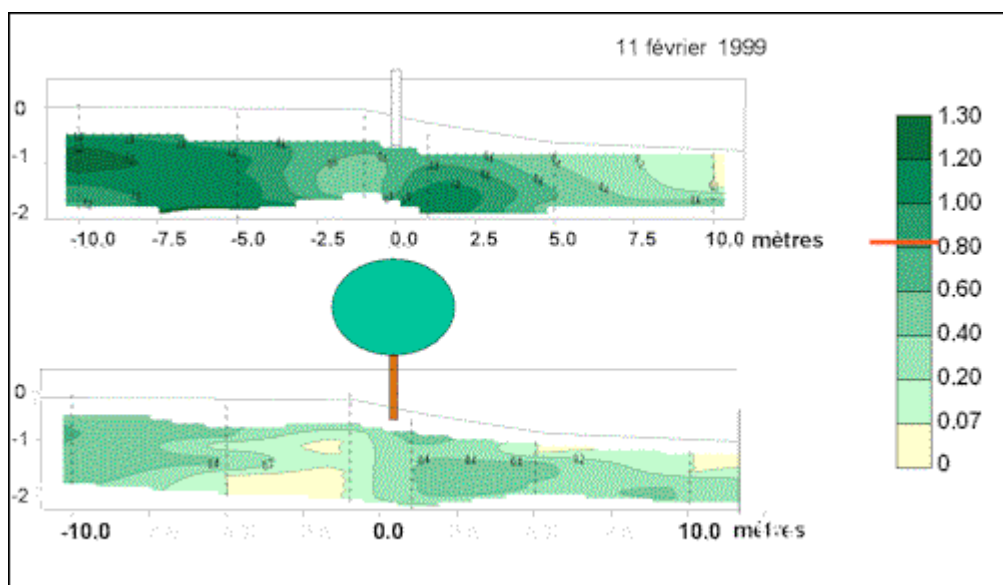
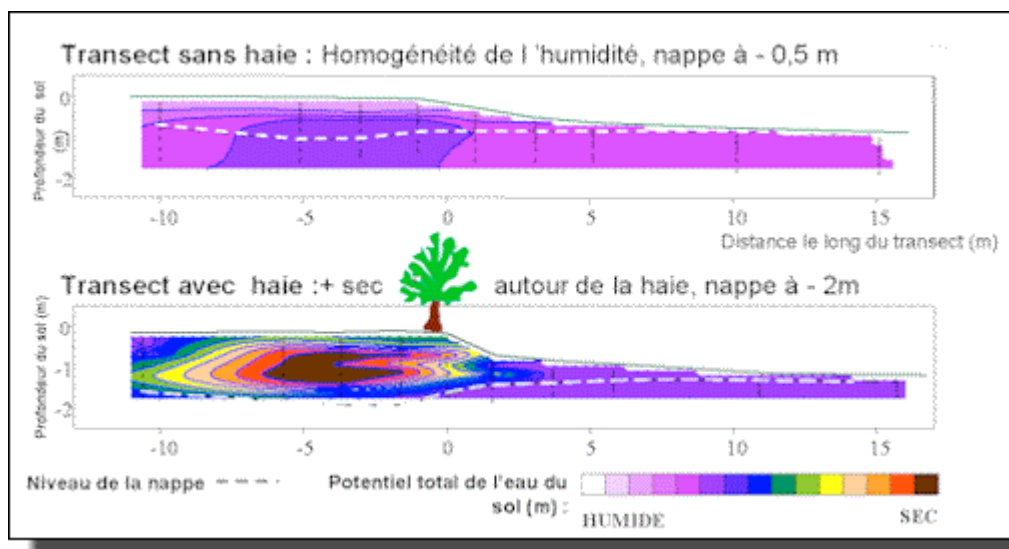


FIGURE 8 – Les humidités relevées au mois de novembre sur un transect sans haie sont très supérieures à celles sur un transect planté situé à quelques mètres de distance entraînant un retard de la reprise des écoulements à l’automne. Extrait de V. CAUBEL, 2001.



2. Le rôle source des prairies dans les pollutions diffuses

On a jusque ici présenté le rôle tampon joué par les prairies et les bords de champ. Dans certaines situations de gestion, les prairies peuvent jouer un rôle de source de pollution des eaux. Nous donnons ici deux exemples pour attirer l’attention sur la nécessaire bonne gestion des prairies et des leurs bordures, en relation avec les structures et le cycle hydrologique du bassin versant.

2.1. Rôle de l’interaction entre la gestion des animaux et les conditions hydrologiques sur les transferts de bactéries

Le suivi de l’alpage de Bise (73) (TREVISAN *et al.*, 2002) montre que la période de présence des troupeaux se traduit par une contamination nette (de 100 à 1 000 unités pour 100 ml) des eaux de surface à l’exutoire (tableau 1). A l’inverse, les eaux de surface sont quasi exemptes de *E. coli* pendant l’été hivernal, et ont une teneur très modérée lors de la fonte des neiges et en automne, malgré l’abondance relative du ruissellement et des déjections en zone pâturée.

TABLEAU 1 – Variabilité saisonnière de la teneur en *E. coli* à l’exutoire du bassin versant.

Période	Couverture neigeuse (décembre à mai)	Fonte des neiges (mai-juin)	Saison végétale et pastorale (juin - septembre)	Automne (octobre novembre)
Nombre d’échantillons	10	5	39	13
Médiane	1,5	1	50	3
Min-max	0-2	0-12	10-1500	0-20
Flux moyen (1 000 CFU/jour)	5 000	15 000	250 000	18 000

Ce suivi met en évidence la rapidité relative de la réponse de la qualité microbiologique des eaux, à l’arrivée des animaux (quelques jours pour passer de 0-10 à 10-100 pour 100 ml) et secondairement à leur départ. Les stocks mobilisés pendant cette période sont limités, labiles et de ce fait renouvelés en permanence. Par ailleurs, alors que les surfaces ayant reçu des déjections se cumulent au cours de la saison pastorale, les teneurs en *E. coli* à l’exutoire en basses eaux ne s’accroissent pas mais présentent des variations sporadiques. Ces observations suggèrent que les apports directs au cours d’eau jouent un rôle non négligeable.

Des quantités relativement élevées d'*E. coli* sont exportées lors de certaines crues de la période de hautes eaux de la fonte des neiges. Ces crues correspondent à une forte extension des surfaces saturées et ruisselantes, qui contribuent à une interaction maximale entre les écoulements et les stocks. Cette situation persiste après le départ des animaux. Bien que le pic de teneurs en *E. coli* semble moins marqué dans la crue de début et de fin de saison, il apparaît une assez bonne corrélation entre teneur et débit. On peut penser que le transfert ne se limite pas à une mobilisation de stocks accumulés dans le réseau hydrographique. Alors que, dans les petites crues ou les crues isolées, le transfert concernerait surtout le chenal et sa zone riveraine.

Les niveaux les plus élevés d'*E. coli* sont attribuables à la zone de glaciais alluvial (cône de déjection) quotidiennement fréquentée par les laitières du fait d'une herbe appétante, en relation avec l'état calcique des sols et la proximité des points d'abreuvement. Cet exemple illustre l'interaction entre la **gestion des prairies pâturées** et les **dynamiques climatiques et hydrologiques** sur la contamination des eaux.

2.2. Rôle de la gestion des ripisylves et des berges sur les transferts de sédiments

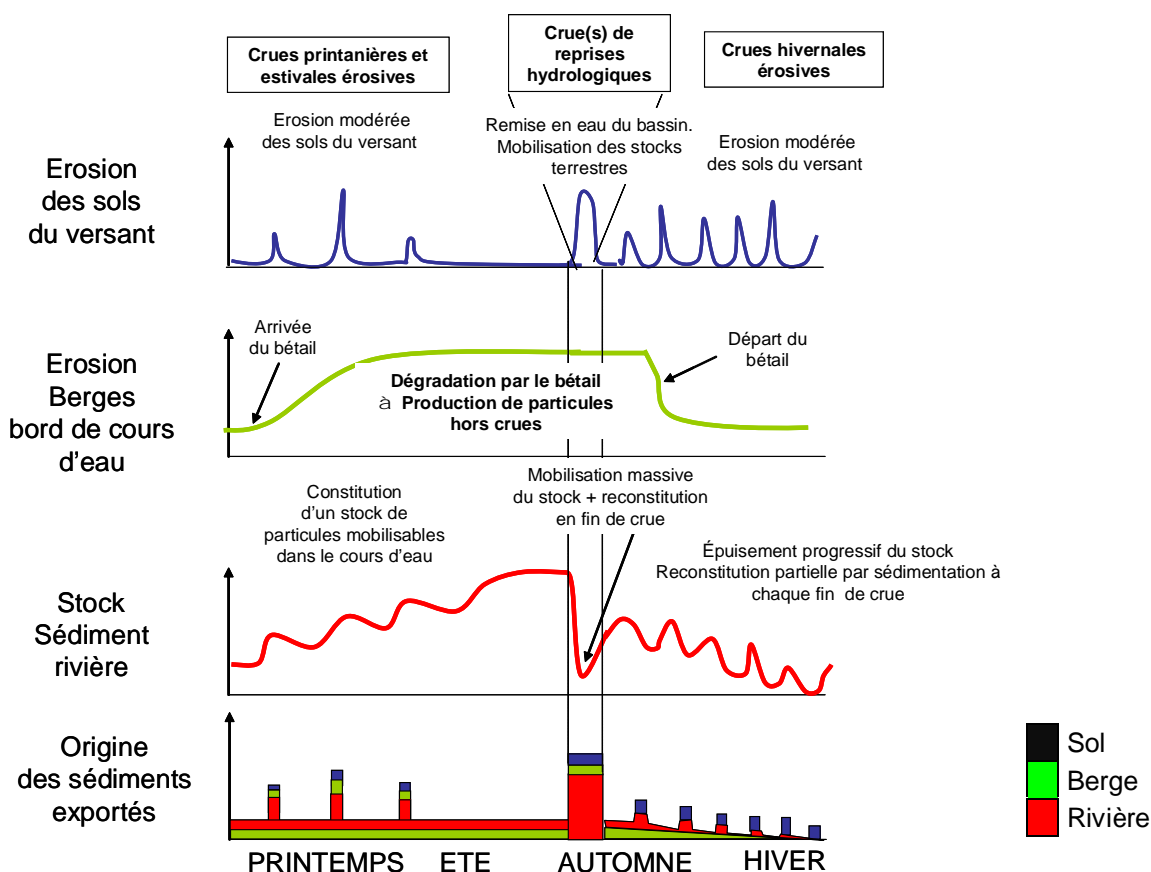
L'activité agricole d'élevage peut, sur certains bassins versants, être à l'origine de matières en suspension (MES) et d'une sédimentation importante dans le cours d'eau. Ceci a été montré sur trois bassins versants, deux en Basse-Normandie, un en Savoie.

Dans les trois bassins versants, l'érosion des sols de versant est très modérée, vraisemblablement en lien avec la nature prairiale des bassins et la disposition de ces prairies au bord des cours d'eau. Les exportations de MES totales restent très faibles (de l'ordre de 200 à 700 kg/ha/an) si on les compare à des bassins versants cultivés. Localement on constate d'ailleurs quelques accumulations de sédiments dans les zones de connexion entre zones cultivées et prairies et donc la constitution d'un stock secondaire terrestre éventuellement mobilisable lors des événements pluviométriques exceptionnels (POULENARD *et al.*, 2007). Dans ces bassins versants, la dégradation des berges et des bords de cours d'eau liée à la présence du bétail représente la source principale des MES (LEFRANÇOIS *et al.*, 2007 ; POULENARD *et al.*, 2007).

Malgré les différences de milieu physique et géomorphologique, on observe une grande similarité dans la dynamique temporelle des MES sur ces trois bassins versants, vraisemblablement liée à l'activité dominante d'élevage. La production de particules, qui débute avec l'arrivée du bétail au printemps, est complètement déconnectée des événements hydrologiques (figure 9). Les particules, produites hors crues, sont partiellement exportées alors que les débits sont faibles. Les flux de MES hors crues représentent plus de 20% et jusqu'à 50% des flux totaux annuels exportés. Une part importante de ces particules est cependant stockée dans la rivière, alimentant le stock de sédiments qui grossit au cours de ces périodes. Au moment de la reprise hydrologique qui succède aux étiages estivaux, les sédiments accumulés dans la rivière, et dont le stock a pu subir de légères oscillations au cours de crues mineures, sont exportés. Cette exportation se produit au cours d'un événement particulièrement intense ou peut s'étaler sur plusieurs crues. Pendant ces crues, les débits et les concentrations de MES sont extrêmement importants, mais l'essentiel des MES provient de la remise en suspension des sédiments de la rivière. Suite à ces événements de reprise hydrologique, une reconstitution partielle du stock liée à des sapements de berges post-crue (quand les sols de berges saturés ne sont plus en équilibre avec le niveau d'eau déjà abaissé en décrue) peut aussi se produire. Mais le stock de sédiments dans la rivière va peu à peu s'épuiser avec l'augmentation du débit hivernal, d'autant que le bétail n'est plus présent dans les prairies ripariennes à cette saison. Dès le départ du bétail en stabulation, la production de particules déconnectée de l'activité hydrologique s'estompe.

Dans ces petits bassins prairiaux, les MES présentent une dynamique temporelle originale liée à **l'érosion des berges sous l'action des troupeaux**. Cette dynamique peut avoir des conséquences également originales sur la qualité de l'écosystème aquatique. L'afflux de sédiments au printemps et en été favorise l'eutrophisation des cours d'eau, permet l'accumulation de quantités importantes de phosphore qui est mobilisé et rendu biodisponible au cours des crues. A l'automne, l'intensité de la reprise hydrologique permettant le déstockage de ces sédiments va conditionner le colmatage des frayères et la survie embryon-larvaire des poissons frayant au début de l'hiver.

FIGURE 9 – Evolution saisonnière des sources principales de sédiments sur les bassins versants étudiés.



3. Territ'eau, un outil de gestion des activités agricoles et des aménagements pour la préservation de la qualité des eaux

La démarche Territ'eau propose une méthode globale de prise en compte de l'aménagement du territoire dans la gestion des ressources en eau à l'échelle du bassin versant. Il s'agit à la fois d'un référentiel de connaissances et d'un outil de diagnostic, accessible sur un site web (http://agro-transfert-bretagne.univ-rennes1.fr/Territ_eau/) (MASSA *et al.*, 2008). Cette démarche a été co-construite par des chercheurs et des acteurs du développement agricole et territorial, réunis au sein d'une structure de transfert (le GIS Agrotransfert Bretagne) et a comme finalité l'amélioration de la qualité des eaux superficielles. Elle a été conçue pour conduire à une appropriation par les utilisateurs des processus et facteurs impliqués dans la dégradation de la ressource en eau. Elle propose un diagnostic des zones sources de cette dégradation et envisage des actions correctives. Les outils de diagnostic portent sur les éléments du paysage que les agriculteurs sont amenés à gérer. Il s'agit des parcelles cultivées, des prairies et des éléments interstitiels à ces parcelles (haies et talus du bocage, fossés, bord de champ...) qui peuvent également avoir un rôle productif. Le diagnostic prend en compte les chemins de l'eau et des éléments chimiques potentiellement polluants, en couplant des raisonnements sur l'itinéraire cultural et le milieu. L'outil intègre le bassin versant dans lequel s'inscrit le territoire sur lequel porte le diagnostic, que ce soit le territoire de l'exploitation agricole ou un territoire plus large. Cet outil optimise ainsi la localisation des prairies et propose des modes de gestion adaptés, par exemple sur les prairies humides de bas-fonds et sur l'aménagement de certains bords de champs.

Conclusions

Les prairies ont une réelle capacité tampon vis-à-vis des pollutions diffuses sur le bassin versant, tout particulièrement sur les polluants véhiculés par ruissellement de surface, donc émis lors des crues, mais aussi sur les polluants véhiculés par des nappes superficielles. Ce potentiel est lié à leur **forte capacité d'infiltration et à la faiblesse de leurs émissions polluantes**. Des écueils dans leur gestion sont cependant à éviter. Les abreuvements directs d'animaux dans les cours d'eau peuvent

être, par destruction des ripisylves et des berges, source de matières en suspension et de sédimentation dans le cours d'eau, aux conséquences très négatives pour la qualité écologique du cours d'eau. Le chargement animal fort et récurrent peut induire des stocks de phosphore dans les sols source de pollution diffuse, en particulier dans les zones humides ripariennes. La présence des animaux proches des structures hydrologiques (zones humides, fossés et ruisseaux) peut induire des contaminations bactériennes.

En conclusion, on peut souligner l'importance de l'**hétérogénéité d'un paysage**, c'est-à-dire de la diversité des cultures et des espaces interstitiels. Au sein de cette hétérogénéité, on peut souligner l'importance et la localisation des éléments ayant une forte capacité tampon tels que les prairies et dispositifs arborés et enherbés. L'hétérogénéité d'un paysage entraîne certes une complexification du fonctionnement et de la gestion des surfaces agricoles, mais aussi une plus grande aptitude à la régulation des nuisances et une plus grande stabilité fonctionnelle, notamment vis-à-vis de la ressource en eau. On peut souligner enfin l'importance des **modes de gestion** de ces éléments du paysage, cette capacité tampon n'étant effective que dans certaines conditions de bonne gestion, et/ou de rupture hydraulique entre prairies et réseau hydrographique.

Références bibliographiques

- CAUBEL, V. (2001) : *Influence de la haie de ceinture de fond de vallée sur la dynamique de l'eau et des solutés à son voisinage*, Thèse de l'ENSA Rennes, 159 pp.
- CERDAN, O., Y. LE BISSONNAIS, ET AL. (2002) : «Modelling interrill erosion in small cultivated catchments » *Hydrological Processes*, 16, 3215-3226.
- LAMANDÉ M., HALLAIRE V., CURMI P., PÉRÈS G. AND CLUZEAU D. (2003) : « Changes of pore morphology, infiltration and earthworm community in a loamy soil under different agricultural managements », *Catena*, 54, 637-649.
- LEFRANÇOIS J., GRIMALDI C., GASCUEL-ODOUX C. GILLIET N. (2007) : « Suspended sediment and discharge relationships to identify bank degradation as a main sediment source on small agricultural catchments », *Hydrological Processes*, 21.
- MASSA F., GASCUEL-ODOUX C., MEROT P., BAUDRY J., BEDUNEAU G., BLONDEL R., DURAND P., TICO S., TROCCAZ O. (2008): « Territ'eau, une méthode et des outils pour améliorer la gestion des paysages agricoles en vue de préserver la qualité de l'eau ». *Ingénieries*.
- POULENARD J., ROCHE L., TREVISAN D., QUÉTIN P., DORIOZ JM., 2007. « Traçage par spectroscopie de réflectance de l'origine des sédiments dans un bassin versant rural de moyenne montagne ». 9ème Journée Nationale de l'Etude des sols. 3-5 Avril 2007. Angers. 329-330.
- TREVISAN, D., VANSTEELANT, J.Y. AND DORIOZ, J.M. (2002). « Survival and leaching of fecal bacteria after slurry spreading on mountain hay meadows: consequences for the management of water contamination risk ». *Water Research*, 36, 275-283.
- VIAUD, V., MEROT P. (2004). « Hydrochemical buffer assessment in agricultural landscapes: from local to catchment scale ». *Environmental Management*, 34, 559-573.
- WALTER, C., MEROT, P., LAYER, B., DUTIN, G. (2003) «The effect of hedgerows in soil organic carbon storage on hillslopes ». *Soil Use and Management*, 19, 201-207.